

agua
subterránea
recurso
estratégico

Tomo II

Nilda González,
Eduardo E. Kruse,
María Marta Trovatto
y Patricia Laurencena
(Editores)

AGUA SUBTERRÁNEA
RECURSO ESTRATÉGICO

Tomo II

AUTORIDADES HONORARIAS

Dr. Arq. Fernando Tauber. Presidente de la Universidad Nacional de La Plata

D. Daniel O. Scioli. Gobernador de la Provincia de Buenos Aires

Dr. Pablo Bruera. Intendente de la Ciudad de La Plata

COMISIÓN ORGANIZADORA

Presidente: Mario A. HERNÁNDEZ

Vicepresidente: Liliana RASKOVSKY

Secretario: Eduardo KRUSE

Secretario Adjunto: Julio César CASTRO

Tesorero: Eduardo PERURENA

Pro-Tesorero: Carlos F. SCATIZZA

Vocales: Nilda GONZÁLEZ, Luis VIVES, Guillermo BALDELLÓ, Cristina DAPENÑA, María Marta TROVATTO, Patricia LAURENCENA, Mariana GAMBIER

La Comisión Organizadora agradece la eficaz colaboración de la Sra. Graciela Berri en su permanente apoyo a la Secretaría.

COMITÉ CIENTÍFICO

Jerónimo Ainchil

Miguel P. Auge

Mónica Blarasin

A. Guillermo Bonorino

Rodolfo F. García

Fernando López Vera

Eduardo Mariño

Daniel E. Martínez

Josep Mas-Pla

Hector O. Panarello

Raul E. Rivas

Xavier Sanchez Vila

Alfredo Tineo

Ofelia C. Tujchneider

Revisores de trabajos: René Albouy, María del Pilar Álvarez, Guillermo Baudino, Adriana Cabrera, Boris Calvetty Amboni, Eleonora Carol, Jorge Carrica, Emilio Custodio, Mónica D' Elia, Gabriela Garcia, Fernanda Gaspari, Dardo Guaraglia, Luis Guarracino, Ricardo Hirata, Claudio Lexow, Héctor Massone, Edel Matteoda, Marta Paris, Andrea Pasquini, Marcela Pérez, Mauricio Quiroz Londoño, Alejandro Ruíz de Galarreta, Angel Storniolo, Marcelo Varni, Pablo Weinzettel, Erik Zimmermann.

AGUA SUBTERRÁNEA RECURSO ESTRATÉGICO

Tomo II

Nilda González, Eduardo E. Kruse, María Marta Trovatto
y Patricia Laurencena
(Editores)

Los editores agradecen la valiosa participación y apoyo a su cometido
de la Dra. María del Pilar Álvarez

Habiendo contado los autores con un template para la confección de los trabajos,
no se responsabilizan de los defectos que pudiesen derivar de su uso incorrecto.

Temas actuales en hidrología subterránea 2013 / Nilda González ... [et.al.]. ; edición literaria a cargo de Nilda González ... [et.al.]. 1a ed.- La Plata : EDULP, 2013.
450 P. ; 21X15CM.

ISBN 978-987-1985-03-6

1. Hidrología Subterránea. I. González, Nilda II. González, Nilda, ed. lit.
CDD 551.49

Fecha de catalogación: 06/09/2013

AGUA SUBTERRÁNEA RECURSO ESTRATÉGICO - Tomo II
ISBN : 987-1985-04-5



Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (Edulp)

47 N.º 380 / La Plata B1900AJP / Buenos Aires, Argentina

+54 221 427 3992 / 427 4898

editorial@editorial.unlp.edu.ar

www.editorial.unlp.edu.ar

Edulp integra la Red de Editoriales Universitarias (REUN)

Primera edición, 2013

Queda hecho el depósito que marca la Ley 11.723

©2013 - Edulp

Impreso en Argentina

ÍNDICE

PRÓLOGO	11
<i>Mario A. Hernández</i>	

HIDROQUÍMICA E HIDROGEOLOGÍA ISOTÓPICA

Caracterización hidroquímica e isotópica del agua subterránea en el acuífero de Quemú Quemú, La Pampa, Argentina	15
<i>Lorena Ceballo, Cristina Dapeña, Carlos Schulz, Laura Wisner, Eduardo Mariño, Nayla Massara, María Ughetti y Héctor Panarello</i>	
Composición isotópica de la precipitación de la Estación Pergamino, provincia de Buenos Aires. Red Nacional de Colectores Argentina	21
<i>Cristina Dapeña, Silvina I. Portela, Héctor O. Panarello y Estela I. Ducós</i>	
Caracterización química e isotópica preliminar del agua superficial y subterránea en el Valle inferior del río Negro, Argentina	29
<i>Mariza Abrameto, Cristina Dapeña, Beatriz Aldalur, Ana Caro, Valeria Cecchini, Cynthia Fernandez, Melisa Szmulewicz, Mariángeles Travaglio, Sergio Abate y Lucas Molina</i>	
Composición físico-química e isotópica de precipitaciones del Sur de Córdoba. Estación Río Cuarto-Red Nacional de Colectores. Argentina	35
<i>Adriana Cabrera, Mónica Blarasin, Cristina Dapeña y Luciana Maldonado</i>	
Caracterización hidroquímica e isotópica de las aguas subterráneas del entorno de los Esteros de Iberá (Corrientes, Argentina)	43
<i>Marisol Manzano, Leticia Rodríguez, Luis Vives, Lucía Ortega, Javier Heredia, Andrés Mira, Juan Nittman, Andrea Valladares, Luis Araguás y Pradeep Aggarwal</i>	
Geoquímica e isótopos del nitrato en el acuífero libre de un agroecosistema, cuenca del arroyo Knutzen, Córdoba, Argentina	51
<i>María Jesica Giuliano Albo, Mónica Blarasin y Héctor Panarello</i>	
Arsénico en el agua subterránea de la Provincia de Buenos Aires	58
<i>Miguel Auge, Guillermo Espinosa Viale y Leonardo Sierra</i>	
Tratamiento biológico del agua subterránea para la remoción de Arsénico, un caso particular	64
<i>Ángel Storniolo, Elsa Terribile, Walter Trejo, Rene Rodríguez, Graciela Sanguinetti, Romina Vidoni y Virgínia Pacini</i>	
Fondo natural de cadmio en aguas subterráneas. Vinculación con usos del territorio. Valle de La Cruz, Córdoba, Argentina	70
<i>Edel Mara Matteoda y Mónica Blarasin</i>	
Uso de métodos multivariados N-way como aporte a la interpretación hidroquímica. Estudio de caso: cuenca arroyo Langueyú, Tandil, Buenos Aires	78
<i>Rosario Barranquero, Rafael Pardo, Marisol Vega, Marcelo Varni y Alejandro Ruiz de Galarreta</i>	

Co-ocurrencia de uranio, vanadio y molibdeno en acuíferos chaco-pampeanos (Argentina): fuentes, movilidad y procesos de concentración en diversas cuencas	86
<i>Hugo B. Nicolli, Jorge E. Rusansky, María del C. Blanco, Ofelia C. Tujchneider, Jorge W. García, Carlos M. Falcón, Jochen Bundschuh, Marta del C. Paris, Juan D. Paoloni, Mario E. Sequeira y Nilda Amiotti</i>	
Incrustaciones y corrosiones en captaciones de agua subterránea del Complejo Acuífero Pucú, en explotación de los servicios de agua potable	94
<i>Daniel Soldani, Rodolfo Cano y Patricia Vera</i>	
Identificación de flujos entre acuíferos a nivel regional en base a datos hidroquímicos (Alt Empordà, NE España)	100
<i>J. Mas-Pla, A. Menció, J. Bach, X. Garcia-Bernat, M. Galan, M. Boy-Roura, C. Roqué, A. Folch, D. Soler, M. Zamorano y D. Brusi</i>	
Procesos hidrogeoquímicos en las aguas subterráneas de la cuenca de la laguna Mar Chiquita, provincia de Buenos Aires	107
<i>Melisa Glok Galli, Daniel E. Martínez, Eduardo E. Kruse y Ma. Lourdes Lima</i>	
Análisis geoquímico de acuíferos confinados entre Carnerillo y Ballesteros Sur. Córdoba. Argentina	115
<i>Luciana Maldonado, Adriana Cabrera y Mónica Blarasin</i>	
Evaluación de relaciones geomorfología - calidad de agua subterránea con apoyo de técnicas estadísticas en la Planicie Sudoccidental de Córdoba, Argentina	123
<i>Fátima Bécher Quinodóz, Mónica Blarasin y Gabriela Damilano</i>	
Comparación de tres clasificaciones de calidad de aguas para riego complementario en el Norte de la provincia de Buenos Aires	131
<i>Leopoldo Génova</i>	
Evolución del comportamiento físico químico de los pozos en Termas de Rio Hondo como aporte al diagnóstico de situación actual	139
<i>Marcela E. Terribile, Walter M. Trejo, Ángel del R. Storniolo, Américo R. Martín, Teófilo A. Neme, Juan M. Thir, Douglas V. Olivera, Carlos M. Falcon y Andrea V. Chamut</i>	
Marcadores de contaminación urbana y agrícola, en agua superficial y subterránea en el Valle inferior del río Negro, Argentina	145
<i>Mariza Abrameto, Cristina Dapeña, Beatriz Aldalur, Ana Caro, Valeria Cecchini, Cynthia Fernandez, Melisa Szmulewicz, Mariángeles Travaglio, Lucas Molina y Sergio Abate</i>	
Análisis de elementos minoritarios en las aguas subterráneas de la cuenca del arroyo Langueyú, Tandil, Buenos Aires, Argentina	149
<i>Rosario Soledad Barranquero, Marcelo Varni, Alejandro Ruiz de Galarreta, Rafael Pardo y Marisol Vega</i>	
Caracterización hidrogeoquímica del agua subterránea y superficial del corredor Mar del Plata-Tandil (provincia de Buenos Aires)	157
<i>María Lourdes Lima, Héctor Massone, Asunción Romanelli y Melisa Glok Galli</i>	
Concentraciones de flúor y otros elementos, en aguas del sur de la llanura pampeana, Argentina	164
<i>Martín E. Espósito, Mario E. Sequeira, Juan D. Paoloni, María del C. Blanco y Nilda Amiotti</i>	
Evaluación de las características hidroquímicas de antiguos cauces del Río Dulce en Villa Nueva, provincia de Santiago del Estero	171
<i>Walter M. Trejo, Marcela E. Terribile, Teófilo A. Neme, Ángel del R. Storniolo y Juan M. Thir</i>	

Evaluación de peligrosidad de contaminación por pesticidas en la cuenca del río Quequén Grande, provincia de Buenos Aires	179
<i>Sebastián Grondona, Sebastián Gavilán, Héctor Massone y Orlando Mauricio Quiroz Londoño</i>	
La hidrogeoquímica como herramienta de gestión de agua subterránea. Caso de estudio: Intendente Alvear, La Pampa, Argentina	187
<i>María E. Ughetti, Carlos J. Schulz y Eduardo C. Castro</i>	
Importancia del monitoreo del agua subterránea en zonas urbanizadas	192
<i>Marta Deluchi, Adolfo Rojo, Patricia Laurencena y Eduardo Kruse</i>	

MÉTODOS DE APLICACIÓN EN HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

Las nuevas tecnologías para la medición de niveles de agua subterránea	201
<i>Dardo Guaraglia, Leandro Rodríguez Capítulo, Eduardo Kruse y Jorge Pousa</i>	
Automatización del sistema de bombeo en el aprovisionamiento de agua potable a la ciudad de Nogoyá, Entre Ríos	209
<i>Eduardo Pujato, Mario Nudelman, Daniel Rocca y Luis Porcaro</i>	
Resistividad eléctrica y cargabilidad del acuífero Puelche en La Plata, provincia de Buenos Aires	215
<i>Santiago Perdomo, Jerónimo E. Ainchil, Eduardo E. Kruse, Joaquín Nigro, Mario Tessone, Soledad Lagos y Martín Pensa</i>	
Los sondeos eléctricos verticales aplicados a la prospección de las aguas termales en la provincia de Entre Ríos	221
<i>Daniel Mársico, Eduardo Díaz, Oscar Dalla Costa y Bautista Aceñolaza</i>	
Interfaz de comunicación común para diversos dispositivos de medición hidro-ambiental	229
<i>Gabriel García, Emiliano López, Virginia Venturini y Leticia Rodríguez</i>	

MODELOS Y SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA

El modelo de flujo de la Loma de Úbeda (España): una herramienta de gestión sostenible y de investigación	235
<i>Javier Heredia, Marisol Manzano, Antonio González-Ramón, Lucía Ortega, Javier Rodríguez Arévalo y David Muñoz de la Varga</i>	
Modelación del flujo no saturado a partir de mediciones del potencial hidráulico del suelo	243
<i>Sebastián Dietrich, Pablo Weinzettel y Marcelo Varni</i>	
Determinación del coeficiente de almacenamiento o porosidad drenable mediante mediciones de gravedad in situ	251
<i>Luis Guarracino y Claudia N. Tocho</i>	
Modelado y análisis del efecto de las Sudestadas en acuíferos costeros	255
<i>M. Gabriela Goñi, Leonardo B. Monachesi y Luis Guarracino</i>	
Evaluación de campo y simulación de cloruros en solución en un suelo afectado por la actividad de Feedlot	261
<i>Emiliano A. Veizaga, Leticia Rodríguez y Carlos J. Ocampo</i>	

Cálculo del flujo de agua en la zona no saturada a partir de la aplicación de un trazador conservativo	269
<i>Sebastián Dietrich, Pablo Weinzettel y Marcelo Varni</i>	
Evaluación de la disposición de arenas de fundición en relación a la protección del recurso hídrico subterráneo. Programa I.W.E.M.	275
<i>Roberto E. Miguel, Robert S. Dungan, Roxana B. Banda Noriega y Atilio A. Porta</i>	
Modelo de soporte de decisión para evaluar el peligro de contaminación del agua subterránea en la cuenca del Arroyo Dulce	283
<i>María Lourdes Lima, Asunción Romanelli y Héctor Massone</i>	
Peligrosidad ambiental comparada de los pesticidas organoclorados presentes en aguas de Azul y Tres Arroyos usando el modelo DelAzulPestRisk	291
<i>Sabrina Dubny, Fabio Peluso y Natalia Othax</i>	
Análisis de la variación de espesor de agua dulce en cordones de conchillas del humedal de Bahía Samborombón, Argentina	299
<i>Alejandro Roig, Eleonora Carol y Eduardo Kruse</i>	
Implementación del Sistema de Información Geográfico para estudios hidrogeológicos en la cuenca del Salar de Pipanaco, Provincia de Catamarca	305
<i>María Luna, Gimena Ríos, Ornella Floriani y Soledad Brusa</i>	
Avances en el Sistema de Información Geográfico hidrológico para el sudeste de la provincia de Buenos Aires	311
<i>Orlando Mauricio Quiroz Londoño, Daniel Emilio Martínez y Héctor Massone</i>	
Combinación de información derivada de teledetección y un balance hídrico para la estimación de niveles freáticos	319
<i>Gustavo Ferreira, Marta Marizza, Emanuel Nocetti y Leticia Rodríguez</i>	
Aporte de las imágenes satelitales a la prospección subterránea de agua en las inmediaciones de la localidad de Médanos, provincia de Buenos Aires	327
<i>Claudio Hernández, Edgardo Navarro y Jorge Caló</i>	
Sistemas de Información Geográfica aplicados a la cuenca hidrogeológica media del Río Medina, Departamento Río Chico, Provincia de Tucumán	333
<i>Nicolás Humberto Ramos</i>	

PRÓLOGO

Los libros “Agua subterránea recurso estratégico” y “Temas actuales sobre la Hidrología subterránea 2013” contienen, a modo de capítulos, las contribuciones evaluadas y presentadas al VIII Congreso Argentino de Hidrogeología y VI Seminario Hispano-Latinoamericano sobre Temas actuales de la Hidrología Subterránea, llevado a cabo en la ciudad de La Plata entre los días 17 y 20 de Septiembre de 2013, organizado por el Grupo Argentino de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos (AIH-GA) y la Universidad Nacional de La Plata.

A partir de su primer edición (Bahía Blanca, 1997), el Congreso ha mantenido una regularidad bianual que le confiere ya el carácter de tradicional, con cada vez mayor cantidad de trabajos y de participantes, más variada temática específica y nutrida concurrencia de hidrogeólogos provenientes de otros países, fundamentalmente de América Latina y España.

La ciudad anfitriona tiene una entrañable ligazón con las aguas subterráneas, ya que se constituyeron en un factor decisivo para su emplazamiento. Planificada para ser capital de la Provincia de Buenos Aires, el mensaje elevado a la Honorable Asamblea Legislativa el 14 de mayo de 1882 por su ilustre fundador, Dr. Dardo Rocha reza: *“El lugar elegido ofrece las conveniencias necesarias para el establecimiento de una ciudad populosa, es suficientemente elevado e higiénico y tiene agua abundante para satisfacer sus necesidades, para lo cual puede proveerse del río de la Plata o de una napa de agua subterránea de excelente calidad que hay a unos cuarenta metros de profundidad...”*.

Fue la primera ciudad del país en utilizar para su abastecimiento por red el agua subterránea, sobre un proyecto de los ingenieros Lavalle y Médici, inaugurado a poco tiempo de la fundación. Hasta 1955 cuando se habilita la Planta potabilizadora de agua del río, se abasteció exclusivamente del recurso subterráneo, excediendo ya entonces la planta urbana.

También la Universidad Nacional participa en la importancia de la hidrogeología, ya que aloja a una verdadera escuela en su Facultad de Ciencias Naturales y Museo, una de las pioneras en incluir su enseñanza dentro de

las carreras de Geología en Argentina. Actualmente reúne el mayor número de profesionales especializados del País, contando los que se desempeñan en la Universidad, numerosos organismos públicos, empresas privadas, consultoría individual y actividades relacionadas (Poder Judicial, asesoramientos industriales, proyectos de riego, protección ambiental y otros).

Los trabajos publicados en estos libros, que cuantitativamente constituyen un record para los Congresos AIH-GA, marcan de una u otra forma un paso más hacia el desarrollo de la hidrogeología en los países iberoamericanos y en particular de Argentina, con la adquisición de nuevos conocimientos y la aplicación de metodologías que exceden su propio campo.

Es perceptible también la vinculación con otras actividades del medio productivo, como la minería, producción de hidrocarburos, agricultura bajo riego, y su creciente participación en las cuestiones ambientales de los ámbitos urbano y rural.

Se marca así la vocación de los hidrogeólogos para desempeñarse en espacios que años atrás no eran considerados como propios y que paulatinamente van ocupando, especialmente las nuevas generaciones, con buenos resultados sin duda a juzgar por la diversidad de enfoques expuestos.

Un vehículo idóneo y prestigioso para la difusión de las contribuciones ha sido la Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (EDULP), que desde 1987 está al servicio de la cultura y la difusión del conocimiento, excediendo la cobertura de producciones académicas de la propia Universidad al transformarse ya en un emblema para Latinoamérica.

Si la información aquí contenida puede resultar de utilidad al medio científico y profesional que participa de la disciplina Hidrología Subterránea, y a quienes utilizan sus contenidos, el Grupo Argentino de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos habrá de considerarse muy satisfecho y alentado para una continua mejora y mayor acercamiento entre colegas, que seguramente se manifestará en las próximas ediciones del Congreso.

Mario A. Hernández

HIDROQUÍMICA E HIDROGEOLOGIA ISOTÓPICA

Caracterización hidroquímica e isotópica del agua subterránea en el acuífero de Quemú Quemú, La Pampa, Argentina

Lorena Ceballo¹, Cristina Dapeña², Carlos Schulz¹, Laura Wisner¹, Eduardo Mariño¹, Nayla Massara¹, María Ughetti¹ y Héctor Panarello²

¹ Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa. Av. Uruguay 151, (6300) Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

² Instituto de Geocronología y Geología Isotópica (INGEIS, CONICET-UBA). Pabellón INGEIS, Ciudad Universitaria, (1428) Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

lorenaceballo@gmail.com

RESUMEN

Este trabajo presenta una caracterización hidroquímica e isotópica del acuífero de Quemú Quemú, ubicado al Noreste de la provincia de La Pampa, Argentina. Se tomaron muestras de agua subterránea, superficial y lluvias para determinaciones físico-químicas e isotópicas. La zona de recarga se extiende a lo largo de un cordón medanoso donde la composición isotópica del agua subterránea refleja la composición promedio de la precipitación local; la conductividad eléctrica es baja, y las aguas son predominantemente bicarbonatadas sódica/magnésicas y bicarbonatadas sódicas. Las de mayor conductividad eléctrica y similar composición isotópica se relacionan a las áreas de conducción, ubicadas hacia los laterales de este cordón, y las facies son bicarbonatadas sódicas. Las aguas con mayor conductividad eléctrica e isotópicamente enriquecidas se asocian a zonas de descarga, presentando facies cloruradas/sulfatadas sódicas.

Palabras claves: ambientes medanosos, isótopos estables, hidroquímica, agua subterránea

ABSTRACT

This paper presents a hydrochemical and isotopic characterization of Quemú Quemú aquifer, located to the northeast of the province of La Pampa. Groundwater, surface water and rains samples were taken in order to analyze their chemistry and isotope composition. The recharge zone extends along the dune area where the groundwater isotope composition reflects the average composition of the local precipitation; electrical conductivity is low and waters are mainly sodium/magnesium bicarbonate and sodium bicarbonate. Those with high electrical conductivity and similar isotope composition are related to conduction zones and are located towards the sides of the dunes, and the facies are sodium bicarbonate. Waters with the highest salinity and isotopically enriched are associated to discharge zones and present sodium chloride/sulfate facies.

Keywords: dune environments, stable isotopes, hydrochemistry, groundwater

Introducción

Los recursos hídricos en la provincia de La Pampa son escasos y el agua subterránea es su principal fuente de abastecimiento, dependiendo casi exclusivamente de ese recurso. La disponibilidad de agua, en cantidad y calidad suficiente, condiciona el desarrollo de la población debido a su interrelación con todos los aspectos de la vida, generando serios inconvenientes, principalmente a la salud, cuando existen alteraciones en algunos de sus parámetros físico-químicos. A fin de asegurar un consumo seguro para la población, una de las necesidades radica en conocer las variables que influyen o hacen al sistema acuífero.

En este contexto se presenta una caracterización hidroquímica e isotópica del

acuífero libre ubicado en la inmediaciones de la localidad de Quemú Quemú, al noreste de la provincia de La Pampa, Argentina, con el objetivo de estudiar las características hidroquímicas e isotópicas de dicho acuífero. Esta investigación forma parte de una tesina de grado (Ceballo, 2012) y de Proyectos de investigación de la Universidad Nacional de La Pampa y de la Agencia de Promoción Científica, FONCYT PICT.

Área de estudio

El área de estudio se localiza en las inmediaciones de la localidad de Quemú Quemú, del departamento homónimo, ubicado al Noreste de la provincia de La Pampa. En dicha localidad el servicio de agua potable es

prestado por la Cooperativa de Obras, Servicios Públicos, Crédito y Provisión de Quemú Quemú Limitada (COSYPRO Ltda.), y actualmente tiene en funcionamiento nueve pozos de explotación ubicados al NO del poblado.

El clima es de tipo subhúmedo seco (Cano et al., 1980) con una precipitación media anual de 737,95 mm y una temperatura media anual de 15,3°C, para el período 1921-1986. Para el mismo la evapotranspiración real (calculada según Thornthwaite y Mather, 1955) es de 673 mm y la evapotranspiración potencial de 736 mm. Si bien no se dispone de datos de evaporación, existen registros de este parámetro en la Estación Experimental INTA Anguil, ubicada 80 Km al OSO de Quemú Quemú, donde la evaporación, medida en tanque tipo A para el período 1971-1999, varía entre 44 mm (junio) y 215 mm (diciembre) (Jensen et al., 2000).

En el área de estudio la morfología de la superficie freática presenta una conformación muy semejante a la topografía, donde los sectores elevados del relieve medianoso se comportan como áreas de recarga en tanto que las depresiones topográficas constituyen lugares naturales de descarga del flujo subterráneo local, mientras que el flujo regional tiene sentido NO-SE (Figura 1). Calmels (1996) ubica esta área dentro de la unidad geomorfológica "De la llanura pampeana de modelado eólico superimpuesto", caracterizada por un manto de arena en la superficie diversamente espesado (de entre 0,4 y 15 m), pero ininterrumpido. Esta unidad se extiende en las provincias limítrofes del Norte y del Este, formando parte del llamado "Mar de Arena Pampeano", el cual es una de las dos entidades sedimentarias integrantes del Sistema Eólico Pampeano, junto con la Faja Periférica de Loess. A su vez, Calmels y Casadio (2005) sitúan al área dentro de la subunidad "Del relieve de acumulación-deflación". Aquí el accionar de los procesos eólicos de acumulación-deflación dio origen a campos de médanos, llanuras arenosas y cubetas de deflación temporariamente inundadas. Específicamente, según Salazar Lea Plaza (1980), los procesos morfogenéticos hídricos (de escurrimiento difuso) elaboraron una superficie calcárea con pendiente regional hacia el Este, sobre el cual el viento (proceso eólico de acumulación-deflación) acumuló un manto arenoso. Esto formó un relieve caracterizado por ondulaciones arenosas con sentido N-S y médanos aislados. Intercaladas entre estas ondulaciones existen planicies arenosas de 3 a 4 km de ancho, y frecuentemente áreas

deprimidas con lagunas temporarias (Cano et al., 1980). Respecto a la estimación de la recarga, a partir del análisis de las fluctuaciones del nivel freático, Arroyo (2005) estimó un valor medio anual de 79,94 mm/año para el período 1987-2002.

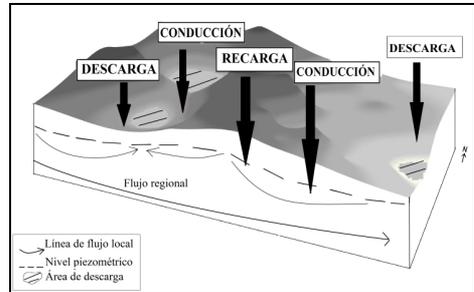


Figura 1: Esquema general del flujo subterráneo. Croquis fuera de escala.

Metodología

Se tomaron muestras de agua subterránea, superficial y de lluvias. Estas últimas fueron colectadas mensualmente en la "Estación Meteorológica Quemú Quemú", de forma interrumpida entre enero de 2007 y febrero de 2013, teniendo un total de 33 muestras. Esta estación cuenta con un colector de isótopos en precipitación integrado a la RNC (Red Nacional de Colectores de INGEIS) y a la GNIP (Global Network for Isotopes in Precipitation) (IAEA/WMO, 2002; Dapeña y Panarello, 1999; 2008). Se tomaron 25 muestras de agua subterránea de perforaciones existentes en establecimientos rurales donde el principal medio de obtención del agua es a través de molinos y bombas manuales o eléctricas. Se trata en general de perforaciones parcialmente penetrantes, que no superan los 25 m de profundidad. Asimismo se tomaron 9 muestras pertenecientes a los pozos de abastecimiento de COSYPRO. Finalmente se obtuvo una muestra de agua superficial de la laguna Barbulo, localizada al Oeste de Quemú Quemú. De cada perforación y de la laguna se extrajeron dos muestras; una de ellas destinada a análisis físico-químicos y la otra para determinaciones isotópicas. A las muestras de agua subterránea se les determinó *in situ* Conductividad Eléctrica (C.E.), Sólidos Disueltos Totales (SDT) y pH mediante medidores potenciométricos portátiles.

Posteriormente en laboratorio se realizaron análisis físico-químicos en 8 muestras representativas de la zona de médanos, de los bajos topográficos y de las zonas de

conducción. Dichos análisis consistieron en la determinación de alcalinidad, dureza, residuo seco, calcio, magnesio, sodio, potasio, bicarbonatos, sulfatos y cloruros cuyos resultados se expresan en mg/L. Estas determinaciones se efectuaron por técnicas analíticas convencionales (titulometría, gravimetría, fotometría de llama y espectrofotometría). Además se determinaron cloruros e isótopos estables (^2H y ^{18}O) en la totalidad de las mismas y en la muestra superficial. Los análisis físico-químicos fueron realizados en el Laboratorio de la Administración Provincial del Agua (APA), los cloruros en el laboratorio del Departamento de Ciencias Naturales, de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, mientras que los análisis isotópicos fueron hechos en el Laboratorio de Isótopos Estables del Instituto de Geocronología y Geología Isotópica (INGEIS), mediante espectroscopía láser con un equipo Los Gatos Research inc. (OA-ICOS: Off-Axis Integrated Cavity Output Spectroscopy) (Lis et al., 2008). Los resultados se expresan como δ , definido como: $\delta = 1000(R_s - R_p)/R_p$ ‰, 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 Vienna Standard Mean Ocean Water (V-SMOW) (Gonfiantini, 1978). Las incertidumbres son $\pm 0,3\text{‰}$ para $\delta^{18}\text{O}$ y $\pm 1,0\text{‰}$ para $\delta^2\text{H}$. Por definición, el valor $\delta_{\text{V-SMOW}} = 0 \text{‰}$. Por lo tanto, un δ positivo indica una mayor concentración de los isótopos pesados ^{18}O o ^2H que la referencia. El exceso de deuterio se define como "d" = $\delta^2\text{H} - 8 \delta^{18}\text{O}$, donde "d" es el parámetro inherente al vapor que origina las lluvias y es la propiedad más útil para caracterizar su origen (Dansgaard, 1964). En la mayoría de las precipitaciones continentales "d" = +10‰.

Los datos se representaron en diagramas convencionales $\delta^2\text{H}$ vs. $\delta^{18}\text{O}$ y C. E. vs. $\delta^{18}\text{O}$

En la Figura 2 se ilustra la ubicación de Quemú Quemú y de las muestras extraídas excepto las muestras N° 14 y 25 debido a que fueron extraídas dentro del mismo predio rural que las muestras N° 15 y 26, respectivamente.

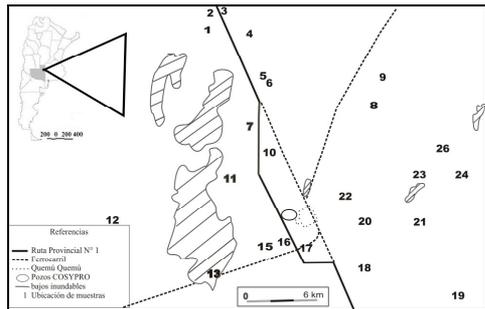


Figura 2. Ubicación del área de estudio y de las muestras (la N° 13 corresponde a la laguna Barbullo).

Resultados

Composición química

En la Tabla 1 se presenta el resumen estadístico de los valores de Sólidos Disueltos Totales (SDT), pH, Conductividad Eléctrica (C. E.) y Cloruros (Cl) obtenidos para las muestras de perforaciones particulares. Del total de las muestras analizadas, el 76% tienen una C. E. menor a 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con un promedio de 2304 $\mu\text{S}/\text{cm}$; el 84% de las muestras contienen menos de 700 mg/L de cloruros, con una media de 473,5 mg/L; y el 88% de las muestras presentan un valor de pH menor a 8,0 con una media de 7,3.

Tabla 1. Resumen estadístico de las muestras de agua subterránea de perforaciones particulares.

parámetro	SDT mg/L	pH	C.E. $\mu\text{S}/\text{cm}$	Cl mg/L
mínimo	235	6,8	470	60
máximo	4450	8,3	8860	3480
media	1121,8	7,3	2304	473,5
D. E.	991,7	0,5	1943	742,2

Para la clasificación hidroquímica se utilizó el diagrama de Piper (Figura 3). Se observan dos tipos de aguas: cloruradas/sulfatadas sódicas, bicarbonatadas sódica/magnésicas y bicarbonatadas sódicas.

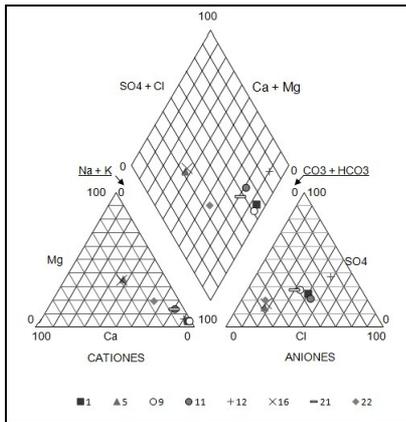


Figura 3. Diagrama de Piper.

Composición isotópica

La composición isotópica del agua de lluvia se evaluó a través de la estación Quemú Quemú. La media para el $\delta^{18}\text{O}$ es -4.8‰ y para el $\delta^2\text{H}$ es -26‰ , con un exceso de deuterio ("d") de 12‰ . El 70% de las muestras presentan un valor "d" mayor a 10‰ , lo cual señala su vinculación con lluvias originadas por vapor reciclado (Dapeña et al., 2005; González et al., 2009).

La caracterización isotópica del agua subterránea se realizó en base a las muestras de las perforaciones particulares y de los pozos de la cooperativa COSYPRO. Estos valores se han representado en la Figura 4 conjuntamente con la recta meteórica global. El valor promedio de las muestras de los pozos particulares es de $\delta^{18}\text{O} = -4.5\text{‰}$ y $\delta^2\text{H} = -26\text{‰}$ y tienen mayor dispersión que los pozos de la cooperativa, variando entre -4.9‰ y -4.0‰ para $\delta^{18}\text{O}$ y entre -29‰ y -23‰ para $\delta^2\text{H}$. Se observa que algunas muestras se alejan de la recta meteórica indicando que han sido modificadas previamente a la infiltración (Figura 4). Los pozos de COSYPRO tienen un promedio relativamente más empobrecido, con $\delta^{18}\text{O} = -4.8\text{‰}$ y $\delta^2\text{H} = -28\text{‰}$ y presentan muy poca dispersión, variando entre -5.0‰ y -4.7‰ para $\delta^{18}\text{O}$ y entre -28‰ y -27‰ para $\delta^2\text{H}$. La muestra de agua superficial tiene una composición isotópica más enriquecida ($\delta^{18}\text{O} = -1.4\text{‰}$, $\delta^2\text{H} = -11\text{‰}$) y se alinea en una recta de evaporación y tiene un elevado contenido salino ($>50000 \mu\text{S/cm}$).

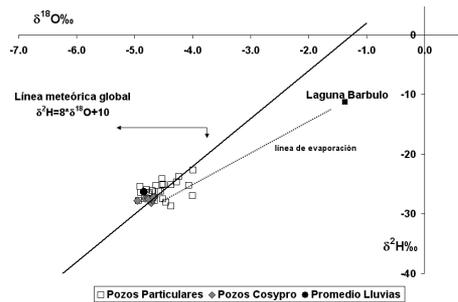


Figura 4. $\delta^2\text{H}$ vs. $\delta^{18}\text{O}$ de las muestras de perforaciones particulares y de los pozos de COSYPRO.

A fin de identificar los posibles mecanismos de salinización, en la Figura 5 se graficó la CE vs. $\delta^{18}\text{O}$ (Gonfiantini y Araguis, 1988; Dapeña y Panarello, 2009). Se observa que en un grupo de muestras la salinidad está dada por tránsito donde se registra un aumento de la C. E. sin modificaciones en su contenido isotópico y su ubicación espacial coincide con el cordón medanoso central que atraviesa el área de estudio de Norte a Sur. Otro grupo de muestras sufrieron procesos de evaporación previos a la infiltración, indicado por enriquecimiento isotópico y un aumento en la C. E. y su ubicación espacial corresponde con los bajos topográficos alojados hacia los laterales del cordón medanoso, y con las zonas intermedias entre estas geoformas. Finalmente, el agua de la laguna Barbulo tiene una composición isotópica mucho más enriquecida y un elevado contenido salino, señalando procesos de evaporación. Además, su ubicación corresponde a una zona de descarga.

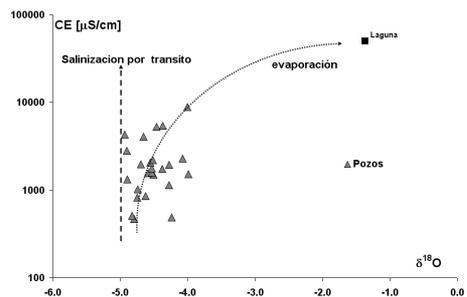


Figura 5. C. E. ($\mu\text{S/cm}$) vs. $\delta^{18}\text{O}$ de las muestras de agua subterránea y superficial de Quemú Quemú.

Conclusiones

En base a la composición isotópica se puede concluir que las aguas son consistentes con recarga meteórica. En la zona medanosa el contenido isotópico del agua subterránea responde con buena aproximación a la composición isotópica del promedio de la precipitación de la zona, por lo que no habría un fraccionamiento significativo durante el proceso de recarga y la C. E. medida es baja. Esto demuestra la rápida infiltración del agua de lluvia, evidenciando que la recarga se produce principalmente en los médanos. Las aguas con mayor C. E. y similar composición isotópica se relacionan a las áreas de conducción, donde la salinidad se debe a tránsito. Las aguas con elevada C. E. y composición isotópica más enriquecida se asocian fundamentalmente a zonas de descarga, y la salinización se debe fundamentalmente a mecanismos de evaporación previos a la infiltración. La ubicación espacial de estas muestras coincide con las áreas de conducción y descarga, ubicadas hacia el Este y Oeste del cordón medanoso central.

Agradecimientos

Agradecemos a COSYPRO y a la Municipalidad de Quemú Quemú por la ayuda brindada durante el desarrollo de las tareas de campo. Al laboratorio de APA y al laboratorio del Departamento de Ciencias Naturales, de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, por la realización de los análisis químicos, y al INGEIS por las determinaciones isotópicas.

Referencias

- Arroyo, C. 2005. Estimación de la recarga en el sector de explotación del acuífero que abastece a la localidad de Quemú Quemú, Provincia de La Pampa. Tesina de grado. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad Nacional de La Pampa.
- Calmels, A. P. 1996. Bosquejo Geomorfológico de La Provincia de La Pampa. Universidad Nacional de La Pampa. Santa Rosa. Argentina.
- Calmels, A. P. y Casadio, S. A. 2005. Compilación geológica de la provincia de La Pampa. 1° Edición. 96-101. Amerindia Nexo di Nápoli. Santa Rosa, La Pampa.
- Cano, E., Casagrande, G., Conti, H. A., Fernandez, B., Hevia, R., Lea Plaza, J. C., Maldonado Pinedo, D., Martinez, H., Montes M. A., Scoppa C. O. y Peña Zubiate, C. A. 1980. Inventario Integrado de los Recursos Naturales de la Provincia de La Pampa. Clima, Geomorfoloía, Suelo y Vegetación. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria-Universidad Nacional de La Pampa- Subsecretaría de Cultura Gobierno de La Pampa Santa Rosa. Argentina.
- Ceballos, L. 2012. Caracterización hidrogeoquímica e isotópica del agua subterránea en un sector próximo a la localidad de Quemú Quemú, La Pampa. Tesina de grado. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad Nacional de La Pampa.
- Dansgaard, W. ,1964. Stable isotopes in precipitation. *Tellus* 16: 436-468.
- Dapeña, C. y Panarello, H.O. 1999. Development of The National Network For Isotopes in Precipitation of Argentina. *II Simposio Sudamericano de Geología Isotópica (IISAGI)*, Córdoba, República Argentina. Actas: 503-507. 6p
- Dapeña, C. y Panarello, H.O. 2008. Isótopos en precipitación en Argentina. Aplicaciones en estudios Hidrológicos e Hidrogeológicos. *IX Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea*. ALHSUD Volumen CD T-100. 8p. Quito, Ecuador.
- Dapeña, C. y Panarello, H.O. 2009. Isótopos ambientales aplicados en la identificación de mecanismos y fuentes de contaminación. *I Reunión Argentina de Geoquímica de la Superficie (I RAGSU)*. Actas/Resúmenes, Sección V: Geoquímica Isotópica, p.80. Academia Nacional de Ciencias, Córdoba, Argentina.
- Dapeña, C., Panarello, H.O., Cerne, B., González, M. y Sanchez-Ccoyllo, O., 2005. Contribución Preliminar a la interpretación del origen de las lluvias en el Norte de Argentina. *II Seminario Hispano Latinoamericano sobre Temas actuales de Hidrología Subterránea*, Actas: 37-46.
- Gonfiantini, R. 1978. Standards for stable isotope measurements in natural compounds. *Nature*, 27, 534: 536.
- Gonfiantini, R. y Araguas, L. A. 1988. Los isótopos ambientales en el estudio de la intrusión salina. *Tecnología de la Intrusión en Acuíferos Costeros*. Granada, España.
- González, M., Dapeña, C., Cerne, B., Sanchez-Ccoyllo, O., Freitas, S., Silva Dias, P.I. y Panarello, H. O. 2009. Verification of the geographical origin of modeled air-mass trajectories by means of the isotope composition of rainwater during the SALLJEX experiment. *Environmental Fluid*

- Mechanisms*. Springer Verlag. 1-17. ISSN 1567-7419
- IAEA/WMO, 2002. Global Network for Isotopes in Precipitation. The GNIP Database. Disponible en: <http://isohis.iaea.org>.
- Jensen, R., Marazzi, M., Savioli, J., Brea, J. y Tavecchio H. 2000. Diagnóstico de inundación en la región noreste de la Provincia de La Pampa, Argentina. Informe Final. Gobierno de la Provincia de La Pampa
- Lis, G., Wassenaar, L.I. y Hendry, M.J. 2008. High-Precision Laser Spectroscopy D/H and $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ measurements of Microliter Natural Water Samples. *Analytical Chemistry*. 80, 287-293.
- Salazar Lea Plaza, J. C. 1980. Carta geomorfológica. En Cano, E., Casagrande, G., Conti, H. A., Fernandez, B., Hevia, R., Lea Plaza, J. C., Maldonado Pinedo, D., Martinez, H., Montes M. A., Scoppa C. O. y Peña Zubiate, C. A. 1980 (Eds): Inventario Integrado de los Recursos Naturales de la Provincia de La Pampa. Clima, Geomorfología, Suelo y Vegetación. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria-Universidad Nacional de La Pampa-Subsecretaría de Cultura Gobierno de La Pampa Santa Rosa. Argentina.
- Thornthwaite, C. W. y Mather, J. R. 1955. The water balance. Drexel Institute of Technology. *Publications in Climatology*, VIII(1):104, New Jersey.

Composición isotópica de la precipitación de la Estación Pergamino, provincia de Buenos Aires. Red Nacional de Colectores Argentina

Cristina Dapeña¹, Silvina I. Portela², Héctor O. Panarello¹, Estela I. Ducós¹

¹ Instituto de Geocronología y Geología Isotópica (INGEIS, CONICET-UBA), Pabellón INGEIS, Ciudad Universitaria, (C1428EHA) Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina

² Estación Experimental Agropecuaria Pergamino, INTA, Ruta 32 km 4,5, 2700 Pergamino, Buenos Aires, Argentina.

dapenna@ingeis.uba.ar

RESUMEN

La composición isotópica media de la precipitación es una característica de cada región y está determinada por los parámetros meteorológicos locales. Teniendo en cuenta que la precipitación puede constituir uno de los principales factores de la recarga de las aguas subterráneas, el conocimiento, la caracterización y registro de su contenido isotópico es fundamental cuando se inicia un estudio hidrológico. La medición y archivo del contenido isotópico de las precipitaciones de la Argentina se lleva a cabo a través de la Red Nacional de Colectores del Instituto de Geocronología y Geología Isotópica (INGEIS, CONICET-UBA). En este trabajo se presentan los resultados obtenidos en la estación Pergamino durante 8 años, del 4/2005 al 12/2012. Esta estación está ubicada en la ciudad de Pergamino y es operada por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Se ha obtenido la línea de aguas meteorológicas local, *i.e.*: $\delta^2\text{H} = 8,15 \cdot \delta^{18}\text{O} + 16,1\text{‰}$ que permitirá utilizar estos registros como función de entrada a los sistemas hidrológicos de la región.

Palabras clave: isótopos estables, precipitación, Pergamino.

ABSTRACT

The isotope composition of precipitation is a characteristic of each region. It is mainly determined by meteorological local parameters like temperature, relative humidity and amount. Precipitation represents one of the most important factors of groundwater recharge. Therefore, the knowledge and characterization of the isotope content is of great relevance when a hydrological research is initiated. As a result, systematic measurement of isotope content of precipitation in long term records became a useful tool. The measurement and record of the isotope content of the precipitation of Argentina are made by the stations of the National Network of Collectors. This work presents the results obtained at Pergamino Station during 8 years, from 4/2005 to 12/2012. This station is located in Pergamino city and is operated by the "Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA)". The local meteoric water line matches $\delta^2\text{H} = 8,15 \cdot \delta^{18}\text{O} + 16,1\text{‰}$, these data can be used like input function to local hydrologic system.

Keywords: stable isotopes, precipitation, Pergamino.

Introducción

La composición isotópica media de la precipitación es una característica de cada región y está determinada principalmente por los parámetros meteorológicos locales (temperatura, humedad relativa, cantidad de precipitación). Teniendo en cuenta que la precipitación puede constituir uno de los principales factores de la recarga de acuíferos, el conocimiento, la caracterización y registro de su contenido isotópico es de importancia fundamental cuando se inicia un estudio hidrológico. La medición y archivo del contenido isotópico de las precipitaciones de la Argentina

se lleva a cabo a través de las estaciones de la Red Nacional de Colectores (Dapeña, 2008; Dapeña y Panarello, 1999, 2002, 2005, 2008).

El objetivo de esta investigación es analizar la composición isotópica de la precipitación y su relación con los parámetros meteorológicos en la Estación Pergamino en el período 04/2005 a 12/2012.

El propósito fundamental del registro de la precipitación en la estación Pergamino así como en otras localidades del país es brindar las bases científicas y técnicas necesarias para la realización de estudios isotópicos complementarios a los llamados métodos

“clásicos” de la hidrogeología con el fin de lograr un manejo adecuado de los recursos hídricos a efectos de preservar su calidad y cantidad.

La Estación Colectora de precipitación Pergamino está situada en la Estación Experimental Agropecuaria (EEA) Pergamino perteneciente al Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), situado en el norte de la Provincia de Buenos Aires, a 33° 56' de Latitud Sur, 60° 33' de Longitud Oeste y 65,5 m sobre el nivel del mar, a 5 km al sur de la ciudad de Pergamino y 226 Km al NO de la ciudad de Buenos Aires (Figura 1). Esta Estación Colectora fue instalada por iniciativa del Instituto de Geocronología y Geología Isotópica (INGEIS, CONICET-UBA) e investigadores de la estación experimental mencionada y comenzó a funcionar en abril de 2005. Su operación y mantenimiento está a cargo de personal del INTA. Los datos de temperatura y cantidad de precipitación son los registrados en la estación meteorológica de la EEA Pergamino.

Pergamino se ubica en la Pampa Ondulada, donde existen una multiplicidad de factores atmosféricos que inciden en el régimen climático tales como la actividad frontal, la Baja del Noroeste argentino, El Niño-Oscilación del Sur (ENSO), la Zona de Convergencia del Atlántico Sur (ZCAS), el anticiclón semipermanente del Atlántico, la Corriente en Chorro en Capas Bajas (LLJ), los Mesosistemas, la Circulación de los Oestes, entre muchos otros (Caffera y Berbery, 2006).



Figura 1. Mapa de ubicación.

Antecedentes

El Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA) y la Organización Meteorológica Mundial (OMM) iniciaron en 1961 un proyecto internacional dedicado a la medición del contenido isotópico de la precipitación a nivel mundial. Este proyecto se denominó GNIP (Global Network for Isotopes in Precipitation) y su actividad inicial consistió principalmente en controlar la concentración de tritio en la atmósfera después de las explosiones

nucleares de la posguerra. Su principal objetivo es la evaluación, en escala global, de la distribución espacial y temporal del contenido isotópico de la precipitación a través de la medición de muestras mensuales y su dependencia de los parámetros meteorológicos. Los datos se publican periódicamente en volúmenes técnicos del OIEA y se hallan disponibles en la página de ese Organismo: <http://isohis.iaea.org> (IAEA/WMO, 2002). En este marco, el INGEIS creó una Red Nacional de Colectores (RNC) que integra la GNIP y permite conocer las funciones de entrada (contenido isotópico de la lluvia) en distintas regiones del país que, debido a su compleja morfología y extensión, presenta una gran variedad de climas (IAEA/WMO, 2002; Panarello *et al.*, 1998; Dapeña, 2008; Dapeña y Panarello, 1999, 2002, 2005, 2008).

La composición isotópica del agua de lluvia es buena indicadora del origen del vapor (Dansgaard, 1964; Rozanski *et al.*, 1993). Dansgaard (1964) realizó las primeras investigaciones con datos de la GNIP, sentó las bases para la aplicación de los métodos isotópicos en los estudios hidrogeológicos y explicó las variaciones isotópicas a través de los llamados “efectos”, en términos de relaciones empíricas que involucran parámetros meteorológicos y geográficos. El fraccionamiento isotópico depende de la temperatura (a menor temperatura mayor fraccionamiento) y conjuntamente con la condensación parcial durante las precipitaciones generan los efectos de “altitud”, “continental”, “latitud” y las variaciones estacionales (Dansgaard, 1964). El efecto de “altitud” se debe a que el vapor residual después de la precipitación es más empobrecido que el original. Por lo tanto, a medida que asciende la masa de aire, las precipitaciones serán más livianas, observándose valores más empobrecidos a medida que aumenta la altitud. Una situación similar tiene lugar a medida que la masa de aire avanza tierra adentro, generándose un efecto “continental” con lluvias más ligeras al ir avanzando sobre el continente. El efecto de “latitud” se debe a que el fraccionamiento isotópico producido durante los cambios de estado aumenta con la disminución de la temperatura. Por lo tanto, como al aumentar la latitud disminuye la temperatura, en líneas generales, las precipitaciones en los polos son isotópicamente más empobrecidas que en el Ecuador. Esta dependencia con la temperatura también da origen a variaciones estacionales, siendo las precipitaciones de latitudes medias y altas más empobrecidas en

invierno que en verano. Además, observó que hay una tendencia negativa entre la cantidad de precipitación (“amount effect”) y el contenido isotópico. Por estas razones, los procesos físicos y los fenómenos meteorológicos responsables del transporte del agua en las diferentes fases del ciclo hidrológico producen una caracterización isotópica del agua de acuerdo a su historia, que puede ser de gran utilidad en el estudio de su origen y comportamiento.

El análisis meteorológico de los extensos registros de precipitación en todo el mundo sugiere que la historia meteorológica a largo plazo de las masas de aire (“rainout history”) es el principal factor que gobierna la variabilidad del contenido isotópico de una lluvia a otra, así como la estacionalidad y en las zonas tropicales la cantidad de precipitación. Todas las revisiones e investigaciones posteriores, utilizando la base de datos de la GNIP confirmaron las variaciones espaciales y temporales observadas (Rozanski *et al.*, 1993; Panarello *et al.*, 1998, entre muchos otros).

Desde que Friedman (1953) publicó los primeros datos de la composición isotópica de aguas naturales se pudo observar una clara correlación entre los contenidos de deuterio y oxígeno-18. Esta relación para aguas meteóricas no afectadas por evaporación fue fijada por Craig (1961), cuando al volcar en un gráfico $\delta^2\text{H}$ vs. $\delta^{18}\text{O}$ la composición isotópica de las precipitaciones de todo el mundo, observó que los datos determinaban una banda lineal que describió como: $\delta^2\text{H} = 8\delta^{18}\text{O} + 10\text{‰}$. Dansgaard (1964) utilizó esta correlación lineal para relacionar la composición isotópica de cualquier muestra de agua con la línea de aguas meteóricas y definió el parámetro conocido como exceso de deuterio, *i.e.*: “d” = $\delta^2\text{H} - 8 \cdot \delta^{18}\text{O}$, donde “d” es la ordenada al origen, parámetro inherente al vapor original y es la propiedad más útil para caracterizar el origen del mismo; éste, además permite diferenciar procesos que se desarrollaron en equilibrio isotópico de aquellos que no lo hicieron. En la mayoría de las precipitaciones continentales “d” = +10‰.

Por otro lado, Gonfiantini (1999) confirmó que en cualquier lugar la composición isotópica del hidrógeno y oxígeno en precipitaciones obedece a la relación lineal del tipo: $\delta^2\text{H} = a \cdot \delta^{18}\text{O} + b$, donde: a varía de 6,5 a 8 y b varía de 0 a 30, dependiendo del origen e historia previa de la masa de aire, estación, altitud y latitud, características climáticas, etc. De esta manera se pueden definir líneas meteóricas locales que representan condiciones

meteorológicas locales y que en definitiva, permiten caracterizar la función de entrada en los sistemas hidrológicos en distintas regiones.

Albero y Panarello (1981) estudiaron la relación entre el contenido medio mensual de isótopos estables en aguas meteóricas del Hemisferio Sur, donde describen buena correlación con la temperatura en latitudes altas y medias y con la cantidad de precipitación en latitudes bajas. Dapeña y Panarello (2004; 2007a) y Dapeña (2008) determinaron en la precipitación de la ciudad de Buenos Aires una buena correlación entre la temperatura y la composición isotópica media mensual durante los meses de enero a abril y una inversión de la pendiente con un mayor enriquecimiento isotópico a menor temperatura en los meses más fríos (mayo-agosto). Por otro lado, observaron que los valores más empobrecidos se registran durante los meses de febrero a mayo. Este patrón estacional también se ha observado en las colectoras de la RNC de la región pampeana y en algunos años está marcado por un empobrecimiento isotópico mucho mayor con valores $\delta^{18}\text{O}$ inferiores a -10‰, seguramente vinculados a la procedencia de las masas de aire (Dapeña y Panarello 2007b; Dapeña 2008; Gonzalez *et al.*, 2009).

Materiales y Métodos

La operación de las estaciones de la RNC se basa en la colección de aguas de lluvia en pluviocoletores diseñados para recibir el total mensual de la precipitación, por lo tanto la muestra que se analiza responde a toda la lluvia del mes. Los análisis isotópicos ($\delta^2\text{H}$ y $\delta^{18}\text{O}$) fueron realizados en el laboratorio de Isótopos Estables del INGEIS por espectrometría de masas (IRMS) y por espectroscopía láser. Las muestras por IRMS fueron tratadas siguiendo técnicas convencionales (Coleman *et al.* 1982) y Epstein y Mayeda (1953) y Roether (1970) modificado por Panarello y Parica (1984) a las posibilidades de INGEIS y las relaciones isotópicas se medicieron en un espectrómetro de masas de triple colector, sistema de introducción múltiple, Finnigan MAT Delta S. En el caso de espectroscopía láser se midieron con un equipo Los Gatos Research inc. (OA-ICOS: Off-Axis Integrated Cavity Output Spectroscopy) (Lis *et al.*, 2008).

Los resultados se expresan como δ , definido como: $\delta = 1000(R_s - R_p)/R_p$ ‰, 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 Vienna Standard Mean Ocean Water (V-SMOW)

(Gonfiantini, 1978). Las incertidumbres son $\pm 0,2\%$ y $\pm 0,3\%$ para $\delta^{18}\text{O}$ por IRMS y espectroscopía laser y $\pm 1,0\%$ para $\delta^2\text{H}$. Por definición, el valor $\delta_{\text{V-SMOW}} = 0 \%$.

Las rectas meteorólicas y el cálculo de los promedios se deben hacer ponderados con la precipitación, con una evaluación cuidadosa de los datos que deben ser depurados para eliminar los valores anómalos y no debe utilizarse una regresión lineal, dado que esta última carece de sentido físico (IAEA, 1992). Por otro lado la Organización Internacional de Energía Atómica (OIEA) sugiere como alternativa la aplicación de regresiones ortogonales (IAEA, 1992). Las regresiones ortogonales tienen en cuenta la incertidumbre de la variable independiente y la dependiente, mientras que la regresión lineal calculada con cuadrados mínimos sólo considera la incertidumbre en la independiente. Los promedios ponderados se calculan considerando cada año individualmente o promediando cada mes para el total del período. Este último sólo es válido para el caso de registros de período largo. Las diferencias entre la media aritmética y la media ponderada generalmente no son significativas en las estaciones con distribución uniforme de la precipitación, sin embargo los promedios ponderados son más apropiados como funciones de entrada en los sistemas hidrológicos (IAEA, 1992).

Datos Meteorológicos

En la Figura 2 se presentan los datos de la precipitación total del mes y temperatura promedio mensual para el período 2005-2012.

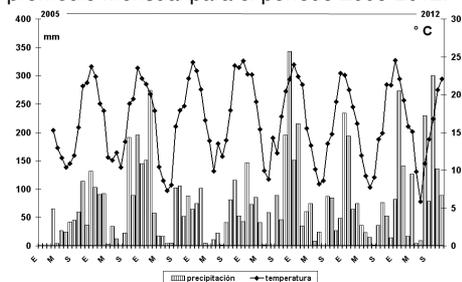


Figura 2. Temperatura promedio mensual y precipitación mensual. Período 2005-2012.

La temperatura tiene comportamiento estacional con valores mínimos en invierno (junio-agosto) y máximos en verano (diciembre-marzo). La temperatura media anual para el período 2005-2012 es de $16,6 \text{ }^\circ\text{C}$ con una media máxima en enero de $24,5 \text{ }^\circ\text{C}$ y una media mínima en julio de

$5,8 \text{ }^\circ\text{C}$. La precipitación media anual total para el período 2005-2012 es de $943,6 \text{ mm}$ y se distribuye a lo largo de todo el año de la siguiente manera: verano (D-E-F): $40,9\%$, primavera (S-O-N): $29,5\%$, otoño (M-A-M): 22% e invierno (J-J-A) $7,7\%$.

Composición Isotópica

Isótopos Estables

En las Figuras 3 a y b se representan los valores mensuales $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ respectivamente en el período 2005-2012. En ambos gráficos se observan claramente amplias variaciones mensuales en la composición isotópica que indican su dependencia con los parámetros meteorológicos.

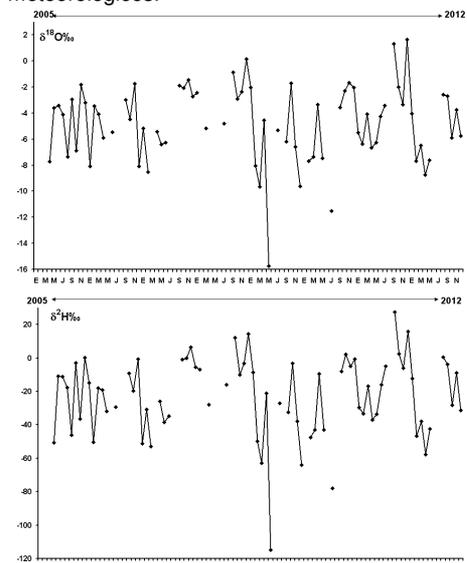


Figura 3 a: $\delta^{18}\text{O}$ (‰) y **b:** $\delta^2\text{H}$ (‰) de la precipitación. Período 2005-2012.

En las Tabla 1 y 2 se presentan los valores promedios ponderados por mes y por año respectivamente y en las Figuras 4 a y b se han graficado los valores máximos y mínimos $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ de cada mes y los promedios ponderados correspondientes. El cálculo de los promedios ponderados se realiza de dos maneras, una considerando el año total (los 12 meses) y la otra tomando cada mes en el período estudiado (i.e. todos los enero y así sucesivamente). Estos promedios cuando los registros son muy extensos son iguales, sin embargo en períodos más cortos son sensibles a las épocas secas y

húmedas típicas de la región pampeana (Tabla 1 y 2).

Tabla 1. Valores promedio ponderados por mes

Mes	$\delta^{18}\text{O}$ (‰)	$\delta^2\text{H}$ (‰)	d (‰)
E	-4.3	-23	11
F	-6.7	-40	14
M	-3.9	-22	9
A	-5.7	-30	15
M	-8.3	-50	16
J	-3.8	-18	13
J	-5.0	-25	14
A	-3.2	-7	19
S	-2.9	-6	18
O	-4.1	-16	17
N	-3.5	-12	16
D	-6.7	-40	13
Promedio	-4.8	-24	15

Tabla 2. Valores promedio ponderados anuales

Año	$\delta^{18}\text{O}$ (‰)	$\delta^2\text{H}$ (‰)	d (‰)
2005	-4.5	-21	15
2006	-5.4	-30	14
2007	-4.5	-21	15
2008	-2.8	-7	15
2009	-7.6	-47	14
2010	-5.5	-28	16
2011	-4.8	-22	16
2012	-5.5	-26	18
Promedio	-5.1	-25	15

En todos los gráficos se observan claramente variaciones en la composición isotópica. Estas variaciones son más pronunciadas en algunos años, sin embargo el promedio ponderado en registros prolongados es un buen (o útil) indicador de la tendencia general. Por ejemplo, el contenido isotópico de 2008 es muy enriquecido y probablemente esté relacionado con sus características secas (573 mm). Además, se observa que el mes más empobrecido resulta ser mayo. Por otro lado, se observa que la composición isotópica en los meses de verano es relativamente muy empobrecida (diciembre y febrero), mientras que en los meses más fríos (junio-septiembre) es más enriquecida, con un máximo en el mes

de septiembre. Este comportamiento es inverso al esperado, es decir a mayor temperatura mayor enriquecimiento isotópico y a menor temperatura valores más empobrecidos (Rozanski *et al.*, 1993). Probablemente este fenómeno esté vinculado al origen de las masas de aire (lluvias).

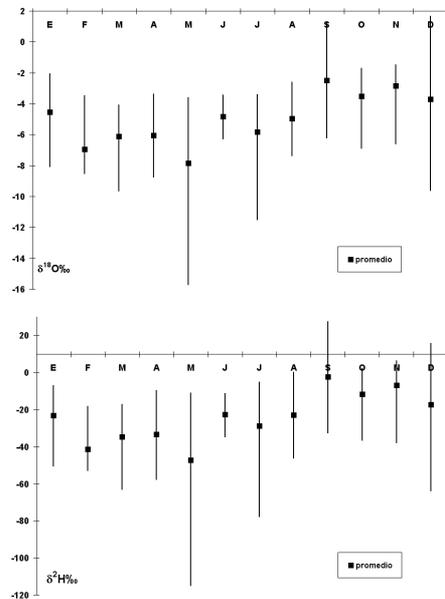


Figura 4 a: $\delta^{18}\text{O}$ (‰) y **b.:** $\delta^2\text{H}$ (‰) valores máximos y mínimos y promedio mensual ponderado. Período 2005-2012.

En la Figura 5, diagrama convencional $\delta^2\text{H}$ vs. $\delta^{18}\text{O}$, se representan los datos de lluvia individuales, observándose que los valores se agrupan y alinean en una recta con una pendiente y ordenada al origen característica que define la recta meteórica local de la Estación Pergamino.

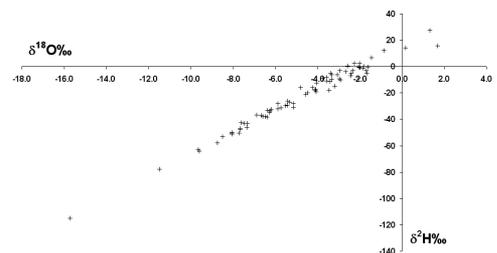


Figura 5. $\delta^{18}\text{O}$ (‰) y $\delta^2\text{H}$ (‰) de las lluvias individuales. Período 2005-2012.

En la Figura 6 se han graficado las precipitaciones individuales conjuntamente con la recta meteórica elaborada a partir de una regresión ortogonal, el promedio ponderado anual y el promedio ponderado por meses. La gran amplitud en los valores de las lluvias individuales revela los distintos orígenes de las masas de aire que producen las precipitaciones, y a su mayor o menor influencia.

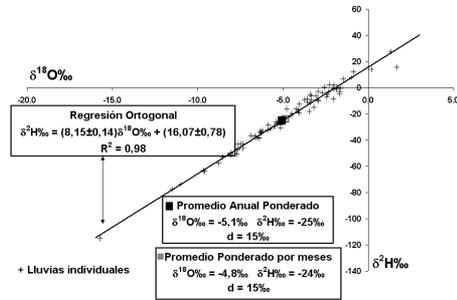


Figura 6. $\delta^{18}\text{O}$ (‰) y $\delta^2\text{H}$ (‰) de la precipitación, recta meteórica local y promedios ponderados. Período 2005-2008

Relación entre Temperatura y ^{18}O ($^{\circ}\text{H}$)

La relación entre la temperatura y los valores isotópicos puede valorarse con cualquiera de los dos isótopos, tanto ^{18}O como ^2H . En este caso se muestra como ejemplo ^{18}O .

En la Figura 7 se presentan los valores $\delta^{18}\text{O}$ (‰) mensuales vs. temperatura promedio mensual ($^{\circ}\text{C}$) correspondientes al período 2005-2012. No se observa correlación y el coeficiente de regresión es casi cero.

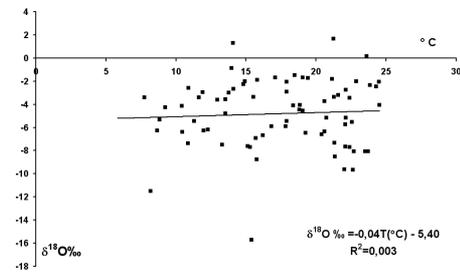


Figura 7. $\delta^{18}\text{O}$ (‰) mensual vs. Temperatura media mensual ($^{\circ}\text{C}$)

Sin embargo, al graficar los mismos valores a lo largo del tiempo se observa que contrariamente a lo esperado, en los meses más fríos (junio-septiembre) se observa una inversión de la pendiente con un mayor enriquecimiento isotópico a menor temperatura y en los meses más cálidos la composición

isotópica es más empobrecida (Figura 8). Probablemente, esto se debe a la multiplicidad de factores atmosféricos que modifican el clima de la región y al registro que aún es insuficiente para realizar pronósticos extendidos.

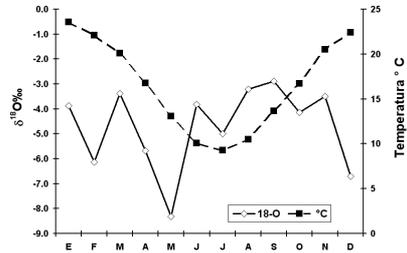


Figura 8. Temperatura promedio y $\delta^{18}\text{O}$ promedio vs. Tiempo

Por otro lado, con las mediciones realizadas hasta la fecha se observa una tendencia positiva en los meses de marzo a mayo, que deberá ser comprobado con mayor número de años de registro. Este patrón estacional también se observa en otras estaciones de la región pampeana (Dapeña, 2008; Dapeña y Panarello, 2007a; Dapeña y Panarello, 2007b).

Relación composición isotópica – Cantidad de precipitación

La relación entre la cantidad de precipitación y los valores isotópicos puede valorarse con cualquiera de los dos isótopos, tanto ^{18}O como ^2H . En este caso se muestra como ejemplo ^{18}O .

En la Figura 9 se grafican los valores $\delta^{18}\text{O}$ (‰) vs. cantidad de precipitación (mm) del total de las muestras y no se observa correlación.

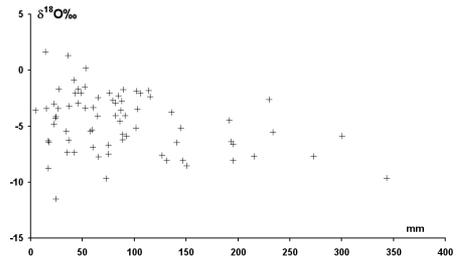


Figura 9. $\delta^{18}\text{O}$ (‰) vs. cantidad de precipitación mensual (mm)

La composición isotópica determinada en las lluvias de las estaciones colectoras se

realiza sobre una muestra conformada con toda la precipitación del mes. Esto probablemente enmascara el efecto de cantidad que está asociado a eventos convectivos intensos que provocan grandes precipitaciones en pocas horas. La identificación de este efecto se deberá realizar a través de la medición de las lluvias diarias.

Exceso deuterio

En la Figura 10 se grafican el exceso de deuterio (d ‰) en función del tiempo para el período estudiado. Los valores d > 10 son típicos de lluvias originadas por vapor reciclado (González et al., 2009). Los valores d entre 0 y 10 indican procesos de evaporación. Los valores d < 0 indican procesos cinéticos de fraccionamiento. En el caso de esta estación Pergamino se observan amplias variaciones con la mayoría de los valores mayores que 10‰. Sobre un total de 74 análisis, se puede apreciar que el 93% de los excesos de deuterio son mayores que 10‰, el 3% son menores y 2% son iguales a 10‰. Estos valores d > 10 característicos de masas de aire originadas por vapor reciclado imprimen una característica distintiva a la precipitación que se ve reflejada en el agua subterránea, como por ejemplo en los acuíferos Puelche y Pampeano estudiados en Pergamino (Dapeña y Panarello, 2004; Galindo et al. 2007).

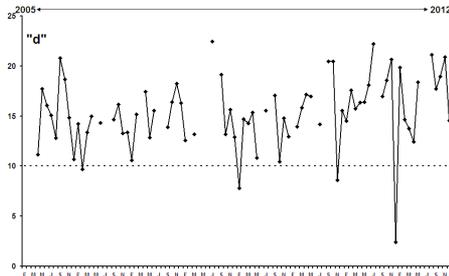


Figura 10. d (‰) de la lluvia. Período 2005-2012.

Conclusiones

La composición isotópica de la precipitación está fuertemente influenciada por los parámetros meteorológicos. Su caracterización y registro es fundamental ya que el agua de lluvia representa la función de entrada para la mayoría de los sistemas hidrológicos.

En la Estación Pergamino se observa que contrariamente a lo esperado en latitudes medias, en los meses más fríos (junio-

septiembre) hay un mayor enriquecimiento isotópico y que en los meses más cálidos la composición isotópica es relativamente más empobrecida. Probablemente, esto es causado por la multiplicidad de factores atmosféricos que modifican el clima de la región y al registro que aún es insuficiente para realizar pronósticos extendidos. Asimismo, se ha obtenido la línea de aguas meteóricas local, i.e. $\delta^2\text{H} = 8,15 \cdot \delta^{18}\text{O} + 16,1\%$, cuyo exceso de deuterio > 10 caracteriza la precipitación de la región.

Finalmente, se destaca la importancia del mantenimiento operativo de la Red Nacional de Colectores de Argentina así como un aumento en el número de estaciones en distintas latitudes y altitudes del país y la necesidad de la toma de conciencia de su trascendencia por parte de las autoridades científico tecnológicas.

Agradecimientos

Los autores agradecen al personal del INTA Pergamino por la colección muestras y la medición de los parámetros meteorológicos así como al personal del laboratorio de Isótopos Estables y la Secretaría del INGEIS.

Referencias

- Albero, M.C. y Panarello, H.O., 1981. Tritio and stable isotopes in precipitation water in South America. *Interamerican Symposium of Isotope Hydrology*, IAEA, Collumbia, 91-109.
- Caffera, R.M. y Berbery, E.H., 2006. Climatología de la Cuenca del Plata. Capítulo II. En *El cambio climático en la Cuenca del Plata* (Barros, V., Clarke, R. y Silva Dias, P. Ed.), CONICET: 19-38.
- Coleman, M.L., Sheperd, T.J., Durham, J.J., Rouse, J.E. y Moore, F.R., 1982. A Rapid and Precise Technique for Reduction of Water With Zinc for Hydrogen Isotope Analysis. *Analytical Chemistry*: 54, 993-995.
- Craig, H., 1961. Isotope variations in meteoric waters. *Science* 133: 1702-1703.
- 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. Departamento de Ciencias Geológicas, Facultad de Ciencias y Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires*. Tesis 4282. 442p
- Dapeña, C. y Panarello, H.O., 1999. Development of the National Network for Isotopes in Precipitation of Argentina. *II Simposio Sudamericano de Geología Isotópica (IISAGI)*, Córdoba, Actas: 503-507.

- Dapeña, C. y Panarello, H.O., 2002. Red Nacional de Colectores de Isótopos en precipitación en Argentina: su importancia en estudios hidrogeológicos. *Congreso Agua Subterránea y Desarrollo Humano*. Bocanegra, E., Martínez, D., Massone, H. (Eds.), Vol. (CD), 1053-1060.
- Dapeña, C. y Panarello, H.O., 2004. Composición isotópica de la lluvia de Buenos Aires. Su importancia para el estudio de los sistemas hidrológicos pampeanos. *Revista Latino-Americana de Hidrogeología*, n.4, p.17-25, 2004
- Dapeña, C. y Panarello, H.O., 2005. Evolución y estado actual de la Red Nacional de Colectores de Isótopos en Precipitación de la República Argentina. *Actas del XVI Congreso Geológico Argentino*, La Plata, II: 635-642.
- Dapeña, C. y Panarello, H.O., 2007a. Application of environmental isotopes techniques to selected hydrological Pampean Systems. Argentina. *International Symposium on Advances in Isotope Hydrology and its role in Sustainable Water Resources Management (HIS-2007)*, IAEA Proceedings. Vol. 1: 251-260. CN151-90. Vienna, Austria.
- Dapeña, C. y Panarello, H.O., 2007b. Composición isotópica de la precipitación de la Estación Santa Fe. Red Nacional de Colectores. Argentina. *V Congreso Argentino de Hidrogeología*, Actas: 187-198.
- Dapeña, C. y Panarello, H.O., 2008. Isótopos en precipitación en Argentina. Aplicaciones en estudios Hidrológicos e Hidrogeológicos. *IX Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea*. ALHUSUD Volumen CD T-100. 8p. Quito, Ecuador.
- Epstein, S. y Mayeda, T.K., 1953. Variation of $\delta^{18}\text{O}$ content of water from natural sources. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 4: 213-224
- Friedman, I., 1953. Deuterium content of natural water and other substances. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 4: 89-103.
- Froehlich, K., Gibson, J.J. y Aggarwal, P., 2002. Deuterium excess in precipitation and its climatological significance. En: *Study of environmental change using isotope techniques*, C&S Papers Series 13/P: 54-65. International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.
- Galindo, G., Sainato, C., Dapeña, C., Fernández-Turiel, J. L., Gimeno, D., Pomposiello, M. C. y Panarello, H. O., 2007. Surface and Groundwater Quality in the Northeastern Region of Buenos Aires Province, Argentina. *Journal of South American Earth Sciences* 23: 336-345.
- Gonfiantini, R., 1978. Standards for stable isotope measurements in natural compounds. *Nature* 271: 534.
- Gonfiantini, R., 1999. Investigating the hydrological Cycle with Environmental Isotopes. Conference. *II South American Symposium on Isotope Geology*, Actas: 537-547.
- González, M., Dapeña, C., Cerne, B., Sanchez-Ccoyllo, O., Freitas, S., Silva Dias, P.L. y Panarello, H., 2009. Verification of the geographical origin of modeled air-mass trajectories by means of the isotope composition of rainwater during the SALLJEX experiment. *Environmental Fluid Mechanisms*. Vol 9 (4): 389-407.
- IAEA, 1992. Statistical Treatment of Data on Environmental Isotopes in Precipitation. *Technical Reports Series* N^o. 331, Vienna, 781p.
- IAEA/WMO, 2002. Global Network for Isotopes in Precipitation. The GNIP Database. <http://isohis.iaea.org>.
- Lis, G., Wassenaar, L.I. y Hendry, M.J. 2008. High-Precision Laser Spectroscopy D/H and $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ measurements of Microliter Natural Water Samples. *Analytical Chemistry*. 80, 287-293.
- Panarello, H.O. y Parica, C.A., 1984. Isótopos del oxígeno en hidrogeología e hidrología. Primeros valores en aguas de lluvia de Buenos Aires. *Asociación Geológica Argentina, Revista* 39 (1-2): 3-11.
- Panarello, H.O., Araguas-Araguas, L., Gerardo Abaya, J. y Gibert, E., 1998. The role of the "Global Network for Isotopes in precipitation, GNIP, in hydrological and hydroclimatic studies. Key note. *Actas del International Symposium on Isotope Techniques in the Study of Past and Current Environmental Changes in the Hydrosphere and the Atmosphere*. International Atomic Energy Agency, Vienna, pp. 79-91.
- Roether, W., 1970. Water CO₂ exchange set-up for the routine oxygen-18 assay of natural water. *International Journal Applied Rad. Isotopes*, 21: 379-387.
- Rozanski, K., Araguas-Araguas, L. y Gonfiantini, R., 1993. Isotopic patterns in modern global precipitation. *Climate Change in Continental Isotopic Records*, *Geophysical Monograph* 78, American Geophysical Union, 1-36.

Caracterización química e isotópica preliminar del agua superficial y subterránea en el Valle inferior del río Negro, Argentina

Mariza Abrameto¹, Cristina Dapeña², Beatriz Aldalur³, Ana Caro¹, Valeria Cecchini¹, Cynthia Fernandez¹, Melisa Szmulewicz¹, Mariángeles Travaglio⁴, Sergio Abate¹, Lucas Molina¹

¹Sede Atlántica, (UNRN), Don Bosco y Av. Leloir, (8500) Viedma, Río Negro, Argentina.

²Instituto de Geocronología y Geología Isotópica (INGEIS, CONICET-UBA), Pabellón INGEIS, Ciudad Universitaria, (C1428EHA) Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina

³Dto de Ingeniería (UNS). Av. Alem 1253. (8000) Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.

⁴Laboratorio de Diagnóstico Agroalimentario (FUNBAPA) Don Bosco 526, (8500) Viedma, R. N.

mabrameto@unrn.edu.ar

RESUMEN

El Valle Inferior del río Negro es una zona de más de 80.000 ha, ubicado sobre la margen sur del río homónimo. El área de explotación agrícola es extensa y en la época de producción se aplican diversos compuestos químicos. El río recibe los excedentes de riego de la zona productiva, a través de varios canales y desagües cloacales. De esta manera son de esperar impactos adversos de la calidad del agua por actividades humanas. En este marco se inició un proyecto de investigación cuyo objetivo es realizar un estudio de la interacción entre las aguas superficiales y subterráneas del valle inferior del río Negro así como el análisis de los aspectos hidrogeoquímicos e isotópicos, con énfasis en investigar la calidad regional del acuífero y del río. En este trabajo se presentan los primeros resultados químicos e isotópicos obtenidos en el agua del río y agua subterránea de pozos aledaños. Palabras clave: agua superficial, agua subterránea, hidroquímica, isotopos estables, río Negro.

ABSTRACT

The low valley of the Negro river is a zone of more than 80000ha located on the south margin of the river. The area of agricultural exploitation zone is extensive and during production activities are added diverse chemical compounds. The river receives the surpluses of irrigation of the productive zone across several channels and also, the urban effluents. In this way, adverse impacts of water quality are expected from human activities. In this frame a research project was developed, which major aim is to study the interaction between the water of the river and the groundwater of the low valley of the Negro River as well as the analysis of hydro geochemical and isotopic aspects, with emphasis in the water quality of the regional aquifers and the water river. In this work, we present the first chemical and isotopic results.

Keywords: superficial water, groundwater, hydrochemistry, stable isotopes, Negro River.

Introducción

El río Negro es uno de los más importantes de Argentina no solo por su longitud, 720 km, y gran caudal, 930 m³/s, sino por las diversas actividades antrópicas que se desarrollan en sus riberas y utilizan al río como recurso prioritario para el desarrollo de la región. Presenta un estuario que se extiende aproximadamente 66 km, desde la desembocadura hasta Primera Angostura,

(Píccolo y Perillo, 1997), para alcanzar la zona fluvial en Guardia Mitre. Varias islas se ubican entre la parte más alta hacia la más baja. El tramo final del río posee aproximadamente 1 km en su parte más ancha, en el estuario marítimo. El fondo es principalmente de tipo arenoso presentando los sedimentos de Isla La Paloma (LP) mayor superficie específica y diámetro de poro (Abrameto et al, 2012). El rango de mareas es de 6 horas, alcanzando 4,4 metros (pleamar) a 0,71 m (bajamar). En su

desembocadura se desarrollan dos bancos de características disímiles que en conjunto forman un delta de reflujo abierto (del Río et al. 1991; Piccolo y Perillo, 1997).

Entre las actividades que se desarrollan en la zona habría que destacar el incremento en los últimos años de actividades recreativas, deportivas acuáticas de nivel regional, nacional e internacional.

El Valle Inferior del río Negro es una zona de más de 80.000 ha, ubicado sobre la margen sur del río entre los 40° y 41° latitud sur y los 63° y 64° longitud oeste (Figura 1). El área de explotación es de 18000ha donde se producen especies hortícolas y en creciente desarrollo se encuentra la producción frutícola, con frutos de pepita, carozo y frutos secos. En la época de producción se aplican compuestos químicos tales como fertilizantes nitrogenados, herbicidas y plaguicidas que incorporan al ambiente según su formulación química conservantes, aditivos y sub productos de reacciones químicas, microbiológicas y fotoquímicas de sus ingredientes activos. Además, actualmente el río recibe en éste valle, los excedentes de riego de la zona productiva, a través de los canales Las Nutrias, Berreaute y El Molino y los desagües urbanos de las localidades Guardia Mitre, Carmen de Patagones y Viedma. De manera que impactos adversos de la calidad del agua son de esperar por actividades humanas que incluyen los usos de la tierra, lixiviado de contaminantes como los herbicidas que han ingresado al suelo o al aire, perforaciones de pozos, aguas cloacales, bombeos de altos volúmenes los que también pueden generar cambios significativos y movilización de los elementos traza aumentando el transporte de los mismos. En esta región no hay registro de estudios previos sobre la interconectividad del acuífero de la zona y las aguas superficiales del valle inferior del río Negro.

En este marco se inició un proyecto de investigación cuyo objetivo es realizar un estudio de la interacción entre las aguas superficiales y subterráneas del valle inferior del río Negro así como el análisis de los aspectos hidrogeoquímicos e isotópicos, con énfasis en investigar la calidad regional del acuífero y del río, caracterizar la distribución y la migración de contaminantes agrícolas tales como metales pesados, herbicidas, y nitratos.

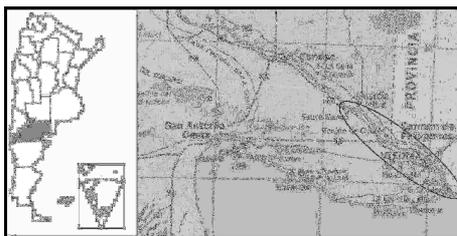


Figura 1. Ubicación del área de trabajo en el Valle inferior del Río Negro.

En este trabajo se presentan los primeros resultados químicos e isotópicos obtenidos en las aguas superficiales y subterráneas.

Área de estudio

La zona seleccionada para el estudio se extiende de O. a E. siguiendo la margen sur del río Negro, desde Guardia Mitre hasta su desembocadura en el Océano Atlántico.

El clima es árido a semiárido, de tipo mesotermal con poco o ningún exceso de agua. La temperatura media anual es de 16° C. La precipitación anual es alrededor de 350 mm. Los vientos predominan del oeste y son más intensos en verano.

Desde el punto de vista geológico se identifican 4 unidades litológicas principales: la Fm Río Negro de edad Terciaria, de carácter continental y formada predominantemente por material psamítico mediano a fino y atribuida a procesos fluviales. Sobre ella se apoyan en discordancia erosiva los "rodados Patagónicos" de edad pleistocena. En la zona costera sobre la plataforma de abrasión labrada en las areniscas terciarias, la Fm San Antonio de edad Holocena. Esta unidad está constituida por gravas arenosas y arenas con valvas de moluscos. Sobre ésta se depositan sedimentos eólicos, fluviales y marinos actuales (del Río et al., 1991). Finalmente, el relleno aluvial del río Negro que presentan un ancho de 8 a 10 km y un espesor entre 5 y 10 m (CFI, 1994). Desde el punto de vista hidrogeológico esta ubicada en la región Patagonia Extra-andina (Auge et al, 2006). La información hidrogeológica en la zona es muy escasa. De acuerdo con Galván (1966) en el valle inferior del río Negro se pueden diferenciar dos sectores: el occidental asociado a depósitos fundamentalmente aluviales y el occidental integrado por una sucesión de sedimentos de origen marino. Román y Sisul (1984) consideran a los depósitos fluviales del río Negro como un conjunto de sedimentos de porosidad intersticial y permeabilidad moderada a alta. Señalan que las perforaciones con

profundidades entre 40 m y 100m atraviesan una alternancia de capas arenosas y limoarcillosas. En la zona costera detectaron intrusiones marinas intercaladas.

Metodología

La campaña de verano 2011-2012 para la recolección de muestras de agua superficial se realizó desde Guardia Mitre hasta la desembocadura del río, zona previa al estuario externo. Los sitios para la recolección de muestras de agua superficial en el río Negro comprendieron 4 estaciones: Punta Redonda, isla La Paloma, Dren Berreaute y Guardia Mitre, tomando en cada punto las muestras sobre una transecta desde la margen izquierda hacia la margen derecha. En la zona productiva del valle Inferior se seleccionaron 13 perforaciones cuyas profundidades varían entre 4,5 m y 70 m (Figura 2). El muestreo superficial de aguas se hizo desde embarcación empleando muestreador de Aguas Wildco[®] Instruments.

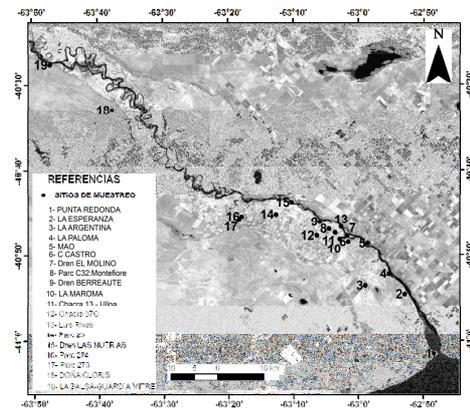


Figura 2. Ubicación de los sitios de muestreo

La conductividad eléctrica (CE) y el pH fueron medidos *in situ*. Los análisis de iones mayoritarios (Na, K, Ca, Mg, Cl, HCO₃, SO₄ y NO₃) fueron realizados por métodos convencionales estandarizados (APHA, 1992) y se representaron en diagramas de Piper para su clasificación. Los análisis isotópicos fueron hechos en el Laboratorio de Isótopos Estables del Instituto de Geocronología y Geología Isotópica (INGEIS), mediante espectroscopía láser con un equipo Los Gatos Research inc. (OA-ICOS: Off-Axis Integrated Cavity Output Spectroscopy) (Lis et al., 2008). Los resultados se expresan como δ , definido como: $\delta = 1000(R_s - R_p)/R_p$ ‰, donde, δ : desviación isotópica en ‰; S: muestra; P: referencia

internacional; R: relación isotópica (²H/¹H, ¹⁸O/¹⁶O). La referencia utilizada es Vienna Standard Mean Ocean Water (V-SMOW) (Gonfiantini, 1978). Las incertidumbres son $\pm 0,3$ ‰ para $\delta^{18}O$ y $\pm 1,0$ ‰ para δ^2H . Por definición, el valor $\delta_{V-SMOW} = 0$ ‰. Por lo tanto, un δ positivo indica una mayor concentración de los isótopos pesados ¹⁸O o ²H que la referencia.

Los datos se representaron en diagramas convencionales δ^2H (‰) vs. $\delta^{18}O$ (‰) y Cl⁻ (meq/L) vs. $\delta^{18}O$ (‰).

Resultados y Discusión

La composición química del agua superficial muestra dos tipos de agua: uno del tipo clorurado sulfatado sódico y el otro sulfatado cálcico-magnésico (Figura 3). Al primero corresponden exclusivamente las muestras del estuario (punto 1 Figura 3) y al segundo el resto de las muestras de la zona fluvial (puntos 4, 9, 15, 19, Figura 3). La conductividad eléctrica (CE) de la zona de estuario es muy elevada y varía entre 1560 $\mu S/cm$ y 8060 $\mu S/cm$. El resto de las muestras del río tienen baja salinidad, entre 120 $\mu S/cm$ y 190 $\mu S/cm$.

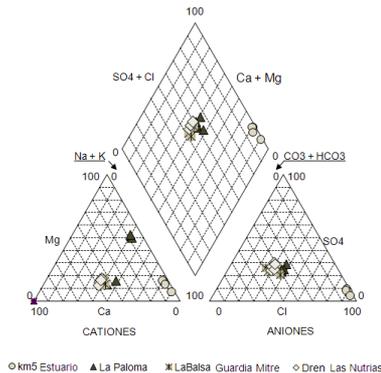


Figura 3. Diagrama de Piper mostrando tipos de aguas en estuario y zona fluvial del río Negro

La composición química del agua subterránea muestra tres tipos principales: bicarbonatadas sódicas, cloruradas sulfatadas sódicas y sulfatadas cloruradas cálcico-magnésicas (Figura 4). Al primer grupo pertenecen las perforaciones (La Maroma, Chacra 37, Mina (Par.23), Rivas, Mao y Montefiore) todas ubicadas en la planicie aluvial del río. Al segundo grupo pertenecen los pozos cercanos al estuario (La Esperanza (Mazzei) La Argentina, Doña Cloris) y los pozos de las parcelas 47, 273, 274). El tercer grupo está representado por el pozo Castro. Las aguas

con salinidades menos a 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ corresponden a los pozos Chacra 37, Rivas y Mina Parc23/3. Los pozos La Maroma, Chacra 4, Montefiore, Mazzei, MAO, Doña Cloris, A 273 y A 274 tienen CE entre 1300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 2400 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Los más salinos son el pozo Iribarren (La Argentina) (4800 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y Castro (6280 $\mu\text{S}/\text{cm}$)

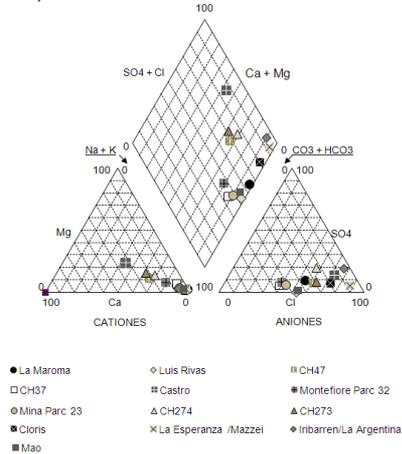


Figura 4. Diagrama de Piper mostrando distintos tipos de aguas en perforaciones de zona de seco y del valle inferior de río Negro

En la figura 5 conjuntamente con las muestras se representa la línea meteórica mundial ($\delta^2\text{H} = 8 \delta^{18}\text{O} + 10\text{‰}$). En la figura 6, debido a que la zona de estudio comprende una zona de costa y a la presencia de sedimentos marinos en la región se agrega el valor estándar promedio del agua de mar (SMOW, Standard Mean Ocean Water) como referencia y para el reconocimiento de posibles mecanismos de salinización (evaporación y mezcla).

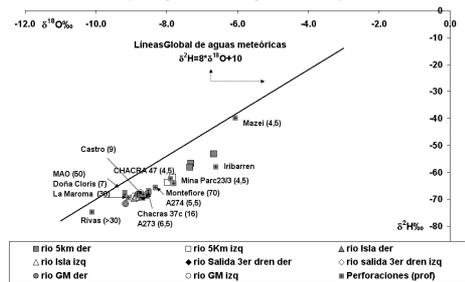


Figura 5. $\delta^2\text{H}$ vs. $\delta^{18}\text{O}$, línea de aguas meteóricas, muestras de agua superficial y perforaciones (m).

La composición isotópica del río y sus variaciones responden a la localización de su cabecera (altitud y latitud) y a los distintos aportes que reciben a lo largo de su curso. En estas figuras se observa que las muestras de agua superficial del Río Negro son aguas empobrecidas y con excesos de deuterio menores que 10‰, típicos de aguas de fusión de nieve que sufrieron procesos de evaporación y sublimación (Arnasson, 1981; Gat, 2010) sumados a un enriquecimiento por evaporación en los embalses de los ríos Neuquén y Limay. El rango medido varía entre -9,2‰ y 6,7‰ para $\delta^{18}\text{O}$ y -72‰ y -53‰ para $\delta^2\text{H}$. Por otro lado las muestras del Punta Redonda-Estuario presentan alta salinidad y valores más enriquecidos indicando posibles procesos de mezcla con aguas similares a las del mar. Utilizando elementos conservativos como los isótopos del oxígeno y los cloruros para comprobar la mezcla se observan porcentajes de mezcla del orden del 25% al 11% (Figuras 7 y 8).

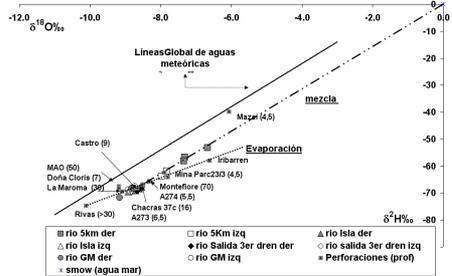


Figura 6. $\delta^2\text{H}$ vs. $\delta^{18}\text{O}$ línea de aguas meteóricas, muestras de agua superficial y perforaciones (m) e identificación de procesos.

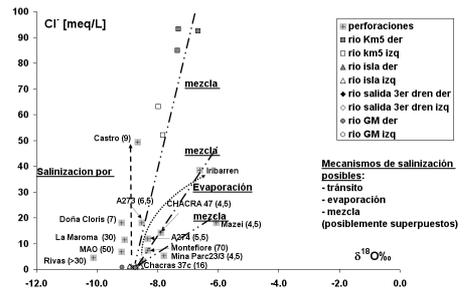


Figura 7. Cl^- vs. $\delta^{18}\text{O}$

Respecto a las aguas subterráneas se observan varios grupos. La mayoría tiene composiciones similares a las del río. Sin

embargo la perforación Rivas muestra valores más empobrecidos que podrían estar asociados a variaciones estacionales de la composición isotópica del río. Por otro lado el pozo Mazzei (La Esperanza) tiene valores más enriquecidos y su recarga podría estar vinculada a la precipitación local. El pozo Iribarren (La Argentina) muestra valores más enriquecidos y evidencias de evaporación y mezcla. En general las aguas subterráneas muestran evoluciones compatibles con salinización por tránsito, líneas de evaporación o rectas de mezcla (Figuras 5, 6 y 7).

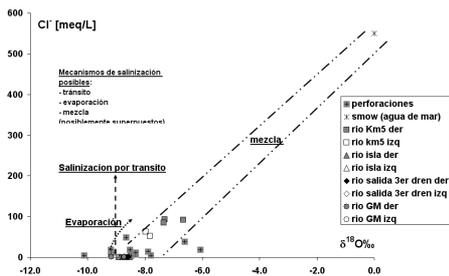


Figura 8. Cl⁻ vs. δ¹⁸O. Se muestra detalle de la posible mezcla con agua de mar.

Conclusiones

La salinidad del agua superficial esta localizada en la zona del estuario.

Las aguas subterráneas tienen salinidades variables, desde 200 μS/cm hasta 6280 μS/cm. No se observó relación entre la profundidad y la salinidad. Las aguas más salinas están vinculadas a la zona del estuario.

Las muestras de agua superficial del Río Negro son aguas empobrecidas y con excesos de deuterio menores que 10‰ típicos de aguas de fusión de nieve. Las muestras del Punta redonda-Estuario presentan alta salinidad y valores más enriquecidos indicando posibles procesos de mezcla con aguas similares a las del mar.

La mayoría de las aguas subterráneas tiene composición similar a la del río. Sin embargo la perforación Rivas muestra valores más empobrecidos que podrían estar asociados a variaciones estacionales de la composición isotópica del río. Por otro lado el pozo Mazzei (La Esperanza) tiene valores más enriquecidos y su recarga podría estar vinculada a la precipitación local. El pozo Iribarren (La Argentina) muestra valores más enriquecidos y evidencias de evaporación y mezcla.

En general las aguas subterráneas muestran evoluciones compatibles con salinización por tránsito, líneas de evaporación o rectas de mezcla

Agradecimientos

El trabajo fue subsidiado por el Proyecto "Hidro geoquímica de la interacción agua superficial-agua subterránea en el valle inferior, del río Negro", Proy. 40-C-155 de la Universidad Nacional de Río Negro.

Referencias

- Abrameto M., Barrio, D., Banzato, L., Fellenz, N., Gibeli, T., Molina, L. 2012. Niveles de metales traza en invertebrados colectados en el Río Negro. II Reunión Argentina de Geoquímica de la Superficie, Editorial de la Universidad Nacional del Sur, ISBN 978-987-1620-86-9, pp 1-5.
- APHA-AWWA-WPCF, Diaz de Santos, 1992
- Arnasson, B., 1981. Ice and snow hydrology Chapter 7. Guide Book on Nuclear Techniques in Hydrology. Technical Report Series 91. IAEA. Vienna
- Auge, M., C. Wetten, G. Baudino, G. Bonorino, R. Gianni, N. González, M. Griznik, M. Hernández, J. Rodríguez, A. Sisil, M. Viroha, C. Torres. 2006. Hidrogeología de Argentina. Boletín Geológico y Minero, 117 (1): 7-23.
- CFI, 1994. Carta de ordenamiento ambiental Area Viedma-Carmen de Patagones. I Etapa. 88 Pág. CEFIRED.
- Craig, H., 1961. Isotope variations in meteoric waters. Science 133: 1702-1703.
- Dansgaard, W., 1964. Stable isotopes in precipitation. Tellus, 16: 4-35.
- Dapeña, C., 2007. . Isótopos Ambientales livianos: su aplicación en hidrología e hidrogeología. Tesis Doctoral. Departamento de Ciencias Geológicas, Facultad de Ciencias y Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. Tesis 4282. 442p.
- Dapeña, C. y Panarello, H.O., 2008. Isótopos en precipitación en Argentina. Aplicaciones en estudios Hidrológicos e Hidrogeológicos. IX Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea. ALHSUD Volumen CD T-100. 8p. Quito, Ecuador.
- Dapeña, C. & Panarello, H.O., 2009. Isótopos ambientales aplicados en la identificación de mecanismos y fuentes de contaminación. I Reunión Argentina de Geoquímica de la Superficie (I RAGSU). Actas/Resúmenes, Sección V: Geoquímica Isotópica, p.80. Academia Nacional de Ciencias, Córdoba.

- Del Rio, J., Colado, U.R. y Gaido, E. S., 1991. Estabilidad y dinámica del delta de reflujos de la boca del río negro. Asociación Geológica Argentina, Rev. XLVI (3-4): 325-332.
- Galván, A.F., 1966. Estudio hidrogeológico del valle inferior del Río Negro. Consejo Federal de Inversiones. Buenos Aires.
- Gat., J. R., 2010. Isotope Hydrology A study of the water cycle. Series on Environmental Science and Management — Vol. 6. 189p Imperial College Press.
- Gonfiantini, R. 1978. Standards for stable isotope measurements in natural compounds. Nature 271: 534.
- Gonfiantini, R. y Araguas, L. A., 1988. Los isótopos ambientales en el estudio de la intrusión salina. Tecnología de la Intrusión en Acuíferos Costeros. Granada, España
- Lis, G., Wassenaar, L.I. & Hendry, M.J. 2008. High-Precision Laser Spectroscopy D/H and $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ measurements of Microliter Natural Water Samples. Analytical Chemistry. 80:287-293
- Piccolo C. y Perillo G. 1997. El Mar argentino y sus recursos Pesqueros. Geomorfología e Hidrografía de los estuarios, 1: 133-161. Editor Boschi E.
- Roman, A. M. y Sisul, A.1984. Recursos Hídricos Subterráneos. Capítulo III-1. En Geología y Recursos Naturales de la provincia de Río Negro. Velatorio del IX Congreso geológico Argentino: 565-582.

Composición físico-química e isotópica de precipitaciones del Sur de Córdoba. Estación Río Cuarto-Red Nacional de Colectores. Argentina

Adriana Cabrera⁽¹⁾, Mónica Blarasin⁽¹⁾, Cristina Dapeña⁽²⁾ y Luciana Maldonado⁽³⁾

¹ Dpto. de Geología-UNRC. Ruta Nacional 36, Km 601. Río Cuarto. Córdoba. Argentina.

² INGEIS, CONICET-UBA, Pab. INGEIS, Ciudad Universitaria, Ciudad Autónoma de Buenos Aires

³ CONICET UNRC

Mail de contacto: acabrera@exa.unrc.edu.ar

RESUMEN

Al Sur de Córdoba se registra información química e isotópica de precipitaciones, muy útil para elaborar modelos hidrogeológicos. El objetivo es analizar esta información y vincularla con las variaciones climáticas, para conocer más acabadamente la principal entrada a los sistemas hidrológicos. El clima presenta gran uniformidad térmica y estacionalidad de lluvias muy marcada. Las precipitaciones son de baja salinidad, principalmente sulfatadas cálcicas y muy levemente ácidas. En primavera-verano las lluvias presentan más bajos pH y CE, y están más enriquecidas isotópicamente, principalmente en primavera. La recta meteórica local obtenida es representativa de un amplio sector del Sur provincial. Las variaciones en el exceso de deuterio revelan distintos orígenes de las masas de aire, fundamentalmente vapor reciclado vinculado a la corriente en chorro en capas bajas. Se observa en sectores serranos, empobrecimiento isotópico del agua superficial que revelaría precipitaciones más empobrecidas que en llanura (efecto continental o fraccionamiento a menores temperaturas).

Palabras clave: composición química, isótopos, precipitaciones, Río Cuarto.

ABSTRACT

At the South of Córdoba province chemical and isotopic precipitation information is being recorded, useful to develop hydrogeological models. The purpose of this paper is to analyze chemical and isotopic precipitation data, linking to climate variations, to know deeply the main input to hydrological systems. The climate regime is of thermal uniformity and contrasting rainfall seasonality. The rainfalls, with low salinity, are mainly calcium sulfate type and very slightly acidic. In spring-summer precipitation exhibits lower pH and EC than other seasons and shows the most isotopic enrichment in spring. The obtained local meteoric line is representative of a large region in the South of Córdoba province. Variations of deuterium excesses are evidences of different origins of air masses (related to recycled vapor linked to the Low Level Jet). In mountain areas, surface water isotopic depletion would reveal more impoverished precipitation than in the plain (continental effect or fractionation at lower temperatures).

Keywords: chemistry, isotopes, precipitation, Río Cuarto.

Introducción

En todo modelo hidrogeoquímico es importante el análisis exhaustivo de precipitaciones ya que son, en general, la fuente principal de recarga de ríos y acuíferos. Está comprobado (Dansgaard, 1964; Panarello *et al.*, 1998; Dapeña *et al.*, 2010; entre otros) que la composición físico-química e isotópica media del agua de precipitaciones refleja las características climáticas de cada región, por lo que se hace indispensable contar con un registro apropiado de las mismas. Argentina

cuenta con una Red Nacional de Colectores (RNC) de isótopos en precipitaciones cuyas estaciones de registro se encuentran coordinadas por el Instituto de Geocronología y Geología Isotópica (INGEIS) que, desde 1978, forma parte de la red mundial de estaciones (Global Network for Isotopes in Precipitation-GNIP) (IAEA/WMO, 2002; Dapeña y Panarello, 1999). Al Sur de Córdoba, se cuenta con información climática diaria y con información físico-química e isotópica de muestras de agua de precipitaciones recogidas, con frecuencia mensual (Cabrera, 2009).

La estación evaluada en el presente estudio se ubica en la ciudad de Río Cuarto, al Sur de la provincia de Córdoba, Argentina (Fig. 1), a los 33° 7' 4" de Latitud Sur y 64° 19' 46" de Longitud Oeste y a 434 m sobre el nivel del mar. Esta Estación fue instalada en el año 2006 en el marco de los proyectos de investigación que lleva adelante el Grupo de Hidrogeología del Departamento de Geología de la Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC).

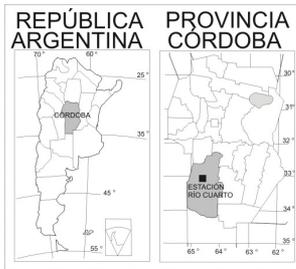


Figura 1. Ubicación Estación Río Cuarto

Objetivos

El objetivo del trabajo es analizar la composición físico-química e isotópica de precipitaciones del Sur de Córdoba y su vinculación con las variaciones climáticas, de manera de conocer más acabadamente la función de entrada a los sistemas acuíferos al Sur de la provincia de Córdoba y sus variaciones temporales a lo largo de los seis años de registros.

Metodología empleada

Las muestras de precipitaciones son recogidas mediante colectores especialmente diseñados para recibir la totalidad de lluvia caída durante todo un mes, evitando que se produzca en el recipiente, el proceso de evaporación (Fig. 2) (IAEA, 2002). Si la cantidad de lluvia caída durante el mes es suficiente, se toman dos muestras, una para efectuar las determinaciones físico-químicas y la otra para las mediciones isotópicas. Las primeras se realizan en el laboratorio de Geoquímica del Dpto. de Geología de la UNRC, mediante técnicas convencionales. En cada muestra, se determinan conductividad eléctrica (CE, con conductímetro digital con compensación automática de temperatura), pH (con electrodo selectivo, Orion), CO_3^{2-} y HCO_3^- (mediante titulaciones potenciométricas), SO_4^{2-} (por turbidimetría), Cl^- , Ca^{+2} y Mg^{+2} (por medio de titulaciones colorimétricas), Na^+ y K^+ (por

fotometría de llama) y F^- y NO_3^- (con electrodos selectivos, Orion).

Las muestras recogidas para las determinaciones isotópicas (^{18}O , ^2H y ^3H) son enviadas sistemáticamente al INGEIS. Los análisis isotópicos ($\delta^2\text{H}$ y $\delta^{18}\text{O}$) se realizan en el laboratorio de Isótopos Estables del INGEIS por espectrometría de masas (IRMS) y por espectroscopía láser.

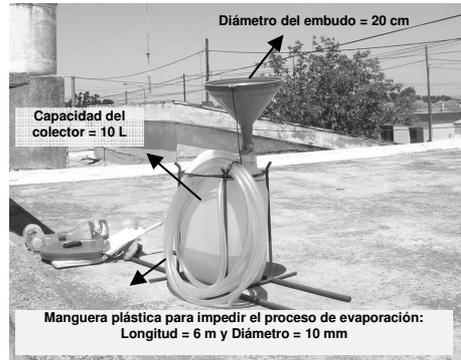


Figura 2. Características del Colector de Precipitaciones en la Estación Río Cuarto.

Las muestras por IRMS fueron tratadas siguiendo técnicas convencionales modificadas por Panarello y Parica (1984) a las posibilidades de INGEIS y las relaciones isotópicas se midieron en un espectrómetro de masas de triple colector, sistema de introducción múltiple, Finnigan MAT Delta S. En el caso de espectroscopía láser se utiliza un equipo Los Gatos Research inc. (OA-ICOS: Off-Axis Integrated Cavity Output Spectroscopy) (Lis *et al.*, 2008).

Los resultados se expresan como desviaciones isotópicas (δ), en ‰ (Ec. 1).

$$\delta = 1000 (R_s - R_p) / R_p \quad (1)$$

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 (R_s). La referencia utilizada es Vienna Standard Mean Ocean Water (V-SMOW) (Gonfiantini, 1978); por definición, el valor $\delta_{\text{V-SMOW}} = 0 \text{ ‰}$. Las incertidumbres son $\pm 0,2 \text{ ‰}$ y $\pm 0,3 \text{ ‰}$ para $\delta^{18}\text{O}$ por IRMS y espectroscopía láser y $\pm 1,0 \text{ ‰}$ para $\delta^2\text{H}$. Las rectas meteóricas y el cálculo de los promedios se deben hacer ponderados con la precipitación, con una evaluación cuidadosa de los datos que deben ser depurados para eliminar los valores anómalos y no debe utilizarse una regresión lineal, dado que esta última carece de sentido

físico (IAEA, 1992). Por otro lado la Organización Internacional de Energía Atómica (OIEA) sugiere como alternativa la aplicación de regresiones ortogonales (IAEA, 1992). Las regresiones ortogonales tienen en cuenta la incertidumbre de la variable independiente y la dependiente, mientras que la regresión lineal calculada con cuadrados mínimos sólo considera la incertidumbre en la independiente. Los promedios ponderados se calculan con la cantidad de precipitación caída y considerando cada año calendario individualmente o promediando cada mes para el total del período. Este último sólo es válido para el caso de registros de período largo. Las diferencias entre la media aritmética y la media ponderada generalmente no son significativas en las estaciones con distribución uniforme de la precipitación, sin embargo los promedios ponderados son más apropiados como funciones de entrada en los sistemas hidrológicos (IAEA, 1992). Se realizó previamente una evaluación cuidadosa de los datos, que consistió en la depuración de los valores anómalos, evidenciados por incoherencias en los datos de ^{18}O , ^2H y exceso de deuterio ("d"), que no pueden justificarse a través de procesos naturales, y que pueden estar vinculadas a pérdida de la muestra por desborde o debido a que los volúmenes de lluvia son muy pequeños. Como resultado de estas situaciones se han implementado medidas de control para la colección de muestras en la estación. Por ejemplo, las muestras correspondientes a los meses de junio y julio de 2006 y de agosto de 2007 fueron descartadas debido a que la cantidad de precipitación fue muy escasa (pocos mm) y en las muestras muy pequeñas la composición isotópica está modificada por el proceso de evaporación en las gotas de lluvia durante la precipitación (Leguy et al., 1983).

Se cuenta, además, con registros meteorológicos diarios vinculados a cantidad e intensidad de precipitaciones, temperatura del aire, humedad, velocidad y dirección de vientos, etc., de la serie de tiempo considerada en el análisis (6/2006 – 12/2012). Estos registros climáticos proceden de una estación meteorológica que opera desde 1974, perteneciente a la Facultad de Agronomía y Veterinaria de la UNRC y que se encuentra ubicada próxima al sitio de recolección de muestras mensuales de precipitaciones (2 Km).

Se realizó tratamiento estadístico de toda la información recogida, con el fin de vincular las variaciones físico-químicas e isotópicas con las variables climáticas en la región.

Análisis de información meteorológica

La provincia de Córdoba, por su latitud, posee un clima templado, con características mediterráneas. El clima está regido por cuatro centros de acción, permanentes o semi-permanentes, dos de alta presión (el anticiclón del Atlántico y el del Pacífico) y dos de baja presión (los ciclones de las depresiones del Noroeste y de la extremidad Sur del país). Se distinguen variaciones climáticas en función de los cambios del relieve, procedencia de masas de aire y procesos meteorológicos locales. En general, el Sur provincial se caracteriza por una gran uniformidad térmica y una concentración estival de las precipitaciones. Según Capitanelli, (1979) el régimen de temperaturas se caracteriza por un invierno riguroso (período del año con $T < 10^\circ\text{C}$, dado entre junio y agosto) y un "verano térmico" medianamente cálido (período con $T > 20^\circ\text{C}$, dado entre octubre/noviembre y marzo/abril), con heladas importantes de mayo a septiembre (Capitanelli, 1979). Se registra una temperatura media de $16,5^\circ\text{C}$ (máx. = 25°C y mín. = 10°C). Las excepciones corresponden a las mayores altitudes, sectores de sierra y altiplanicie. La acción del relieve es más efectiva sobre las condiciones hídricas y la variación estacional de las mismas. Según Capitanelli (1979), las precipitaciones provienen principalmente del anticiclón del Atlántico, correspondiendo el 70 % a procesos frontales, es decir con la intervención de más de una masa de aire. El proceso frontal que más agua produce es el de frente caliente, los procesos afectados por el relieve producen los porcentajes más bajos. Del total de lluvia anual, el 82 % se concentra en primavera-verano. En la llanura, el clima mesotermal varía (Fig. 3) desde subhúmedo húmedo con nula a pequeña deficiencia de agua al Este (Pma > 850 mm), a subhúmedo-seco con nulos a pequeños excesos y déficit < a 200 mm al centro y > a 200 mm, al Sudoeste provincial (Pma < 700 mm), lo que marca la citada influencia del aire cálido y húmedo procedente del Atlántico (Blarasin, 2003). Las sierras y el piedemonte, muestran una mayor variabilidad pluviométrica debido a la combinación de factores geomorfológicos, de altitud y exposición (Capitanelli, 1979; Blarasin, 2003). Por otro lado, al igual que en el resto de la llanura chacopampeana el clima es modificado por la acción de El Niño-Oscilación del Sur (ENSO), la Zona de Convergencia del Atlántico Sur (ZCAS), el anticiclón semipermanente del Atlántico, la Corriente en Chorro en Capas Bajas (LLJ), los

Mesosistemas, la Circulación de los Oestes, entre muchos otros (Caffera y Berbery, 2006).

La curva cronológica anual de precipitaciones (1974-2012) registradas en la estación Río Cuarto (Fig. 4), muestra una alternancia de ciclos húmedos y secos, con una precipitación media anual (Pma) de 787 mm. Se destacan como los años más húmedos, 1978-1979, 1984, 1991, 1993, 1998-1999 y 2004 con precipitaciones mayores a los 900 mm, y los más secos, 1988-1989, 2009 y 2010, con precipitaciones inferiores a los 580 mm.

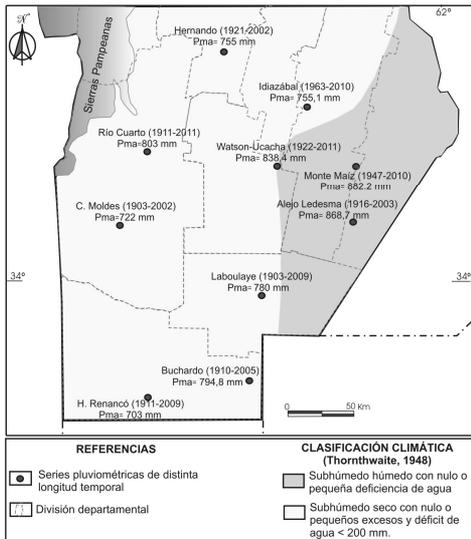


Figura 3. Variación del clima al Sur de Córdoba.

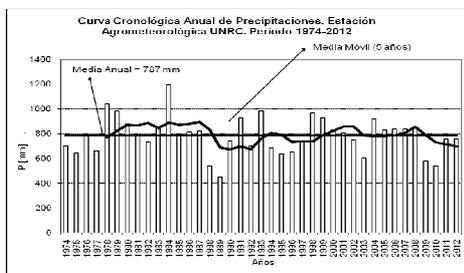


Figura 4. Curva cronológica anual de precipitaciones.

En la región, más del 80 % de los días son ventosos, con una concentración máxima a fines de invierno-primavera. Predominan los vientos procedentes del Norte/Noreste, Sur y Sureste con velocidades medias que, en la mayoría de los meses, superan los 10 Km/h,

pudiendo producirse ráfagas de más de 100 Km/h.

Composición físico-química de precipitaciones

Se observan diferencias en cuanto a la composición físico-química del agua de precipitaciones correspondientes a los distintos meses del año. En general se trata de lluvias (Tabla 1) con bajos contenidos salinos (CE ~ 54 $\mu\text{S}/\text{cm}$), de tipo geoquímico sulfatadas y/o mixtas con predominio de sulfatos y/o bicarbonatos, cálcicas (Fig. 5) y de carácter muy levemente ácido (pH ~ 6,28; mín. = 5,10 y máx. = 8,20).

TABLA 1. Estadísticos más importantes de los resultados físico-químicos de precipitaciones

	N	Mín.	Máx.	Media	Desv. típ.
pH	53	5,10	8,20	6,28	0,68
CE [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	53	15,00	287,00	54,15	51,82
HCO_3^- [mg/l]	52	2,50	50,00	12,38	10,80
SO_4^{2-} [mg/l]	46	3,93	51,70	12,70	8,50
Cl ⁻ [mg/l]	53	1,43	20,00	5,41	3,95
Na ⁺ [mg/l]	49	0,10	14,26	1,71	2,82
K ⁺ [mg/l]	48	0,10	8,21	0,99	1,42
Ca ⁺² [mg/l]	44	0,80	10,40	3,83	2,13
Mg ⁺² [mg/l]	42	0,20	5,61	1,34	1,04

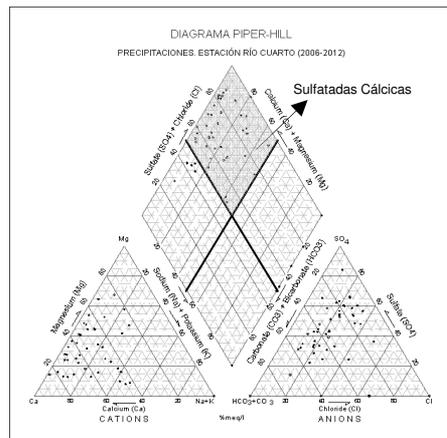


Figura 5. Tipo geoquímico de precipitaciones.

Las diferencias más importantes se vinculan principalmente con el monto de precipitaciones registradas. De esta manera, en aquellos meses más secos, en aquellos con menor cantidad de lluvia caída, se registran los pH más altos y las CE más altas. En este último caso, dada la menor cantidad de lluvia se concentra mayor cantidad de sales procedentes de la atmósfera

(Fig. 6). Cabe destacar la diferencia de composición que presenta la lluvia de julio de 2007 (mes en el que se registró eventos níveos) con un pH de 7,63, CE de 88 $\mu\text{S/cm}$, y de tipo geoquímico bicarbonatada cálcica.

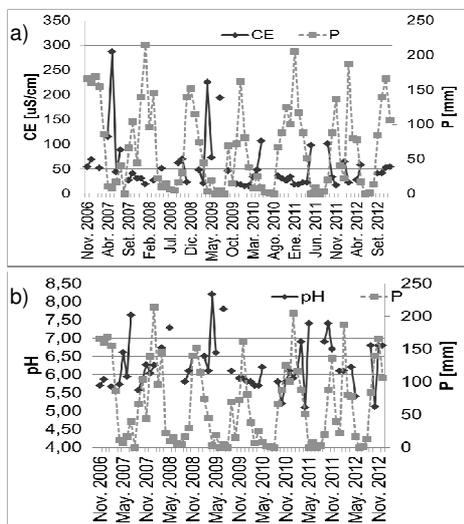


Figura 6. a) CE vs P y b) pH vs P.

Composición isotópica de precipitaciones

En las Figuras 7 a y b se representan los valores mensuales $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ respectivamente en el período 6/2006-12/2012. En ambos gráficos se observan claramente amplias variaciones mensuales en la composición isotópica que indican su dependencia con los parámetros meteorológicos.

En la Tabla 2 se presentan los valores promedios ponderados anuales y el promedio ponderado total para el período 2007-2012.

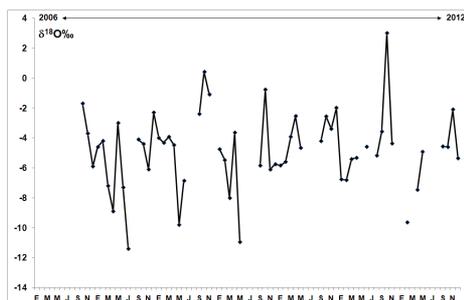


Figura 7 a. $\delta^{18}\text{O}$ (‰) de la precipitación. Período 2006-2012.

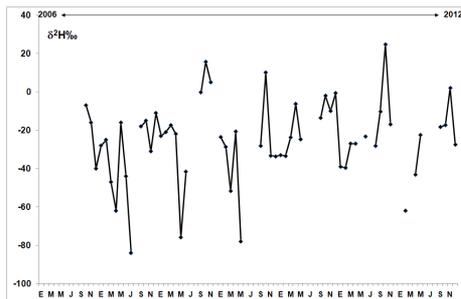


Figura 7 b. $\delta^2\text{H}$ (‰) de la precipitación. Período 2006-2012.

Tabla 2 Valores promedio ponderados anuales

Año	$\delta^{18}\text{O}$ (‰)	$\delta^2\text{H}$ (‰)	d (‰)
2007	-5,2	-30	11
2008	-3,3	-14	13
2009	-5,8	-32	14
2010	-3,9	-16	15
2011	-5,0	-25	15
2012	-5,6	-28	17
Promedio	-4,8	-24	14

En la Tabla 3 se presentan los valores promedios ponderados por mes y en las Figuras 8 a y b se han graficado los valores máximos y mínimos $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ de cada mes y los promedios ponderados correspondientes.

En todos los gráficos se observan claramente variaciones en la composición isotópica. Estas variaciones son más pronunciadas en algunos años. El promedio ponderado en registros prolongados es un buen (o útil) indicador de la tendencia general

Tabla 3. Valores promedio ponderados por mes

Mes	$\delta^{18}\text{O}$ (‰)	$\delta^2\text{H}$ (‰)	D (‰)
E	-5,0	-28	12
F	-6,5	-39	13
M	-5,9	-35	12
A	-6,2	-36	14
M	-7,8	-53	10
J	-6,9	-41	14
J	-11,4	-84	7
A	-5,2	-28	13
S	-4,3	-16	18
O	-2,5	-4	16
N	-3,4	-10	17
D	-4,2	-21	12
Promedio	-5,8	-33	13

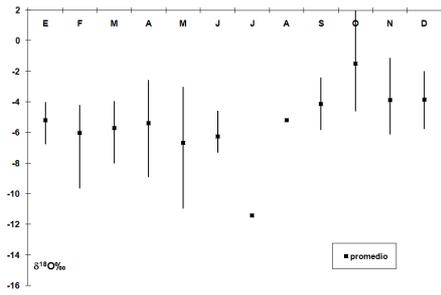


Figura 8 a): $\delta^{18}\text{O}$ (‰) valores máximos y mínimos y promedio mensual ponderado. Período 2007-2012

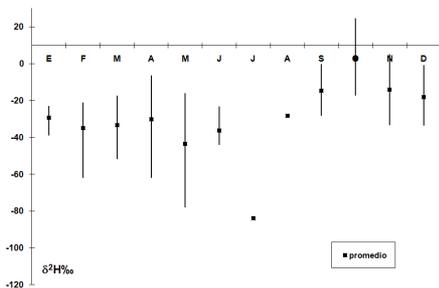


Figura 8. b) $\delta^2\text{H}$ (‰) valores máximos y mínimos y promedio mensual ponderado. Período 2007-2012

El promedio ponderado total por el volumen de agua caída ($\delta^{18}\text{O} = -4,8\text{‰}$; $\delta^2\text{H} = -24\text{‰}$) y el aritmético ($\delta^{18}\text{O} = -4,8\text{‰}$; $\delta^2\text{H} = -25\text{‰}$) arrojaron valores similares, sin embargo los promedios ponderados son más apropiados como funciones de entrada en los sistemas hidrológicos (IAEA, 1992).

En la figura 9, se presenta el diagrama convencional $\delta^2\text{H}$ vs. $\delta^{18}\text{O}$ en donde se representa la composición isotópica utilizando todos los valores medidos en el período 2006 - 2012. Se observa que las precipitaciones se agrupan y alinean en una recta con una pendiente y ordenada al origen característica que define la recta meteórica local de la zona.

La línea meteórica local obtenida a partir de 57 registros (2006-2012) se considera representativa para un amplio sector del Sur de la llanura cordobesa, siendo su ecuación característica la que se describe a continuación (Ec. 2):

$$\delta^2\text{H} = 8,24 \pm 0,22 \delta^{18}\text{O} + 14,58 \pm 1,21 \text{‰} \quad (2)$$

La construcción de esta recta meteórica local resulta importante, ya que permite ver la composición isotópica, principal entrada de agua a los sistemas hídricos, lo que permite determinar origen, áreas de recarga y relaciones hidrodinámicas en los distintos ambientes hidrológicos.

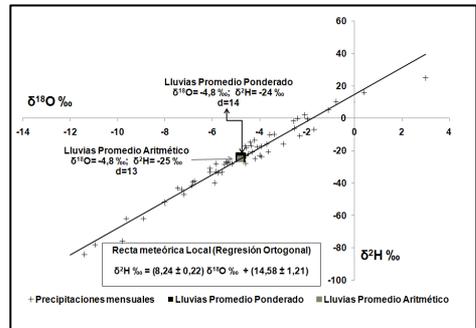


Figura 9. $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$ de precipitaciones locales

Respecto a la relación entre la composición isotópica y la temperatura, en los meses de verano (diciembre, enero y febrero) es más empobrecida que en los meses de primavera (septiembre, octubre, noviembre) con un mínimo en el mes de febrero y un máximo en octubre, mientras que en otoño e invierno es más empobrecida aún que en los períodos anteriormente mencionados, con un mínimo en el mes de julio (Figura 10, Tabla 2). Este comportamiento puede indicar que los valores empobrecidos del verano están asociados a efectos tales como cantidad y continentalidad y en otoño e invierno a efecto estacional (Dansgaard, 1964). Asimismo, en algunos de los meses puede deberse a la multiplicidad de factores atmosféricos que modifican el clima en la región pampeana, tal lo mostrado por Dapeña (2008) y/o al corto período analizado, lo que impide comparar con otros años los resultados obtenidos para descartar posibles anomalías en la muestra tratada. Por otro lado, autores locales (Cabrera, 2009; Giuliano Albo, 2013) observaron en sierra y piedemonte un empobrecimiento isotópico del agua superficial que revelaría que las precipitaciones serranas son más empobrecidas isotópicamente que en la llanura, posiblemente por el efecto continental que sufren las lluvias provenientes del Atlántico o por fraccionamiento a más bajas temperaturas, incluido mayor frecuencia de eventos niveles.

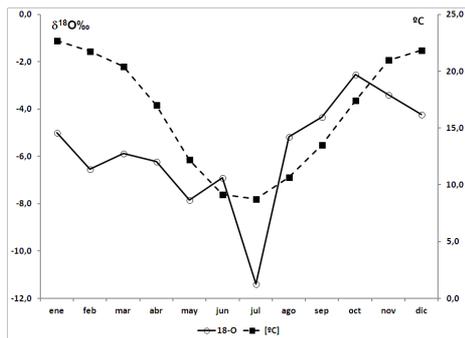


Figura 10. Temperatura promedio y $\delta^{18}\text{O}$ promedio vs. Tiempo

La relación entre la cantidad de precipitación y los valores isotópicos no se puede evaluar debido a que la composición isotópica determinada en las lluvias de la estación colectora se realiza sobre una muestra conformada con toda la precipitación del mes y esto probablemente enmascara el efecto de cantidad que está asociado a eventos convectivos intensos que provocan grandes precipitaciones en pocas horas. La identificación de este efecto se deberá realizar a través de la medición de las lluvias diarias.

En la figura 11, se muestra la variación de los valores de exceso de deuterio (d) a lo largo de la serie analizada. Los valores $d > 10$ son típicos de lluvias originadas por vapor reciclado. Los valores d entre 0 y 10 indican procesos de evaporación. Los valores $d < 0$ indican procesos cinéticos de fraccionamiento.

En el caso de esta estación se observan amplias variaciones con valores mayores y menores que 10‰. Sobre un total de 57 análisis, se puede apreciar que el 75% de los excesos de deuterio son mayores que 10‰, el 23% son menores y 2% son iguales a 10‰. Estos valores $d > 10$ característicos de masas de aire originadas por vapor reciclado imprimen una característica distintiva a la precipitación que se ve reflejada en el agua subterránea, como por ejemplo en los acuíferos del sur de la llanura cordobesa (Cabrera, 2009; Giuliano Albo, 2013).

Por lo tanto, estas variaciones en los valores de "d" revelarían distintos orígenes de las masas de aire que generan lluvias, fundamentalmente vapor reciclado vinculado con la corriente en chorro en capas bajas o Low Level Jet así como el fenómeno ENSO y la variación de la ITZC (Gonzalez et al., 2009).

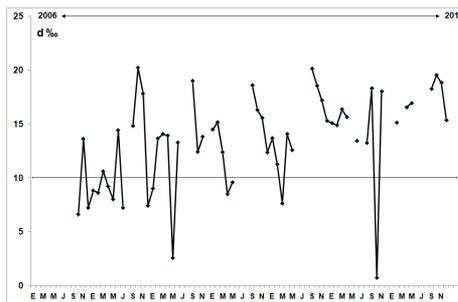


Figura 11. d (‰) de la precipitación. Período 2006-2012.

Conclusiones

El Sur provincial presenta un clima de gran uniformidad térmica ($T_{ma} = 16,5^{\circ}\text{C}$) y una estacionalidad de las lluvias muy marcada, que concentra el 80% en primavera-verano. Las precipitaciones provienen principalmente del anticiclón del Atlántico, correspondiendo el 70% a procesos frontales, es decir con la intervención de más de una masa de aire. El clima mesotermal varía desde subhúmedo húmedo con nula a pequeña deficiencia de agua al Este ($P_{ma} > 850$ mm), a subhúmedo-seco con nulos a pequeños excesos y déficit < 200 mm al centro y > 200 mm, al sudoeste provincial ($P_{ma} < 700$ mm), lo que confirma que en el origen de las lluvias predomina el ingreso de las masas de aire cargadas de humedad desde el Atlántico. Asimismo, las precipitaciones son modificadas por la corriente en Chorro en Capas Bajas, la ITCZ y el ENSO.

En relación a la calidad, la serie analizada (2006 - 2012) en la estación Río Cuarto muestra precipitaciones con bajos contenidos salinos ($CE \sim 54 \mu\text{S}/\text{cm}$), sulfatadas y/o mixtas con predominio de bicarbonatos o sulfatos, cálcicas y muy levemente ácidas ($\text{pH} \sim 6,00$). En general, en los meses de primavera-verano las lluvias muestran pH y CE más bajas ($< 6,00$ y $< 50 \mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente).

Desde el punto de vista isotópico, a partir de los 6 años de registro se ha obtenido un promedio anual ponderado ($\delta^{18}\text{O} = 4,8 \text{‰}$; y $\delta^2\text{H} = 24 \text{‰}$; $d = 14 \text{‰}$) y la línea meteórica local, cuya ecuación característica ($\delta^2\text{H} = 8,24 \pm 0,22 \delta^{18}\text{O} + 14,58 \pm 1,21 \text{‰}$), los cuales son adecuadamente representativos para un amplio sector del Sur de la llanura cordobesa. Se destaca que las precipitaciones son más enriquecidas en primavera-verano, principalmente en primavera, que en otoño-invierno, indicando su vinculación con la

temperatura. En aquellos meses de verano que muestran empobrecimiento, la causa podría estar vinculada al efecto cantidad y continentalidad. Respecto a la relación entre la composición isotópica y la temperatura, en los meses de verano (diciembre, enero y febrero) es más empobrecida que en los meses de primavera (septiembre, octubre, noviembre) con un mínimo en el mes de febrero y un máximo en octubre, mientras que en otoño e invierno es más empobrecida aún que en los períodos anteriores. Los valores de exceso de deuterio revelan distintos orígenes de las masas de aire que originan lluvias, fundamentalmente vapor reciclado vinculado con el Chorro en Capas Bajas. Autores locales observaron en sierra y pedemonte un empobrecimiento isotópico del agua superficial que revelaría que las precipitaciones serranas son más empobrecidas isotópicamente que en la llanura, posiblemente por el efecto continental que sufren las lluvias provenientes del Atlántico o por fraccionamiento a más bajas temperaturas, incluido mayor frecuencia de eventos niveos.

Agradecimientos

El trabajo fue subsidiado por FONCyT y MINCyT Córdoba (PID 35/08) y SECyT-UNRC.

Referencias

- Blarasin, M., 2003. Geohidrología Ambiental del Sur de Cba., con énfasis en Río Cuarto y su entorno rural. Tesis Doctoral. UNRC. Inédita.
- Cabrera A., 2009. Evolución hidrogeoquímica e isótopos ambientales del sistema acuífero asociado a los ambientes morfotectónicos de la falla regional Tigre Muerto. Cba. Tesis Doctoral. UNRC. Inédita.
- Caffera, R. y Berbery, E., 2006. Climatología de la cuenca del Plata. Cap. II. En *El cambio climático en la Cuenca del Plata* (Barros, Clarke, y Silva Dias, Ed.), CONICET: 19-38.
- Capitanelli, R. G., 1979. Clima. En: Geografía física de Córdoba. Ed. Boltdt. 45-138 p.
- Dansgaard, W., 1964. Stable isotopes in precipitation. *Tellus*, 16: 436-468 p.
- Dapeña, C. y Panarello, H., 1999. Development of the National Network for Isotopes in Precipitation of Argentina. *II Simposio Sudamericano de Geología Isotópica (IISSAGI), Cba.*, Actas: 503-507.
- Dapeña, C., 2008. Isótopos ambientales livianos. Su aplicación en hidrología e hidrogeología. Tesis doctoral. UBA. Inédita.
- Dapeña, C., M. Varni, H. Panarello, E. Ducos, P. Weinzental y E. Usunoff, 2010. Composición isotópica de la precipitación de la Estación Azul, Bs. As. Red Nacional de Colectores Argentina. I Congreso Internacional de Hidrología de Llanura. Azul. Bs. As. Arg.
- Giuliano Albo, J., 2013. Evaluación de la contaminación por nitratos en aguas subterráneas de agroecosistemas mediante el uso de isótopos estables 15N - 14N y otros solutos relacionados. Tesis Doctoral. UNRC. Inédito.
- Gonfiantini, R., 1978. Standards for stable isotope measurements in natural compounds. *Nature* 271: 534.
- González, M., Dapeña, C., Cerne, B., Sanchez-Ccoyllo, O., Freitas, S., Silva Dias, P. y Panarello, H. 2009. Verification of the geographical origin of modeled air-mass trajectories by means of the isotope composition of rainwater during the SALLJEX experiment. *Environmental Fluid Mechanisms*. Vol 9 (4): 389-407.
- IAEA, 1992. Statistical Treatment of Data on Environmental Isotopes in Precipitation. Technical Reports Series 331, Vienna, 781p.
- IAEA, 2002. A new device for monthly rainfall sampling for GNIP. *Water & Environment Issue* 16: 5. Viena, Austria
- Leguy, C., Rindsberger, M., Zwangwil, A., Issar, A. and Gat, J.R., 1983. The relation between the 18O and deuterium contents of rain water in the Negev Desert and air-mass trajectories. *Chem. Geol. (Iso. Geo. Sec.)*, 1, 205-218.
- Lis, G., Wassenaar, L.I. & Hendry, M.J. 2008. High-Precision Laser Spectroscopy D/H and $18\text{O}/16\text{O}$ measurements of Microliter Natural Water Samples. *Anal. Chem.* 80:287-293.
- Panarello, H. y Parica, C., 1984. Isótopos del oxígeno en hidrogeología e hidrología. Primeros valores en aguas de lluvia de Bs. As. *RAGA*, 39 (1-2): 3-11.
- Panarello, H., Araguas-Araguas, L., Gerardo Abaya, J. y Gibert, E. 1998. The role of the GNIP, in hydrological and hydroclimatic studies. Intern. Symposium on isotope techniques in the study of past and current environmental changes in hydrosphere and atmosphere. IAEA, Vienna, pp. 79-91.

Caracterización hidroquímica e isotópica de las aguas subterráneas del entorno de los Esteros de Iberá (Corrientes, Argentina)

Marisol Manzano¹, Leticia Rodríguez², Luis Vives³, Lucía Ortega^{1,3}, Javier Heredia⁴, Andrés Mira³, Juan Nittman², Andrea Valladares⁵, Luis Araguás⁶, Pradeep Aggarwal⁶

¹ Universidad Politécnica de Cartagena. P^o de Alfonso XIII, 52. 30203 Cartagena, España.

² Universidad Nacional del Litoral, Centro de Estudios Hidroambientales. Ciudad Universitaria CC 217 Ruta Nacional 168 km 472.4. (3000) Santa Fe, Argentina.

³ Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo Usunoff", UNCPBA-CIC. República de Italia 780, (7300) Azul, Buenos Aires, Argentina.

⁴ Instituto Geológico y Minero de España. Ríos Rosas 23. 28003 Madrid, España.

⁵ Subsecretaría de Recursos Hídricos. Esmeralda 255, C1035ABE, CABA, Argentina

⁶ Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA), Vienna International Centre, PO Box 100. A1400 Viena, Austria

Mail de contacto: marisol.manzano@upct.es

RESUMEN

Se han caracterizado química e isotópicamente las aguas subterráneas del entorno de los Esteros del Iberá. Las aguas tienen mineralizaciones muy bajas a medias; las más salinas son de los sondeos más profundos (>1000 m). Hacia el centro, N y NE de la zona las aguas son principalmente bicarbonatadas sódicas, mientras que al S son bicarbonatadas cálcicas. Los dos pozos más profundos, Oberá (SO Misiones; 1050 m) y Monte Caseros (SE Corrientes; 1250 m), tienen aguas sulfatadas sódicas. El primero capta formaciones del SAG; el segundo formaciones salinas infrayacentes al SAG. En el entorno cercano a la laguna Iberá hay cuatro pozos de unos 100 m de profundidad que tienen agua clorurada sódica levemente salina, la cual parece ser mezcla del SAG y de otras formaciones. Varias aguas de distintas profundidades tienen actividades de ¹⁴C bajas. La combinación de $\delta^{18}\text{O}$, Cl y ¹⁴C sugiere que hay dos componentes antiguas que darían lugar a dos mezclas de aguas mezcla.

Palabras clave: Iberá, SAG, aguas subterráneas, hidroquímica, isótopos.

ABSTRACT

A chemical and isotopic characterization of the groundwaters around the Esteros del Iberá has been carried out. All groundwater samples have low to medium mineralization, except the two deepest samples (>1000 m). To the center, N and NE parts of the study area sodium-carbonate waters dominate; to the S and SE they are mostly calcium-carbonate. The two deepest samples, one in Oberá (SW Misiones; depth: 1050 m) and the other one in Monte Caseros (SE Corrientes; depth: 1250 m) belong to sodium-sulphate type. In the first case groundwater comes from GAS formations; in the second one deep saline groundwater comes from pre-GAS formations. In a small area close to the Iberá lagoon there are four wells around 100 m deep having sodium-chloride water, which is attributed to the GAS formations. Some groundwaters from different depths have low ¹⁴C activities. The combined study of $\delta^{18}\text{O}$, Cl and ¹⁴C suggests the presence of two different old components which would result on two groups of mixed waters.

Keywords: Iberá, GAS, groundwater, hydrochemistry, isotopes.

Introducción

Los estudios hidrogeológicos, hidrogeoquímicos e isotópicos llevados a cabo en el marco del Proyecto para la protección ambiental y el desarrollo sostenible del Sistema Acuífero Guaraní (Proyecto SAG) generaron un modelo conceptual de funcionamiento del SAG

que tenía algunas incertidumbres significativas. Algunas de las más relevantes se refieren a la posible transferencia de agua subterránea entre las subcuencas del SAG situadas al N y al S de la dorsal de Asunción-Río Grande, así como a la posible descarga de flujos regionales del SAG a los Esteros de Iberá.

Con motivo de la participación de algunos de los autores de este trabajo en el Proyecto SAG (Vives et al., 2008; Manzano y Guimaraens, 2012), en el año 2009 se iniciaron trabajos preliminares de hidroquímica, hidrología isotópica y geología en el entorno de los Esteros de Iberá con el objetivo de generar información que permitiera abordar algunas de las incertidumbres antes mencionadas. Este trabajo presenta algunos resultados de estos estudios preliminares.

Objetivos

El principal objetivo del estudio ha sido caracterizar química e isotópicamente las aguas subterráneas de los acuíferos del entorno de los Esteros del Iberá.

Características de la zona de estudio

La zona de estudio consiste en las distintas formaciones acuíferas situadas en el entorno cercano a los Esteros del Iberá. Los límites aproximados de la zona son (Fig. 1): por el NE, el extremo SO de la Provincia de Misiones desde las poblaciones de San Ignacio y Alem; por el E el río Uruguay; por el NE el río Paraná; por el O el borde occidental de los Esteros del Iberá y por el S el límite de la Provincia de Corrientes. El elemento hidrológico más singular de la zona son los Esteros del Iberá. Bajo este nombre se engloba un conjunto de esteros, lagunas, bañados y arroyos que se ubican sobre la morfología de un abanico aluvial de edad pliocena a actual (Orfeo et al., 2011).

La geología regional se conoce relativamente bien (Herbst y Santa Cruz, 1995; Chebli et al., 1999). El substrato de los Esteros del Iberá consiste en arenas, limos y arcillas de las formaciones Ituzaingó, Toropí-Yupoí y San Guillermo. Al N y NE de la zona afloran basaltos de la Fm Serra Geral y arenas de las formaciones que los recubren. Bajo los basaltos hay arenas de las formaciones del SAG, las cuales afloran en ventanas tectónicas al NE (Misiones) y al E (Corrientes) de los Esteros.

Estudios recientes (Mira et al., 2013) indican que el conjunto de las formaciones está afectado por grandes fallas subverticales que delimitan bloques basculados hacia el E, y el borde E de los Esteros está controlado por la falla Ituzaingó-La Paz (Fig. 1). El basamento estaría compartimentado en bloques y uno de ellos, con una anchura <100 km y una profundidad <2000 m, sigue una dirección SE-NO por el centro de la provincia de Corrientes, conformando el alto estructural de la dorsal Asunción-Río Grande. Una descripción más detallada de la geología de la zona de estudio

se puede ver en el trabajo mencionado.

El modelo hidrogeológico conceptual sugiere que los Esteros podrían recibir descarga de agua subterránea de flujos regionales, incluyendo aportes de las formaciones profundas del SAG (Araújo et al., 1999; Campos, 2000; Vives et al., 2008; Rodríguez et al., 2009). La existencia de fallas profundas proporciona condiciones para el ascenso de agua de las formaciones más profundas hacia las más someras y, eventualmente, para la descarga a la red superficial (este aspecto es objeto del trabajo de Ortega et al., 2013). Además, la dorsal de Asunción-Río Grande debe jugar un papel relevante en el flujo regional de agua subterránea, favoreciendo quizás los flujos verticales.

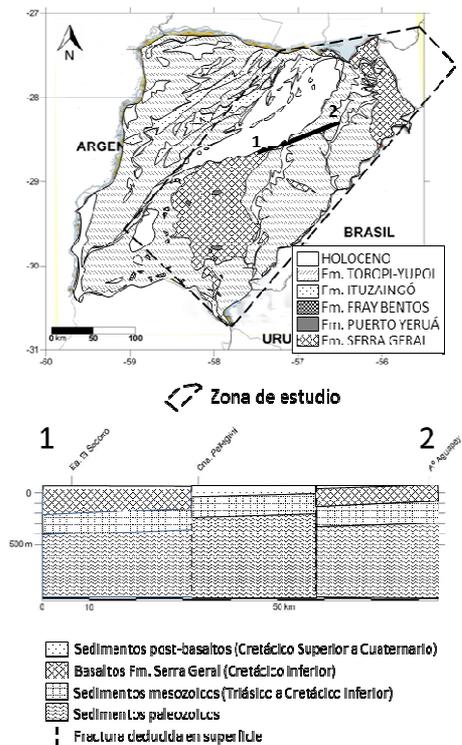


Figura 1. Arriba: geología simplificada de la Provincia de Corrientes (modificado de Herbst y Santa Cruz, 1995). Abajo: sección geológica mostrando la existencia y extensión de grandes fallas (modificado de Mira et al., 2013).

Metodología

Se han tomado y analizado 55 muestras de aguas subterráneas procedentes de pozos y sondeos con profundidades entre 10 y 1250 m.

La mayoría de las muestras proceden de puntos ubicados entre el SO de la Provincia de Misiones y el SE de la Provincia de Corrientes, con una notable concentración en la zona limitada por el río Uruguay y el borde oriental de los Esteros del Iberá. Las muestras se tomaron en agosto-septiembre de los años 2009, 2010 y 2011 y en julio de 2012.

En campo se midió el pH, la temperatura, la conductividad eléctrica (CE) y, cuando fue posible, la alcalinidad. Las siguientes variables químicas e isotópicas se midieron en los laboratorios que se indican:

- Componentes mayoritarios: Cl, SO₄, HCO₃, Na, K, Ca y Mg en el IHLLA (Azul).
- Componentes minoritarios: NO₃ y PO₄ en el IHLLA (Azul).
- Componentes trazas: F; en el IHLLA. Br y relación Cl/Br (26 muestras) en el Instituto Geológico y Minero de España (Madrid).
- pH, temperatura, CE y alcalinidad en el IHLLA (Azul).
- δ¹⁸O y δ²H: 32 muestras en la Agencia Internacional de Energía Atómica (OIEA, Viena).
- ¹⁴C y δ¹³C: 26 muestras en la Universidad de Groningen (Holanda).

Aunque las aguas subterráneas estudiadas proceden de pozos y sondeos con distintas profundidades y perforados en distintas formaciones, la caracterización química e isotópica se aborda aquí en conjunto con el objetivo de identificar los tipos químicos de aguas existentes y las zonas donde se puedan estar produciendo mezclas entre aguas de distintas formaciones.

Por el momento los resultados analíticos se han estudiado con métodos gráficos tradicionales. En Ortega et al. (2013) se describen las características de las aguas superficiales muestreadas en las mismas campañas que las aguas subterráneas.

Resultados

Caracterización hidroquímica

Las aguas subterráneas estudiadas tienen mineralizaciones entre muy bajas y medias (CE= 30 a 6300 μS/cm). El grueso de las aguas no muestra relación entre la salinidad y la profundidad (Fig. 2). Las aguas de los pozos con profundidades entre 20 y 200 m, sea cual sea la ubicación de los mismos, cubren casi todo el rango de salinidades medidas. La muestra más mineralizada de todas, la 54G, pertenece a un sondeo surgente de 1250 m de profundidad ubicado en Monte Caseros (SE de Corrientes, junto al río Uruguay).

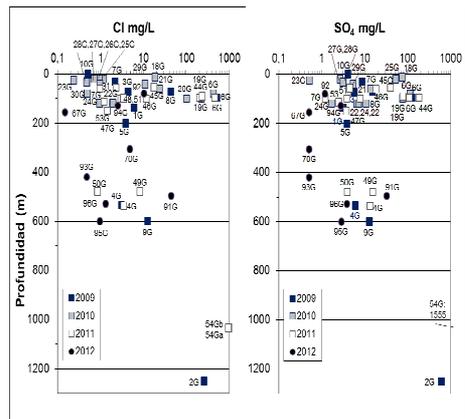


Figura 2. Distribución de los contenidos de Cl y SO₄ (mg/L) con la profundidad de los pozos.

Las aguas pertenecen a cuatro facies químicas: bicarbonatadas sódicas (HCO₃-Na), bicarbonatadas cálcicas o cálcico-sódicas (HCO₃-Ca y HCO₃-Ca/Na), cloruradas-sódicas (Cl-Na) y sulfatadas-sódicas (SO₄-Na) (Fig. 3).

Las aguas de los pozos con profundidades entre 20 y 200 m presentan todas las facies químicas encontradas, mientras que las aguas de pozos entre 400 y 600 m y por debajo de 1000 m son solo de facies Cl-Na o SO₄-Na. Esto sugiere que las aguas de los pozos más profundos están constituidas principalmente por aguas salinas de formaciones profundas, mientras que las de los pozos con menos de 200 m son mezclas de aguas de fuentes más variadas. En estas últimas el predominio de una u otra fuente posiblemente depende de factores tales como la estructura geológica en el entorno de cada sondeo (existencia de fallas, espesor de las distintas formaciones, etc.) y del gradiente hidráulico vertical entre las distintas formaciones.

La distribución espacial de las distintas facies no tiene un patrón único. Las aguas de tipo HCO₃-Na se han encontrado en toda la zona estudiada. Hacia el N y NE de la zona (NE de Corrientes y SO de Misiones) aparecen asociadas a todas las formaciones geológicas y profundidades, al menos entre los 20 y los 600 m. En esta zona son aguas de mineralización baja y media en su mayoría asociadas a los basaltos de la Fm Serra Geral, como es el caso de las muestras 93G, 95G, 69G, 70G y 47G o 48G, pero también a mezclas de aguas de la Fm Ituzaingó con aguas más profundas similares a las de las formaciones del SAG (muestras 22G y 24G). En el borde occidental de los Esteros de Iberá aparecen asociadas a la

Fm Ituzaiingó (muestras 27G, 28G y 60G), y en el borde oriental de los mismos aparecen asociadas a aguas de la Fm Toropí-Yupoí y a mezclas de ésta con aguas de las formaciones del SAG (muestras 18G, 21G y 45G). Al SE de la zona, junto al río Uruguay, aparecen asociadas a la Fm Ituzaiingó (muestra 65G) pero también a mezclas de aguas profundas, de las formaciones del SAG y quizás del pre-SAG (muestra 91G). Al S aparecen asociadas a basaltos (muestras 57G, 63G y 7G).

Las aguas de tipo $\text{HCO}_3\text{-Ca}$ se encuentran principalmente al SE de Corrientes, en el entorno de Mercedes-Curuzú Cuatí y en pozos

con menos de 100 m de profundidad. Su composición se atribuye a la disolución de los minerales carbonatados de las formaciones Mercedes, Guichón y Queguay, aflorantes en esta zona. También hay algunas aguas de tipo $\text{HCO}_3\text{-Ca}$ en otras zonas: al SO de Misiones y NE de Corrientes, en pozos de distintas profundidades (Fig. 3), la composición se atribuye principalmente a la disolución de minerales carbonatados de suelos y regolitos durante la recarga; en el borde S del embalse de Yacyretá las muestras 30G y 31G, procedentes de dos pozos poco profundos, parecen ser agua del embalse.

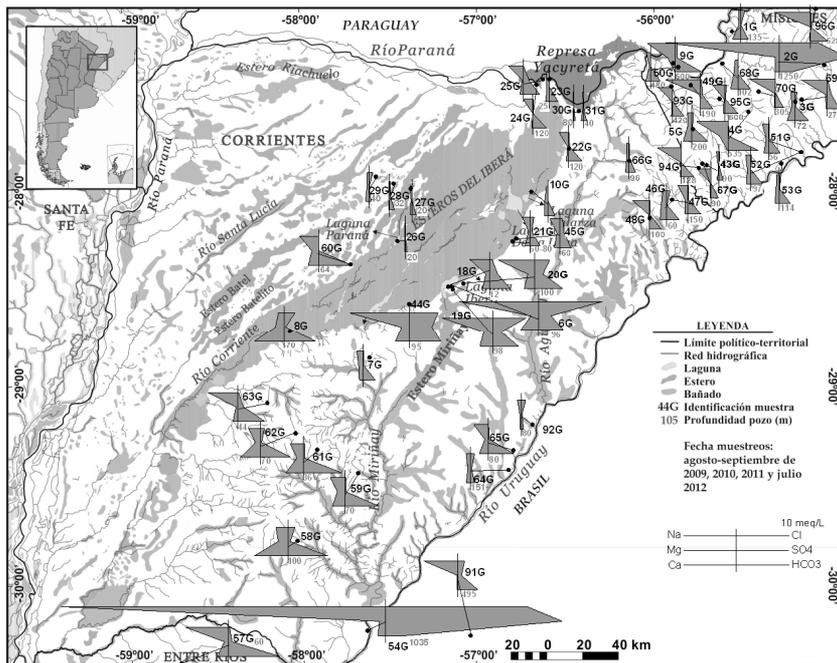


Figura 3. Diagramas de Stiff modificados de las aguas subterráneas estudiadas.

Las aguas de tipo Cl-Na aparecen agrupadas en dos zonas, una junto al río Uruguay a la altura de Yapeyú (muestras 92G y 64G) y otra en el borde SE de los Esteros, junto a la laguna de Iberá (muestras 6G, 19G, 20G y 44G). Las aguas 92G y 62G proceden de dos pozos que en teoría captan agua de la Fm Ituzaiingó pero en realidad explotan una mezcla de agua de esta formación y agua del río. Las muestras 6G, 19G, 20G y 44G proceden de pozos con profundidades cercanas a 100 m que explotan aguas de las formaciones del SAG, posiblemente mezcladas con aguas de otras formaciones.

Las aguas de tipo $\text{SO}_4\text{-Na}$ se han encontrado solo en dos pozos: el 2G (Oberá, SO de Misiones), con 1050 m de profundidad, y el 54G (Monte Caseros), con 1250 m. Las características del pozo 2G se atribuyen a la contribución de agua de las formaciones del SAG y quizás del pre-SAG. El pozo 54G capta formaciones salinas infrayacentes al SAG (ver Rodríguez et al., 2013).

En cualquier caso, parece claro que existen mezclas verticales en las cuales a veces domina el agua de las formaciones superiores y a veces el agua de formaciones más profundas.

Caracterización isotópica

Isótopos estables del agua

En el conjunto de las aguas subterráneas analizadas el rango de valores de $\delta^{18}\text{O}$ oscila entre -4,2 y -6,4 ‰ y el de $\delta^2\text{H}$ entre -23 y -38 ‰ (Fig. 4). En general no se observan indicios de modificaciones posteriores a la recarga, excepto en las dos muestras del sondeo de Monte Caseros (54Ga y 54Gb, tomadas con unos días de diferencia), cuyo enriquecimiento se puede explicar por la salinidad de las aguas que capta el sondeo.

La mayoría de las muestras se ubican por encima de la recta meteórica mundial y tienen valores de exceso de deuterio entre +10 y +15,5 ‰. Dado que no hay datos isotópicos de la lluvia local, como referencia regional se han usado los valores disponibles en la base de datos de la OIEA para las lluvias de ciudades ubicadas en el entorno de la zona de estudio: Santa Fe, Corrientes y Chaco en Argentina, Asunción en Paraguay y Porto Alegre en Brasil. Los valores medios de las lluvias de esas ciudades cubren casi el mismo rango de valores que las aguas subterráneas estudiadas. Las ciudades más cercanas a la zona de estudio, Asunción y Corrientes, tienen lluvias medias más ligeras que las aguas subterráneas de la zona de estudio, pero las series temporales son muy cortas (7 y 4 años, respectivamente) y podrían tener sesgos climáticos. Las lluvias de Chaco y Santa Fe son más pesadas, pero también corresponden a series muy cortas (1 y 5 años, respectivamente). La serie más larga es la de Porto Alegre (18 años). Tiene el valor medio más pesado de todas, posiblemente por la influencia oceánica, pero es similar a las aguas subterráneas someras de los bordes oriental (entorno de Laguna Galarza) y occidental de los Esteros de Iberá.

En resumen, la Fig. 4 indica que la mayoría de las aguas tiene valores que son coherentes con la recarga actual de lluvias con distintos orígenes atmosféricos. La única agua claramente modificada es la del sondeo Monte Caseros (54G), que está enriquecida por mezcla con agua de formaciones salinas. Varias muestras con valores de $\delta^{18}\text{O}$ menores de -4,5 ‰ podrían estar algo evaporadas durante la recarga, aunque de forma poco significativa.

Aunque en este trabajo no se estudian otros aspectos de las aguas superficiales, en la Fig. 4 se han incluido las muestras de distintos lugares analizadas. Las muestras 14S, 15S, 16S y 17S proceden de distintas ubicaciones de la laguna Galarza (E de los Esteros). La muestra 38S procede del arroyo Carambola y las muestras

39S, 40S y 41S de la laguna Paraná, todos ellos al O de los Esteros. La muestra 42S procede del Río Corriente cerca de los Esteros. Todas ellas son aguas claramente evaporadas. Únicamente dos aguas de ríos, la 55S (Río Miriñay en cuenca alta) y 56S (río Uruguay en San Javier, Misiones) no están evaporadas. Sus valores son coherentes con los de algunas de las aguas subterráneas medidas, pero también con la lluvia.

La distribución de los valores de $\delta^{18}\text{O}$ con la profundidad de los sondeos muestra que las aguas de los primeros 200 m presentan todo el rango de variación medido (Fig. 5). Las aguas muestreadas entre 400 y 600 m y entre 1000 y 1250 m tienen valores variados, pero dentro del rango de las aguas por encima de los 200 m.

Isótopos del carbono inorgánico disuelto

El estudio conjunto de los valores de ^{14}C y $\delta^{13}\text{C}$ (Fig. 6) sugiere que el CO_2 edáfico de la zona podría tener una $\delta^{13}\text{C}$ en torno a -20 ‰ y que la lluvia está contaminada por ^{14}C . La línea discontinua es el límite teórico entre la zona en la que la evolución conjunta de los valores de ambos isótopos es principalmente resultado de procesos que ocurren en presencia de CO_2 edáfico (zona de recarga), y la zona en la que dicha evolución es resultado de procesos que ocurren principalmente en ausencia de CO_2 edáfico.

La muestra 10G es agua de la zona freática a menos de 0,5 m de profundidad en el borde oriental de los Esteros; si se considera representativa del agua de recarga local, las muestras 1G, 3G, 5G, 7G, 8G, 10G, 23G, 27G y 50G son aguas recientes. Las aguas 25G y 21G, procedentes de sondeos de menos de 100 m situados en los bordes N y E de los Esteros respectivamente, podrían tener cierta contribución de aguas antiguas. Las muestras 22G, 24G, 20G y 45G, procedentes de sondeos de entre 100 y 120 m de profundidad ubicados en el borde E, NE y N de los Esteros parecen mezclas de aguas recientes y antiguas, con una mayor contribución de aguas antiguas en la 20G y la 45G. Las demás muestras son aguas antiguas.

Como en el caso del $\delta^{18}\text{O}$, la distribución del ^{14}C con la profundidad (ver Fig. 5) indica que en los primeros 200 m se encuentran aguas con todo el rango de valores medidos, y que las muestras más profundas tienen valores variados pero dentro del rango de las más someras. Por tanto, al igual que la química no isotópica, los isótopos también indican que la mayoría de las muestras probablemente sean mezclas de aguas de distintos tiempos de permanencia. Por

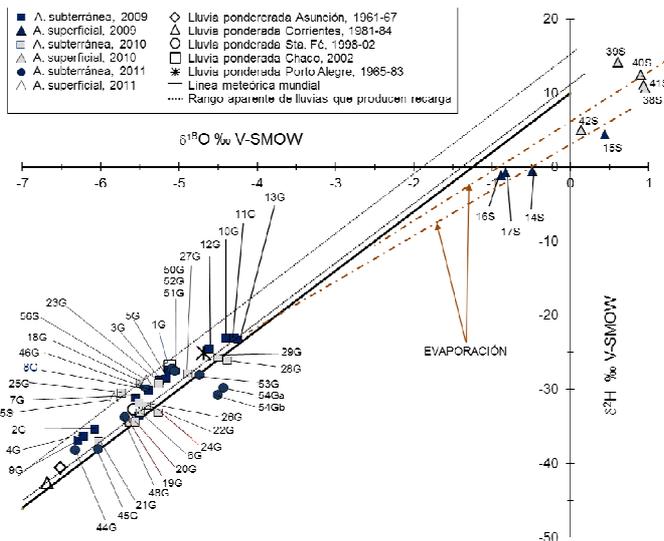


Figura 4. Valores de $\delta^{18}\text{O}$ vs $\delta^2\text{H}$ en las aguas subterráneas y superficiales estudiadas.

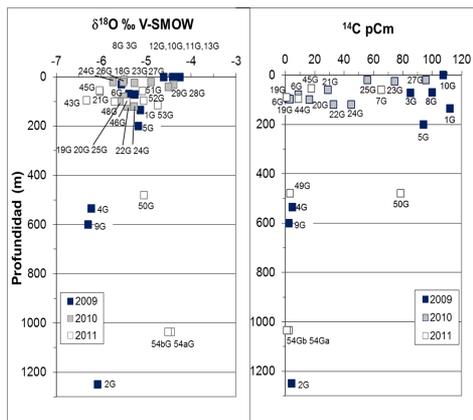


Figura 5. Distribución de los valores de $\delta^{18}\text{O}$ y ^{14}C con la profundidad.

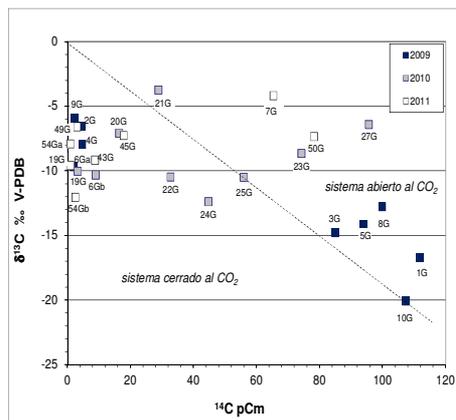


Figura 6. Actividad de ^{14}C vs $\delta^{13}\text{C}$ en aguas subterráneas de la zona de estudio.

esta razón no se han calculado edades con los valores de ^{14}C , ya que ello proporcionaría resultados no realistas.

La existencia de mezclas se observa claramente comparando el valor de $\delta^{18}\text{O}$ con el contenido de Cl y con la actividad de ^{14}C . En esta zona ni el contenido de Cl ni la actividad de ^{14}C por sí solos discriminan la existencia de aguas antiguas de procedencias distintas, pero combinados con el $\delta^{18}\text{O}$ sí parecen discriminar

aguas de distinto origen. La Fig. 7a sugiere que las aguas con contenidos de $\text{Cl} > 3\text{-}4 \text{ mg/L}$ son mezcla de aguas de aporte atmosférico reciente (apenas tienen Cl) con aguas más antiguas que parecen tener dos orígenes distintos, a juzgar por sus valores diferenciados de $\delta^{18}\text{O}$. Una de estas aguas antiguas tiene valores de $\delta^{18}\text{O}$ aparentemente en torno a $-5,5 \text{ ‰}$, y daría lugar a las aguas mezcla del grupo A; la otra tiene valores aparentemente en torno a $-6,5 \text{ ‰}$

(quizás recargada en una época más fría que la otra) y daría lugar a las aguas mezcla del grupo B. La Fig. 7b muestra esas mismas dos agrupaciones para las aguas con $^{14}\text{C} < 60$ pCm, es decir para las aguas con una contribución antigua clara.

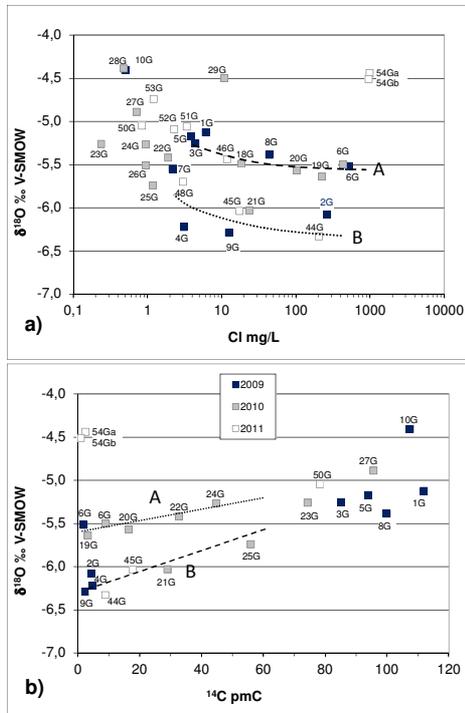


Figura 7. a) Relación entre los valores de $\delta^{18}\text{O}$ y la concentración de Cl. b) Relación entre los valores de $\delta^{18}\text{O}$ y la actividad de ^{14}C . Ver explicación en texto.

La Fig. 7 también sugiere que el agua del sondeo Monte Caseros (54G) procede, completamente o parcialmente (pero significativamente) de formaciones distintas a las del resto de sondeos muestreados.

La ubicación espacial de las aguas mezcla de ambos grupos no parece seguir un patrón concreto (Fig. 8). Los factores de control deben ser la distribución espacial (en 3D) de las distintas formaciones geológicas, los potenciales hidráulicos relativos y la procedencia de los las líneas de flujo regionales. Estos aspectos deben ser estudiados en detalle.

Conclusiones

Se ha realizado una caracterización hidroquímica e isotópica de las aguas

subterráneas del entorno de los Esteros del Iberá, analizando la distribución espacial y con la profundidad de ambos tipos de variables y su posible relación con las distintas formaciones de la zona.

Las aguas subterráneas muestreadas tienen mineralizaciones entre muy bajas y medias; las más salinas proceden de los sondeos más profundos (>1000 m). Aunque no hay un patrón espacial concreto, hacia el centro, N y NE de la zona dominan las aguas bicarbonatadas sódicas, que parecen asociadas a todas las formaciones geológicas y profundidades hasta al menos los 600 m. Hacia el S dominan las aguas de tipo bicarbonatado cálcico.

Dos pozos tienen aguas sulfatadas sódicas, uno ubicado al SO de Misiones, de 1050 m de profundidad (2G), y otro ubicado al SE de Corrientes, de 1050 m de profundidad (54G). Las características del pozo 2G se atribuyen a contribución de agua de las formaciones del SAG y quizás del pre-SAG. El pozo 54G capta formaciones salinas infrayacentes al SAG. En una zona pequeña en torno al nacimiento del Miriñay hay cuatro pozos con profundidades cercanas a 100 m que tienen agua clorurada sódica levemente salina, la cual parece ser mezcla de las formaciones del SAG y otras formaciones.

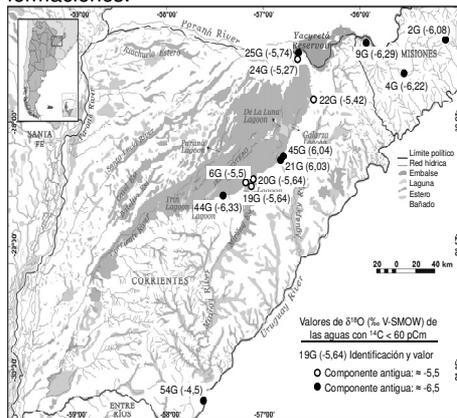


Figura 8. Distribución espacial de las aguas mezcla de los grupos A y B de la Fig. 7. Solo se muestran las aguas con una contribución clara de agua antigua ($^{14}\text{C} < 60$ pCm).

Según los isótopos estables, el sondeo 54G (Monte Caseros) tiene agua modificada por mezcla con aguas salinas, mientras que el resto de aguas tienen valores coherentes con la recarga actual. Varias muestras con valores de $\delta^{18}\text{O}$ menores de -4,5 ‰ podrían estar algo

evaporadas durante la recarga, aunque de forma poco significativa.

El ^{14}C indica que una parte de las aguas son contemporáneas pero otras son antiguas, singularmente las de tipo $\text{SO}_4\text{-Na}$ y Cl-Na , pero también muchas aguas poco profundas de tipo $\text{HCO}_3\text{-Na}$ procedentes del borde E de los Esteros y del SO de Misiones, las cuales tienen $^{14}\text{C} < 50 \text{ pCm}$.

El estudio combinado del $\delta^{18}\text{O}$, el Cl y el ^{14}C parece discriminar dos aguas antiguas distintas, una con valores de $\delta^{18}\text{O}$ aparentemente en torno a $-5,5 \text{ ‰}$ y otra con valores aparentemente en torno a $-6,5 \text{ ‰}$. La mezcla de aguas recientes con esas dos aguas antiguas daría lugar a dos grupos de aguas mezcla cuya ubicación espacial no sigue un patrón claro, por el momento.

En resumen, en los primeros 200 m de terreno se encuentra casi todo el rango de salinidades y tipos químicos encontrados, así como todo el rango de valores de isótopos estables y ^{14}C . Al aumentar la profundidad se reduce el rango de variabilidad, haciéndose las aguas más salinas, más viejas y más pesadas isotópicamente.

El estudio sugiere que hay lugares donde las aguas viejas de las formaciones más profundas ascienden y se mezclan con las aguas contemporáneas. Los factores de control deben ser la distribución espacial de las distintas formaciones geológicas, los potenciales hidráulicos relativos y la procedencia de los las líneas de flujo regionales. Estos aspectos deben ser estudiados en detalle.

Agradecimientos

Los trabajos han sido financiados por la Agencia Nacional de Promoción científica y Tecnológica de la República Argentina, por la Agencia Internacional de Energía Atómica y por el Ministerio de Economía y Competitividad de España (proyecto MICIN-REDESAC). Se agradece a la Dirección Provincial de Parques de la Provincia de Corrientes su puesta a disposición de personal, vehículos y barcas y al personal técnico del Instituto de Hidrología de Llanuras por su colaboración inestimable en campo y en laboratorio.

Referencias

Araújo, L.M., França, A.B. y Potter, P.E. 1999. Hydrogeology of the Mercosul aquifer system in the Paraná and Chaco-Paraná Basins, South America, and comparison with the Navajo-Nugget aquifer system, USA. *Hydrogeology Journal*, 7(3): 317-336.

- Campos, H.C.N. 2000. Modelación Conceptual y Matemática del Acuífero Guaraní, Cono Sur. *Acta Geológica Leopoldinense* (São Leopoldo, Rio Grande do Sul), 23 (4): 3-50.
- Chebli, G., Mozetic, M., Rossello, E., Bühler, M. 1999. Cuencas sedimentarias de la llanura chacopampeana. En: Caminos, R. (Ed.) Servicio Geológico Minero Argentino, Instituto de Geología y Recursos Minerales, Anales N° 29: 627-644, Buenos Aires.
- Herbst, R.; Santa Cruz, J. 1995. Mapa geológico de la Provincia de Corrientes E: 1:500.000. Secretaría de Minería. Dirección Nacional del Servicio Geológico de Argentina.
- Manzano, M. y Guimaraens, M. 2012. Hidroquímica del Sistema Acuífero Guaraní e implicaciones para la gestión. *Boletín Geológico y Minero*, 123 (3): 281-295.
- Mira, A., Rodríguez, L., Veroslavsky, G. y Vives, L., 2013. Actualización del modelo hidrogeológico conceptual del Sistema Acuífero Guaraní y la influencia geológica del sector Argentino. VII Congreso Argentino de Hidrogeología.
- Orfeo, O., Georgieff, S.; Anis, K., Rizo, G. 2011. Depósitos sedimentarios modernos y antiguos del Río Paraná (Corrientes, Argentina): Un Análisis Comparativo XXIII Congreso Nacional del Agua Resistencia, Chaco, Argentina 101-109.
- Ortega, L, Manzano, M., Rodríguez, L., Vives, L., Mira, A., Heredia, J., Araguás, L. y Aggarwal P. 2013. Relaciones entre aguas superficiales y subterráneas en la región hídrica de los Esteros del Iberá (Corrientes, Argentina). VI Seminario Latinoamericano de Temas Actuales en la Hidrología Subterránea.
- Rodríguez, L., Vives, L., Gómez, A. y Santos Cota, S.D. 2009. Simulación del flujo subterráneo regional del Sistema Acuífero Guaraní en régimen estacionario. *Mecánica Computacional*. Vol XXVIII: 2817-2832, García Bauza C., Lotito P., Parente L., Vénere M. (Eds).
- Rodríguez, L., Gamazo, P., Mira, M., Nittmann, J., Ramos, J., Vives, L., Santa Cruz, J., de los Santos J. y Veroslavsky G. 2013. Avance en el conocimiento hidrogeológico del Sistema Acuífero Guaraní en el sector sur. VII Congreso Argentino de Hidrogeología.
- Vives L, Rodríguez L, Gómez, A. y Santos Cota S. D., 2008. Modelación numérica regional del Sistema Acuífero Guaraní. Proyecto para la Protección Ambiental y Desarrollo Sostenible del Sistema Acuífero Guaraní. 144 pp.

Geoquímica e isótopos del nitrato en el acuífero libre de un agroecosistema, cuenca del arroyo Knutzen, Córdoba, Argentina

María Jesica Giuliano Albo¹, Mónica Blarasin² y Héctor Panarello³

¹ Conicet - Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales (FCEFQyN), Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC).

² Dpto. de Geología, FCEFQyN (UNRC).

³ Instituto de Geocronología y Geología Isotópica-CONICET-UBA.

Mail de contacto: jgiuliano@exa.unrc.edu.ar

RESUMEN

Los fertilizantes y residuos ganaderos contaminan los acuíferos con nitratos (NO_3^-). En estos escenarios se pueden analizar los isótopos ^{15}N y ^{18}O del mismo como herramienta para discriminar dichas fuentes. El objetivo es identificar el origen de la contaminación a través de características geoquímicas del agua y del uso de los isótopos del NO_3^- en esta cuenca de llanura del Sur de Córdoba. Los valores de NO_3^- hallados (3,0 a 192,5 mg/L), superan en su mayoría el valor característico de fondo natural de la zona (7,5 mg/L), y sumado al aporte de otros iones detectados, se evidencia la contaminación del acuífero. Los valores isotópicos de muestras seleccionadas dieron $\delta^{15}\text{N}$ de +6,39‰ a +12,33‰ y $\delta^{18}\text{O}$ de +2,04‰ a +7,96‰. Los NO_3^- habrían sufrido enriquecimiento isotópico principalmente por desnitrificación (verificada por $\epsilon\text{N}/\epsilon\text{O}$ de 1,5), que los desplaza de los campos asignados para cada fuente y que dificulta su discriminación.

Palabras clave: Isótopos, nitratos, desnitrificación, agua subterránea, agroecosistema.

ABSTRACT

Fertilizers and livestock wastes contaminate groundwater with nitrates (NO_3^-). It is possible to use NO_3^- isotopes (^{15}N and ^{18}O) as a tool to discriminate different NO_3^- sources. The objective of this work is to identify contamination sources using water geochemical characteristics and nitrate stable isotopes in a drainage basin in the South of Córdoba province, Argentina. The observed NO_3^- concentration in 23 samples ranged from 3.0 to 192.5 mg/L, most exceeding the reference values of local natural background (7.5 mg/L) indicating pollution of the aquifer in addition to the contribution of other ions. The isotopic values of selected samples ranged from +6.39‰ to +12.33‰ for $\delta^{15}\text{N}$ and from +2.04‰ to +7.96‰ for $\delta^{18}\text{O}$. NO_3^- isotope enrichment mainly caused by denitrification processes (verified with $\epsilon\text{N}/\epsilon\text{O} = 1.5$) shifted the isotope values out from the designated fields for each source, making difficult their discrimination.

Keywords: Isotopes, nitrates, denitrification, groundwater, agroecosystem.

Introducción

El nitrato (NO_3^-) es un importante indicador ambiental de impacto humano a ecosistemas acuáticos subterráneos en todo el mundo (Sutton et al., 2011). Para acompañar los estudios de las especies del nitrógeno en los escenarios de contaminación por NO_3^- derivados de distintas fuentes, es de gran importancia el análisis de los isótopos ^{15}N y ^{18}O del mismo (Kendall, 1998; Choi, 2002). El área de estudio (120 km²), ubicada en la Llanura Chaco-Pampeana Argentina, abarca la cuenca del arroyo Knutzen (Fig. 1). Es una zona rural en la que el uso de la tierra es agrícola-ganadero, con dominio de cultivo de soja e intenso uso de agroquímicos. Debido a la potencialidad de impacto de las actividades del

agroecosistema en la zona estudiada, el objetivo del presente trabajo es identificar el origen de la contaminación del acuífero a través de las características geoquímicas del agua y del uso de isótopos estables ^{15}N y ^{18}O del NO_3^- en esta cuenca de llanura del Sur de Córdoba.

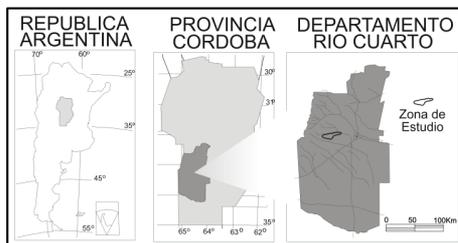


Figura 1. Ubicación del área de estudio.

Materiales y métodos

Se realizó un estudio a escala 1:50.000 que incluyó una caracterización geológica-geomorfológica e hidrogeológica. Se efectuó un muestreo de agua en 23 perforaciones midiéndose in situ pH, temperatura, conductividad eléctrica (CE) y oxígeno disuelto (OD). En laboratorio se analizaron CO_3^{2-} , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , y NO_3^- . Los análisis se realizaron según técnicas estandarizadas (APHA, 1998) en el Dpto. Geología UNRC. Para realizar el estudio isotópico de los NO_3^- , se seleccionaron 5 sitios de interés de acuerdo al uso del territorio, para evaluar los posibles orígenes de este ion en el agua subterránea. Dichas muestras fueron analizadas en UWEILAB (Waterloo, Canadá).

Características climáticas, geológicas e hidrogeológicas

El clima es mesotermal subhúmedo, con registros de precipitaciones del orden de 800 mm, acumulándose el 80% en primavera-verano. El área estudiada comprende el ambiente geológico de Llanura Pampeana. El arroyo Knutzen nace por afloramiento de agua subterránea en una depresión en el piedemonte. En general, el área posee un importante control estructural que ha dado lugar a un relieve de bloques dislocados diferencialmente ascendidos y basculados, moderadamente ondulado, modelado por procesos fluviales y eólicos (Giuliano Albo et al., 2009). Las estructuras

también controlan la traza actual del arroyo Knutzen.

El acuífero libre sedimentario, con espesor variable desde 60 a 100 m, apoya sobre las rocas de basamento, detectadas mediante perforaciones y estudios geofísicos (Giuliano Albo et al., 2009). Está constituido predominantemente por sedimentos de tipo loésicos (arenas muy finas-limosas) de edad cuaternaria. Se detectaron paleocauces a diferentes profundidades, constituidos por arenas y gravas. Aparecen también intercalaciones de niveles cementados (calcretos) en el acuífero.

La dirección general de circulación del agua subterránea es W-E (Giuliano Albo et al., 2012), con profundidades del nivel freático entre aflorante en las nacientes del arroyo Knutzen (razón por la cual se origina este curso de agua) y en sectores hidrohalomórficos hasta aproximadamente 46,3 m en cuenca alta, en la divisoria Sur de la cuenca (Fig. 2)

En relación a aspectos hidrogeoquímicos, el agua del acuífero libre presenta CE entre 508 y 2050 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Fig. 3). La distribución de la salinidad del agua en el acuífero se vincula fundamentalmente a las unidades geomorfológicas definidas para la zona (Giuliano Albo et al., 2009). Se puede observar el aumento de la CE de NW hacia SE y E de la cuenca. Los sectores con agua más dulce son los ubicados en el margen Norte del arroyo, asociados a paleocauces. Las zonas de

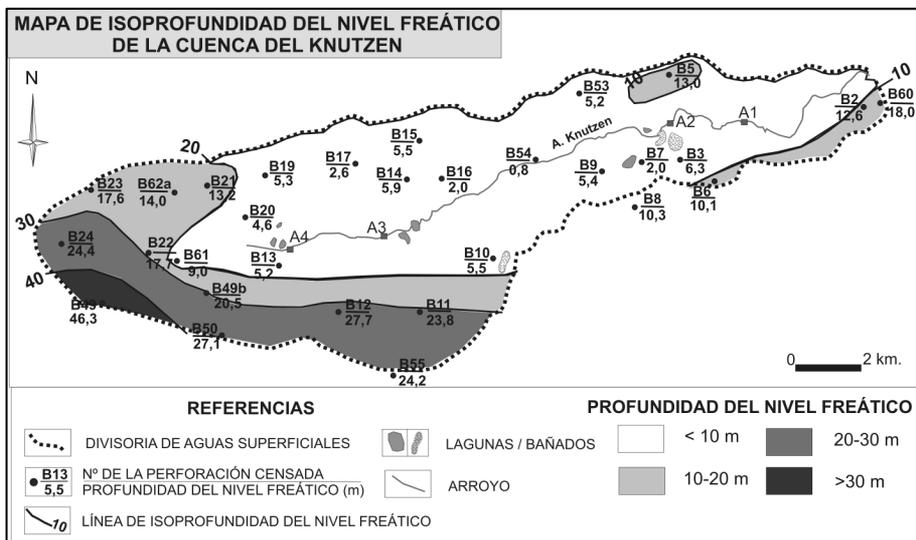


Figura 2. Mapa de isoprofundidad del nivel freático.

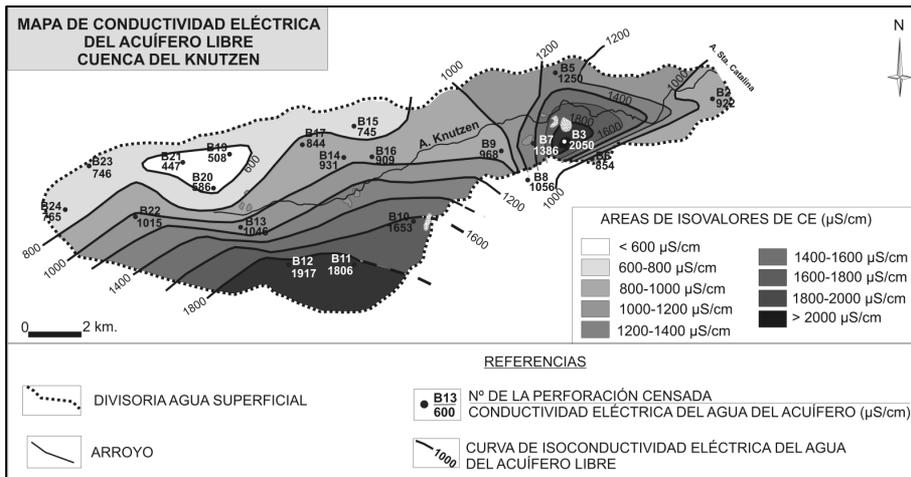


Figura 3. Mapa de distribución de conductividad eléctrica del acuífero libre.

mayor salinidad se asocian a bajos hidrohalmórficos (cuenca baja), en donde el nivel freático está próximo a superficie o aflorando y es más intensa la evapotranspiración. También aparecen valores altos de CE en la zona de la divisoria Sur de la cuenca donde los paquetes loésicos o mantos de arenas muy finas son más homogéneos.

En cuanto al tipo geoquímico el agua subterránea es en general bicarbonatada sódica, siendo bicarbonatada-sulfatada o sulfatada-bicarbonatada en sectores donde la salinidad es mayor, en bordes de cuenca donde los sedimentos son más homogéneos y/o en áreas deprimidas donde el nivel freático está cercano a superficie y predominan los procesos de evapotranspiración.

Influencia del uso del territorio en el contenido de nitratos

La agricultura supera ampliamente a la ganadería. Se encuentra en casi la totalidad de la cuenca, donde los suelos están mejor desarrollados, bien drenados, con excepción de las áreas de bañados. Domina la práctica de siembra directa que implica uso intensivo de agroquímicos (plaguicidas y fertilizantes). Los cultivos dominantes son la soja, luego el maíz y en menor medida el trigo y forrajeras. Se observan corrales y cría de ganado en establecimientos rurales/puestos, con vacas, cerdos y/o gallinas. Estas actividades pueden influir en los contenidos de nitratos, aunque su concentración en acuíferos se ve afectada por las características litológicas e hidrogeológicas

del acuífero, la dinámica hidrogeológica y los procesos de transporte que afectan a los compuestos de nitrógeno desde su aplicación en superficie hasta los niveles saturados del subsuelo (Muñoz et al., 2004; Brenes et al., 2011).

En las muestras de agua subterránea de la cuenca se midieron tenores de NO_3^- entre 3,0 y 192,5 mg/L (media: 29,0 mg/L) con un 10,5% de (Fig. 4) muestras que superan los 45,0 mg/L, límite de aptitud para consumo humano según el Código Alimentario Argentino (CAA), cercano a los 50,0 mg/L que propone como límite la Organización Mundial de la Salud- (OMS, 2011).

De acuerdo al relevamiento de campo y las relaciones entre el uso del territorio, las características hidrogeológicas y la ubicación de las perforaciones, la presencia del NO_3^- en el acuífero se asocia a distintas fuentes de contaminación. Los valores altos se vincularían principalmente a cría intensiva de ganado y corrales (contaminación puntual) y los más bajos se asociarían a la contaminación difusa derivada aplicación de fertilizantes (urea, fosfato mono y diamónico, sulfato de amonio), vinculado a la técnica de siembra directa y, en menor medida, a ganadería extensiva. Parte de los nitratos pueden estar vinculados a la descomposición de la materia orgánica del suelo.

Los valores de OD son menores en el acuífero que en el agua superficial, aspecto característico de los sistemas subterráneos (Appelo y Postma, 1996). Los valores hallados para el acuífero en la cuenca (comprendidos entre 2,1 y 7,7 mg/L) son los típicos para la

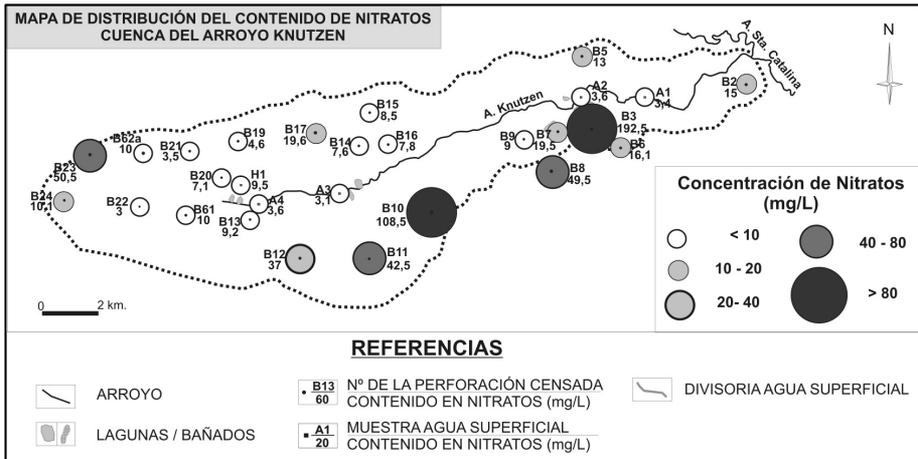


Figura 4. Mapa de distribución del contenido de nitratos en el área de estudio.

región y época de muestreo en acuíferos sedimentarios de la región, que localmente pueden estar afectados por llegada de materia orgánica (Blarasin et al., 2008). Si bien son variables, justifican la presencia de NO_3^- , iones que se movilizan en ambiente oxidante.

Isótopos estables ^{15}N y ^{18}O del nitrato en el agua

Las técnicas isotópicas se han utilizado con éxito para distinguir fuentes de nitrato, sobre todo al utilizarse ambos isótopos del mismo (Seiler, 2005; Li et al., 2010) ya que varias fuentes tienen rangos de valores de $\delta^{15}\text{N}$ amplios y que se superponen (Kreitler, 1979). Durante los procesos de nitrificación, volatilización del amonio y desnitrificación (Delwiche y Steyn, 1970), se produce un enriquecimiento isotópico por fraccionamiento. Dependiendo de los momentos e intensidades en que ocurran pueden generarse complicaciones en la interpretación de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{18}\text{O}$ del nitrato en el agua que se estudia. De todos estos procesos, la desnitrificación, dado que es un proceso de Rayleigh, provoca aumentos exponenciales de la $\delta^{15}\text{N}$ del nitrato residual (Kendall, 1998).

El contenido isotópico es comúnmente expresado como una desviación del estándar (desviación isotópica: δ), por ejemplo:

$$\delta^{15}\text{N}(\text{‰}) = 1000 \cdot \frac{\left(\frac{^{15}\text{N}}{^{14}\text{N}} \right)_{\text{muestra}} - \left(\frac{^{15}\text{N}}{^{14}\text{N}} \right)_{\text{estándar}}}{\left(\frac{^{15}\text{N}}{^{14}\text{N}} \right)_{\text{estándar}}}$$

Un valor positivo indica enriquecimiento del nitrato en el isótopo más pesado (^{15}N) en la muestra con respecto al estándar. Los materiales de referencia internacionales (estándares) son el AIR (Atmospheric Inhalable Reservoir, correspondiente al N_2 atmosférico) para N y V-SMOW (Vienna Standard Mean Ocean Water) para oxígeno.

Se seleccionaron 5 muestras, en función el uso del territorio, que dieron valores de $\delta^{15}\text{N}$ entre 6,39‰ a 12,33‰ y de $\delta^{18}\text{O}$ entre 2,04‰ y 7,96‰ cuya distribución se observa en el diagrama de la Fig. 5. Un aspecto a destacar es que sería necesario contar con mayor cantidad de muestras con análisis de isótopos del NO_3^- , aspecto que se complica por tratarse de técnicas que no se desarrollan en el país y su alto costo. Dado que es necesario vincular los datos isotópicos con otras variables, para analizar correlaciones cuando se cuenta con escaso número de muestras, es conveniente realizar las correlaciones a través del coeficiente de Spearman (r_s). Esto permite tener una visión descriptiva de cómo se asocian la $\delta^{15}\text{N}$ con sulfatos y cloruros, indicadores de contaminación (Edmunds, 1996; Blarasin et al., 2008).

Se obtuvo una correlación positiva entre la $\delta^{15}\text{N}$ y sulfatos (r_s : 0,7) y con cloruros (r_s : 0,9). En el primer caso, la presencia de sulfatos permite pensar en una asociación con fertilizantes aunque también pueden vincularse a la ganadería (Giuliano Albo 2013). La correlación con cloruros mostraría que la descarga de purines procedentes del ganado

sería la principal responsable del impacto al acuífero.

Los compuestos del N contenidos en el excremento ganadero sufrirán en el sitio en que son depositados procesos de volatilización, amonificación y nitrificación/desnitrificación, que producirán enriquecimiento isotópico del nitrato residual. Además, a mayor profundidad, en un ambiente moderadamente bajo en oxígeno (entre 2-4 mg/L), como ocurre con algunos sectores del acuífero estudiado al que llega materia orgánica procedente de ganadería, es posible la desnitrificación parcial del nitrato. Esto se ve evidenciado en parte por la correlación negativa moderada entre la $\delta^{18}\text{O}$ y el OD (r_s : -0,6), mostrando que mientras menos OD haya disponible hay mayor posibilidad de producirse la parcial desnitrificación (Giuliano Albo y Blarasin 2012a). Se puede dar el caso de que se formen "bolsas" anaeróbicas dentro de sedimentos oxigenados o de un cuerpo de agua (Koba et al., 1997). Este proceso resulta en un enriquecimiento de ^{15}N del nitrato remanente (Choi et al., 2001). Algunos organismos pueden desnitrificar en presencia de oxígeno (Robertson y Kuenen, 1991), por ejemplo *Thiobacillus* (Stouthamer et al., 1997). Los biofilms bacterianos pueden actuar como catalizadores y creadores de un ambiente químico reductor en ciertos sectores del acuífero y por lo tanto la desnitrificación parcial puede también observarse en agua subterránea con carácter oxidante (Seiler y Vomberg, 2005).

Evaluando el uso del territorio en las 5 perforaciones se observó que: B7, B62a y B61, poseen actividad ganadera (corrales, feed lot vacuno) en el entorno de las mismas y a sus alrededores se aplican fertilizantes (urea, fosfato

de amonio y sulfato de amonio). Las perforaciones B23 y B17 sólo tienen agricultura asociada con la respectiva aplicación de los fertilizantes ya mencionados.

En función de lo observado en la Fig. 5, todas las muestras caen en la gráfica, en el campo de *residuos ganaderos*, esperable para aquellas perforaciones donde se observó ganadería pero no para aquellas donde la misma no existe y sólo hay aplicación de fertilizantes (B17 y B23). Además, una de las muestras (B23), cuyo contenido de NO_3^- derivaría del N del suelo según su ubicación en el diagrama isotópico, se corresponde con un predio en donde no hay ganadería y se usan muy intensivamente 4 fertilizantes artificiales (urea, sulfatos de amonio, fosfato de amonio y UAN). La ubicación de éstas últimas en el sector nominado en la gráfica como "*residuos ganaderos-N del suelo*" y no en el de "*fertilizantes amoniacales mineralizados*" se debería al enriquecimiento del nitrato residual, derivado de los procesos que sufren estos fertilizantes. Así, la volatilización del amonio, amonificación, nitrificación y desnitrificación, todos procesos que ocurren en la zona edáfica (Fig. 6) en forma permanente dependiendo del estado de saturación del suelo, contenido bacteriano, etc., generan enriquecimiento de los nitratos, haciendo desplazar las muestras hacia campos más enriquecidos que la posición esperada en el diagrama. Otro aspecto importante en la posición obtenida para las muestras en el diagrama isotópico es que la urea es un compuesto orgánico. Kendall (1998) indica, también que la desnitrificación de los fertilizantes con nitratos que originalmente

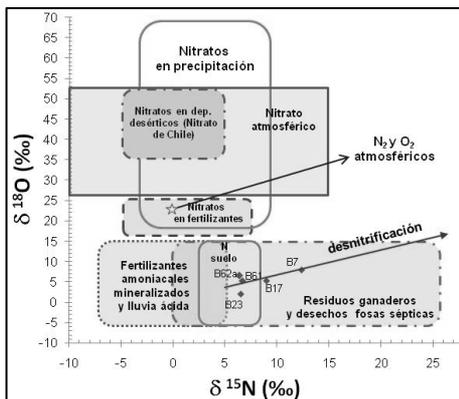


Figura 5. Composiciones isotópicas de los nitratos de las muestras del Knutzen. Fuente de la base gráfica: Kendall (1998).

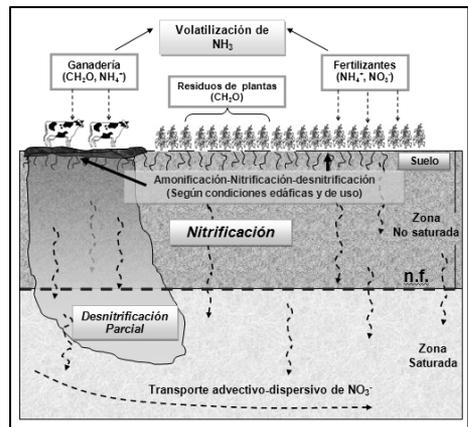


Figura 6. Resumen de los procesos que sufren los compuestos del N

tenían un valor distintivo de la $\delta^{15}\text{N}$ de 0‰, pueden producir nitrato residual con valores muchos mayores de $\delta^{15}\text{N}$, por ejemplo de +15‰ a +30‰, que habitualmente están en el rango de la composición esperada para nitratos que proceden de excretas.

Diversos autores indican que en los procesos de desnitrificación se ha observado que hay mayor enriquecimiento de nitrógeno que de oxígeno, lo cual se demuestra a través de la relación $\epsilon\text{N}/\epsilon\text{O}$, siendo ϵ el factor de enriquecimiento. Esta relación varía entre 1,3 (Fukada et al., 2003) y 2,1 (Böttcher et al., 1990). En las muestras del área estudiada, se observó una relación $\epsilon\text{N}/\epsilon\text{O}$ de 1,5, que se encuentra entre los rangos aportados para el proceso de desnitrificación.

El impacto de los fertilizantes puede también verificarse por los contenidos en fosfatos entre 0,3 y 5,7 mg/L. El aumento de fosfatos en acuíferos, derivados de actividad agrícola, está siendo evidenciado en los últimos años (Domagalski y Johnson, 2012).

Conclusiones

La comparación de los valores isotópicos con las fuentes potenciales de nitrato, sugieren principal fuente de aporte del mismo a los residuos ganaderos, con los valores más enriquecidos, corroborado con la correlación positiva de la $\delta^{15}\text{N}$ con los cloruros, provenientes fundamentalmente de purines. Sin embargo, otra fuente de aporte serían los fertilizantes aunque las muestras no se ubicaron en el campo propio de los fertilizantes amoniacales mineralizados del diagrama de $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{18}\text{O}$. Esto se debería al fraccionamiento durante los procesos que sufren estos productos en el suelo, como la volatilización del amonio, amonificación y nitrificación/desnitrificación que puede producir nitrato residual enriquecido, con valores de $\delta^{15}\text{N}$ mucho más altos de los esperados. Se destaca que la urea es un producto orgánico lo que estaría influenciando también el desplazamiento observado en el gráfico.

La herramienta isotópica permitió verificar con mayor seguridad la influencia de la contaminación ganadera, que la de fertilizantes. Si bien se ha constatado el gran uso de los mismos, la evidencia de su impacto en el acuífero es menos evidenciable a través de esta herramienta. Queda reflejado así que, por sí sólo, el dato isotópico no define con certeza total las distintas fuentes de la que proceden los nitratos y que es de suma importancia tener los estudios hidrogeológicos de base, buena

información del uso del territorio en cada sitio y la medición de otros indicadores que ayuden a discriminar mejor las fuentes contaminantes.

Agradecimientos

Este trabajo fue subsidiado por FONCyT - MIN-CyT. PID 35/08 y Secyt UNRC, y a Conicet.

Referencias

- Appelo, C. y Postma, D. 1996. *Geochemistry, groundwater and pollution*. Balkema Publishers, Amsterdam. 536 pp.
- APHA, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 1998. 20th ed.
- Blarasin, M., Cabrera, A., Matteoda, E., Damilano, G. y Giuliano, J. 2008. Indicadores para evaluar cambios ambientales en acuíferos. Consideraciones sobre el fondo natural de la calidad de agua. En Cantú, Becker y Bedano (eds.) *Evaluación de la sustentabilidad ambiental en sistemas agropecuarios*. EFUNARC. Pp. 69-80.
- Böttcher, J., Strelbel, O., Voerkelius, S., y Schmidt, H. 1990. Using isotope fractionation of $\text{NO}_3\text{-N}$ and $\text{NO}_3\text{-O}$ for evaluation of microbial denitrification in a sandy aquifer. *Journal of Hydrology*, 114: 413-424.
- Brenes, R., Cadena, A. y Ruiz-Guerrero, R. 2011. Monitoreo de la concentración de nitrato en el acuífero del Valle de Puebla. *Rev. Intern. de Contam. Amb.* 27, 313-321.
- CAA. Código Alimentario Argentino. On line: http://www.alimentosargentinos.gov.ar/contenido/marco/CAA/Capitulo_12.php
- Choi, W., Lee, S. y S., Yoo. 2001. Increase in $\delta^{15}\text{N}$ of nitrate through kinetic isotope fractionation associated with denitrification in soil. *Agricultural Chemistry and Biotechnology*, 44, 135-139.
- Choi, W. 2002. Natural N abundances and source identification of nitrogen in soil-plant-groundwater system as affected by chemical fertilizer and composted manure. Ph.D. thesis, Seoul National University, Seoul, p. 46-55.
- Delwiche, C. y Steyn, P. 1970. Nitrogen isotope fractionation in soils and microbial reactions. *Environmental Sc. Technology* 4, 929-935.
- Domagalski, J. y Johnson, H. 2012. Comparative Study of Phosphorus Transport in the Unsaturated Zone, Groundwater, Streams, and Tile Drains at Five Agricultural Watersheds, U. S. A.: *Journal of Hydrology*, v. 409, p.157-171.
- Edmunds, W. 1996. Indicators in the groundwater environment of rapid

- environmental change. En Berger y Iams (eds.) *Geoindicators: Assessing rapid environmental changes in earth systems*, Balkema Publishers. ISBN 90 5410 631. Pp. 135-150.
- Fukada, T., Hiscock, K., Dennis, P., y Grischek, T. 2003. A dual isotope approach to identify denitrification in ground-water at a river-bank infiltration site. *Water Resource* 37, 3070-3078.
- Giuliano Albo, M.J. y Blarasin, M. 2012a. Uso de Isotopos de ^{15}N y ^{18}O para evaluar fuentes de contaminación por nitratos en agua subterránea en un agroecosistema. *XI Congreso Latinoam. Hidrogeología*. Cartagena de India, Colombia. Resumen expandido n° 171, 4 pág. Actas Pág. 29.
- Giuliano Albo, M.J. y Blarasin, M. 2012b. Nitratos y fosfatos en el acuífero freático de un agroecosistema. Córdoba. Argentina. *II Reunión Argentina de Geoquímica de la Superficie*. Bahía Blanca. CD: pág. 103-107. Edic. de la UNS. ISBN: 978-987-1620-86-9.
- Giuliano, J., Blarasin, M., Cabrera, A., Matteoda, E. y Damilano, G. 2009. Geoquímica del arsénico y flúor en el acuífero freático de la cuenca del arroyo Knutzen, Córdoba. *I Reunión Argentina de Geoquímica de la Superficie*. Cba, Argentina. p. 45.
- Giuliano Albo, M. J., Blarasin, M., Cabrera, A. y Matteoda, E. 2012. Hidrogeoquímica del agua superficial y subterránea en el sistema Barranquita-Knutzen. Córdoba. Argentina. *Revista Latino-Americana de Hidrogeología (RLH)*. N° 8: 20-38. ISSN: 1676-0099.
- Giuliano Albo, M.J. 2013. Evaluación de la contaminación por nitratos en aguas subterráneas de agroecosistemas mediante el uso de isótopos estables ^{15}N - ^{14}N y otros solutos relacionados. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Río Cuarto. 385 p.
- Kendall, C. 1998. Tracing nitrogen sources and cycling in catchments. En Kendall y McDonnell (ed.) *Isotope Tracers in Catchment Hydrology*. Elsevier, Amsterdam. pp. 521-576.
- Koba, K., Tokuchi, N., Wada, E., Nakajima, T. y Iwatsubo, G. 1997. Intermittent denitrification: the application of a ^{15}N natural abundance method to a forested ecosystem, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 61: 5043-5050.
- Kreitler, C. 1979. Nitrogen-isotope ratio studies of soils and groundwater nitrate from alluvial fan aquifers in Texas. *Journal of Hydrology* 42, 147-170.
- Li, S., Liu, C., Li, J., Liu, X., Chetelat, B., Wang, B. y F. Wang. 2010. Assessment of the sources of nitrate in Changjiang River, China using a nitrogen and oxygen isotope approach. En Cheong, Hamm, Lee., Lee y Woo (eds.) *Groundwater nitrate contamination and risk assessment in an agricultural area, South Korea*. Environmental Earth Science 66: 1127-1136.
- Muñoz, H., Armienta, A., Vera, A. y Geniceros, N. 2004. Nitrato en el agua subterránea del Valle de Huamantla, Tlaxcala, México. *Rev. Intern. de Contaminación Amb.* 20 (3), 91-97.
- OMS. Organización Mundial de la Salud. 2011. Guidelines for drinking-water quality. Cuarta edición. http://whqlibdoc.who.int/publications/2011/9789241548151_eng.pdf
- Robertson, L. y J. Kuenen. 1991. The colorless sulfur bacteria. En Balow, Trüper, Dworkin, Harder y Schlifer (eds.) *The Prokaryotes*. Vol. 1, 2ª ed. Pp. 385-413. Springer-Verlag.
- Seiler, R.L. 2005. Combined use of ^{15}N and ^{18}O of nitrate and ^{11}B to evaluate nitrate contamination in groundwater. En Xue., Botte, De Baets., Accoe, Nestler, Taylor, Van Cleemput, Berglund y Boeckx (eds.) *Present limitations and future prospects of stable isotope methods for nitrate source identification in surface- and groundwater*. Water Research 43, 1159-1170.
- Seiler, K. y Vomberg, I. 2005. Denitrification in a karst aquifer with matrix porosity. En Razowska-Jaworek y Sadurski (eds.) *Nitrates in groundwater*. Balkema. Pp. 87-98.
- Stouthamer A., deBoer A., van der Oost J. y van Spanning R. 1997. Emerging principles of inorganic nitrogen metabolism in *Paracoccus denitrificans* and related bacteria. *Antonie van Leeuwenhoek* 71: 33-41.
- Sutton, M., Howard, C., Erisman, J., Bleeker, G., Grennfelt, P., van Grinsven, H. y Grizzetti, B. 2011. *The European Nitrogen Assessment Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge Univ. Press. 666 pp.

Arsénico en el agua subterránea de la Provincia de Buenos Aires

Miguel Auge¹, Guillermo Espinosa Viale² y Leonardo Sierra²

¹ Diagonal 112 N° 70, (1900) La Plata, Buenos Aires,

² Geocon, Calle 531 N° 703, (1900) La Plata, Buenos Aires.

Mail de contacto: miguelauge66@gmail.com

RESUMEN

Sobre la base de 640 análisis de As disuelto, en muestras tomadas en 159 puntos, de los acuíferos someros de la Provincia de Buenos Aires, especialmente los contenidos en el Loess Pampeano, en las dunas costeras atlánticas, en los médanos de la Pampa Arenosa, y en el semiconfinado (Acuífero Puelche), pudo elaborarse una cartografía de carácter orientativo a escala regional (1:3.000.000), donde se indican los umbrales de 0,05 y 0,1 mg/L. De la misma, se desprende que el 87% del territorio provincial (267.000 km²) tiene agua subterránea que supera la norma provincial vigente (0,05 mg/L) y sólo el 13% (40.000 km²) de su superficie total (307.000 km²) cuenta con agua subterránea apta para consumo humano. Cumplen con esta última condición las regiones NE y centro-Sur, en esta última, fundamentalmente los ámbitos inter y periserranos. También resalta la región que coincide con las dunas que bordean la costa Atlántica Bonaerense. Con menos de 0,1 mg/L de Arsénico disuelto, la superficie se incrementa notoriamente respecto a la anterior, abarcando alrededor del 71% (218.000 km²) del territorio provincial. Las regiones que registran los tenores más elevados (mayores a 0,1 mg/L), ocupan el 29% (89.000 km²) de la superficie de la Provincia y coinciden con zonas vecinas a la Bahía Samborombón, gran parte de la Pampa Arenosa y la totalidad de la región en forma de bastón, al Sur de Bahía Blanca. Afortunadamente, alrededor del 91% del total de la población de la Provincia de Buenos Aires, se emplaza en ámbitos donde el agua subterránea tiene menos de 0,05 mg/L de As disuelto total y por ende, es potable de acuerdo a la normativa vigente.

Palabras clave: arsénico, agua subterránea, Provincia de Buenos Aires, Argentina.

ABSTRACT

Based on 640 analysis of dissolved As in the shallow aquifers of Buenos Aires Province, a regional scale map (1:3.000.000) was elaborated, with the lines of threshold of 0.05 and 0.1 mg/L. The map shows that 87% of the provincial territory (267,000 km²) has groundwater that exceeds the standard of 0.05 mg/L for drinking water and only 13% (40,000 km²) of its total area (307,000 km²) account with underground water suitable for human consumption. Comply with this last condition, NE regions and South-Central areas. It also highlights the region coinciding with the dunes bordering the Bonaerense Atlantic coast. With less than 0.1 mg/L of dissolved arsenic, surface increases significantly with respect to the previous one, covering around 71% (218,000 km²) of the provincial territory. Regions that recorded the highest concentrations, occupy 29% (89,000 km²) in the neighboring to the Samborombon Bay, much of the Pampa Arenosa and the totality of the cane in the South of Bahia Blanca city. Fortunately, around 91% of the total population of the Province of Buenos Aires is placed in areas where groundwater is less than 0.05 mg/L of total dissolved As and therefore, is drinkable according to current regulations.

Keywords: arsenic, groundwater, Buenos Aires Province, Argentina.

Introducción

El Arsénico es uno de los elementos que por su elevada toxicidad, ejerce una significativa limitación sobre la potabilidad. La ingestión prolongada de agua con tenores elevados de As, produce severos daños en el organismo humano, dando lugar a una enfermedad

conocida como hidroarsenicismo crónico regional endémico (HACRE).

El Arsénico contenido en el agua es absorbido por vía sanguínea y se acumula preferentemente en pulmones, hígado, riñones, piel, dientes, pelos y uñas. Los trastornos característicos que resultan de la exposición crónica son: engrosamiento de palmas y plantas

(queratodermia), aumento de la pigmentación de la piel y aparición de cáncer cutáneo. Además, es bastante frecuente el cáncer de pulmón y de laringe. También puede dañar al sistema nervioso, con manifestaciones que comienzan con hormigueo y entumecimiento de plantas y palmas y se continúan con una neuritis diseminada y dolorosa de las extremidades superiores e inferiores.

Los síntomas digestivos más comunes son náuseas y vómitos, dolores abdominales de tipo cólico, diarreas leves y lesiones degenerativas del hígado como cirrosis o carcinoma hepático. También puede producir trastornos circulatorios y un alto riesgo de cáncer.

La intoxicación con As fue mencionada por primera vez en la literatura médica en 1913 por el Dr. Mario Goyenechea en Rosario, al precisar el origen arsenical por ingestión de agua de 2 enfermos provenientes de Bell Ville, Provincia de Córdoba (Goyenechea, 1913). En dicha localidad, si bien era frecuente una sintomatología similar, por lo que se la llamó "Enfermedad de Bell Ville", se desconocía el origen de la misma.

Objetivo

Brindar una imagen a escala regional de la distribución del As en el agua subterránea empleada para consumo humano en la Provincia de Buenos Aires, en el entendimiento de que el conocimiento regional constituye la base indispensable para cualquier investigación localizada o de mayor detalle.

Potabilidad

Las normas sobre potabilidad, así como sobre la calidad de la mayoría de los alimentos, han ido evolucionando hacia umbrales más estrictos a través del tiempo. El As no es una excepción y así, el Decreto 6553/74 de la Provincia de Buenos Aires, que señalaba como valor aconsejable <0,01 aceptable hasta 0,01 y tolerable hasta 0,1 mg/L, se modificó en 1996, mediante la Ley 11.820, vigente en la actualidad, que estableció sólo un límite tolerable de 0,05 mg/L (50 µg/L). Sin embargo, la Provincia tiene pendiente de concreción un convenio con el Código Alimentario Argentino, entidad que establece como límite tolerable 0,01 mg/L (10 µg/L). Al respecto, la Organización Mundial de la Salud (2008) le fija un valor de referencia al As de 0,01 mg/L, aunque aclarando que es "provisional, por haber evidencia de peligro, aunque la información disponible sobre efectos en la salud es limitada". En nuestro país existen diferencias en las normativas respecto al contenido de As en el agua potable y esto se verifica hasta en

provincias limítrofes. Así, frente a los 0,05 mg/L de la Provincia de Buenos Aires, La Pampa adopta 0,15 mg/L, Santa Fe 0,1, Córdoba y Río Negro 0,05 mg/L y Entre Ríos 0,01 mg/L, pese a que en ningún caso existen estudios toxicológicos fundamentados en una cantidad representativa de habitantes y a lo largo de un lapso de tiempo que también resulte representativo.

Hernández et al (2005) consideran que. "Si bien las normas de la OMS tienden a proteger la salud y por lo tanto los umbrales de aptitud son cada vez más bajos, cabe el interrogante si deben seguirse estrictamente esas pautas en vez de utilizar cada jurisdicción criterios propios, teniendo en cuenta las recomendaciones, pero avalados por estudios de base científica acerca de la tolerancia real a la ingesta de agua con contenidos de arsénico, cuando estos no son importantes en valor absoluto".

Metodología

Para la elaboración del Mapa 1, se dispuso de los resultados de 640 análisis químicos, con contenidos de As total, de muestras tomadas en 74 partidos y 159 localidades de la Provincia de Buenos Aires. La mayoría de las muestras provinieron de cooperativas para el abastecimiento de agua potable, que captan del Acuífero Pampeano, de los médanos de la Pampa Arenosa y de las dunas de la costa Atlántica Bonaerense. También se dispuso de los resultados del Acuífero Puelche en los partidos servidos por ABSA y AYSA, en La Plata y el Conurbano de Buenos Aires, respectivamente, pero dado la gran densidad de pozos, en relación a la escala de trabajo, y a que prácticamente la totalidad de los mismos registró tenores inferiores a 0,05 mg/L, no se incluyeron los puntos de muestreo en el mapa.

En los casos donde hubo variaciones en los contenidos registrados en diferentes muestreos, se optó por seleccionar el valor más alto.

Los sitios muestreados se ubicaron mediante las coordenadas Gauss-Krüger, correspondientes a la faja 5 del sistema Inchauspe.

Origen

"La mayor parte del Arsénico contenido en el agua subterránea de la Argentina tiene origen natural, producto de la disolución de minerales arsenicosos vinculados a las erupciones volcánicas y a la actividad hidrotermal, principalmente en la Cordillera de los Andes, en los últimos 5 millones de años y que se mantiene actualmente, aunque en forma mucho más atenuada" (Auge, 2009). El principal agente de transporte desde la Cordillera hacia el Este,

hasta alcanzar a la Llanura Chaco-pampeana fue el viento, que produjo la acumulación del Loess Pampeano, en el que se intercalan cenizas volcánicas (tobas) con vidrio del mismo origen (obsidiana), el que aparece como uno de los principales generadores del As en el agua subterránea (Nicolli et al, 1989).

Un medio de transporte diferente al mencionado es el propuesto por Fernández-Turiel et al (2005), especialmente para la región NO de Argentina y N de Chile, pues considera que el aporte principal de Arsénico se produjo mediante el transporte a través de una importante red paleo-fluvial, desde la Cordillera de los Andes hacia el E y O, respectivamente.

Otras fuentes de menor significación regional, pero que también pueden deteriorar la calidad del agua localmente, son las vinculadas con actividades mineras, la producción y empleo de plaguicidas, la fabricación de vidrio, de productos electrónicos y las fundiciones.

Movilidad

La movilidad del As depende esencialmente de las condiciones redox y del pH del agua. En medio oxidante, que es el que prevalece en las aguas subterráneas someras, el Arsénico está disuelto en forma de As^5 , siendo la especie dominante el $AsHO_4$ para pH menor de 7 y $AsHO_4^{-2}$ para pH mayores (Smedley y Kinniburgh, 2002). Estas condiciones favorecen también la disolución de F, B, V, Mo, Se y U (Fernández-Turiel et al, 2005).

Bajo condiciones reductoras, el Arsénico se presenta predominantemente como As^3 , que es su forma más tóxica, componiendo el radical AsH_3O_3 .

La actividad microbiológica también influye en la movilidad del As, dado que si es intensa, puede modificar sustancialmente las condiciones redox del medio (Ormeland et al, 2004).

Distribución

En el Mapa 1 se indica la distribución espacial del contenido en As total, de los acuíferos más explotados para el abastecimiento de agua potable en la Provincia de Buenos Aires. En el mismo se aprecia un notorio predominio areal de concentraciones que superan el límite tolerable vigente en la Provincia de Buenos Aires, dado que el 87% del territorio provincial (267.000 km²) tiene valores superiores a 0,05 mg/L y sólo el 13% (40.000 km²) presenta contenidos menores. Esta condición, afortunadamente, no se repite cuando se analiza la cantidad de habitantes afectados, porque los sitios de mayor concentración poblacional están ubicados

dentro de ámbitos con tenores menores a 0,05 mg/L. Al respecto se identifican 3 regiones con agua subterránea apta para el consumo humano de acuerdo a la normativa vigente:

1. La ubicada en el sector NE de la provincia, registró valores extremos en la concentración de As de 0,02 y 0,05 mg/L y un promedio de 0,039 mg/L. Ocupa 16.600 km², y se extiende desde el SE de La Plata (Localidad 145 – Bmé. Bavio – Pdo. de Magdalena) hasta San Pedro por el NO (Localidad 5 – Gdor. Castro), con 2 saliencias marcadas hacia el SO; una que culmina en San Miguel del Monte (Localidad 151 - Abbott) y la otra en Bartolomé Mitre (Localidad 154 – Viña). En esta región la mayor parte del agua subterránea provista por cooperativas y por las empresas AYSA y ABSA se extrae del Acuífero Puelche. Es la más densamente poblada de la provincia, dado que alberga a los 24 partidos del Conurbano de Buenos Aires, con 9,9 millones de habitantes (INDEC, 2012) y a otras ciudades importantes como La Plata, Zárate, Luján y Campana. La totalidad de habitantes de esta región alcanzó a 12,3 millones en 2010, lo que representó el 79% de la población total de la Provincia de Buenos Aires (15,6 millones). Aquí, el Acuífero Puelche presenta concentraciones de As por debajo de 0,05 mg/L; por ello, y por la apretada densidad de pozos respecto a la escala de trabajo, no se señalaron los puntos de muestreo en el mapa.

2. La ubicada en las cercanías de los sectores central y SO de la provincia, tiene forma de boomerang y se extiende de SE a NO, desde la Localidad 88 – Batán – Gral. Pueyrredón, hasta la 77 – Pirovano – Bolívar y de allí, hacia el SO, hasta las cercanías de la Localidad 130 – Chasicó – Tornquist. Las concentraciones extremas de As también fueron 0,02 y 0,05 mg/L, pero con un promedio de 0,043 mg/L. Esta región, que ocupa 21.700 km² y alberga a 1,5 millones de habitantes, coincide en su mayor parte con los ambientes serranos, periserranos e interserranos, de Tandilia y Ventania, siendo el Acuífero Pampeano el más explotado para el abastecimiento humano.

3. La que coincide con la faja de dunas vecinas a la costa Atlántica, se extiende desde San Clemente del Tuyú en el N hasta las cercanías de Bahía Blanca en el SO, ocupa unos 1.700 km² y tiene 400.000 habitantes estables, aunque durante el verano la población suele triplicarse debido al turismo. En esta región, el agua subterránea se capta del acuífero libre contenido en las dunas, y/o de uno semiconfinado, subyacente al anterior; en ella se registró un máximo de 0,03, un mínimo de 0,02 y un promedio de As disuelto de 0,025 mg/L.

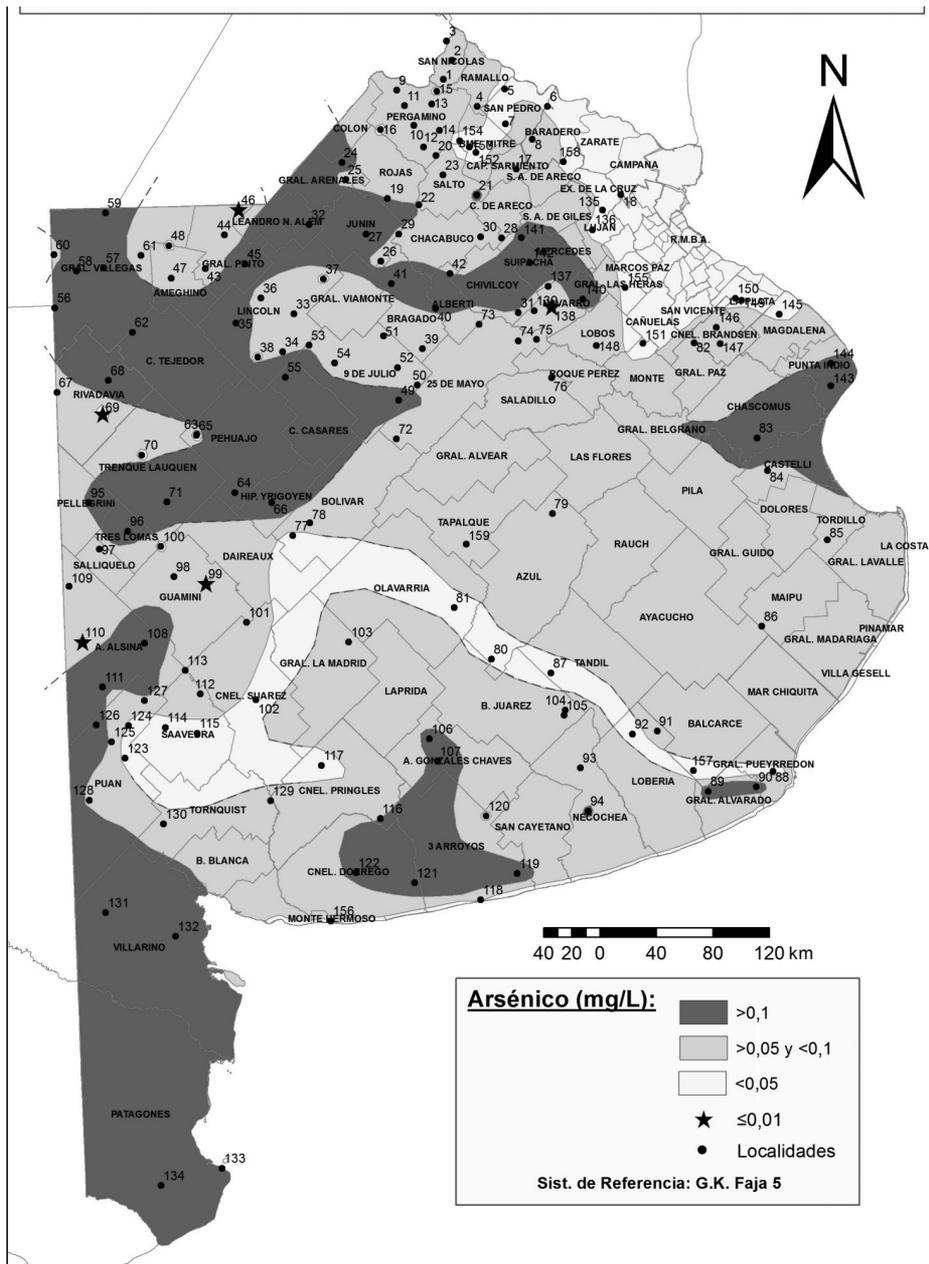


Figura 1. Mapa de distribución de arsénico en el agua subterránea de la Provincia de Buenos Aires

En definitiva, la población que consume agua subterránea con menos de 0,05 mg/L de

As total llega a 14,2 millones, o sea el 91% del total de la provincia (15,6 millones).

Respecto a las regiones con más de 0,05 mg/L de As disuelto, se destaca por su tamaño la que presenta contenidos entre 0,05 y 0,1 mg/L, que ocupa unos 178.000 km², pero alberga sólo a 470.000 habitantes (3% de la población total), que se abastecen fundamentalmente del Acuífero Pampeano, que registró un máximo de As de 0,1, un mínimo de 0,05 y un promedio de 0,075 mg/L. Las que superan 0,1 mg/L, se dispersan en forma de parches en: la vecindad de la Bahía Samborombón (5.600 km²), el NO 44.200 km²), el S (Tres Arroyos - 7.600 km²) y en el bastón al S de Bahía Blanca (Villarino, C. de Patagones - 31.600 km²); en conjunto abarcan unos 89.000 km² y albergan a 880.000 habitantes (6% del total de la Provincia). De ellas las más extensas son la región NO y la emplazada al S de Bahía Blanca. La primera se corresponde predominantemente con la Pampa Arenosa y en ella se aprovechan el acuífero libre contenido en los médanos y eventualmente otros más profundos, pero cuya recarga también proviene de la lluvia que se infiltra en los médanos. En el bastón al S de Bahía Blanca, la delimitación respecto al contenido de As es la menos precisa de las reconocidas en la provincia, debido a que se dispuso de los datos de sólo 4 puntos de muestreo.

Existen algunos datos puntuales que caen dentro de una región caracterizada por alguno de los límites citados, pero que tienen una concentración que le corresponde a otra diferente. Como ejemplo se puede citar a 9 localidades que se ubican dentro del ámbito con 0,05 a 0,1 mg/l de As disuelto, pero que tienen menos de 0,05, por lo que se las señaló con un pequeño círculo; ellas son: 13-Acevedo, 37-Bayauca, 38-Las Toscas, 48-Blaquier, 65-J.J. Paso, 69-F. Olavarría, 70-Berutti, 100-Garré y 120-S. Mayol.

Tratamiento

“Existen numerosos procesos para bajar el contenido de As en el agua; la elección del más apropiado depende de: El volumen de agua a tratar y la concentración inicial de As en la misma. La velocidad requerida para el tratamiento. La cantidad de usuarios. El tipo y volumen de residuo generado por el tratamiento. El costo del tratamiento y la tecnología y los medios económicos disponibles para su empleo. Se mencionan a continuación los tratamientos de uso más frecuente” (Auge, 2009).

Coagulación - precipitación - filtrado. Es la técnica que más se ha utilizado en el mundo y para ello se emplean sales metálicas como coagulantes, entre las que se pueden

mencionar: sulfato de aluminio; cloruro e hidróxido férricos; cal o cal hidratada. Dado que la remoción de As⁵ es mucho más efectiva que la de As³, de presentarse este último, generalmente se lo oxida, previamente a la coagulación.

Adsorción. Como adsorbentes resultan muy efectivas las arcillas, especialmente las ferruginosas (lateritas), con las que se han alcanzado, a nivel de experiencia piloto, disminuciones en el contenido de As mayores al 95%.

Intercambio iónico. Para la fijación del arsénico se utilizan resinas a base de sulfato en el caso del As⁵ y de nitrato para el As³.

Ósmosis. Se basa en el empleo de membranas semipermeables que permiten el paso del agua, pero que retienen gran parte de las sustancias en solución. La ósmosis inversa implica el pasaje del agua a través de los microporos de la membrana, para lo cual deben aplicarse elevadas presiones (10 – 20 bares). Esta técnica también permite la reducción de otras sustancias indeseables cuando se presentan en concentraciones elevadas como fluoruros, nitritos, nitratos, metales, hidrocarburos, plaguicidas, sulfatos, cloruros, sales totales, etc. El mayor inconveniente de la ósmosis inversa es que genera un importante volumen de agua de rechazo, altamente salinizada y contaminada.

Cualquiera de los procesos que se empleen para bajar el contenido de Arsénico en el agua, termina en un efluente (líquido, sólido o semisólido), de alto riesgo para la salud y el ambiente, por lo que resulta indispensable prever su disposición final en condiciones de máxima seguridad. Este requisito constituye el inconveniente principal con que se enfrentan las plantas reductoras de As.

Actualmente están funcionando 34 plantas en la Provincia de Buenos Aires, de las cuales sólo 4 están conectadas a la red de distribución y las 30 restantes, entregan el agua tratada mediante bidones, lo que indica lo escasa de la población abastecida.

Conclusiones

La mayor parte del As incorporado a los acuíferos que se aprovechan para abastecimiento humano en la Provincia de Buenos Aires y en el resto del país, tiene origen natural y provino de la disolución de minerales vinculados a las erupciones volcánicas y a la actividad hidrotermal, principalmente en la Cordillera de los Andes, en los últimos 5 millones de años. El principal agente de transporte desde la Cordillera hacia el Este,

hasta alcanzar a la Llanura Chaco-pampeana fue el viento, que produjo la acumulación del Loess Pampeano, en el que se intercalan cenizas volcánicas (tobas) con vidrio del mismo origen (obsidiana), el que aparece como uno de los principales generadores del As en el agua subterránea.

- Considerando la normativa sobre potabilidad respecto al As vigente en la Provincia de Buenos Aires, que establece un límite tolerable de 0,05 mg/L, existe un marcado predominio areal de concentraciones superiores a dicho valor. Así, el 87% del territorio provincial (267.000 km²) tiene agua subterránea con más de 0,05 mg/L y sólo el 13% (40.000 km²) presenta contenidos menores. Esta condición, afortunadamente, no se repite cuando se analiza la cantidad de habitantes potencialmente afectados, porque los sitios de mayor concentración poblacional están ubicados dentro de ámbitos con tenores menores a 0,05 mg/L. Esto se verifica para el 91% de la población total de la provincia y por ende, sólo el 9% restante, habita en regiones con más de 0,05 mg/L de As total disuelto en el agua subterránea.

- A nivel de país existen notorias diferencias en las normativas respecto al contenido de As en el agua potable y esto se verifica hasta en provincias limítrofes. Así, frente a los 0,05 mg/L de la Provincia de Buenos Aires, La Pampa adopta 0,15 mg/L, Santa Fe 0,1, Córdoba y Río Negro 0,05 mg/L y Entre Ríos 0,01 mg/L. Sin embargo, en ninguno de los casos existen estudios toxicológicos basados en una cantidad representativa de habitantes y a lo largo de un lapso de tiempo que también resulte representativo, para establecer con mayor certeza el límite de potabilidad respecto al As.

- Existen numerosos procesos para bajar el contenido de As en el agua, pero cualquiera que se emplee termina en un efluente líquido, sólido o semisólido, de alto riesgo para la salud y el ambiente, por lo que resulta indispensable prever su disposición final en condiciones de máxima seguridad. Este requisito constituye el inconveniente principal con que se enfrentan las plantas reductoras de As.

Recomendaciones

- Realizar estudios toxicológicos en una cantidad representativa de habitantes, eligiendo un lapso de tiempo que también resulte representativo (40 - 50 años), en sitios con tenores altos medios y bajos de As y también investigar sobre los hábitos respecto a la cantidad de agua consumida. El objetivo es establecer con fundamento una norma de

potabilidad que asegure la salud de la población y no copiar fielmente, como sucede generalmente, a las que rigen en otros países que tienen otras realidades y mayores recursos, como EUA, Canadá, Comunidad Europea, o a las propuestas por otras instituciones como la OMS.

- Diferenciar en los análisis químicos al As⁵ del As³, debido a que el último es más tóxico que el primero. Actualmente, la gran mayoría de las normas nacionales y extranjeras sobre potabilidad, consideran sólo al As total, por lo que la diferenciación apunta a tener un mejor conocimiento futuro sobre la incidencia del As en el ser humano.

Referencias

- Auge, M. 2009. Arsénico en el agua subterránea. Fed. Méd. de la Prov. de Buenos Aires. Inéd. 1:15. La Plata.
- Fernández Turiel, J. Galindo, G. Parada, M. Gimeno, D. García-Vallés, M. Saavedra, J. 2005. Estado actual del conocimiento sobre Arsénico en el agua de Argentina y Chile: origen, movilidad y tratamiento. En Taller de Arsénico en aguas: origen, movilidad y tratamiento: 1-22. IV Congreso Argentino de Hidrogeología. Río Cuarto - Argentina.
- Hernández, M. González, N. Trovatto, M. Ceci, J. Hernández, L. 2005. Sobre los criterios para el establecimiento de umbrales de tolerancia de Arsénico en aguas de bebida. En Taller de Arsénico en aguas: origen, movilidad y tratamiento: 167-172. IV Congreso Argentino de Hidrogeología. Río Cuarto - Argentina.
- Goyenechea, M. 1913. Sobre la nueva enfermedad descubierta en Bell Ville. Rev. Méd. de Rosario. 7:485.
- Indec. 2012. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010. Serie B, # 2, T 1:1-371 y Serie B, # 2, T 2:1-406.
- Nicolli, h. Suriano, J. Gómez Peral, M. Ferpozzi, L. Baleani, O. 1989. Groundwater contamination with arsenic and other trace-elements in an area of the Pampa, Province of Cordoba, Argentina. Environm. Geol. Water Sci. 14 (1): 3-16.
- Organización Mundial de la Salud. 2008. Guías para la calidad del agua potable. Ed. 3: 1-398.
- Ormeland, R. Stolz, J. Hollibaugh, J. 2004. The microbial arsenic cycle in Mono Lake, California. Microbiol. Ecol. 48 (1): 15-27.
- Semedley, P. Kinniburgh, D. 2002. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. Appl. Geochem. 17 (5): 517-568.

Tratamiento biológico del agua subterránea para la remoción de Arsénico, un caso particular

Ángel Storniolo¹, Elsa Terribile¹, Walter Trejo¹, Rene Rodriguez¹, Graciela Sanguinetti², Romina Vidoni² y Virginia Pacini²

¹ Departamento Académico de Geología y Geotecnia, Facultad de Ciencias Exactas y Tecnologías (UNSE), Av. Manuel Belgrano (S) 1912 Santiago del Estero, (4200), Santiago del Estero, Argentina.

² Centro de Ingeniería Sanitaria, Universidad Nacional de Rosario, Riobamba 245 bis, Rosario, Santa Fe, Argentina.

Mail de contacto: arstorniolo@yahoo.com.ar

RESUMEN

La remoción del arsénico del agua que consumen los pobladores en las zonas rurales es una preocupación de investigadores dedicados a desarrollar métodos de bajo costo para tal fin. Algunos desarrollando métodos que aseguren un caudal constante agua segura, como el Centro de Ingeniería Sanitaria de la UNR que en conjunto con investigadores del Departamento Académico de Geología y Geotecnia de la UNSE, realizaron una prueba piloto para la eliminación del arsénico conjuntamente con el hierro y manganeso utilizando la técnica de la doble filtración biológica patentada por ellos como Proceso BioCIS-UNR®, en una Escuela en el interior de la Provincia de Santiago del Estero, con resultados alentadores. Actualmente esta Planta se trasladó a la localidad de Negra Muerta con el objeto de tratar el agua de la perforación que abastece a pobladores del lugar. El agua, con una concentración inicial de 1324 µg/L de arsénico y 30 µg/L de hierro, fue tratada y los primeros resultados de filtrado mostraron una remoción de arsénico del orden del 93 %. Palabras clave: remoción, arsénico, filtración biológica, agua

ABSTRACT

The arsenic removal of rural people's water is a concern for researchers dedicated to developing low-cost methods for this purpose. Some have developed methods to ensure a constant flow rate of safe water, such as the "Centro de Ingeniería Sanitaria de la UNR" (Center for Sanitary Engineering at UNR) working alongside with researchers of the "Académico de Geología y Geotecnia de la UNSE" (Academic Department of Geology and Geotechnics of UNSE), conducted a pilot test in order to remove arsenic in conjunction with iron and manganese, using the technique of dual biological filtration process patented by them as BioCIS-UNR®, in a inland school of the Province of Santiago del Estero, with encouraging results. Currently this plant was moved to the locality of "Negra Muerta" in order to treat water drilling that supplies local people. The water, with an initial concentration of 1324 µg/L of arsenic and 30 µg/L of iron, was treated and the first filtering results showed a 93% of arsenic removal.

Keywords: remove, arsenic, biological filtration, water

Introducción

En muchos lugares de nuestra Provincia de Santiago del Estero los pobladores rurales consumen agua subterránea de fácil accesibilidad con características físico químicas aceptables, pero en muchos casos con contenido de arsénico por arriba de los valores permitidos por el Código Alimentario Argentino (hoy 50 µg/L), (CAA, SPRyRS y SAGPyA 2007).

Es común ver que esto se repite no solo en las viviendas de los lugareños sino también en asentamientos reducidos de pobladores que comparten una misma fuente de agua con similares características.

El conocimiento de esta realidad ha llevado a un grupo de científicos a desarrollar y probar métodos o técnicas sencillas de bajo costo que permitan la eliminación o el abatimiento del contenido de arsénico del agua de consumo.

Algunos pusieron énfasis en desarrollar equipos de remoción de arsénico de uso individual para ser aplicado en la vivienda del poblador rural disperso (Storniolo A. et al 2008).

Así es que el grupo de investigadores del Departamento Académico de Geología y Geotecnia de la FCEyT – UNSE (DAGG), ha presentado y demostrado como opción válida el FLAs3 (Filtro Laterítico de Arsénico N°3), aparato sencillo, de fácil construcción y bajo costo, que utiliza el suelo laterítico como

elemento filtrante para la remoción de arsénico del agua de consumo. (Storniolo A. et al, 2006, 2010 y 2011).

Otros se dedicaron a desarrollar sistemas que traten caudales continuos de agua para abastecer asentamientos poblacionales y/o establecimientos educativos.

Al respecto este mismo grupo de trabajo en conjunto con Investigadores del Centro de Ingeniería Sanitarias (CIS) de la Universidad Nacional de Rosario, responsable del desarrollo del Proceso BioCIS-UNR®, realizaron una prueba piloto en la Localidad de Suri Pozo instalando una Planta de Tratamiento de agua para la remoción del arsénico, hierro y manganeso utilizando el método de doble filtración biológica, con buenos resultados, (Vidoni R. et al, 2009, 2009a y 2009b).

En base a las experiencias recogidas, referente al filtrado continuo y el tratamiento de aguas de buena calidad físico química y elevado contenido de arsénico; con la colaboración de la Dirección del Programa HACRE de la Provincia de Santiago del Estero seleccionamos un lugar para instalar la Planta de Tratamiento y resolvimos hacerlo en el predio de la Comisión de Fomento de la localidad de Negra Muerta Departamento Banda de la Provincia de Santiago del Estero, Argentina.

Objetivo

Asegurar la provisión continua de agua segura a un asentamiento poblacional, mediante la remoción del arsénico presente en el agua subterránea proveniente de una perforación somera, utilizando el método de doble filtración biológica.

Metodología

La remoción de arsénico valiéndose de la coagulación-adsorción utilizando hidróxidos de Fe y aluminio, es un método de bajo costo operativo para tratar aguas de baja dureza y poco contenidos de sales totales.

Consiste en dos etapas de filtración biológica en arena, aeración intermedia y ajuste de pH (Czekalla et al., 1985; Mouchet, 1992; Gislette, 1997).

Las bacterias filamentosas como la Gallionella se adhieren al elemento filtrante acelerando la oxidación y precipitación principalmente del hierro el cual adsorbe el arsénico formando hidróxidos complejos de poca estabilidad.

El Proceso BioCIS-UNR®, con registro de marca y patente del Centro de Ingeniería Sanitaria, se basa en la aeración, prefiltración ascendente (grava) y filtración rápida (arena

fina), donde las ferrobacterias catalizan la oxidación del Fe formando floc biológicos que adsorben el arsénico presente en el agua.

La misma Planta que se utilizó en Suri pozo es la que instalamos en la localidad de Negra Muerta con el fin de tratar el agua de una perforación somera.

Identificación de fuente de provisión de agua

En primera instancia se procedió a la identificación de la obra de provisión de agua, la cual trata de una perforación somera de 7 m de profundidad entubada en PVC C6 de 110 mm de diámetro con filtro ranurado, que explota el agua del acuífero freático.

Esta agua actualmente se extrae mediante una electro bomba centrífuga de ½ HP ubicada en un nicho de ladrillos próximo a la entrada al predio de la Comisión de Fomento, Figura 1 y 2.



Figura 1: Nicho y perforación somera ubicada en el predio de la Comisión de Fomento al inicio del proyecto.



Figura 2: El mismo nicho una vez instalada la Planta con la parte superior de ésta en el fondo.

Los ensayos realizados en la perforación y las características físicos químicas del agua, que de ella se extrae (Tabla 1), cumplieron con las premisas a tener en cuenta para la aplicación del método.

Tabla 1. Resultados de los análisis físicos - químicos del agua cruda a tratar

Color	No	C.E. 25° C	941 μS/cm
Olor	No	R. S.105°C	707 mg/l
Turbidez	No	Alcalinidad. total	275 mg/l
ph.	7,23	Dureza total	88 mg/l
Cationes	mg/l	Aniones	mg/l
Ca ⁺⁺	24	HCO ₃ ⁻	335
Mg ⁺⁺	7	CO ₃ ⁼	--
Na ⁺	173	SO ₄ ⁼	82
K ⁺	7	Cl ⁻	79
As	0,1324 mg/l	Agua Sulfatada Sódica	
Fe	0,03 mg/l	INTERPRETACIÓN: Agua químicamente	
F	1,92 mg/l	NO APTA para consumo humano, según normas vigentes y a la fecha de realizado el análisis. Exceso de A	

Instalación de la Planta de Tratamiento

Una vez decidida la instalación de la Planta se procedió a realizar los trámites de permiso correspondientes ante el Comisionado zonal, el que nos brindó el total apoyo institucional.

En consecuencia se procedió al traslado de la Planta desde el Instituto de Recursos Hídricos de la FCEyT donde se encontraba guardada al predio de la Comisión de Fomento.

Ya en el predio y definido el lugar de ubicación de la Planta se procedió a la identificación, concentración, limpieza y control de sus partes.

Una revisión minuciosa permitió definir el reemplazo de aquellos elementos en mal estado o de dudosa condición, la reparación de aquellas partes dañadas y la presentación previa (armado tentativo) teniendo en cuenta el lugar donde se la instalaría.

Como resultado de esto se resolvió no instalar la torre ni el tanque de almacenamiento del agua a tratar, decisión apoyada en el hecho de la posibilidad de contar con energía eléctrica y utilizar una bomba centrífuga para extraer el

agua del pozo y elevarla directamente al aireador superior.

Cumplido este paso se iniciaron las obras civiles para adecuar la pared y el piso de hormigón donde se fijaría la torre.

Una vez fraguado el hormigón de seguridad de los laterales y la base de la torre se procedió al armado de la Planta.

En la plataforma superior se instaló el tanque de 1000 L en cuyo interior se ubicó un cilindro aireador, consistente en un caño de PVC de 500 mm de diámetro de aproximadamente 2 m de largo con falso fondo relleno con anillos tipo Pall de 5 cm de diámetro.

Debajo de la plataforma superior se ubicó el prefiltro de filtración ascendente también de caño de PVC de 500 mm de diámetro y tres metros de largo. Junto a este se situó el filtro rápido de filtrado descendente de PVC de 200 mm de diámetro y mismo largo, Figura 3.



Figura 3: Filtros rápidos, ascendente y descendente.

En el primero de los filtros se depositó el manto filtrante compuesto por grava de granulometría de 6 a 10 mm y en el segundo un manto de arena de 0,9 a 1,10 mm de diámetro promedio.

A continuación y frente al filtro rápido se ubicó el vertedero consistente en un caño de PVC de 110 mm. Figura 5.

Por último se construyó un playón de ladrillo y hormigón de tamaño suficiente donde se ubicó el tanque de PVC de 1800 L de

capacidad para recibir y almacenar el agua tratada.

Una vez concluida la ubicación y el asegurado de las partes se trabajó en la conexión de las mismas.



Figura 4: Vista del vertedero y Filtro rápido.

Estas se realizaron con cañería de polipropileno rojo tricapa de $\frac{3}{4}$ pulgadas de diámetro. Todos los accesorios que se necesitaron fueron nuevos y del mismo material.

Las uniones roscadas se aseguraron con teflón y sella rosca según la necesidad a los efectos de evitar pérdidas.

En todos los casos se tuvo en cuenta el ensamblado de tal manera que cualquiera de las partes de la Planta pueda ser retirada o suplantada sin necesidad de un desmantelado mayor o total.

La conexión entre la fuente de provisión de agua (perforación) y la Planta de tratamiento se realizó con caño de polipropileno negro, el cual se enterró en una zanja especial con cama de arena y cubierta de ladrillo y tierra natural a los efectos de protección.

Para un control del funcionamiento y avance del proceso de filtrado, en cada una de las partes se resolvió la instalación de un grifo de $\frac{3}{4}$ pulgada que permita efectuar la toma de muestras de aguas para análisis.

Con ese criterio se instaló un primer grifo en el caño de subida del agua a la torre de aireación, el segundo en la cañería de bajada al filtro de filtrado ascendente, el tercero en la cañería de conexión entre este filtro y el filtro rápido descendente de arena y el último a la

salida del caño de oxigenación antes del ingreso al tanque de almacenamiento de agua tratada.

Una vez instaladas y conectadas todas las partes de la Planta, según el diseño planteado, se realizó la primera prueba de funcionamiento integral del sistema.

La misma consistió en bombear agua hasta llenar el tanque superior de 1000 L y dejar filtrar con circulación libre con el objeto de detectar fallas en el diseño, observar el correcto funcionamiento de los filtros, las uniones entre las partes, y sobre todo las pérdidas de agua en las roscas, lo que es normal se presenten en este tipo de instalaciones.

Una vez corregidos los inconvenientes se puso en funcionamiento la Planta durante cuatro días, 6 horas por día, para que se lave naturalmente sin la necesidad de utilizar químicos.

Durante este tiempo se trabajó en el calibrado de la velocidad de filtrado a los efectos de lograr estabilizar el sistema y evitar rebase de agua tanto en el filtro de grava como en el de arena.

Esto se logró regulando las llaves esféricas de paso de agua y controlando los piezómetros de niveles instalados en ambos filtros.

Con la Planta probada y en condiciones de funcionar correctamente se realizaron las primeras pruebas de filtrado efectivo tal cual lo establece el método.

Se tomaron muestras de agua al ingreso a la planta (agua cruda sin tratar), como a la salida antes del ingreso al tanque de almacenamiento (agua tratada).



Figura 5: Planta de Tratamiento

La Figura 5 muestra la Planta de tratamiento terminada y en funcionamiento. Actualmente solo falta automatizar el sistema de provisión de agua a tratar y colocar un alambrado perimetral para evitar el vandalismo.

Ensayos de filtrado

Una vez ajustado el funcionamiento y lavada la Planta, se procedió a realizar los primeros ensayos de filtrado.

Se bombeo agua desde la perforación hasta completar el tanque receptor del aireador, aproximadamente 1000 L para lo que se necito un tiempo de 1 hora.

A medida que esto sucedía el agua descendía hacia el prefiltro y filtro rápido donde se producía la acción de filtrado. Esta acción se pudo controlar observando los piezómetros instalados en ambos tubos.

El agua filtrada previo paso por el vertedero se fue almacenando en el tanque receptor de agua tratada.

Se realizaron cuatro pruebas de filtrado una por semana y en todos los casos se tomaron dos muestras para determinación de arsénico.

Las muestras de agua se tomaron: la primera en el grifo ubicado sobre el caño de subida del agua al aireador (agua cruda) y la segunda en grifo ubicado antes del tanque receptor de agua tratada (agua filtrada). La Tabla 2 muestra los resultados obtenidos.

Tabla 2. Resultados de los análisis físicos - químicos de las pruebas de filtrado

Agua cruda As µg/L	1324	1398	1265	1330
Agua tratada As µg/L	80	80	95	50
% de remoción	94	94	93	96

Conclusiones

El método de biofiltración para la remoción de hierro y manganeso puede ser también eficiente para la eliminación en forma simultánea de As del agua subterránea.

Durante el filtrado las bacterias influyen en la oxidación del hierro y manganeso, y la formación de hidróxidos complejos de poca estabilidad con el arsénico, los que precipitan.

La utilización de este tipo de Plantas (BioCIS-UNR®) puede ser una ventaja en el tratamiento continuo de aguas que solo presentan exceso de arsénico.

También se puede considerar como ventajoso su bajo costo, fácil instalación, y mantenimiento y su atención no requiere mano de obra calificada.

Las primeras pruebas de filtración dieron resultados alentadores, la remoción de arsénico estuvo entre el 93 y 96 %.

Recomendaciones

Como próximo paso se recomienda la instalación de un vallado perimetral que impida acciones vandálicas contra la Planta.

Automatizar el sistema con la instalación de flotantes automáticos en el tanque de aireación y el receptor de agua tratada.

Capacitar a personal de la Comisión de Fomento para la atención y mantenimiento de la Planta.

Realizar controles periódicos del funcionamiento de la Planta mediante la toma de muestras y los análisis aunque más no sea de hierro y arsénico.

Referencias

- CAA, 2007. Resolución Conjunta de la Secretaría de Políticas, Regulación y Relaciones Sanitarias, y de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos de la Nación, SPRyRS y SAGPyA N°68/2007 y N°196/2007.
- Czekalla et al., C., Mevius, W. and Hanert, H., 1985. Quantitative removal of Fe and Mn by microorganisms in rapid sand filters (in situ investigations) *Water Supply*, 3:143.
- Gislette, P., Mouchet, P., 1997. Iron, Manganese and Ammonia removal in drinking water: the biological treatments. *International Workshop on Iron and AIDIS*, Buenos Aires, Argentina.
- Mouchet, P., 1992. From conventional to biological removal of Fe and Mn in France. *J. AWWA* 84(4), 158-166.
- Storniolo A, Martín R., Thir J., Cortes J., Ramirez A., Terribile M. y Bejarano R., 2006. La tierra roja de la provincia de Misiones como filtro en la eliminación del contenido de arsénico en agua subterránea. *Congreso de Ciencia y Técnica. Catamarca. Investigaciones Docentes en Ingeniería*. 10 N°: 978-987-1341-04-7.
- Storniolo A, Martín R., Ramirez A., Thir J., Terribile M., Cortes J. y Bejarano R., 2008. El arsénico en el agua subterránea de Santiago del Estero algunos métodos para su remoción. *Investigaciones en Facultades de Ingeniería del NOA. Tomo 1. Capt. III, pp. III25 a III31. editorial ECU UNCa. Catamarca. ISBN 978-987-1341-37-5.*
- Storniolo, A., Martín, R., Thir, J., Ramírez, A., Terribile, M. y Lami Hernández, S., 2010. Desarrollo de filtros de bajo costo para la remoción del arsénico en el agua de consumo. *VI Jornadas de Ciencia y*

- Tecnología de las Facultades de Ingeniería del NOA. Editorial EdiUNju. Jujuy. Capítulo 6 pp 335 a 339. ISSN 3367-5072.
- Storniolo, A., Martín, R., Thir, J., Ramírez, A., Terrible, M. y Lami Hernández, S., 2011. Filtro laterítico de arsénico FLAs3, Remoción de arsénico del agua de consumo, una experiencia en la vivienda del poblador”, 2011. Taller Calidad y Contaminación de Aguas Subterráneas VII Congreso Argentino de Hidrogeología, V Seminario Hispano-Latinoamericano de temas actuales de la Hidrología Subterránea, Salta.
- Vidoni, R., Pacini, V. A., Ingallinella, A. M., Sanguinetti, G., 2009a. Remoción de hierro y manganeso en aguas subterráneas mediante biooxidación: Experiencias a escala real. Congreso Latinoamericano de Ingeniería y Ciencias Aplicadas –San Rafael – Mendoza.
- Vidoni, R., Storniolo A., Pacini, V. A., Ingallinella, A. M., Sanguinetti, G. 2009. Experiencias piloto de remoción simultánea de Arsénico, Hierro y Manganeso en aguas subterráneas en presencia de procesos biológicos. III Taller de Arsénico en Aguas: Presencia de Fluor y Arsénico en aguas subterráneas, VI Congreso Argentino de Hidrogeología. Santa Rosa, La Pampa, pp. 51-60 ISBN N° 978-987-1082-35-3.
- Vidoni, R., Storniolo A., Pacini, V. A., Ingallinella, A. M., Sanguinetti, G., 2009b. Remoción de arsénico en presencia de hierro y manganeso mediante procesos biológicos en aguas subterráneas. Congreso Latinoamericano de Ingeniería y Ciencias Aplicadas – San Rafael – Mendoza.

Fondo natural de cadmio en aguas subterráneas. Vinculación con usos del territorio. Valle de La Cruz, Córdoba, Argentina

Edel Mara Matteoda¹ y Mónica Blarasin¹

¹ Departamento de Geología. Universidad Nacional de Río Cuarto. Ruta 36 Km 601. 5800. Río Cuarto, Córdoba. Argentina.

Mail de contacto: ematteoda@exa.unrc.edu.ar

RESUMEN

En el área de estudio se realizan prácticas agrícola-ganaderas e industriales (curtiembre). El objetivo del trabajo es analizar las causas de la presencia de Cadmio en aguas subterráneas, establecer anomalías y calcular su valor característico (VC) y rango de fondo natural (RFN). Se extrajeron 53 muestras de agua, hallando un VC de 0,2 µg/L y RFN de 0,02-0,36 µg/L. Se determinó en laboratorio el coeficiente de partición ($K_d=1.583$ L/Kg), el factor de retardo ($R=919$) y una muy baja velocidad de transporte (0.0004 m/d) de Cd en el acuífero sedimentario. Dadas estas condiciones, las pequeñas anomalías halladas se vincularon a la presencia de materia orgánica y a determinados pH en el entorno de la curtiembre y en un feed lot (6,6 y 2,2 µg/L). En relación al límite para uso humano (1 µg/L), el 92 % de las muestras se encuentran por debajo, cumpliendo con las normas establecidas.

Palabras clave: Cadmio – fondo natural- curtiembre – feed lot

ABSTRACT

In the studied area agricultural, stockbreeding and industrial (tannery) practices are developed. The objective of this work is to analyze the origin of cadmium in groundwater, calculating the characteristic background natural value (BNV) and range (BNR), detecting Cd anomalies. A field survey (53 samples) and laboratory batch tests were made. The values of total Cadmium in groundwater are contained in the estimated BNR (0.02 to 0.36 µg/L), being the BNV=0,2 µg/L. The partition coefficient ($K_d=1,538$ L/kg), the retardation factor ($R=919$) and very low groundwater velocity (0.0004 m/d) were determined for Cd in this sedimentary aquifer. Considering these parameters, the low Cd anomalies found in the aquifer, were linked to organic matter and certain pH values in the tannery and in a feed lot environment (6.6 and 2.2 µg/L). Regarding the limit for human consumption (1 µg/L), 92% of the samples satisfy the standards.

Keywords: Cadmium – natural groundwater- tannery – feed lot

Introducción, objetivos y ubicación del área de estudio

El cadmio es considerado un metal tóxico, registrándose intoxicaciones agudas y crónicas según el grado de exposición, por tal motivo, el Código Alimentario Argentino (CAA), en concordancia con la Comisión FAO/OMS del Codex Alimentarius (CCA) propuso limitar en fertilizantes y en diversos alimentos los niveles máximos de Cd. La toxicidad por cadmio, cuyo límite de ingesta es 1 µg/L, puede ocasionar enfermedades endémicas (Itai-itai - Japón), cardiovasculares, hipertensión, problemas de reproducción, cáncer, anomalías en huesos y defectos en el metabolismo del calcio, siendo clasificado como carcinógeno humano (Prasad, 2008). El mismo ingresa al ambiente en forma natural principalmente por emisiones volcánicas y meteorización de minerales portadores, siendo las fuentes antropogénicas (lodos residuales, estiércol, fertilizantes nitrogenados y fosfatados, productos farmacéuticos veterinarios, industria,

etc.) las principales responsables de su presencia en altos tenores, tanto en suelos como en aguas superficiales y subterráneas.

En el sector estudiado (Fig. 1), la zona rural de la localidad de Elena, el agua subterránea es utilizada para todas las actividades, siendo la principal la agricultura de soja-maíz-trigo, con uso de fertilizantes nitrogenados y fosfatados, siguiéndole en orden de importancia la ganadería extensiva y/o intensiva y la actividad industrial, funcionando en el sector central de la cuenca desde hace 30 años una curtiembre que vierte sus efluentes a un humedal que es drenado por un arroyo.

El objetivo del trabajo es determinar la presencia de cadmio en el acuífero libre sedimentario, analizar las causas de su presencia, establecer posibles anomalías y calcular su valor característico y rango de fondo natural.

Metodología

Se recopilaron analizaron e interpretaron

antecedentes climáticos, hidrológicos, lito-estratigráficos, geomorfológicos, cartográficos (Hoja topográfica del Instituto Geográfico Nacional 1:50.000), etc. Se extrajeron 43 muestras de agua de perforaciones que captan, en general, de los primeros 10-15 m del acuífero libre y 10 de agua superficial, a las que se les midió pH, CE (conductividad eléctrica), temperatura y OD (oxígeno disuelto) in situ y posteriormente en laboratorio elementos mayoritarios (CO_3^{2-} , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ , K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2}), minoritarios (F^- , NO_3^-) y traza (As).

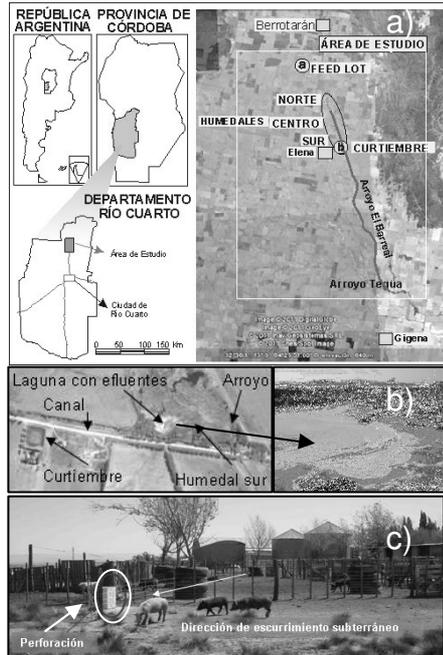


Figura 1. a) Ubicación del área de estudio. b) Humedal y sitio de vertido de efluentes de la curtiembre (laguna). c) feed lot de cerdos

En el momento del muestreo el arroyo se encontraba evacuando el caudal de base aportado por el acuífero. Para el análisis de cadmio las muestras fueron conservadas en frío, acidificadas a pH 2 con ácido nítrico concentrado y analizadas con ICP/MS en ACTLABS (Activation Laboratories, Canada). Con el fin de evaluar el “fondo natural” de cadmio total, se aplicó la metodología de Walter (2006) que permite descartar los valores anómalos mediante métodos estadísticos. Se determinó también la presencia de cadmio total en sedimentos eólicos y fluviales (ACTLABS) y se analizaron muestras de parte aérea y raíz de *Typha latifolia* (totoras) en el laboratorio del

CIMA (La Plata). Para determinar la capacidad de adsorción de cadmio se realizaron ensayos tipo Batch consistentes en poner en contacto 6 muestras de sedimentos arenosos finos limosos dominantes en el acuífero, con 20 ml de solución de CdCl_2 a concentraciones diferentes. Las muestras obtenidas fueron filtradas (0,45 micras), acidificadas a pH 2 con ácido nítrico concentrado, refrigeradas y analizadas con ICP/MS para determinar la concentración de Cd total.

Geología, Geomorfología y Clima

El área de estudio forma parte del valle de La Cruz, depresión tectónica entre las Sierras de Comechingones y de Las Peñas. El fuerte control estructural generó morfoestructuras modeladas durante el Pleistoceno superior-Holoceno, constituidas por bloques diferencialmente ascendidos y basculados que otorgan a la cuenca su forma de anfiteatro alargado en sentido N-S, en la que se destaca la “Depresión Central Faja Fluvial” donde se instala por afloramiento del agua freática un humedal en el que se origina el arroyo El Barreal. Los aspectos morfo-lito-estructurales condicionan las características geométricas del sistema acuífero y los aspectos hidrodinámicos e hidroquímicos (Matteoda, 2012). El valle (Fig. 2) presenta un relleno sedimentario Terciario-Cuaternario (materiales que constituyen el acuífero), formado por secuencias de depósitos eólicos con granulometrías finas (loésicas) con cementación carbonática e intercalaciones de sedimentos fluviales finos a gruesos.

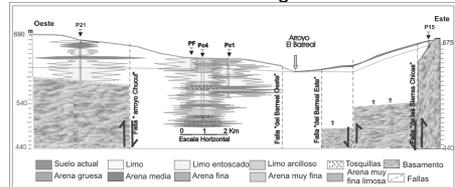


Figura 2. Perfil geológico. Oeste–Este.

El análisis textural del loess, para el sector (Fig. 3), muestra una moda dominante de arenas muy finas (hasta 63 %) siguiendo en orden de importancia limos y arcillas.

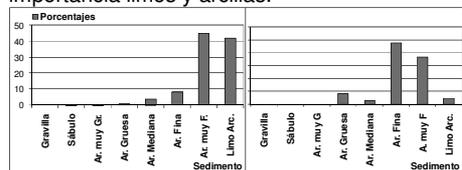


Figura 3. Granulometría. Sedimentos a) eólicos y b) del humedal (SC8).

El análisis mineralógico de sedimentos fluviales y eólicos, muestra una predominancia de la fracción liviana con un 49 a 73 % de vidrio volcánico (mayormente dacítico- riolítico). Le siguen en importancia cuarzo y oligoclasa mientras que entre los pesados se destacan opacos, piroxenos y hornblenda, estando muy subordinados granates, monacita, zircón y epidoto, entre otros. En el sector del humedal (perforación SC8) se identificaron agregados de carbonatos finamente cristalizados a modo de grumo (Fig. 4a), de tipo micritico (Matteoda, 2012). En cuanto a minerales opacos, en sedimentos loessicos de la región, Smedley et al. (2000) describen óxidos de hierro, entre otros. Análisis de la fracción arcilla, en sedimentos regionales, muestran un predominio de illita formada a partir de biotita, así como también esmectitas (figura 4b).

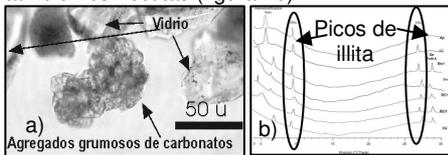


Figura 4. a) Micrita Perforación SC8, b) DRX de arcillas. Grumelli (2010).

En la Tabla 1 se muestra el resultado del análisis geoquímico de sedimentos de origen eólico y fluvial.

Tabla Nº 1. Análisis geoquímico fracción <125 µ

Análisis	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	MnO	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	TiO ₂	P ₂ O ₅	Cd
Muestras	%	%	(T) %	%	%	%	%	%	%	%	(ug/L)
Fluvial fnd	59.7	15.02	7.97	0.23	2.27	3.28	2.63	2.67	1.46	0.28	0.6
Eólico	62.6	14.39	4.27	0.08	1.36	4.89	2.98	2.74	0.64	0.15	< 0.5

La zona se caracteriza por una precipitación media anual de 755 mm, el 90 % de la cual se evapotranspira, resultando el resto excesos hídricos que se reparten en escurrimientos superficiales e infiltración eficaz.

Hidrodinámica e hidrogeoquímica

El acuífero libre tiene un espesor variable de 1 m (valles serranos) hasta 100 m en la llanura y apoya sobre materiales acuitados a acuícludos (limosos, limo-arenosos muy finos, cementados) o directamente sobre el basamento, especialmente en margen izquierda. Las conductividades hidráulicas, condicionadas por las unidades geomorfológicas, presentan una elevada heterogeneidad. Se determinaron 11 zonas, con valores entre 0,2 - 6 m/d para los materiales más finos y 12 y 60 m/d para los más gruesos asociados a paleocauces (Matteoda, 2012). La morfología de la superficie freática (Fig. 5), es

suavemente ondulada, fuertemente asimétrica y se encuentra condicionada por morfoestructuras, con gran diferencia de gradientes hídricos a ambos márgenes del arroyo El Barreal, más elevados en la margen izquierda (2-3,6 %) y menores en la derecha (0,4-1 %). Las velocidades reales promedio del agua subterránea son del orden de 0,52 m/d (planicie) y 0,73 m/d (flanco de la Sierra de Las Peñas).

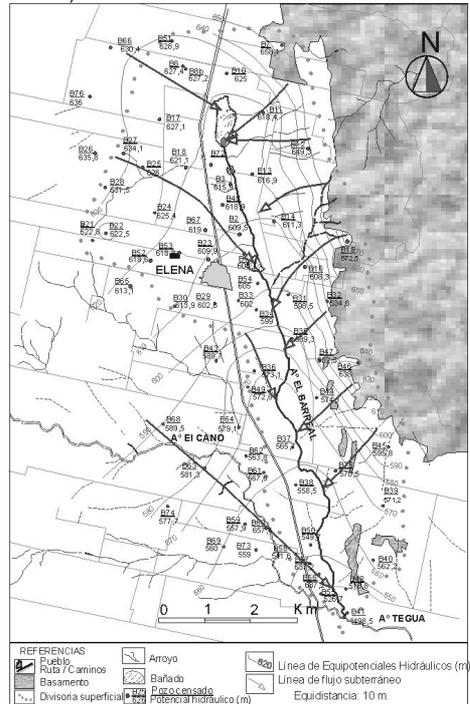


Figura 5. Mapa de equipotenciales. Acuífero libre

El sistema del flujo es centrípeto y circular hacia la depresión central, que constituye un área de descarga a lo largo del arroyo, otorgándole a éste y al humedal carácter permanente. El espesor de la zona no saturada resultó en un rango entre 0 y 80 m.

En cuanto a la composición química del agua subterránea se observó un rango de aguas dulces a saladas (Fig. 6) con una CE promedio de 1.780 µS/cm, un mínimo de 670 y un máximo de 9.330 µS/cm ubicándose los mayores valores al Oeste ("Bloque Elevado de Elena"). Los valores intermedios se ubican en la faja deprimida central y al Este los menores, principalmente al pie de la Sierra de Las Peñas, indicando un estado de aguas de recarga

reciente que han recorrido escasa distancia. Resultaron así 6 grupos, tres de ellos mixtos: bicarbonatada cálcica (1,6 %) y las restantes (todas sódicas) bicarbonatadas (41,9 %), bicarbonatadas-sulfatadas (9,7 %), sulfatadas-bicarbonatadas (14,5 %) y sulfatadas (30,7 %) y cloruradas-sulfatadas (1,6 %).

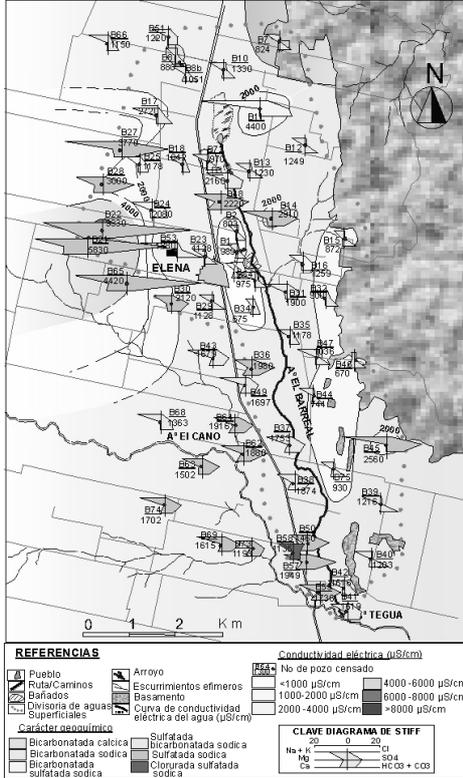


Figura 6. Distribución de CE y carácter geoquímico. Acuífero libre.

Geoquímica del cadmio

El cadmio tiene tendencia a la acumulación y removilización en sedimentos en función de diferentes factores ambientales. En relación a los cultivos, las especies difieren ampliamente en su tendencia a acumular Cd. La química del suelo también influye en su movilidad y en la absorción por las plantas. Como con otros metales, el pH bajo aumenta la movilidad y es por lo tanto más accesible para los vegetales. Los fertilizantes fosfatados pueden contener concentraciones significativas de Cd, que puede acumularse en cultivos (Alloway, 1995).

Los compuestos de cadmio son precipitados insolubles y altamente estables a pH básicos. En plantas de tratamiento la precipitación del

hidróxido suele ocurrir a pH entre 8 y 11, aunque es más efectiva a pH superior a 10, consiguiéndose una eliminación superior al 99,9% (Patterson, 1991). En presencia de niveles altos de carbonato, la precipitación puede darse en forma de carbonato de cadmio. Ésta es más efectiva que la precipitación del hidróxido debido a que la solubilidad del carbonato de cadmio es mucho menor y tiene una gran capacidad de sedimentación. Si el medio está libre de cianuro, la precipitación de carbonato de cadmio mejora significativamente y se da a pH próximos al neutro. La precipitación con sulfuro de sodio es también un tratamiento efectivo (pH= 6,5-9,2) (Patterson, 1991). Un aumento en la concentración del Ca^{2+} puede provocar un aumento en la concentración de iones Cd^{2+} en la solución del suelo por intercambio iónico, una absorción de Cd más alta y una mayor concentración de Cd en tejidos vegetales (Lorenz et al, 1994).

Cadmio en aguas superficiales y subterráneas en el área de estudio

No se reconocen minerales portadores de Cd en cuerpos ígneos y metamórficos de la región, pudiendo existir pequeñas concentraciones vinculadas a la escasa proporción de vidrio volcánico básico presente en los sedimentos loésicos (Demichelis y Ottamendi com. ver). El análisis geoquímico realizado en sedimentos de origen eólico en la zona de estudio, arroja valores de cadmio inferiores al límite de detección (0,5 ppm) mientras que en sedimentos fluviales (fracción <125 μ) se obtuvo una concentración de 0,6 ppm. No existe en las concentraciones típicas encontradas, una predominancia marcada que pueda asociarse al flujo procedente de la Sierra de Comechingones o al de Las Peñas (Fig. 7) por lo que se infiere que los valores anómalos encontrados deben necesariamente relacionarse con actividades antropicas.

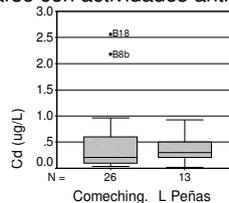


Figura 7. Distribución de Cd

En un análisis de las posibles fuentes que en el sector pueden aportar cadmio y tratando de establecer la relación existente entre actividades que se desarrollan en la cuenca y los tenores de cadmio total (en aguas superficiales y

subterráneas), se realizaron diagramas de cajas en los que se hace evidente que el mayor aporte de Cd lo realiza la curtiembre (C), en donde además se observan las mayores asimetrías (Fig. 8a). En orden decreciente le siguen las actividades ganadera (G), agrícola ganadera (AG) y agrícola (A), observándose además una buena correlación con Zn en muestras de agua de perforaciones ubicadas en predios con feed lots de cerdos (Fig. 8b).

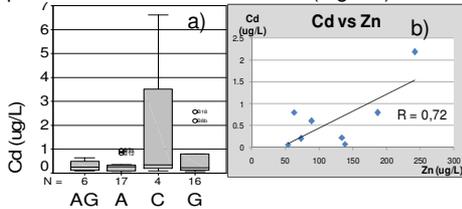


Figura 8. a) Diagramas de cajas según el uso del suelo. b) Relación Cd vs Zn.

La distribución espacial de cadmio total en aguas superficiales y subterráneas de la cuenca se muestra en la Figura 9.

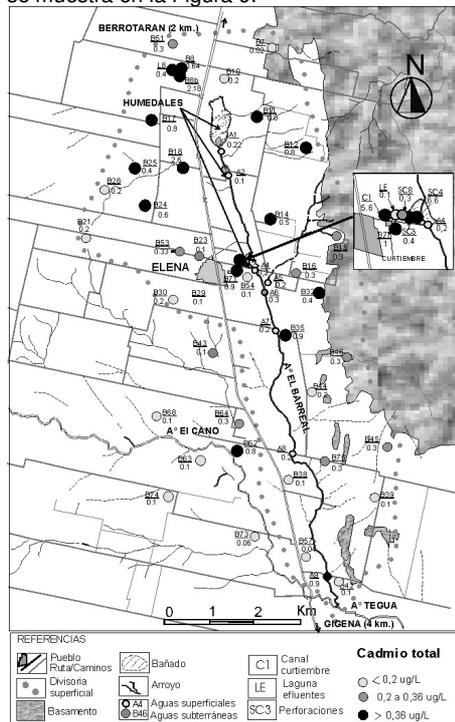


Figura 9. Distribución de Cd total en aguas superficiales y subterráneas. Rangos en función de valores de fondo natural.

Cálculo del rango de fondo natural cadmio

Los términos “fondo” y “umbral” se utilizan para identificar concentraciones anómalas respecto a valores “típicos”. A éstos últimos Walter (2006) los denomina valores naturales regionales de fondo o valores normales de fondo (“regional natural background” o “normal background values”). Para Manzano et al. (2003) la calidad de las aguas naturales depende de unas concentraciones características (medias o medianas) de los distintos componentes y de su distribución en torno a esos valores y sugieren utilizar la mediana como parámetro más ilustrativo del valor característico de un componente y los percentiles 2,3 y 97,7% para ilustrar su rango de variación. El estudio estadístico tendiente a determinar el valor “de fondo” para elementos químicos de origen puramente natural, debe necesariamente considerar todos los datos obtenidos aún los “outliers” como parte del fondo natural. En este caso en particular, para el cálculo del fondo natural de cadmio y debido a la posible existencia del mismo por procesos naturales combinada con el uso de compuestos de este elemento en actividades humanas, se decidió aplicar la metodología propuesta por Walter (2006) para descartar los valores anómalos y determinar la población “común” que representaría los valores que corresponden a procesos naturales en la región. Se utilizó el total de las muestras de aguas subterráneas y superficiales (53), y se procedió a verificar el ajuste a distintas distribuciones teóricas, resultando la lognormal en un mejor ajuste. En la Figura 10 se representan los percentiles.

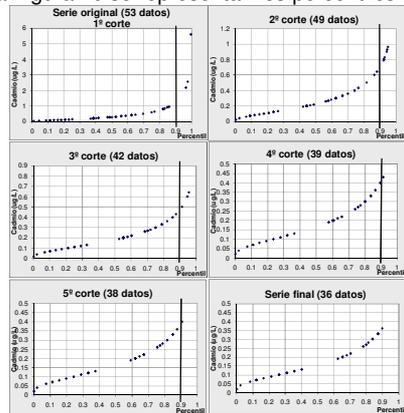


Figura 10. Gráficas de probabilidad. Cd total

Se consideró un primer punto de corte de valores anómalos al 90 %, descartando las observaciones mayores a 2 µg/L. Se realizó

nuevamente el proceso con las 49 observaciones restantes, excluyendo 7 nuevos valores, continuando con el proceso iterativo hasta alcanzar un estado estable después del quinto corte. Eliminados los valores más atípicos, la serie final (36 datos) que puede considerarse como fondo natural tiene un rango entre 0,02 a 0,36 µg/L y un valor característico (mediana) de 0,2 µg/L de Cd total.

Concentraciones similares determinaron Smedley et al., (2000) en aguas subterráneas de la llanura pampeana (min. <0,02, max. 2,7 µg/L, mediana de 0,11 µg/L, media de 0,28 µg/L) y Galindo et al., (2007) en aguas subterráneas de la cuenca inferior del río Salado (min. <0,06, max. 0,69 µg/L, mediana de 0,16 µg/L, media de 0,2 µg/L).

Análisis de la distribución de cadmio

La mayoría de las muestras de aguas subterráneas poseen concentraciones comprendidas dentro del rango de fondo natural para la región. Lo exceden, en pequeñas cantidades, las muestras de las perforaciones B62, B35, B32, B71, B14, B18, B24, B25, y B11 correspondientes a establecimientos rurales con prácticas principalmente ganaderas donde el cadmio se vincula a la ingesta de suplementos dietarios con Zn (FAO/OMS, 2000).

En cuanto a las aguas superficiales, exceden el rango de fondo natural la muestra A6 próxima al ex - vertedero de residuos de la localidad de Elena y A9 (desembocadura) correspondiente a un sector de abrevamiento de ganado y basurales.

Las dos situaciones en las que las concentraciones de cadmio exceden en mayor cantidad el rango de fondo natural son el entorno de la curtiembre y la perforación B8b. En el primer caso, con una carga contaminante con concentraciones mucho más elevadas y mayor tiempo de vertido (30 años) que en el segundo caso (aproximadamente 10 años).

1º caso, curtiembre: en el sector del humedal sur (Fig. 11) donde vierte sus residuos líquidos la curtiembre, se relevó una transecta de 500 m de longitud en el sentido de circulación del flujo de aguas subterráneas (Oeste-Este), transversal al arroyo, constituida por: canal de efluentes de curtiembre, laguna con efluentes, tres perforaciones (que penetran el primer metro de la zona saturada) y el arroyo. Las mayores anomalías de cadmio se registran en el canal con efluentes y en la perforación más alejada del vertido (SC4), sitio en el que se detecta la mayor concentración de cadmio de la cuenca.

En la laguna que recibe los efluentes y en

las dos perforaciones más próximas al vertido (SC8 y SC3), las concentraciones de Cd son muy bajas (0,3 y 0,4 µg/L), del orden del fondo natural para la región, quedando la pluma de contaminación caracterizada por el incremento de las sales disueltas respecto del entorno natural, las que disminuyen su concentración en el sentido del flujo (transporte advectivo-dispersivo). Por otro lado, en este sector, sí pudieron definirse plumas contaminantes de cromo y manganeso total (Matteoda, 2012). Estas perforaciones, SC8 y SC3, se encuentran situadas en un ambiente reductor (OD inferior a 2 mg/L, ausencia de NO₃) con pH entre 8 - 8,5, una concentración de MO del orden del 10 %, y agua clorurada y clorurada sulfatada sódica respectivamente. Las muestras se encuentran sobresaturadas en calca según los valores de los índices de Saturación, que justifican su precipitación (IS 1,86 en SC8 y 1,28 en CS3, en el sentido del flujo). En este sector, en sedimentos de la perforación SC8, se identificaron precipitados carbonáticos (Fig 4).

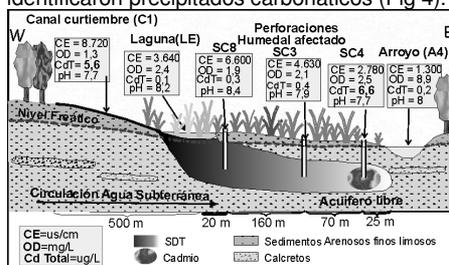


Figura 11. Esquema de contaminación. Humedal sur y arroyo El Barreal. Cadmio total

Sin embargo, la fluctuación del pH en estas perforaciones, que en ocasiones fue de hasta 6,3 pudo haber permitido la puesta en solución de Cd y su transporte en el acuífero, hacia la perforación SC4. Estos bajos pH de años anteriores coincidieron con los máximos vertidos y los mayores valores de cromo en el efluente (hasta 3.000 µg/L, Matteoda, 2012), mientras que para este muestreo los valores de cromo fueron de 65 µg/L. Además, luego de algunos eventos de tormenta, ocurren desbordes del canal del efluente y la laguna, por lo que también podría producirse la llegada del contaminante por infiltración desde la superficie.

Análisis realizados en ejemplares de totoras (*Typha latifolia*) del humedal afectado (SC8) y sin afectar (aguas arriba del sitio contaminado), dieron como resultado (raíz y parte aérea) concentraciones de cadmio por debajo del límite de detección de 0,5 mg/kg, por lo que no pueden establecerse comparaciones.

Es importante considerar que las máximas concentraciones de cadmio (6,6 en efluente y 6,6 µg/L en SC4) encontradas en esta transecta, exceden en un orden de magnitud al límite superior del intervalo de fondo natural.

2º caso, cría concentrada de cerdos: el mismo corresponde a la perforación B8b (Fig. 12) realizada a los fines del estudio en el entorno de un feed lot de cerdos, aguas abajo del sector donde la carga contaminante es más intensa. Como puede observarse, si bien en la laguna la CE es elevada (8.900 µs/cm) en la perforación B8b es mucho menor (1.051 µs/cm) aunque mayor que la perforación B8 (CE 880 µs/cm) ubicada aguas arriba, a pocos metros de este emprendimiento en un sector no afectado.

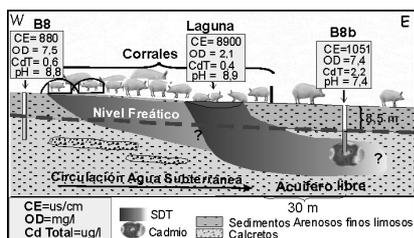


Figura 12. Esquema de contaminación. Feed lot y perforación B8b. Cadmio total

En la laguna, sin embargo, la concentración de cadmio es baja (0,4 µg/L), excediendo apenas el rango de fondo natural, en concordancia con un ambiente donde el pH elevado (8,9) facilitaría la retención – precipitación, evitando su migración.

En el sector de la perforación B8b, por el contrario, el ambiente es oxidante (OD= 5,4 mg/L) y el pH inferior a 8 (7,4), lo que permitiría la puesta de cadmio en solución. Este elemento estaría vinculado a la materia orgánica particulada o disuelta procedente de la fuente contaminante desde superficie, y su estabilidad en solución vinculada fundamentalmente al pH.

Coefficiente de partición (Kd) para Cd total.

Para el cálculo del Kd se emplearon sedimentos arenosos muy finos limosos con 0,93 % de MO y aproximadamente 8 % de carbonatos los que fueron puestos en contacto con soluciones de CdCl₂ de diferentes concentraciones (Tabla 2).

Mediante ensayos tipo Batch se obtuvo una curva (Fig. 13) que responde a la isoterma de adsorción de Freundlich (Appelo y Postma, 1993), cuyo K_F resultó de 1.538 L/kg.

Se obtuvo con este K_F un coeficiente de retardo (Šraček y Zeman 2004) R= 226 a 1.612

para las soluciones de mayor y menor concentración (promedio: 919). De esta manera, si se considera para el sector de las perforaciones SC8 y SC3 una velocidad real del agua de 0,4 m/d, (velocidad a la que se desplazaría un elemento conservativo como el Cl⁻), se puede afirmar que la velocidad promedio del Cd sería 0,0004 m/d. Es decir que a pH entre 7,8 y 8 y para este tipo de sedimentos, sólo migraría en el orden de 1,5 m en 10 años.

Tabla 2. Concentración de cadmio total en cada ensayo tipo Batch (mg/L).

Muestra (mg/L)	CC inicial (solucion)	pH inicial (solucion)	cc final (solucion)	pH final (solucion)	cc retenida
Cd1	371	8,3	6,8	8	3642
Cd2	185,5	8	1,59	7,8	1839,1
Cd3	92,75	8,1	0,257	7,85	924,93
Cd4	46,375	8,5	0,088	8	462,87
Cd5	23,1875	8	0,0159	7,95	231,716
Cd6	5,797	8,3	0,0039	7,8	57,93

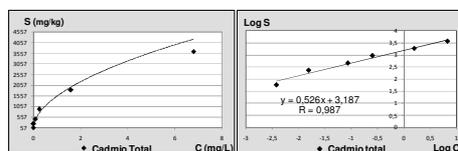


Figura 13. Cadmio total. a) Isoterma de adsorción de Freundlich. b) Log S vs. Log C.

Cabe aclarar que los ensayos se realizaron con una solución preparada en laboratorio por lo que los procesos que ocurren entre ésta y el sedimento son mucho más simples y parciales que los que tienen lugar en el medio natural cuando el sedimento entra en contacto con una solución que posee altas concentraciones de otros elementos y compuestos químicos.

Aptitud de uso para consumo humano

Se tomó como base el límite de 1 µg/L establecido por el CAA previamente mencionado, pudiendo establecerse que a diferencia de As y F (Matteoda 2012) la presencia natural de Cd en el acuífero libre de la zona de estudio no representa una amenaza para la población, cumpliendo con esta norma el 92 % de las muestras y encontrándose la mayoría de ellas por debajo del límite fijado.

Conclusiones

Los tenores de cadmio total hallados en aguas subterráneas son en general bajos, similares a los medidos en este tipo de acuíferos por otros autores. No se evidencia una predominancia muy marcada en las concentraciones típicas (medianas) encontradas que pueda asociarse al flujo procedente de la Sierra de Comechingones o al de la Sierra de

Las Peñas. La fuente natural más probable de cadmio en la región estaría constituida por los depósitos loésicos que se encuentran presentes en toda la cuenca.

Se estimó que el valor característico de fondo natural (percentil 0,5) de cadmio total para la cuenca es 0,2 µg/L con un rango de valores de fondo natural entre 0,02 y 3,6 µg/L, quedando la mayor parte de las muestras analizadas (36) dentro del mismo.

En aguas subterráneas la mayor de las anomalías se determinó en el canal de la curtiembre y en la perforación más alejada del vertido, lo que se vincularía a pH inferior a 8, que permitiría su presencia en solución. Por el contrario, las más cercanas muestran valores similares al fondo natural y se asume que el Cd en el agua de estas perforaciones, que procedería de la laguna de efluentes, podría haber precipitado con carbonatos, dadas las condiciones geoquímicas en el entorno cercano. De este modo los valores hallados no permiten verificar una típica pluma de contaminación de Cadmio en el sentido del flujo de agua, aunque se verifica una pluma vinculada a la disminución de diversas sales disueltas.

Las anomalías que le siguen en orden de importancia (2,2 y 2,6 µg/L) se relacionaron a las excretas en cría intensiva (feed lots) principalmente de cerdos, donde el Cd podría estar asociado a suplementos dietarios con Zn.

En las muestras restantes, el 25 % la concentración varió entre 0,36 - 2,0 µg/L constituyendo leves anomalías vinculadas a establecimientos rurales donde se utilizan fertilizantes y/o se practica ganadería pudiendo corresponder también algunas de ellas a anomalías naturales, mientras que el 67 % presentó valores inferiores a 0,36 µg/L, propios de la mineralogía del acuífero.

En el sistema superficial, los valores anómalos de cadmio total corresponden al canal de efluentes (5,6 µg/L). En el arroyo la muestra A4 presenta valores bajos, evidenciando que el cadmio queda retenido en el humedal. Los mayores valores corresponden a A6 próxima al ex-vertedero de residuos (localidad de Elena) y A9 (abrevamiento de ganado y basural).

Mediante ensayos tipo Batch para los sedimentos dominantes en la cuenca y a pH entre 7,8 y 8, se obtuvo la isoterma de adsorción de Freundlich determinándose el Kd para cadmio total, el retardo (R) y una velocidad de transporte de 0,0004 m/d, indicando la baja posibilidad de transporte de este elemento.

En función de las concentraciones determinadas se pudo establecer además que, a diferencia de As y F, la presencia natural de

Cd en el acuífero libre de la zona de estudio no representa una amenaza para la población. El 92 % de las muestras cumplen con las normas, encontrándose la mayoría de ellas muy por debajo del límite fijado por el CAA (1 µg/L) para consumo humano. Así mismo, este tipo de estudios es de interés para evaluar el estado en que se encuentra en la actualidad el recurso agua, adquiriendo relevancia desde el punto de vista ambiental como valor a considerar en futuros monitoreos.

Agradecimientos

Este trabajo fue subsidiado por FONCyT - MINCyT - PID 35/08 y Secyt UNRC.

Referencias

- Alloway, B.J. 1995. Cadmium In, Heavy Metals in Soils, Second Edition (B.J. Alloway, ed.). 122-151. Blackie, New York.
- Appelo. C. y D. Postma, 2005. Geochemistry, groundwater and pollution. 536 p. Balkema. Rotterdam.
- FAO/OMS. 2000. Informe de la 32ª reunión del comité codex sobre aditivos alimentarios y contaminantes de los alimentos. www.codexalimentarius.net.
- Galindo G. Herrero M., Flores M. y J. Fernández Turiel. 1999. Correlación de metales trazas en aguas subterráneas someras en la cuenca del río Salado, provincia de Buenos Aires, Argentina. Serie de Correlación Geológica N° 13. Ed. A Tineo. 251-261
- Grumelli M. 2010. Génesis y relaciones paleoclimáticas en suelos de Colonia Nueva Sampacho -Río IV-Cba -Arg. T. Doc.I. UNRC
- Lorenz S, Hamon R, McGrath S, Holm P, Christensen T. 1994. Applications of fertilizer cations affect Cd and Zn cc in soil solutions and uptake by plants. J.Soil 45: 159-165
- Matteoda E. M. 2012. Evaluación hidrodinámica e hidrogeoquímica de la cuenca del arroyo El Barreal para establecer línea de base ambiental, con énfasis en la geoquímica del cromo. Tesis doctoral. UNRC. Inédita. 397 p.
- Patterson J. 1991, Industrial wastewater treatment technology. But.Heinemann 37-50.
- Prasad M. 2008. Trace elements as contaminants and nutrients. Consequences in ecosystems and human health. J. Wiley & S.
- Smedley P., Macdonald D., Nicolli H., Barros A., Tullio J. y Pearce J. 2000. Arsenic and other quality problems in groundwater from Northern La Pampa prov Argentina. Nottingham. TRWC/99/36. British Geol. Survey.
- Šraček O. y J. Zeman. 2004. Introduction to Environmental Hydrogeochemistry. 106 p

Uso de métodos multivariados N-way como aporte a la interpretación hidroquímica. Estudio de caso: cuenca arroyo Langueyú, Tandil, Buenos Aires

Rosario Barranquero¹, Rafael Pardo², Marisol Vega², Marcelo Varni³ y Alejandro Ruiz de Galarreta¹

¹ Centro de Investigaciones y Estudios Ambientales (CINEA)-UNICEN. Pje. Arroyo Seco s/n. Campus Universitario Tandil. CP 7000. Tandil, Buenos Aires, Argentina.

² Departamento de Química Analítica, Fac. de Ciencias, Universidad de Valladolid. Paseo de Belén 7. Campus Miguel Delibes. Valladolid, España.

³ Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo J. Usunoff" (UNICEN-CIC-Municipalidad de Azul). República de Italia 780 C.C. 47 (B7300) Azul, Buenos Aires, Argentina.

Mail de contacto: rosariobarranquero@yahoo.com.ar

RESUMEN

Se evaluó el aporte de las técnicas quimiométricas a la interpretación hidroquímica, especialmente de los métodos multivariados multi-vía (N-way). El área de estudio, la cuenca del arroyo Langueyú, se localiza en el partido de Tandil y posee una superficie aproximada de 600 km². Sobre ella se asienta la ciudad de Tandil de 111.483 habitantes. Se consideraron 10 variables (conductividad, pH, bicarbonato, cloruro, sulfato, nitrato, calcio, magnesio, sodio y potasio), determinadas en 26 muestras, tomadas en 4 campañas (junio 2010, octubre 2010, febrero 2011 y junio 2011). Se identificaron tres procesos hidroquímicos principales que explican el comportamiento de los puntos de muestreo. Las técnicas quimiométricas multivariadas multi-vía resultan ser un buen apoyo para la interpretación de este conjunto de datos hidroquímicos, en función del modelo conceptual hidrodinámico, constituyen una excelente herramienta para complementar los métodos estadísticos clásicos, limitados a visualizar dos dimensiones, y representan un respaldo a las técnicas hidrológicas clásicas.

Palabras clave: cuenca del arroyo Langueyú, hidroquímica, quimiometría, métodos multivariados N-way.

ABSTRACT

The contribution of chemometric techniques to the hydrochemistry interpretation was evaluated, especially the multi-way multivariate methods (N-way). The study area was the Langueyú creek basin located in Tandil, with an area of approximately 600 km², on which sits the Tandil city of 111.483 inhabitants. For the statistical analysis 10 variables (conductivity, pH, bicarbonate, chloride, sulfate, nitrate, calcium, magnesium, sodium and potassium) were measured in 26 samples, collected during four field trips (June 2010, October 2010, February 2011 and June 2011). Three main hydrochemical processes that determine the sampling sites behavior were identified. Chemometric techniques are a good support for the interpretation of this hydrochemical dataset based on hydrodynamic conceptual model, are excellent tools to complement traditional statistical methods limited to two-dimensional display and support the results of classical hydrological techniques.

Keywords: Langueyú creek basin, hydrochemistry, chemometrics, N-way multivariate methods.

Introducción

La cuenca del arroyo Langueyú se ubica en la pampa húmeda argentina, y al igual que muchas otras regiones de la provincia de Buenos Aires, utiliza el agua subterránea para el consumo humano y el desarrollo de actividades industriales, agropecuarias, etc. Sobre ella se asienta la ciudad de Tandil, situada en el extremo sur (Figura 1) y que se extiende por 50 km² sobre la ladera norte de las sierras del

sistema de Tandilia y en parte del piedemonte; tiene una población de 111.483 habitantes (INDEC, 2010).

En este contexto, resulta de interés conocer en profundidad el recurso hídrico para lo cual los métodos quimiométricos multivariados pueden ser un excelente complemento a las herramientas clásicas. Su utilidad principal es identificar los procesos subyacentes que permiten explicar el comportamiento y variabilidad de un conjunto de datos de gran

tamaño (Massart et al., 1998). Entre estas herramientas el Análisis de Componentes Principales (PCA), diseñado para conjuntos de datos bidimensionales permite la construcción de modelos lineales simples proporcionando al mismo tiempo una fácil visualización de las relaciones entre los objetos y las variables (Simeonov et al., 2003).

El uso de métodos de componentes principales multi-modo y en múltiples vías como el análisis N-PCA permite la evaluación de un conjunto de datos considerando todas sus dimensiones en forma simultánea, por ejemplo: objetos, variables y tiempo. Las primeras aplicaciones de los métodos N-way se dieron en el área de la química, luego se sumaron un conjunto de ciencias naturales, y en los últimos años comenzaron a aplicarse, con mucha frecuencia, en el estudio de problemáticas ambientales (Smilde et al., 2004; Singh et al., 2006; Pere-Trepal et al., 2007; Pardo et al., 2008; Cid et al., 2011). Respecto al agua subterránea se han utilizado en algunos trabajos a nivel internacional (Ramesh Kumar y Riyazuddin, 2008; Singh et al., 2007); en tanto, a nivel nacional no se han hallado estudios antecedentes que apliquen específicamente componentes principales multi-modo (MA-PCA) y N-way.

Materiales y métodos

Área de estudio

Desde el punto de vista geomorfológico la cuenca del arroyo Languayú está dividida en tres grandes sectores (Ruiz de Galarreta y Banda Noriega, 2005): sierras, piedemonte y llanura. A diferencia del sector de sierras y piedemonte, en la llanura el drenaje es poco definido y pobremente integrado, con cauces estrechos y cursos temporarios.

Por otra parte, la cuenca presenta dos unidades hidrogeológicas que se comportan de manera diferente con respecto a la admisión y circulación de agua (Ruiz de Galarreta y Banda Noriega, 2005): a) el basamento cristalino formado por rocas graníticas con diferentes grados de fracturación. Se encuentra aflorando en superficie en las sierras y se profundiza gradualmente hacia el Norte constituyendo la base del sistema acuífero poroso, y b) la cubierta sedimentaria cenozoica, que consiste en sedimentos pampeanos y pos-pampeanos formados por materiales loésicos con alto contenido de carbonato de calcio y otros materiales de origen fluvial.

El acuífero es libre (freático) y se recarga por precipitación con mayor tasa en el sector de sierras. La profundidad de los niveles freáticos se encuentra en el rango de 15 m en el Sur a 2 m en el Noreste. El sentido de flujo subterráneo es hacia el Noreste, siguiendo la superficie freática la morfología superficial pero con menor gradiente. La descarga regional del acuífero se produce hacia la depresión del río Salado y, localmente, en los cursos y afluentes principales del arroyo.

En general, el acuífero es influente respecto al arroyo Languayú, aunque en algunas zonas, debido a cambios de condiciones hidráulicas, geológico-estructurales, y/o sectores de intensa explotación del acuífero, la relación influente/efluente cambia, aportando incluso las aguas del arroyo al acuífero en sectores puntuales.

Las características hidrogeológicas descriptas determinan un sector de sierras en el cual el acuífero se desarrolla en parte en medio fisurado y en parte en medio poroso, siendo la adquisición de sales escasa por la alta velocidad de circulación. En las zonas de piedemonte y llanura se presenta un paquete sedimentario entre 55 y 78 metros considerando los perfiles litológicos de los pozos de OST (zona media del área estudiada). El agua que circula por estos materiales tiene gran capacidad de enriquecerse en bicarbonatos, a través de la disolución de carbonatos, gracias a la acidez que ha adquirido por la reacción con CO₂ durante su infiltración a través de la zona no saturada.

El clima de Tandil, según la clasificación de Thornthwaite y Mather (1957), es subhúmedo-húmedo, mesotermal, con un déficit de agua poco significativo. De la aplicación del balance de agua para el período 1900-2000 se obtiene una precipitación media anual de 838 mm, una evapotranspiración real y potencial de 694 y 712 mm respectivamente, y un déficit poco significativo (18 mm) en los meses de diciembre, enero y febrero.

Muestreo y procedimientos analíticos

Entre diciembre de 2006 y mayo de 2007 se realizó una campaña de inventario de pozos existentes en toda la cuenca (Ruiz de Galarreta et al., 2007). Posteriormente se seleccionó un conjunto de perforaciones definiendo una red de monitoreo de 26 pozos (ver Figura 1) que fueron muestreados en: junio 2010, octubre 2010, febrero 2011 y junio 2011.

Se determinaron diez parámetros fisicoquímicos (conductividad, pH, bicarbonato, cloruro, sulfato, nitrato, calcio, magnesio, sodio

y potasio). Los análisis se realizaron en el Laboratorio de Análisis Bioquímicos y Minerales de la Facultad de Ciencias Veterinarias de la UNICEN (Tandil, Argentina) y en el Laboratorio de Técnicas Instrumentales Universidad de Valladolid (Valladolid, España) mediante el uso de métodos analíticos estándar (APHA, 2005).

Limitaciones de financiamiento e infraestructura para esta línea de investigación han impedido que se lleve adelante un estudio hidroquímico “clásico” detallado; razón por la cual, partiendo del modelo conceptual de funcionamiento del sistema que se conoce de estudios antecedentes realizados por el mismo grupo, se estudian las relaciones entre los parámetros hidroquímicos mediante una herramienta alternativa que permite justamente corroborar ese modelo conceptual. Dicha herramienta contribuye además a identificar las principales relaciones hidroquímicas en un único tratamiento, facilitando la visualización y

comprensión de las mismas al lector no experto en hidroquímica.

Análisis multivariado

El conjunto de datos utilizado en este trabajo tiene tres dimensiones (modos o vías): 10 parámetros o variables físico-químicas (nvar), determinadas en 26 puntos de muestreo (nsit), durante 4 campañas (ntiem). Los datos pueden ordenarse en una matriz de tres dimensiones \underline{X} (nsit x nvar x ntiem) o bien en una matriz desplegada a lo largo de la dimensión nvar, \underline{X}^{aug} ((nsit x ntiem) x nvar) con $26 \times 4 = 104$ filas y 10 columnas. A esta matriz desplegada se le puede aplicar el procedimiento de Análisis en Componentes Principales (MA-PCA) mientras que la matriz \underline{X} sólo puede ser estudiada a través del Análisis en Componentes Principales multi-vía (N-PCA) con procedimientos tales como PARAFAC o Tucker3.

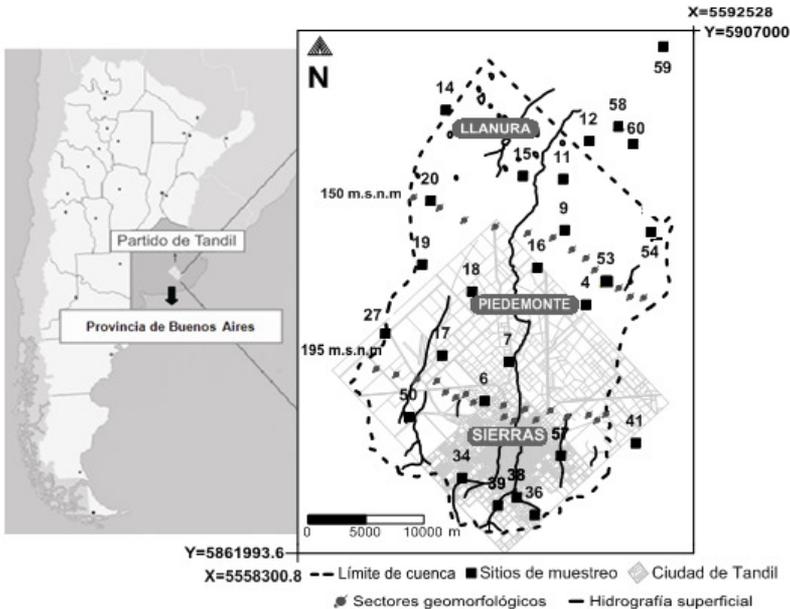


Figura 1. Ubicación y vista esquemática de la cuenca del arroyo Languayú con sectores geomorfológicos y sitios de muestreo de agua subterránea. Fuente: elaboración propia.

Análisis de Componentes Principales (MA-PCA)

Para el análisis MA-PCA se descompone la matriz \underline{X}^{aug} de acuerdo a:

$$x_{ij}^{aug} = \sum_{f=1}^{NF} u_{if}^{aug} v_{jf} + e_{ij}$$

siendo u_{if}^{aug} y v_{jf} las puntuaciones (scores) y las cargas (loadings) de las matrices con dimensiones ((nsit x ntiem) x NF) y (nvar x NF) respectivamente, y e_{ij} un término de error correspondiente a la varianza no explicada de los elementos x_{ij}^{aug} de la matriz \underline{X}^{aug} . NF es el número de factores, que se elige lo más

pequeño posible pero explicando una cantidad significativa de varianza.

El método MA-PCA permite visualizar las relaciones entre las filas y columnas de matrices bidimensionales, ya que las cargas V_{if} proporcionarán información útil sobre las relaciones entre las variables (parámetros físico-químicos), pero la información espacio-temporal de las otras dimensiones (puntos de muestreo y tiempo) aparecerá mezclada en las puntuaciones U_{if} , lo que complica la interpretación del modelo y limita su utilidad (Cid et al., 2011).

Análisis de Componentes Principales en varias vías (N-PCA)

Los métodos N-PCA no requieren el reordenamiento previo de la matriz y su principal ventaja es que permiten la identificación de la información correspondiente a cada uno de los tres modos o vías: sitios o puntos de muestreo (información espacial), variables físico-químicas (comportamiento hidroquímico) y campañas de muestreo (información temporal), lo que facilita la interpretación del modelo de funcionamiento del sistema. Los algoritmos de N-PCA más utilizados son PARAFAC y Tucker3 que conducen a modelos ligeramente diferentes.

El modelo Tucker3 descompone la matriz \underline{X} según la siguiente fórmula (Henrion, 1994):

$$X_{ijk} = \sum_{p=1}^P \sum_{q=1}^Q \sum_{r=1}^R a_{ip} b_{jq} c_{kr} g_{pqr} + e_{ijk}$$

siendo a_{ip} , b_{jq} y c_{kr} las cargas de las matrices \mathbf{A} , \mathbf{B} y \mathbf{C} con dimensiones (nsit \times P), dimensiones (nvar \times Q) y (ntiem \times R), respectivamente, llevando la información contenida en las tres vías o modos de \underline{X} . El término g_{pqr} denota el elemento (p, q, r) de la matriz \underline{G} (P \times Q \times R), que idealmente debería ser una matriz superdiagonal (Leardi et al., 2000), y que da cuenta de las interacciones entre las tres vías. El término que se refiere de nuevo a la información no explicada como en MA-PCA. El número de factores, nuevamente, debe ser lo más pequeño posible siempre y cuando se explique una cantidad significativa de la varianza (Pravdova et al., 2001).

Con el método PARAFAC se descompone la matriz de acuerdo al siguiente algoritmo (Bro, 1997):

$$X_{ijk} = \sum_{f=1}^{NF} a_{if} b_{jf} c_{kf} + e_{ijk}$$

El procedimiento también proporciona las cargas de las tres matrices \mathbf{A} , \mathbf{B} y \mathbf{C} , con

dimensiones (nsit \times NF), (nvar \times NF) y (ntiem \times NF) cuyos elementos son a_{ip} , b_{jq} y c_{kr} respectivamente, mientras que X_{ijk} y e_{ijk} tienen el mismo significado que en el algoritmo anterior.

El modelo PARAFAC puede ser considerado como una simplificación del Tucker3, con el mismo número de factores, NF, para cada modo y con todos los elementos de la superdiagonal de la matriz \underline{G} iguales a 1. Una vez más, NF se mantiene tan pequeño como sea posible.

La interpretación de ambos modelos es algo diferente. Mientras que PARAFAC puede interpretarse de manera similar al MA-PCA, los resultados de Tucker3 deben analizarse teniendo en cuenta la magnitud y el signo de los elementos no nulos de la matriz \underline{G} (Pardo et al., 2008).

Para los cálculos estadísticos se utilizó el software MINITAB 13.0 (Minitab Inc.) y MATLAB 6.0 (The MathWorks Inc.). Los análisis PARAFAC y Tucker3 se llevaron a cabo con "N-way toolbox" para MATLAB (Andersson y Bro, 2000).

Resultados y discusión

Estadística descriptiva

En la Tabla 1 se resumen los estadísticos descriptivos del conjunto de datos de la campaña junio 2010 utilizada para realizar la caracterización hidroquímica general. Cabe destacar que para este análisis y los posteriores se utilizaron como apoyo e insumo en la interpretación: el modelo conceptual de funcionamiento del sistema con el que ya se contaba y las herramientas de análisis hidroquímico "clásicas" (gráficos hidroquímicos, índices, etc.).

Las muestras pueden clasificarse como dulces y de una dureza moderada (Custodio y Llamas, 1983) con niveles por debajo de 400 mg/l CaCO_3 que es el máximo permitido por el Código Alimentario Argentino (CAA). Todos los aniones aumentan en el sentido del flujo porque el Norte de la cuenca no es una zona estricta de descarga regional y no ha habido suficiente contacto con el material sedimentario; esto condiciona a la no saturación para ninguno de los aniones. El bicarbonato es el anión predominante, mientras que el sulfato es el menos abundante en todos los sitios de muestreo.

En cuanto a los cationes el sodio es el predominante en la mayoría de las muestras, mientras que unas pocas son cálcicas y/o magnésicas. Se calculó el índice de desequilibrio siendo negativo en toda el área de

estudio, lo que indica que hay intercambio iónico.

Tabla 1. Estadísticos descriptivos del conjunto de datos junio 2010. Fuente: elaboración propia.

Parámetros*	Media	Mediana	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
Conductividad	820	800	154	480	1332
pH	7.59	7.58	0,26	6,89	8,40
Bicarbonatos	485,1	481,9	93,2	268,4	732,0
Cloruros	36,7	34,7	16,7	14,0	99,5
Sulfatos	17,3	12,7	15,9	2,4	106,7
Nitrato	27,1	23,6	19,1	3,2	111,4
Calcio	40,2	35,8	20,7	10,3	115,7
Magnesio	21,8	20,5	8,9	8,2	45,8
Sodio	117,7	118,3	60,0	17,4	253,4
Potasio	13,5	9,8	13,8	1,3	81,0

*Todos los parámetros en mg/l excepto la conductividad en $\mu\text{S}/\text{cm}$ y el pH adimensional

MA-PCA

En el análisis anterior se han considerado los sitios de muestreo en función de las variables pero no se ha incluido en el análisis la variable temporal. Esto sólo puede hacerse teniendo en cuenta al mismo tiempo los resultados de las campañas de muestreo sucesivas, es decir, el conjunto de datos de la matriz \mathbf{X} , de dimensiones $(26 \times 10 \times 4)$.

En primer lugar, la matriz \mathbf{X} fue desplegada para formar \mathbf{X}^{aug} con dimensiones (104×10) . El conjunto de datos fue previamente auto-escalado, resultando todas las variables con media cero y varianza unitaria, para evitar los problemas debidos a la diferente magnitud de los datos y de las escalas de medida de los parámetros físico-químicos. El pH se linealizó transformándolo a "acidez".

A través de MA-PCA se extrajeron tres componentes significativos (PC) con valores propios mayores que la unidad. PC1, que explica el 40,5% de la varianza analizada, se asocia a las variables originales conductividad, bicarbonato, cloruro, sulfato y sodio; PC2, 16,3% de la varianza, relacionado con nitrato, calcio, magnesio y potasio y, finalmente, PC3, explica el 11,4% de varianza y está relacionado con la acidez y contribuciones menores de otras variables.

La Figura 2a muestra el gráfico de cargas de los dos primeros componentes. En él pueden distinguirse dos grupos principales de variables en el espacio abstracto de los componentes, separados a lo largo del eje PC1. El primer grupo consiste de conductividad, bicarbonato, cloruro, sulfato, sodio, y potasio con cargas PC1 positivas; mientras que el segundo está formado por la acidez, nitrato, calcio y magnesio con valores de PC1 negativos. Los gráficos de PC3-PC1 confirmaron estas agregaciones.

En la Figura 2b se muestra el gráfico de puntuaciones de los dos primeros componentes, en el que puede verse claramente un patrón de aumento de PC1 según el eje Sur-Norte del área de estudio, es decir un aumento de PC1 a lo largo de la dirección del flujo.

Lamentablemente la aparición mezclada de información espacial (puntos de muestreo) y temporal (campañas de muestreo) en las puntuaciones (Pardo et al., 2008 y et Cid al., 2011), no permite extraer más conclusiones.

N-way PCA

Como se mencionó en la metodología los modelos N-PCA (PARAFAC y Tucker3), a diferencia de los MA-PCA, trabajan con la estructura tridimensional de \mathbf{X} , lo que permite separar la información correspondiente a cada vía. Como para MA-PCA, el conjunto de datos fue previamente auto-escalado.

PARAFAC

Fueron evaluados todos los modelos PARAFAC posibles y el valor de NF fue seleccionado mediante el parámetro de coherencia central (core concordance) (Bro, 1997). La complejidad óptima se encontró con un modelo de dos factores (coherencia central = 100%) que explica el 50,9% de la varianza total (38,3% y 12,6% para los factores 1 y 2, respectivamente). Los modelos con mayor dimensionalidad tuvieron valores de coherencia central inferiores y por lo tanto fueron rechazados (Bro, 1997).

La interpretación de los modelos PARAFAC se basa, de una manera similar al PCA clásico, en la existencia (o ausencia) de correlaciones entre las cargas de los tres modos, mediante la comparación simultánea dentro de cada factor de las magnitudes y signos de las cargas de cada vía.

Como puede observarse en la Figura 3, el Factor 1 presenta cargas positivas para todo el modo C1 (Figura 3C1) con un valor prácticamente constante. En B1, espacio vinculado a las variables (Figura 3B1), y A1, espacio vinculado a las muestras (Figura 3A1) pueden identificarse dos grupos para los cuales el Factor 1 es significativo: a) uno está formado por pozos con cargas positivas A1 (12, 14, 15, 20, 53, 54, 58 y 59) que se correlacionan positivamente con las variables (Figura 3B1) que tienen cargas B1 positivas (conductividad, bicarbonato, cloruro, sulfato, sodio y potasio); b) el otro reúne a los puntos de muestreo con cargas negativas A1 (Figura 4A1), es decir los pozos 6, 17, 34, 36, 38, 39, 50 y 57 que se correlacionaron con acidez, nitrato, calcio y

magnesio que presentan cargas negativas en B1 (Figura 3B1). Por lo tanto el Factor 1 contiene información acerca del aumento de la salinidad en el sentido del flujo y de la contaminación por nitratos. El comportamiento opuesto del calcio y el magnesio respecto al sodio y al potasio se puede atribuir al proceso de intercambio iónico que se ha demostrado a través de herramientas hidroquímicas clásicas. A su vez las muestras con contenido elevado de nitratos se presentan mayormente en el sector sur de la cuenca, producto de la influencia antrópica de la ciudad de Tandil.

Vale la pena añadir que las cargas del modo B1 de PARAFAC tienen un patrón muy similar a las cargas de PC1 resultantes de la aplicación de MA-PCA, lo que confirma la robustez de las relaciones entre los parámetros físico-químicos incluidos en este factor. Por otro lado, el Factor

1 no es útil para interpretar el comportamiento de los puntos de muestreo 4, 7, 9, 11, 16, 18, 19, 27, 41 y 60, con cargas A1 insignificantes o nulas.

Para el Factor 2, las cargas de los modos B2 y C2 fueron en todos los casos positivas (Figura 3B2 y 4C2, respectivamente), por lo que este factor será significativo sólo para los puntos (Figura 3A2) con cargas A2 positivas y de valores altos (6, 14, 36, 50, 57 y 60). Estos puntos están relacionados con todos los parámetros físico-químicos, principalmente con la conductividad, el bicarbonato y el magnesio. La similitud entre C1 y C2 sugiere un comportamiento común de ambos factores respecto al tiempo, que resulta difícil de interpretar considerando la información hidroquímica.

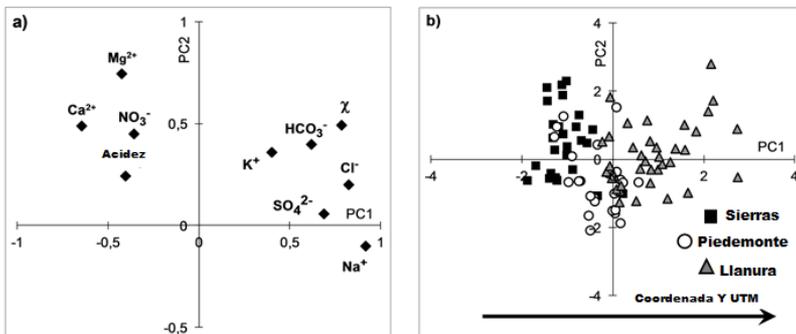


Figura 2. Resumen gráfico de MA-PCA aplicado al conjunto de la matriz de datos **Xaug**. a) Diagrama de cargas. b) Diagrama de puntuaciones. Fuente: elaboración propia.

Tucker3

Se evaluaron todos los posibles modelos Tucker3 seleccionando finalmente el modelo [2 2 1] que explica un 50,7% de la varianza, porcentaje similar al PARAFAC2. El hecho de que sólo se precise en este caso una dimensión en el modo C es coherente con los patrones temporales similares encontrados para los dos factores PARAFAC.

La interacción [1 1 1] explica el 38,2% de la varianza y tiene características prácticamente idénticas al Factor 1 de PARAFAC. Por su parte, la interacción [2 2 1] abarca un 12,5% de la varianza y es muy similar a su equivalente en el modelo PARAFAC, el Factor 2. La posibilidad de selección de un único factor para el modo C hizo posible una explicación más sencilla de la estacionalidad. Se encontró una correlación negativa $r = -0,750$ ($p = 0,250$) entre las cargas C1 del modelo Tucker3 [1 1 1] y las variaciones

de niveles freáticos, lo que sugiere la presencia de procesos de dilución/concentración.

Conclusiones

Los modelos multivariados aplicados en este estudio ponen de manifiesto dos interacciones principales, subyacentes al conjunto de datos, lo que lleva a definir dos componentes que explican respectivamente alrededor del 38 y el 13% de la información. El modelo Tucker3 [2 2 1] ha mostrado ser el más simple y eficiente para explicar el comportamiento hidrológico del acuífero estudiado.

El primer término resume: a) el intercambio iónico entre calcio/magnesio y sodio/potasio, que origina una evolución en el sentido de flujo de muestras de tipo bicarbonatadas cálcicas y/o magnésicas a bicarbonatadas sódicas; b) el aumento a lo largo del mismo eje sur-nordeste, de las concentraciones de los principales aniones y de la conductividad y c) el

comportamiento singular del ión nitrato claramente típico de un origen antrópico. Estas afirmaciones son consistentes con el análisis individual de cada campaña, así como con la geología de la zona.

El segundo término, que no está relacionado con un proceso hidroquímico definido, explica el papel desempeñado por conductividad, bicarbonato, magnesio, y en menor presencia, nitrato y calcio.

Las variaciones estacionales sólo pudieron ser visualizadas con los métodos multi-vía. El modelo PARAFAC originó dos comportamientos temporales diferentes difíciles de interpretar, por lo que se prefirió el modelo Tucker3 [2 2 1], con un único componente temporal para explicar en forma global el conjunto de datos.

La variación estacional está correlacionada, de modo estrecho y con carácter negativo, con las variaciones del nivel freático; esto

representa los procesos alternados de concentración/dilución de sales. La falta de significación de la correlación puede ser debida al pequeño número de campañas consideradas.

Las técnicas quimiométricas multivariadas son herramientas útiles para la interpretación de este conjunto de datos hidroquímicos en función del modelo conceptual hidrodinámico. Particularmente los modelos multi-vía vías permiten visualizar el comportamiento hidroquímico espacial y temporal en forma simultánea, lo que representa un avance respecto a las técnicas de interpretación hidroquímica convencionales que sólo pueden analizar 2 dimensiones como máximo. Las correlaciones existentes entre los parámetros, integradas por el modelo n-way, son la base de los métodos tradicionalmente empleados en hidrología para estudiar los acuíferos.

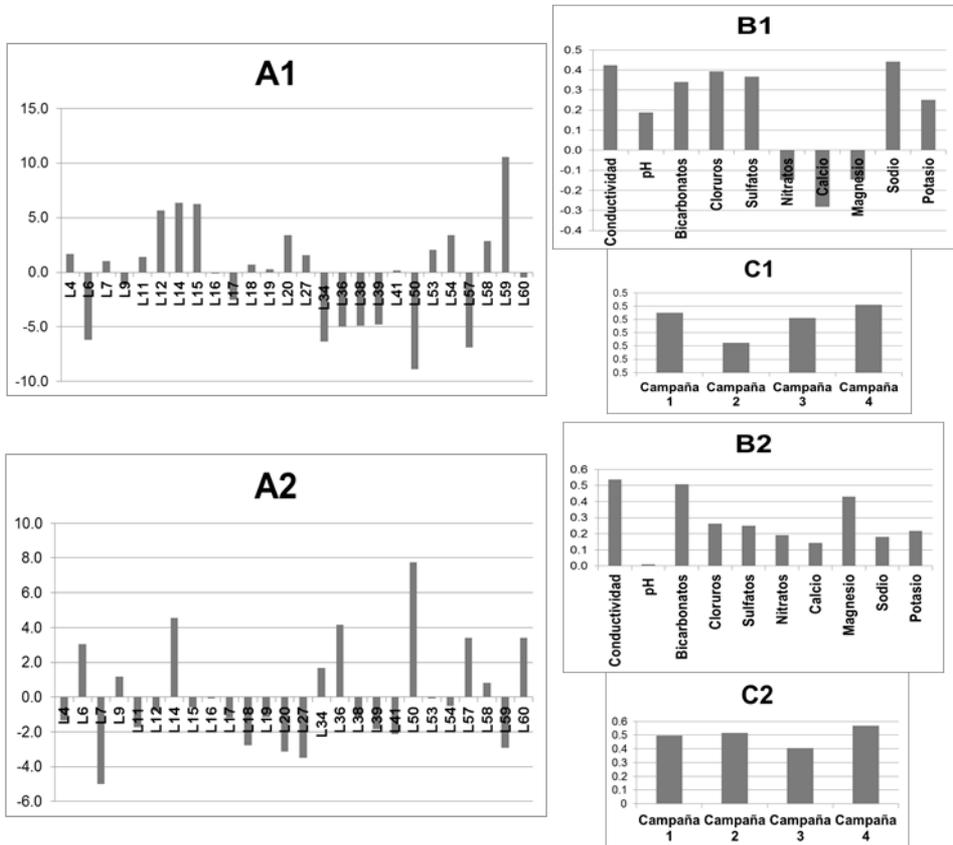


Figura 3. Cargas de los dos factores del modelo PARAFAC en los modos A, B y C. Fuente: elaboración propia.

Referencias

- Andersson, C. A. y Bro R. 2000. The N-way toolbox for MATLAB. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 52: 1-4.
- APHA. Eaton, A. D., Clesceri, L. S., Rice, E. W., Greenberg, A. E. y Franson, M.A.H. (eds). 2005. *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater* (21st Edition). APHA: Washington, D.C.
- Bro, R. 1997. PARAFAC. Tutorial and applications. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 38: 149-201.
- CAA, *Código Alimentario Argentino*, Ley 18.284/1969 y Decreto 2126/1971
- Cid, F. D., Antón, R. I., Pardo, R., Vega, M. y Caviedes-Vidal, E. 2011. Modelling spatial and temporal variations in the water quality of an artificial water reservoir in the semiarid Midwest of Argentina. *Analytica Chimica Acta* 705: 243-252.
- Custodio, E. y Llamas, M. 1983. *Hidrología Subterránea*. Tomos I y II Ed. Omega. Barcelona; p.1157.
- Henrion, R. 1994. N-way principal component analysis theory, algorithms and applications. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 25: 1-23.
- INDEC,2010.
http://www.censo2010.indec.gov.ar/preliminares/cuadro_resto.asp. Acceso: 21/12/2011.
- Leardi, R., Armanino, C. y Lanteri, S., Alberotanza, L. 2000. Three-mode principal component analysis of monitoring data from Venice lagoon. *Journal of Chemometrics* 14: 187-195.
- Massart, D.L., Vandeginste, B.G. M, Buydens L. M. C., de Jong S., Lewi P. J. y Smeyers-Verbeke J. 1998. *Handbook of Chemometrics and Qualimetrics: Part B*, Elsevier: Amsterdam; 876.
- Pardo, R., Vega, M., Debán, L., Cazorro, C. y Carretero, C. 2008. Modelling of chemical fractionation patterns of metals in soils by two-way and three-way principal component analysis. *Analytical Chimica Acta* 606: 26-36.
- Peré-Trepat, E., Ginebreda, A. y Tauler, R. 2007. Comparison of different multiway methods for the analysis of geographical metal distributions in fish, sediments and river waters in Catalonia. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 88: 69–83.
- Pravdova, V., Walczak, B., Massart, D.L., Robberecht, H., Van Cauwenbergh, R., Hendrix, P. y Deelstra, H. 2001. Three-way Principal Component Analysis for the Visualization of Trace Elemental Patterns in Vegetables after Different Cooking Procedures. *Journal of food composition and analysis* 14: 207-225.
- Ramesh Kumar, A. y Riyazuddin, P. 2008. Application of chemometric techniques in the assessment of groundwater pollution in a suburban area of Chennai city, India A. *Current science*, Vol. 94, No. 8, 25.
- Ruiz de Galarreta, A. y Banda Noriega, R. 2005. Geohidrología y evaluación de nitratos del Partido de Tandil, Buenos Aires, Argentina. *Actas del IV Congreso Argentino de Hidrogeología y II Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de la Hidrología Subterránea*, Blarasin M, Cabrera A, Matteoda (eds). UNCR: Río Cuarto, Córdoba; 99-108.
- Ruiz de Galarreta, A., Varni, M., Banda Noriega, R. y Barranquero, R. 2007. Caracterización geohidrológica preliminar en la cuenca del arroyo Langueyú, Partido de Tandil, Buenos Aires. V Congreso Argentino de Hidrogeología (Díaz, E.L., Tomás, J.R., Santi, M., D'Elía, M. y Dalla Costa, O., Compiladores), Asociación Internacional de Hidrogeólogos, p. 476.
- Simeonov, V., Stratis, J.A., Samara, C., Zachariadis, G., Voutsa, D., Anthemidis, A., Sofoniou, M. y Kouimtzis, Th. 2003. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. *Water Research* 37: 4119-4124.
- Singh, K. P., Malik, A., Singh, V. K., Basant, N. y Sinha, S. 2006. Multi-way modeling of hydrochemical data of an alluvial river system-A case study. *Analytica Chimica Acta* 571: 248-259. DOI: 10.1016/j.aca.2006.04.080.
- Singh, K. P., Malik, A., Sinha, S., Mohan, D y Singh, V. K. 2007. Exploring groundwater hydrochemistry of alluvial aquifers using multi-way modelling. *Analytica Chimica Acta* 596. 171–182.
- Smilde, A., Bro, R. y Geladi, P. 2004. *Multi-way Analysis with Applications in the Chemical Sciences*. Wiley, John Wiley & Sons, Ltd.: England.
- Thorntwaite, C. W. y Mather, J. R. 1957. Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance. *Laboratory of Climatology*, Publication núm. 10: Centertown, N. J.; 185–311.

Co-ocurrencia de uranio, vanadio y molibdeno en acuíferos chaco-pampeanos (Argentina): fuentes, movilidad y procesos de concentración en diversas cuencas

Hugo B. Nicolli^{1,2}, Jorge E. Rusansky¹, María del C. Blanco³, Ofelia C. Tujchneider^{2,4}, Jorge W. García⁵, Carlos M. Falcón⁵, Jochen Bundschuh⁶, Marta del C. Paris⁴, Juan D. Paoloni², Mario E. Sequeira⁷ y Nilda Amiotti³

¹ Instituto de Geoquímica (INGEOQUI), Av. Ricardo Balbín 3100, (B1663NER) San Miguel, prov. de Buenos Aires, Argentina.

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina.

³ Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur, Altos de Palihue, (B8001ZAB) Bahía Blanca, prov. de Buenos Aires, Argentina.

⁴ Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas (FICH), Universidad Nacional del Litoral, C. Universitaria, C.C. 217, (3000) Santa Fe, Argentina,

⁵ Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, Universidad Nacional de Tucumán, Miguel Lillo 205, (T4000JFE) San Miguel de Tucumán, Argentina,

⁶ University of Southern Queensland; Toowoomba, Australia

⁷ Departamento de Ingeniería, Universidad Nacional del Sur, CERZOS, Altos del Palihue, (B8000) Bahía Blanca, prov. de Buenos Aires

Mail de contacto: hbnicolli@gmail.com

RESUMEN

Concentraciones anómalas de uranio (U), vanadio (V) y molibdeno (Mo), asociadas con arsénico en aguas subterráneas de la Llanura Chaco-Pampeana generan toxicidad que limitan su utilización e ingesta. Se muestran resúmenes estadísticos para las cuencas del río Salí y de Burruyacú (Tucumán), la llanura centro-norte de Santa Fe, las llanuras sudoriental de Córdoba, norte de La Pampa y sudeste de Buenos Aires. En acuíferos someros de la cuenca del río Salí, los máximos de U, V y Mo son, respectivamente: 125, 300 y 727 μgL^{-1} ; (medianas: 14,2, 77,3 y 10,9 μgL^{-1} , respectivamente). En sedimentos (mg kg^{-1}): 12,4, 99,0 y <2, respectivamente (medianas: 3,88, 85,0 y <2, respectivamente). Estas concentraciones están relacionadas con disolución de vidrio volcánico, lixiviación de sedimentos loésicos, sorción sobre superficie de óxidos y oxi-hidróxidos de Al, Fe y Mn, y desorción a valores de pH más altos, con formación de iones complejos estables, con alta movilidad.

Palabras clave: Acuíferos chaco-pampeanos, Calidad del agua subterránea, Oligoelementos contaminantes, Distribución de uranio, vanadio y molibdeno en sedimentos loésicos y aguas subterráneas.

ABSTRACT

Anomalous concentrations of uranium (U), vanadium (V) and molybdenum (Mo), associated to arsenic (As) in groundwater from the Chaco-Pampean Plain causes toxicity, therefore utilization and consumption must be restricted. Statistical summaries from the Salí river and Burruyacú basins (Tucumán), the northern-central plain of Santa Fe, and the southeastern plains of Córdoba, northern La Pampa and southeastern Buenos Aires were shown. In shallow aquifers from the Salí river basin maxima concentrations of U, V and Mo are respectively: 125 μgL^{-1} , 300 μgL^{-1} , 727 μgL^{-1} (medians: 14.2, 77.3 and 10.9 μgL^{-1} respectively). In sediments (mg kg^{-1}): 12.4, 99.0 and <2 (medians: 3.88, 85.0 and <2). Such concentrations are related to the volcanic-glass dissolution and leaching of loess-like sediments, sorption onto surface from Al-, Fe- and Mn oxides and oxihydroxides, and desorption at higher pH values and formation of stable complex-ions with high mobility.

Keywords: Chaco-Pampean aquifers, Groundwater quality, Contaminant trace-elements, Distribution of uranium, vanadium and molybdenum in loess-like sediments and groundwater.

Introducción

Las cuencas en las que se encuentran acuíferos oxidantes, cuyas aguas subterráneas están caracterizadas por arsénico disuelto (As) en altas concentraciones, se distribuyen en todos los continentes dependiendo de: (i) disponibilidad de fuentes primarias y secundarias de As; (ii) propiedades fisicoquímicas del agua (pH, potencial redox, concentraciones y fuerzas iónicas, concentración de materia orgánica, etc.); y (iii) procesos de interacción entre las fases sólidas y fluidas. Además, las concentraciones de As dependen de características específicas del clima, la geomorfología, la caracterización tectónica y geológica de las cuencas, los regímenes hidrológicos y paleohidrogeológicos, las interacciones agua superficial/subterránea y el régimen de explotación. Estos factores determinan, mayoritariamente, las especies de As presentes en la fase fluida, su adsorción en la fase sólida y la regulación de su transporte en la fase acuosa. Por otra parte, climas áridos y/o semiáridos pueden contribuir significativamente a la génesis de aguas subterráneas ricas en As debido a evaporación, fenómeno verificado en múltiples áreas de la Llanura Chaco-Pampeana, la región más extensa de la Argentina (más de 1 millón de km²) cuyo desarrollo socio-económico está fuertemente condicionado por la calidad de sus aguas subterráneas. A la alta salinidad y dureza del agua subterránea, especialmente en

acuíferos someros de áreas periurbanas y rurales, se le suma la presencia de As y otros oligoelementos asociados (F, V, U, B, Se, Sb, Mo, etc.) que las tornan tóxicas para el consumo humano o del ganado, o inapropiadas para riego o empleo industrial.

El propósito de este trabajo es analizar, en distintas cuencas, la distribución geográfica y en profundidad de esos oligoelementos contaminantes (en particular U, V y Mo) estableciendo sus variaciones estadísticas y describiendo los fenómenos de control de su movilidad en esos medios.

Hidrogeología e hidrogeoquímica regionales

Área norte de la provincia de La Pampa

La parte superior de la secuencia sedimentaria de esta región tiene sedimentos eólicos loesoides (limos y arenas finas generalmente del Pleistoceno) que incluyen los acuíferos más explotados del área. Los limos finos se atribuyen a procesos eólicos periglaciales, fueron retransportados durante el Holoceno por procesos eólicos y fluviales, con alto impacto de los productos de la actividad volcánica de la Cordillera de los Andes. El material piroclástico, con abundantes trizas de vidrio volcánico (de composición riolítica), transportado y distribuido por los vientos dominantes O-E, se depositó en toda la Llanura

Tabla 1: Concentraciones de uranio, vanadio, molibdeno, arsénico y boro en las áreas estudiadas

		Area pampeana sur prov. de Buenos Aires		Llanura sudoriental, prov. de Córdoba	Llanura centro-norte prov. de Santa Fe	Cuenca de Burruyacú Tucumán		Cuenca del río Salí Tucumán		
		(a)	(b)			(a)	(b)	(a)	(b)	(c)
U (µg/L ⁻¹)	min	6,2	nd	15,9	0,08	0,03	0,03	0,11	0,10	
	máx	250	nd	166	80,6	125	125	13,2	6,19	
	M.a	nd	nd	nd	25,5	14,2	24,4	3,76	1,78	
	Md	nd	nd	nd	21,1	6,6	14,2	10,9	1,29	
V (µg/L ⁻¹)	min	20	50	100	<5	30,7	30,7	48,8	44,8	
	máx	5400	2470	316	590	300	300	113	162	
	M.a	nd	1700	nd	149	77,3	95,6	74,7	77,5	
	Md	nd	1750	nd	130	40,3	77,3	72,4	63,8	
Mo (µg/L ⁻¹)	min	2,7	nd	8	46,4	3,00	0,20	0,40	0,40	
	máx	990	nd	13	464	635	727	93,0	29,9	
	M.a	nd	nd	nd	nd	53,0	10,9	11,1	10,1	
	Md	nd	nd	nd	nd	31,8	16	10,9	4,00	5,50
As (µg/L ⁻¹)	min	<4	7	<10	10	17,9	15,8	12,2	11,4	16,2
	máx	5300	350	16	1500	780	1610	1660	107	76,9
	M.a	nd	80	nd	300	114	160	159	37,9	36,4
	Md	nd	60	nd	100	84,2	43,2	45,8	33,7	26,5
B (µg/L ⁻¹)	min	460	180	148	nd	284	244	34	35	60
	máx	13800	2560	699	nd	6380	6740	9550	1400	904
	M.a	nd	1200	nd	nd	2360	2130	1590	304	302
	Md	nd	nd	nd	nd	2210	1410	490	216	225

(a) Acuíferos freáticos; (b) Acuíferos profundos; (c) Acuíferos artesianos
nd: no determinado

Tabla 2: Contenidos de arsénico, vanadio, uranio y molibdeno en sedimentos loésicos de diferentes áreas de la Llanura Chaco-Pampeana

Áreas estudiadas	Oligoelementos (mg kg ⁻¹)											
	As			V			U			Mo		
	Min.	Máx.	M.A.	Min.	Máx.	M.A.	Min.	Máx.	M.A.	Min.	Máx.	M.A.
Área norte prov. La Pampa	3,0	18,0	7,0	22,0	174	90,0	0,9	5,1	2,5	<1	6,0	<1
Planicie pampeana sur, prov. Buenos Aires	8,3	22	11,4	nd	nd	nd	1,3	4,9	2	<1	<1	---
Llanura sudoriental, prov. de Córdoba	5,51	37,3	16,7	nd	nd	nd	1,25	8,00	2,99	2,20	5,20	3,40
Llanura centro-norte, prov. de Santa Fe	6,20	10,3	8,00	64	90	80,3	2,34	3,24	2,65	<2	<2	---
Cuenca de Burruyacú, Tucumán	6	25	11	51	165	87	3,34	16	6,04	<2	5	---
Cuenca del río Salí, Tucumán	7	14	10	53	99	84	3,62	12,4	4,87	<2	<2	---

Cuando un número significativo de muestras caen debajo del nivel de detección no se calculan medias aritméticas ni medianas
nd= no determinado

Chaco-Pampeana. El acuífero Pampeano se encuentra a unos 120 m de profundidad en el O y a unos 4 m en el E, debido a controles topográficos; es libre por la presencia de arenas gruesas en los horizontes superiores. Las aguas subterráneas dominantes son del tipo Na-HCO₃, algunas del tipo Na-sin anión dominante con alto sulfato y las de más alta salinidad del tipo Na-Cl.

La composición iónica de las aguas en el norte de la provincia de La Pampa (Nicolli et al., 1997) fue estudiada en detalle por Smedley et al. (2002), demostrando su gran variabilidad. Llama la atención la alta concentración de oligoelementos y su gran dispersión (hasta 4 órdenes de magnitud para As); rangos de variación destacados: [U]= 6,2 a 250 µg L⁻¹, [V]= 20 a 5400 µg L⁻¹ y [Mo]= 2,7 a 990 µg L⁻¹ (Smedley et al. 2002, 2005, 2008). Además, enorme amplitud para los casos de B (460 a 13.800 µg L⁻¹) y de F (30 a 29.000 µg L⁻¹).

Los sedimentos que alojan los acuíferos evidencian procesos de hidrólisis de sus minerales, disolución y lixiviación, y concentración por fenómenos de desorción (Smedley et al., 2005, 2009). Las concentraciones determinadas en el área, comparadas con los respectivos VG muestran las siguientes excedencias: 83% para F, 99% para B y, más específicamente, 100% para U y 35% para Mo.

Área pampeana sur de la provincia de Buenos Aires

Paoloni et al. (1998) definen el acuífero somero que está hospedado en los depósitos pampeanos de los interfluvios. Allí la capa de tosca restringe la infiltración, excepto en todas las zonas fracturadas y con permeabilidad secundaria que, en términos generales, varía en el rango 5 a 10 m/día. En las llanuras aluviales, el acuífero consiste en sedimentos derivados del loess holoceno, cubiertos por sedimentos eólicos recientes. Debido a que el sistema de las Sierras Australes actúa como basamento impermeable, el acuífero se recarga por infiltración a partir de las precipitaciones durante la estación húmeda; el agua circula por la llanura y descarga en la costa atlántica, y/o en lagunas y en depresiones locales. La profundidad de la capa freática oscila entre 2-3 y >30 m.

Las isohipsas paralelas definen la morfología, con descarga hacia las zonas costeras; el gradiente hidráulico es 4,5‰ al O y alcanza 2,8‰ al E de la porción sur de la Llanura Pampeana. Las aguas de esta región son del tipo bicarbonatado sódicas y sulfatado sódicas, oxidantes, con variaciones de pH de neutro a alcalino (7,0 a 8,7), con alta concentración salina y con un patrón del flujo divergente desde las sierras (con orientaciones NO-N-NE y SO-S-SE). En esas direcciones la calidad del agua se deteriora debido a las altas concentraciones de As, B y F asociados con U, V y Mo. En el acuífero freático se determinaron concentraciones de F que excedieron el VG (1.500 µg L⁻¹) en más del 90 % de las muestras del partido de Coronel Dorrego (900 a 18.200 µg L⁻¹), con niveles aceptables solo en un 3% de las aguas, y en un 86% de las muestras de

Bahía Blanca, con un intervalo modal de 2,5 a 3,5 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Paoloni et al. 2005, 2010; Espósito et al. 2010). Asimismo, se determinaron las variaciones de [As]= 10 a 350 $\mu\text{g L}^{-1}$, [B]= 220 a 2.090 $\mu\text{g L}^{-1}$ y [V]= 50 a 2.470 $\mu\text{g L}^{-1}$ en Cnel. Dorrego y [As]= 5 a 130 $\mu\text{g L}^{-1}$, [B]= 180 a 2.560 $\mu\text{g L}^{-1}$ y [V]= 50 a 1.064 $\mu\text{g L}^{-1}$ en el área de Bahía Blanca. En esta última área, en el acuífero termal profundo (700-800 m) se determinaron las concentraciones de [As]= <10 a 16 $\mu\text{g L}^{-1}$, [F]= 210 a 430 $\mu\text{g L}^{-1}$, [B]= 148 a 699 $\mu\text{g L}^{-1}$, [V]= 6 a 77 $\mu\text{g L}^{-1}$ y [Mo]= 8 a 13 $\mu\text{g L}^{-1}$. Se determinó que las concentraciones de U están por debajo del límite de detección (Paoloni et al. 2010; Espósito et al. 2010).

Llanura sudoriental de la provincia de Córdoba

El acuífero libre (entre 2 y 22 m de profundidad) se desarrolla en sedimentos loésicos limoarcillosos. Presenta un amplio rango de variación de STD: 556 a 10.800 mg/L. Estos valores aumentan mucho en áreas donde los iones sulfato y cloruro son predominantes, características relacionadas con dificultades en el sistema de drenaje y el consecuente mayor tiempo de permanencia de las aguas en contacto con el sedimento, influenciado, además, por el sistema de fallas profundas y el movimiento relativo de los bloques (Nicolli et al. 1989).

En la mitad de las muestras estudiadas, las más elevadas concentraciones de oligoelementos están asociadas con aguas del tipo bicarbonatado sódicas, alcalinas, con [U]= 15,9 a 100 $\mu\text{g L}^{-1}$, [V]= 100 a 316 $\mu\text{g L}^{-1}$ y [Mo]= 46,4 a 464 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Nicolli et al., 1985, 1989).

Llanura centro-norte de la provincia de Santa Fe

Es una cuenca de sedimentación afectada por fallas y estructurada en bloques ascendidos y deprimidos (Tujchneider et al. 2009; Paris 2010). El sistema geohidrológico está constituido por: i) un basamento acuicludo (Formación Paraná, Mioceno marino) compuesto por arcillas verdes, poco potente pero con extensión regional, y arcillas continentales de tonos castaños con yeso. Le suprayacen arenas grises heterogéneas, finas y medianas, con intercalaciones de estratos discontinuos de arcillas verdes que contienen agua con alta salinidad; ii) un acuífero semiconfinado (Formación Itzaingó, del Plioceno) conocido como "arenas Puelches", compuesto por arenas medianas a finas amarillo-ocres, fundamentalmente cuarzosas, con cantidades menores de feldespatos, micas,

magnetita y otros máficos, con un espesor promedio de 24 m. Las arcillas intercaladas son principalmente montmorilloníticas. Su génesis es fluvial, aloja aguas relativamente de mejor calidad y es la principal fuente de abastecimiento en su área de ocurrencia; iii) Arcillas, limos y loess de origen eólico, ricos en componentes piroclásticos del Pampeano (Holoceno), portadores del acuífero libre. Se utiliza mayormente en el área rural, con rendimientos bajos y limitaciones de calidad. En su base presenta un nivel acuitardo discontinuo que hacia el E es semiconfinante (arcillas castaño-verdosas, en parte calcáreas, con espesores <5 m). El sentido general del escurrimiento es de O a E. Hidráulicamente el sistema se comporta como multiunidad, con flujos ascendentes y descendentes a través del acuitardo y el agua tiene aumento de la salinidad y dureza hacia el oeste y el norte.

El acuífero libre está afectado por cambios estacionales de manera que, debido a la evapotranspiración, se modifican los niveles piezométricos y el control dinámico de CaCO_3 . Se detectó que existe una gran variación en la geoquímica del acuífero desde el área central (vecina de la ciudad de Esperanza) hacia las áreas centro-norte y centro-oeste de la provincia, direcciones hacia las cuales la calidad del agua subterránea se deteriora significativamente. Los STD en el área de Esperanza van desde 1150 a 1560 mg/L (mediana: 1260 mg/L) mientras que en el área centro-norte-oeste se incrementan esos valores hacia el rango 671 a 11.100 mg/L (mediana: 2.030 mg/L).

La reacción de los minerales silicatados del loess calcáreo dominante (de composición dacítica) y el equilibrio de los carbonatos controlan la composición iónica mayoritaria, en tanto que la distribución de oligoelementos está influida por fenómenos locales (Nicolli et al., 2008). En acuíferos someros, las concentraciones mínimas y máximas y medianas de U, V y Mo son significativamente diferentes en vecindades de Esperanza con respecto al área centro-norte de la provincia. Allí son mucho mayores, con un más amplio intervalo de variación. En efecto: en Esperanza [U] varían de 6,19 a 12,9 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Md: 10,5 $\mu\text{g L}^{-1}$) contra 0,08 a 80,6 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Md; 21,1 $\mu\text{g L}^{-1}$) en área centro-norte; [V] varían de 42,4 a 120 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Md: 70,0 $\mu\text{g L}^{-1}$) contra < 5 a 590 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Md=149 $\mu\text{g L}^{-1}$); por su parte, las [Mo] varían entre 43,6 y 69,8 $\mu\text{g L}^{-1}$ (mediana: 59,7 $\mu\text{g L}^{-1}$) en Esperanza contra 3,00 a 635 $\mu\text{g L}^{-1}$

(mediana: $31,8 \mu\text{g L}^{-1}$) en área centro-norte (Nicolli et al. 2009; 2012).

Cuencas de Burruyacú y del río Salí (provincia de Tucumán)

La cuenca de Burruyacú se encuentra en el NE de la provincia de Tucumán. Separada de la cuenca del río Salí, hacia el S, por el Espolón de Tacanas, controla estructuralmente su flujo subterráneo separándolo claramente del de la otra cuenca. Las precipitaciones se concentran en las laderas orientales de las Sierras de la Ramada y del Campo. El clima es templado moderado, lluvioso, con invierno seco no riguroso. Se destacan, como únicos cursos superficiales del área, el río Tajamar o Cajón que va a desembocar en la llanura donde forma un importante abanico aluvial, y el río Uruña, en el límite con la provincia de Salta. Ambos ríos y los cauces temporarios que se infiltran en la zona pedemontana, más las precipitaciones pluviales, forman la recarga de las aguas subterráneas. En el piedemonte y su llanura vecina los sedimentos cuaternarios presentan mayor espesor, con niveles conglomerádicos, desarrollados en antiguos glaciares, con abanicos aluviales al O y sedimentos más finos hacia la llanura del E y S de la cuenca. Se diferencian tres tipos de unidades hidro-litológicas (Falcón, 2004) de carácter semiconfinado y/o confinado; se pueden reconocer, respectivamente: un Complejo Acuífero Inferior o Plioceno, un Complejo Acuífero Superior y un Complejo Acuífero Libre (somero o freático). El primero presenta, en la zona pedemontana, niveles estáticos profundos y excelentes caudales de producción. Está a más de 200 m de profundidad en la llanura y abastece numerosas poblaciones; se lo utiliza principalmente para la ganadería. Hacia el límite con la provincia de Santiago del Estero, aumenta sus temperaturas (33 a 37°C). Separado del anterior por un potente horizonte limo-arcilloso rosado, el Complejo Acuífero Superior (Pleistoceno medio/superior) está a profundidades menores que 150 m, formado por gravas gruesas y arenas, con aguas de buena calidad y rendimientos excelentes. El Complejo Acuífero Libre está en depósitos limo-loésicos castaños y presenta frecuentes intercalaciones de niveles de ceniza volcánica, tosca y arenas finas.

La cuenca del río Salí comprende unos 6.000 km^2 y se ubica en el sector central de la llanura tucumana entre las Sierras del Aconquija y Cumbres Calchaquies al O, las Sierras de Guasayán y la Dorsal de Tacanas al E, las Sierras de Medina y La Ramada al N y la Sierra

de Ancasti al S. En la ladera E de las Sierras del Aconquija, los sedimentos del piedemonte, aseguran la recarga efectiva de los acuíferos. Se distinguen tres ambientes: i) ambiente de borde (zona escarpada de las sierras) con rocas cristalinas del basamento y cobertura cretácico-terciaria, en parte cubiertas por relictos de niveles aterrazados antiguos; tienen pendientes de un 10%, y altas precipitaciones en el período primavera-verano; ii) ambiente de piedemonte (cotas entre 500-350 m s.n.m. y pendientes del 2%) con depósitos modernos, abanicos aluviales y niveles aterrazados de granometría decreciente hacia la llanura; los sedimentos gruesos superficiales favorecen la infiltración del agua para la recarga de los acuíferos; y iii) ambiente oriental (cotas: 350-250 m s.n.m. y pendientes del 0,2%) que presenta depósitos fluviales y eólicos modernos, de llanura aluvial y de interfluvios (arenas y gravas con intercalaciones de limos loésicos y arcillosos). En el área oriental de la cuenca, el Cuaternario superior está formado por una cubierta moderna con suelos limo-arenosos de hasta 2 m de espesor; siguen paquetes limo-loésicos de composición dacítica, entre 3 y 30 m de espesor, que conforman el acuífero libre.

Las aguas de los acuíferos libres poseen una mediocre calidad físico-química y bacteriológica; son neutras a alcalinas (pH: 6,28 a 8,72; mediana: 7,71), oxidantes y del tipo bicarbonatado sódicas (Na^+ : $4,7$ a 2270 mg L^{-1} ; mediana: 218 mg L^{-1} , y HCO_3^- : 50 a 1.260 mg L^{-1} con mediana: 465 mg L^{-1}). Las aguas más profundas son neutras a altamente alcalinas (pH: 6,72 a 9,24, mediana: 7,73) y tienen dominantes concentraciones de Na^+ ($4,97$ a 261 mg L^{-1} con mediana: $40,0 \text{ mg L}^{-1}$) y de HCO_3^- ($72,6$ a 439 mg L^{-1} con mediana: 160 mg L^{-1}), mucho más bajas.

Entre los oligoelementos de aguas de la cuenca del río Salí se destacan concentraciones elevadas de U, V y Mo (juntamente con F, As, B, Se, Sb, etc.) que desaconsejan su explotación para bebida humana (Nicolli et al., 2001a, 2001b, 2009). Así, en aguas subterráneas someras, las concentraciones de [U] varían de $0,03$ a $125 \mu\text{g L}^{-1}$ (mediana: $14,2 \mu\text{g L}^{-1}$); las de [V] entre $30,7$ y $300 \mu\text{g L}^{-1}$ (mediana: $77,3 \mu\text{g L}^{-1}$) y las de [Mo] entre $0,20$ y $727 \mu\text{g L}^{-1}$ (mediana: $10,9 \mu\text{g L}^{-1}$); en aguas subterráneas profundas los valores determinados son: [U] de $0,11$ a $13,2 \mu\text{g L}^{-1}$ (mediana: $10,9 \mu\text{g L}^{-1}$); [V] entre $48,4$ y $113 \mu\text{g L}^{-1}$ (mediana: $72,4 \mu\text{g L}^{-1}$); y [Mo] entre $0,40$ y $93,0 \mu\text{g L}^{-1}$ (mediana: $4,0 \mu\text{g L}^{-1}$); los registros para acuíferos artesianos son: [U] de $0,10$ a $6,19 \mu\text{g L}^{-1}$ (mediana: $1,29 \mu\text{g L}^{-1}$); [V]

entre 44,8 y 162 $\mu\text{g L}^{-1}$ (mediana: 63,2 $\mu\text{g L}^{-1}$); y [Mo] entre 0,40 y 29,9 $\mu\text{g L}^{-1}$ (mediana: 5,50 $\mu\text{g L}^{-1}$).

Discusión

La distribución geográfica del loess eólico en el ámbito de la Llanura Chaco-Pampeana interviene en la variabilidad espacio-temporal de las concentraciones de oligoelementos entre ellos As, U, V y B, en distintos niveles acuíferos de las diversas áreas estudiadas. En este sentido, las aguas de menor calidad corresponden a las áreas del norte de la provincia de La Pampa y de la región pampeana sur en las que se destacan máximos de 250, 5400, 990, 5300 y 13800 $\mu\text{g L}^{-1}$ para el U, V, Mo, As y B respectivamente. En el caso particular del río Salí, estos oligoelementos se hallan en todos los niveles acuíferos estudiados y el freático resulta el más perjudicado (Tabla 1).

La región estudiada es muy extensa y, consecuentemente, entre las áreas investigadas existen marcadas diferencias en cuanto a la expresión del paisaje y, además, se presentan particularidades respecto de las características hidrológicas y químicas de los acuíferos. No obstante, el problema de la co-ocurrencia de As, V, U y Mo se expresa particularmente en las condiciones físico-químicas relacionadas con un carácter oxidante de las aguas, principalmente de tipo bicarbonatado sódicas, con pH desde neutro hasta fuertemente alcalino (puede llegar a 9,24). El Na^+ es siempre el catión dominante y, en algunos casos con elevadísima salinidad. La hidrólisis de silicatos, y reacción de los carbonatos, complementado con intercambio catiónico, son procesos dominantes. En esas condiciones, la disolución de trizas de vidrios volcánicos y lixiviación de minerales del loess aportan oxianiones complejos estables de los oligoelementos mencionados con una gran movilidad en las aguas subterráneas. Se producen, en estas condiciones, algunos procesos de sorción sobre la superficie de óxidos y oxihidróxidos de Al, Fe y Mn, pero que devienen en procesos de desorción y la transferencia de estos oligoelementos desde la fase sólida del loess hacia las aguas. No obstante, entre las áreas estudiadas y aún dentro de cada una de ellas, la variabilidad en la distribución geográfica de las concentraciones y hasta la especiación de cada oligoelemento analizado obedecería a la participación de factores locales de control. En las zonas semiáridas y áridas de la llanura, la evaporación intensa también contribuye a incrementar las concentraciones de As, acompañado de U, V y

Mo (y de otros oligoelementos asociados: F, B, Se, Sb, etc.).

Conclusiones

De la ponderación de los parámetros estadísticos correspondientes a las concentraciones de oligoelementos en aguas de distintas áreas de la Llanura Chaco-Pampeana y en la de sus acuíferos de distintos niveles (someros, profundos y artesianos) y a los factores de control que definen su movilidad puestos de manifiesto específicamente en el punto Discusión y cuya importancia también se analiza, pueden extractarse algunas de las principales conclusiones:

- Se ha comprobado la ocurrencia de altas concentraciones de U (0,03 a 250 $\mu\text{g L}^{-1}$), de V (<5 a 5400 $\mu\text{g L}^{-1}$) y de Mo (0,20 a 990 $\mu\text{g L}^{-1}$), especialmente en acuíferos loésicos someros del Cuaternario en la vasta llanura, donde acompañan altas concentraciones de As (<4 a 5300 $\mu\text{g L}^{-1}$) y de otros oligoelementos asociados (F, B, Se, Sb, etc.) en aguas subterráneas en las que se deteriora su calidad al tornarse tóxicas, inadecuadas para consumo humano o del ganado, e inapropiadas para riego o uso industrial. Obsérvese el amplísimo intervalo de variación de los oligoelementos.
- En aguas subterráneas profundas (>200 m) y en las provenientes de acuíferos artesianos ocurren concentraciones significativamente menores de los oligoelementos mencionados.
- Los rangos de concentración del U muestran, en general, que una alta proporción de las muestras de aguas subterráneas investigadas exceden el valor guía provisional de la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2011), establecido en 15 $\mu\text{g L}^{-1}$ para U; las excedencias están en órdenes del 48% en algunas cuencas y pueden alcanzar hasta el 60%. La proporción de excedencias del Mo en las aguas subterráneas es menor (corrientemente, 38-45%) con relación al valor guía (VG) de la OMS (70 $\mu\text{g L}^{-1}$). No se consigna un VG de la OMS para V.
- Las aguas subterráneas son universalmente oxidantes con altas concentraciones de oxígeno disuelto y altos valores de potencial redox; consecuentemente, el arsénico disuelto ocurre como As (V) y los oligoelementos asociados con los estados superiores de oxidación. También las aguas subterráneas son neutras a fuertemente alcalinas (los valores de pH pueden subir hasta 9,24), con altos valores de alcalinidad (HCO_3^-). Se concluye, también, que esas condiciones de alta alcalinidad son generadas por fenómenos

de hidrólisis de silicatos (implicando principalmente a plagioclasas sódicas de sedimentos loésicos), conjuntamente con reacción de carbonatos en condiciones cerradas, procesos asociados, además, a intercambio catiónico.

- Fenómenos de evaporación se ponen en evidencia en cuencas o áreas con climas subhúmedos a semiáridos/áridos, y están caracterizados por una alta salinidad de las aguas subterráneas, en particular las de niveles someros (valores de STD crecen significativamente: $>10.000 \text{ mg L}^{-1}$ con concentraciones de $\text{Cl} > 1.000 \text{ mg L}^{-1}$). Estos fenómenos contribuyen a la concentración adicional de oligoelementos.
- Se han verificado, en la mayor parte de las cuencas estudiadas, fuertes correlaciones entre V, U, As y bicarbonato. La presencia de altas concentraciones de especies de aniones y oxianiones se debe a disolución de minerales volcanogénicos (incluidos vidrios volcánicos) en los acuíferos loésicos bajo condiciones oxidantes y alcalinas. Entonces, a los fenómenos de sorción sobre la superficie de óxidos y oxihidróxidos de Al, Fe y Mn, le siguen fenómenos de desorción en ambientes con los valores de pH más altos, con el consiguiente crecimiento de especies estables de oxianiones complejos que poseen una alta capacidad en la movilidad de los oligoelementos.
- No se ha observado una tendencia regional en la distribución de los oligoelementos mencionados, sino que más bien el incremento significativo en ciertos sitios puede interpretarse como debido a fenómenos locales que afectan el escurrimiento (y definen un mayor tiempo de residencia de las aguas subterráneas), y a veces está controlado por variaciones texturales y litológicas del loess.
- El sedimento tipo loess dominante es, habitualmente, un limo arcilloso y, en algunos niveles o áreas, una arcilla limosa. Sus componentes principales son feldespatos (45-70%; predominando plagioclasas sobre feldespatos de K) y vidrios volcánicos (típicamente 25-50%, y en algún caso hasta 63%) con menores proporciones de cuarzo, moscovita, calcita y fragmentos líticos. Su composición química es similar a la de una dacita, andesita o traquiandesita ($\text{SiO}_2 = 60$ a 68%) con contenidos de As entre 5,51 y 25,0 mg kg^{-1} . Los rangos de contenidos de otros oligoelementos asociados son: 22,0 a 174 para V, 0,9 a 12,4 para U y < 1 a 5,20 mg kg^{-1} para Mo.

Agradecimientos

Los autores manifiestan su agradecimiento al CONICET por la financiación parcial de estos proyectos (PIP N° 5775 y PIP N° 2374), a la ANPCyT (PICT N° 9525) y a la SECyT (UNS; PGI 24A/178).

Arturo J. Barros fue el responsable de la mayor parte de los análisis químicos de aguas, sedimentos y suelos.

Referencias

- Espósito M., Paoloni J. D., Sequeira M. E., Amiotti N. M., Blanco M. del C. 2010. Natural contaminants (As, B, F and V) in the El Divisorio brook basin, tributary of Paso de las Piedras reservoir source of water provisión to urban centers at the southern pampa plains, Argentina. *Journal of Environmental Protection (JEP)*, 2, 1:97-108, doi:10.4236/jep.2011.2011, ISSN Print: 2152-2197-ISSN Online: 2152-2219.
- Falcón, C.M., 2004. *Hidrogeología del sector sudoriental de la Sierra de La Ramada y llanura adyacente, provincias de Tucumán y Santiago del Estero*. Tesis de Doctorado en Ciencias Geológicas; Fac. Cs. Naturales e Inst. Miguel Lillo; Univ. Nac. Tucumán, 362 p. (inédito).
- Nicolli, H.B., O'Connor, T.E., Suriano, J.M., Koukharsky, M.M.L., Gómez Peral, M.A., Bertini, A., et al. 1985. Geoquímica del arsénico y otros oligoelementos en aguas subterráneas de la llanura sudoriental de la Provincia de Córdoba. *Miscelánea*, 71. *Academia Nacional de Ciencias*, Córdoba. 1-112
- Nicolli, H.B., Suriano, J. M., Gómez Peral, M. A., Ferpozzi, L. H., Baleani, O. A. 1989. Groundwater contamination with arsenic and other trace elements in an area of the Pampa, Province of Córdoba, Argentina. *Environ.Geol.Water Sci.* 14 (1): 3-16
- Nicolli, H.B., Smedley, P.L. y Tullio, J.O., 1997. Aguas subterráneas con altos contenidos de flúor, arsénico y otros oligoelementos en el norte de la provincia de La Pampa: estudio preliminar. *Congreso Internacional sobre Aguas y Workshop sobre Química Ambiental y Salud*; Libro de Resúmenes, III-40; Buenos Aires, Argentina
- Nicolli, H.B., Tineo, A., García, J.W., Falcón, C.M. y Merino, M.H., 2001a. Trace-element quality problems in groundwater from Tucumán, Argentina. *En: R. Cidu, (ed.), Water-Rock Interaction*, 2: 993-996. Balkema, Lisse, Holanda.
- Nicolli, H.B., Tineo, A., Falcón, C.M. y Merino, M.H., 2001b. Movilidad del arsénico y de

- otros oligoelementos asociados en aguas subterráneas de la cuenca de Burruyacú, provincia de Tucumán, República Argentina. En: A. Medina, J. Carrera y L. Vives, (eds.), *Congreso Las Caras del Agua Subterránea, I: 27-33*. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid.
- Nicolli, H.B., Tujchneider, O.C., Paris, M. del C., Blanco, M. del C. y Barros, A.J., 2008. Sources and mobility of arsenic in groundwater from centre-north plain of Santa Fe Province, Argentina. *2nd. Intern. Congr. on Arsenic in the Environment*, Book of Abstracts: 75-76; Valencia, España.
- Nicolli, H.B., Tujchneider, O.C., Paris, M. del C., Blanco, M. del C. y Barros, A.J., 2009b. Movilidad del arsénico y oligoelementos asociados en aguas subterráneas del centro-norte de la provincia de Santa Fe, Argentina. En: G. Galindo, J.L. Fernández Turiel y A. Storniolo (eds), Presencia de Flúor y Arsénico en Aguas Subterráneas: 81-90. *VI Cong. Argentino de Hidrogeología*; Santa Rosa, Prov. La Pampa, Argentina.
- Nicolli, H.B., Bundschuh, J., Blanco, M. del C., Tujchneider, O. C., Panarello, Héctor O., Dapeña, C. y Rusansky, J.E. 2012. Arsenic and associated trace-elements in groundwater from the Chaco-Pampean plain, Argentina: Results of 100 years of research. *Science of the Total Environment* 429; 36-56.
- Paoloni, J.D., Sequeira, M.E., Fiorentino, C.E., Puricelli, M. y Vazquez, R., 1998. Recursos hídricos. En: M. González Uriarte y G. Orioli (eds.), *Carta Geoambiental del Partido de Guaminí (prov. de Buenos Aires)*, p. 121-172. EdiUNS, B. Blanca, Argentina.
- Paoloni, J. D., Fiorentino, C.E. Sequeira, M.E. 2005. Cap. III. Los recursos hídricos subterráneos: hidrodinamia, salinidad, contaminantes naturales y nutrientes. En *Paoloni, J.D. y González Uriarte, M. editores Geoambiente y evaluación de las aguas del Partido de Coronel Dorrego, prov. de Buenos Aires*, Bahía Blanca, Argentina. EdiUNS: 53-74
- Paoloni, J.D., Sequeira, M.E. y Espósito, M.E., 2010. Capítulo VI: Los recursos hídricos: evaluación de la calidad. En: *J.D. Paoloni, (compilador), Ambiente y Recursos Naturales del Partido de Bahía Blanca: clima, geomorfología, suelos y aguas*, p. 185-214. EdiUNS, B. Blanca, Argentina.
- Paris, M., 2010. *Métodos estadísticos multivariados aplicados en Hidrología Subterránea*. Tesis de Doctorado en Ciencias Geológicas; Fac. Cs. Exactas, Físico-Químicas y Naturales; Univ. Nac. Río Cuarto, 173 p. (inéd.); Río Cuarto, Prov. Córdoba, Argentina.
- Smedley, P.L., Nicolli, H.B., Macdonald, D.M.J., Barros, A.J. y Tullio, J.O., 2002. Hydrogeochemistry of arsenic and other inorganic constituents in groundwaters from La Pampa, Argentina. *Appl. Geochem.*, 17(3): 259-284.
- Smedley, P.L., Kinniburgh, D.G., Macdonald, D.M.J., Nicolli, H.B., Barros, A.J., Tullio, J.O., Pearce, J.M. y Alonso, M.S., 2005. Arsenic associations in sediments from the loess aquifer of La Pampa, Argentina. *Appl. Geochem.*, 20(5): 989-1016.
- Smedley, P.L., Nicolli, H.B., Macdonald, D.M.J. y Kinniburgh, D.G., 2009. Arsenic in groundwater and sediments from La Pampa province, Argentina. En: J. Bundschuh, P. Bhattacharya, M.A. Armienta, J. Matschullat, M.E. García, (eds.), *Natural Arsenic in Groundwaters of Latin America – Occurrence-Health Impact-Remediation-Management: 35-45*. A.A. Balkema, Leiden, Holanda.
- Tujchneider, O., Paris, M., Pérez, M. y D'Elia, M., 2009. Aguas subterráneas y cambio climático. Área de caso: acuífero del centro de la provincia de Santa Fe, Argentina. En: *Aportes de la Hidrogeología al Conocimiento de los Recursos Hídricos, 2: 389-396*. *VI Congreso Argentino de Hidrogeología*, Santa Rosa, prov. La Pampa, Argentina, ISBN 978-987-1082-36-0.
- World Health Organization, 2011. Guidelines for drinking-water quality (third edition) incorporating first and second addenda; Vol. 1: Recommendations. En línea: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/en/ (febrero 2013).

Incrustaciones y corrosiones en captaciones de agua subterránea del Complejo Acuífero Pucú, en explotación de los servicios de agua potable

Daniel Soldani¹; Rodolfo Cano¹ y Patricia Vera¹

¹ Servicio Provincial de Agua Potable y Saneamiento.

Belgrano 255. Formosa. (CP 3600). Tel.+54 370 4436385/ 4433736 Int. 224/225.

Mail de contacto: disoldani@yahoo.com.ar

RESUMEN

En el estudio se analizan pozos en explotación pertenecientes al Complejo Acuífero Pucú, que tienen el propósito de abastecer a pequeños núcleos de población, con expresión de características físico-químicas y apreciación de la microbiología existente. Se reconocen las causas más importantes de envejecimiento, se resalta la importancia de la incrustación biológica. Objetivo General: conocer / Comprender/ Determinar los procesos que dan como resultado los fenómenos de corrosión e incrustación por interposición de materia, que impiden o dificultan el paso de agua a través de las tuberías filtrantes de los pozos y en las bombas. La metodología empleada es de carácter exploratorio descriptivo. Conclusiones: 1. Se observaron Bacterias Ferruginosas. Se continúan estudios. 2. Las aguas, en general presentan niveles muy aceptables de calidad. 3. En algunas localidades, las aguas contienen concentraciones de hierro consistentes. 4. Se continúa evaluando distintos métodos de rehabilitación y conservación de los sistemas.

Palabras claves: Complejo Acuífero Pucú - Calidad Agua - Corrosión - Incrustación - Bacterias Ferruginosas

ABSTRACT

The study analyzed exploitation wells belonging to Pucú Aquifer Complex, which are designed to supply small towns, with an expression of physical-chemical and microbiological evaluation of the existing. Are recognized causes of aging, highlights the importance of biofouling. General Objective: Know / Understand / Identify processes that result in the phenomena of corrosion and incrustation by interposing matter, that prevent or hinder the passage of water through the filter pipes from wells and pumps. The methodology used is descriptive exploratory. Conclusions: 1. Iron bacteria were observed. Studies are continuing.. 2. The waters, generally have very acceptable levels of quality. 3. In some localities, the water contains iron concentrations consistent. 4. It continues to evaluate various methods of rehabilitation and maintenance of the systems.

Keywords: Complex Aquifer Pucú - Water Quality - Corrosion - Incrustation - Bacteria Ferruginous

Introducción

En la provincia de Formosa la problemática de los recursos hídricos es de fundamental importancia, tanto en lo que hace a su impacto directo sobre la calidad de vida de los habitantes, como en lo que se refiere a su incidencia en el medio ambiente, por lo que la estimación cualitativa y cuantitativa de variables y parámetros indicativos de aspectos relativos al uso, gestión, control y preservación de los recursos hídricos subterráneos es un tema de gran interés para el Servicio Provincial de Agua Potable.

La variabilidad espacio-temporal de las características climáticas, incide directamente sobre el comportamiento de las variables hidrológicas más importantes de los recursos

hídricos de la provincia. A los gradientes espaciales a través de la región debe sumarse la gran variabilidad estacional de la temperatura, las lluvias y el escurrimiento superficial y flujo subterráneo en las cuencas provinciales.

En la provincia, la alternancia entre los excedentes y déficit hídricos de carácter natural que habitualmente se presentan, originan inundaciones y sequías; generando un sinnúmero de problemas en cuanto a la utilización, gestión, control y preservación de los recursos hídricos, para su captación y tratamiento para abastecimiento para consumo humano.

Debido a esta compleja situación, los servicios de abastecimiento de agua potable requieren y captan distintos tipos de fuentes de agua, es decir el origen del agua que se

suministra a la población puede ser variado, proviniendo de: agua subterránea captada a través de perforaciones, o agua superficial proveniente de ríos, riachos, embalses naturales o artificiales, que cuentan además con los aportes de aguas meteóricas; y fuentes mixtas cuando coexisten ambos orígenes.

Las aguas superficiales, junto con las subterráneas son las más empleadas para suministrar agua a las poblaciones formoseñas. Dentro de las disponibilidades existentes del vital elemento y de cada suministro en particular, las aguas serán sometidas a una serie de operaciones de tratamiento para eliminar los agentes patógenos y reducir los demás contaminantes a niveles insignificantes, no perjudiciales para la salud, y con el objeto de reducir al mínimo los tratamientos necesarios, no se admitirán aquellas aguas que contengan sustancias no deseables, salvo en los casos excepcionales en las que se valorarán los

riesgos sanitarios y se establecerán los controles oportunos.

Comparativamente, desde el punto de vista sanitario las aguas subterráneas presentan ventajas respecto a las superficiales, ya que se encuentran más protegidas de la contaminación exterior.

En estos últimos años y con el propósito de abastecer a pequeños núcleos de población, el Servicio Provincial de Agua Potable ha realizado un cierto número de perforaciones en localidades como Herradura, Tres Marías, Formosa Capital, Mojón de Fierro, Boca Riacho Pilagás, Colonia Dalmacia, Puerto Pilcomayo, el sector este de Clorinda, etc. Estas perforaciones se asientan sobre el Complejo Acuífero Pucú, que es una unidad hidrogeológica que se extiende en la zona de influencia del río Paraguay en dirección preferentemente noreste a sudoeste, coincidiendo con la traza del escurrimiento fluvial. Fig. N° 1.

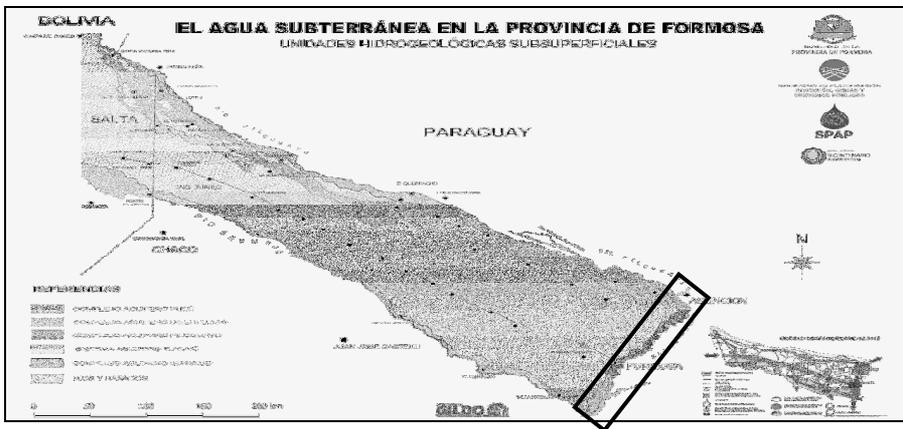


Figura1. Localización aproximada del Complejo Acuífero Pucú.

Una característica sobresaliente de esta unidad es que conforma una faja angosta a muy angosta, a ambos lados del cauce del río Paraguay, con producción de caudales significativos para la región y algunos condicionamientos en cuanto a la calidad del recurso (García et al., 2010), principalmente debido a la presencia excesiva de algunos analitos.

Dada la situación problemática, entre los objetivos de este proyecto en esta primera etapa, se encuentran conocer las causas que dan como consecuencia los fenómenos de corrosión e incrustación, establecer si en la generación de incrustaciones existe alguna correspondencia entre parámetros químicos, mineralógicos, y/o microbiológicos; evaluar los

distintos métodos de rehabilitación de los sistemas en explotación en caso de que sea necesario y establecer las medidas adecuadas para la conservación del mismo a medio y largo plazo.

Objetivos

Objetivo General

- Conocer / Comprender/ Determinar los procesos que dan como resultado los fenómenos de corrosión e incrustación por interposición de materia, que impiden o dificultan el paso de agua a través de las tuberías filtrantes de los pozos y en las bombas.

Objetivos Específicos

- Identificar e interpretar, los rasgos que permitan reconocer las características del entorno del Complejo Acuífero Pucú.
- Establecer relaciones entre distintos parámetros con la generación de incrustaciones.
- Evaluar y divulgar los distintos métodos de rehabilitación del sistema en explotación, en caso de que sea necesario, y establecer las medidas adecuadas para la conservación a medio y largo plazo.

Materiales y Métodos

En líneas generales, la metodología empleada es de carácter exploratorio descriptivo, fuente de datos primaria y secundaria. En el estudio se analizan pozos en explotación que tienen el propósito de abastecer de agua potable a pequeños núcleos de población pertenecientes al Complejo Acuífero Pucú, con expresión de sus características físico-químicas y apreciación de la microbiología existente.

En función de los objetivos planteados y las metas de desempeño propuestas, que fueron convenientemente adecuadas para cada caso particular, entre otras fueron: el ordenamiento y sistematización de información, la definición de indicadores de calidad, la selección del material cartográfico de base, la vinculación con prestadores de servicios, actividades de reconocimiento de campo, el monitoreo sistemático y estandarizado, la generación de datos, la estandarización y sistematización de la información y la actualización de la base de datos.

Los antecedentes de estudios físico-químicos-bacteriológicos, consultados para este estudio, fueron provistos por el Departamento Calidad y Medio Ambiente, del Servicio Provincial de Agua Potable. Las muestras extraídas al efecto, fueron analizadas en los laboratorios del mismo departamento.

Conjuntamente con el muestreo para el análisis físico-químico, se efectuaron muestras para ulteriores análisis microbiológicos. Los análisis realizados incluyeron la determinación cualitativa de bacterias ferruginosas. Para ello se utilizó el método de placa flotante o la Introducción de una superficie experimental. Los fundamentos de esta técnica son muy sencillos, se introduce en el agua por un cierto tiempo un portaobjetos, lámina de cristal o de celuloide, después se retira y se observan directamente con el microscopio los organismos que se han adherido sobre la misma, sin dañarlos,

Naumann aplicó este método a la determinación de las bacterias ferruginosas. (Mergaleff et al.).

Entre los parámetros relevados, se incluyen para la localización: las coordenadas geográficas, la referencia local de posición, y el código de pozo, este último elaborado por este equipo, a efectos de aunar criterios de nominación.

Entre las características del servicio en explotación se verificó: el sistema de explotación existente, el estado de actividad, la fecha de inicio explotación, los datos del perforista, además se incluye tipo y volumen de almacenamiento, el tipo de desinfección, el tipo de distribución y el número de conexiones domiciliarias de agua.

La caracterización de cada perforación incluyó las profundidades, el sistema de filtros, diámetro, los niveles estáticos y dinámicos, los coeficientes de almacenamiento, los caudales específicos, asimismo los tiempos de recuperación, las características y capacidades de la bomba instalada, y el tiempo de explotación diaria/ mensual.

Conclusiones

Respecto a los análisis físicos químicos

A pesar de la limitación de los registros de datos existentes, y la información disponible sobre cuarenta y dos perforaciones, revela que las aguas subterráneas, en general presentan niveles aceptables de calidad.

Se detectaron ciertos condicionamientos en cuanto a la calidad de las aguas, principalmente debido a la presencia en el contenido de hierro.

Se daría en algunas localidades, en las cuales las concentraciones obtenidas de hierro total obtenidas superan en un porcentaje del 46 %, el valor de 0,3 mg/l, fijado por las normas del Código Alimentario Nacional Argentino, para el agua de bebida.

Tabla 1: Parámetros de interés, relacionados con valores máximos, mínimos y medios

	Ma x	M in.	M ed.
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	121 20,0	2 87,0	15 60,9
pH	10, 6	6 ,3	7, 6
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	28, 0	1 7,3	22 ,9
Hierro total (mg/l)	28, 0	0 ,03	3, 8

La presencia de hierro en las aguas subterráneas provoca inconvenientes en los sistemas de abastecimiento de agua potable, y dan lugar a quejas de los consumidores por el agua de color rojo, y otros tales como la aparición de manchas en las ropas, sanitarios y utensilios domésticos, y la modificación de las características organolépticas del agua de bebida (olor, sabor y color), siendo finalmente omitidas en el uso.

La representación gráfica de tres muestras distintivas seleccionadas, se expresan en un diagrama Piper-Hill-Langelier, que aparece en la figura N° 2.

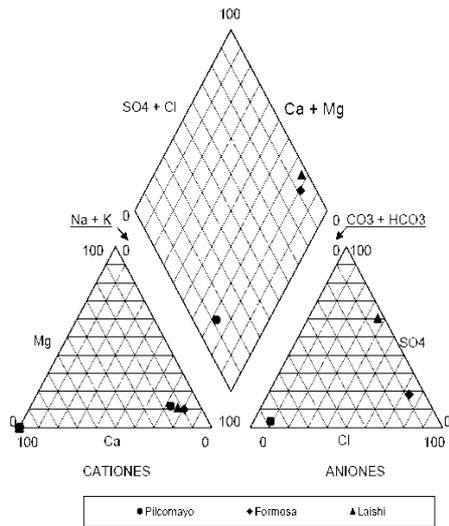


Figura 2. Diagrama Piper-Hill-Langelier, para muestras seleccionadas por zonificación en subregiones del acuífero Pucú.

A la vista, cada una de ellas identifica a la zonificación establecida del acuífero Pucú que es coincidente con la toponimia geográfica departamental: Pilcomayo-Norte, Formosa-Centro y Laishi-Sur. Se observan que las facies hidroquímicas aniónicas predominantes en la zona centro y sur es la clorurada y/o sulfatada mientras que en el sector norte el tipo preponderante es el bicarbonatado. Las facies catiónicas dominantes en las tres subregiones del acuífero, son del tipo sódico.

Respecto a los análisis microbiológicos

Los análisis realizados incluyeron la determinación de bacterias ferruginosas, el método empleado, permitió una observar y registrar la presencia de dichos

microorganismos en el 40 % de 37 muestras evaluadas, algunas imágenes se exponen en la figura N° 3.

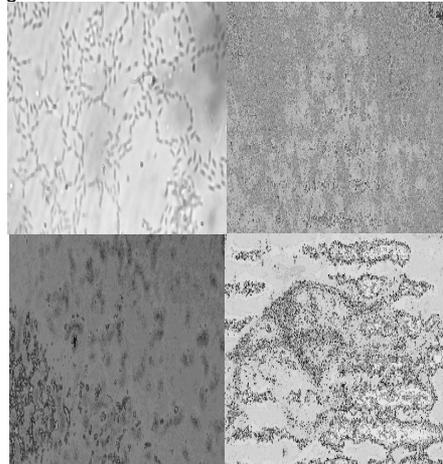


Figura 3. Vista de diversas especies de bacterias ferruginosas

La información relevada indica que las aguas subterráneas del señalado acuífero, en algunas localidades contienen concentraciones de hierro consistentes, lo que podría explicar la presencia de las bacterias mencionadas.

En cuanto a las conclusiones acerca del riesgo de obstrucción biológica (biofouling) en el Complejo Acuífero Pucú, podemos considerar la incidencia de Biofouling, que sería promovido por Ferrobacterias.

En cuanto a la validez del método aplicado, en todo lo que a valoraciones cualitativas de bacterias ferruginosas se refiere, habría que continuar estudios comparando los resultados con otros métodos analíticos. Se continúan estudios para su taxonomía.

Respecto a las características del servicio

Es importante destacar que actualmente más de 10.000 personas en pequeñas localidades y en poblaciones rurales dispersas se abastecen exclusivamente del Complejo Acuífero Pucú.

Dependiendo de la cantidad de usuarios, el sistema de abastecimiento de agua potable se sostiene según las necesidades propias de cada poblado y capacidades de los pozos, pudiendo ser solventada con una perforación o una batería de ellas. Actualmente el 50% de las perforaciones relevadas se encuentran inactivas.

En la gran mayoría de las perforaciones el sistema de explotación preferencial es mediante

la utilización de electrobombas sumergibles, si bien se observan algunos pocos sistemas de molinos, y bombas manuales inactivas en poblaciones rurales dispersas.

Además en la generalidad de los casos por medio de una cañería de impulsión, el agua es enviada a una cisterna, esos reservorios poseen una capacidad suficiente para satisfacer la demanda durante horas pico o ante eventuales paradas de producción.

Para asegurar la potabilización del agua y la eliminación de agentes patógenos, el agua es tratada con hipoclorito de calcio y/o sodio, que se inyecta en este punto de almacenamiento para aumentar la barrera de protección. Institucionalmente y por razones de vulnerabilidad a la contaminación, no se considerará fuente segura a una napa subterránea con una profundidad menor a 40 m. Posteriormente el agua pasa a un tanque de distribución que cumple la función de conducir el agua producida en la hacia las instalaciones domiciliarias.

Se continúa el estudio, evaluando los distintos métodos de rehabilitación de los sistemas en explotación, y establecer las medidas adecuadas para la conservación a medio y largo plazo.

Respecto a las características de las perforaciones

Las condiciones actuales de explotación de algunas perforaciones activas, se desconoce si coinciden en función de los ensayos de producción que se habrían realizado al finalizar la obra, en muchos de los casos la información al respecto es dispersa o discontinua.

Las perforaciones activas o inactivas, a las que se pudo acceder, son la minoría, pero datos de interés relevados nos permiten conocer que las profundidades de las perforaciones oscilan entre los 14 a 60 m, los niveles estáticos determinados a boca de pozo van desde los 2,80 a 8,90 m y los niveles dinámicos oscilan desde los 4,40 a 15 m aproximadamente.

En ocasión de este estudio, se efectuaron entrevistas a los operadores de los servicios de provisión de agua potable en explotación. Algunos de ellos manifestaron que en las captaciones de agua subterránea, existen:

- Incrustaciones mucilaginosas de color pardo rojizas en las rejillas de las bombas, reduciéndose la superficie abierta.
- Obturación de las rejillas por la presencia de partículas finas.

- La pérdida de productividad ocasionada por una reducción de la superficie filtrante de los pozos y en las bombas.
- Y la consecuente necesidad de mantenimiento periódico.
- No se observaron vestigios de corrosión, ello se debería a lo reciente de las perforaciones y la calidad del material involucrado.

En consecuencia acerca del riesgo de obstrucción biológica (biofouling) en el Complejo Acuífero Pucú y de acuerdo a este estudio se concluye que:

- Se observaron Bacterias Ferruginosas. Se continúan estudios para su taxonomía.
- Se continúan estudios comparando los resultados con otros métodos analíticos, respecto a bacterias ferruginosas.
- La información relevada indica que las aguas subterráneas, en general presentan niveles muy aceptables de calidad.
- En algunas localidades, las aguas subterráneas del señalado acuífero, contienen concentraciones de hierro consistentes, lo que podría explicar la presencia de las bacterias mencionadas.
- La necesidad de rehabilitación de perforaciones dada la emergencia hídrica, y la demanda creciente de la población.
- Se continúa el estudio, evaluando los distintos métodos de rehabilitación de los sistemas en explotación, y establecer las medidas adecuadas para la conservación a medio y largo plazo.
- Se obtuvo una regionalización de los patrones de comportamiento de variables hidroquímicas de interés diverso para la cuenca Complejo Acuífero Pucú.
- Posibilidad de introducir modelos de regionalización de diversas variables y parámetros descriptivos de procesos hidrológicos e hidroquímicos relevantes, y el mapeo de los resultados de modo de presentar una síntesis geográfica como producto de ayuda a la toma de decisiones en la planificación hídrica en el área.
- Posibilidad de replicar el modelo de investigación a otros acuíferos de interés en la provincia.

Propuestas

El proyecto continúa, orientado a atender la necesidad de relevar el estado de situación actual de la unidad hidrogeológica al servicio de la institución oficial y de aquellos que lo requieran, para de esta manera abordar la solución de problemas, de interés para los

tomadores de decisión a los efectos preventivos y/o correctivos.

Este estudio brinda la oportunidad de, dado el estado de situación actual, mejorar las condiciones imperantes con la adquisición de sensores e instrumental para monitoreo permanente de la disponibilidad/calidad de agua, en los sistemas de captación, y en las redes para mejorar el diseño hidráulico. Realizar mejoras en las instalaciones y equipos. La incorporación de plantas de remoción de contaminantes. Recibir asesoramiento para estudios, proyectos y obras, etc.

Un objetivo de logro de mayor alcance y fuera del marco de este estudio, será la posibilidad de predecir los problemas de pérdida de eficacia que puedan afectar a pozos nuevos para establecer las medidas adecuadas para su mantenimiento.

En segunda instancia se pretende obtener una regionalización más específica o con mayor grado de certidumbre de los patrones de comportamiento de variables hidrológicas e hidroquímicas de interés para el Complejo Acuífero Pucú, estas incluyen tareas de recopilación de bibliografía, compilación y tratamiento de datos hidrológicos e hidroquímicos, desarrollo de modelos de regionalización de diversas variables y parámetros descriptivos de procesos hidrológicos relevantes,

Por ello se hace necesario poder contar con datos suficientes, incluyendo los datos técnicos de los sondeos así como los datos hidrogeológicos, para poder realizar estudios estadísticos que nos permitirán predecir con cierta fiabilidad qué tipo de afecciones podrían tener los pozos y poder paliar, en la medida de lo posible, los efectos del llamado “envejecimiento de pozos”.

Esto permitirá establecer acciones basadas en la planificación del uso del territorio. Planificar el uso de los recursos hídricos, que son una parte vital del ambiente, implica el conocimiento acabado de su dinámica, disponibilidad y calidad y de la vulnerabilidad, amenaza y riesgo de contaminación e inadecuada explotación.

Agradecimientos

Los autores quedan muy agradecidos al Servicio Provincial de Agua Potable por las facilidades y apoyo dadas en el proceso de este estudio. En concreto al Administrador Ing. Julio Cesar Vargas Yegros, Gerentes, Jefes de Distritos de las áreas involucradas, operadores de servicio, y al personal técnico de los

Laboratorios del Departamento Calidad y Medio Ambiente.

Referencias

- García, R.; Moya Ruiz F. A.; Rocha Fasola M. V.; Vargas Yegros J. C. L.; Gigli M. M.; M. F. García Ortiz y E. Tálamo. 2010. *El Agua Subterránea en la Provincia de Formosa*. Servicio Provincial de Agua Potable. Gobierno de la Provincia de Formosa.
- Mergaleff, R. 1947. Los métodos para la investigación de las comunidades acuáticas adnadas y especialmente las formadas por organismos microscópicos (perifiton, pecton). *Collectanea Botánica*. Vol I Fas III, N°15
- Código Alimentario Argentino*. Ley N° 18.284. Capitulo XII. Bebidas Hídricas, Agua y Agua Gasificada. Agua Potable. Artículo 982 - (Res MSyAS N° 494 del 7.07.94).

Identificación de flujos entre acuíferos a nivel regional en base a datos hidroquímicos (Alt Empordà, NE España)

J. Mas-Pla^{1,2}, A. Menció¹, J. Bach³, X. García-Bernat¹, M. Galan¹, M. Boy-Roura¹,
C. Roqué¹, A. Folch⁴, D. Soler¹, M. Zamorano¹ y D. Brusí¹

¹ Grup de Geologia Aplicada i Ambiental (GAiA), Centre de Recerca en Geologia i Cartografia Ambiental (Geocamb), Departament de Ciències Ambientals, Universitat de Girona, España.

² Institut Català de Recerca de l'Aigua, Girona, España.

³ Unitat de Geodinàmica Externa i Hidrogeologia, Departament de Geologia, Universitat Autònoma de Barcelona, Bellaterra, España.

⁴ Grup d'Hidrologia Subterrània, Departament d'Enginyeria del Terreny, Cartogràfica i Geofísica, Universitat Politècnica de Catalunya-BarcelonaTech, Barcelona, España

Mail de contacto: josep.mas@udg.edu

RESUMEN

A escala regional, los flujos de agua subterránea entre formaciones hidrogeológicas condicionan su balance hídrico y, con él, su régimen de explotación. En este estudio se caracteriza la dinámica hidrogeológica a nivel regional de la depresión del Alt Empordà (Girona, NE España) en base a datos hidroquímicos, con el objetivo de identificar flujos de agua subterránea entre las formaciones que constituyen la zona de recarga (relieves circundantes) y la depresión. En este sistema, el ión sulfato resulta un trazador adecuado para identificar los procesos hidroquímicos y de mezcla que acontecen en esta zona. Los datos presentados sugieren que la presencia de sulfato, y por consiguiente la recarga, se debe a aportaciones de flujos profundos, en algunos casos desde las unidades geológicas inferiores, ajenas a la recarga local por precipitación desde la superficie.

Palabras clave: flujos regionales, hidroquímica, sulfato, Empordà.

ABSTRACT

At a regional scale, groundwater flow between aquifer systems controls their water budget and, therefore, its exploitation regime. This study characterizes the hydrogeology at a regional level of the Alt Empordà Basin (Girona, NE Spain). Our goal consists in recognizing recharge flowpaths, based on hydrochemical data, between the aquifer systems located in the ranges (recharge) areas and these within the basin. Sulfate stands as an appropriate tracer to identify hydrochemical as well as mixing processes and, therefore, recharge relationships. Field data suggest that sulfate occurrence is related to deep groundwater fluxes unrelated to the local rainfall recharge.

Keywords: regional flow, hydrochemistry, sulfate, Empordà.

Introducción

La gestión del agua subterránea en Europa, basada en la Directiva marco del agua (DMA, Directiva 2000/60/CE) se basa en la caracterización de las distintas masas de agua para las cuales debe definirse un plan de gestión. Esta planificación comprende, entre distintos aspectos, un balance hídrico del sistema en el que los flujos subterráneos entre distintas masas de agua limitótrofos deben cuantificarse, ya sea como recarga o descarga. Ello permite definir, finalmente, su régimen de explotación, a la vez que prevenir impactos no deseados en otras masas, ya sean superficiales o subterráneas.

Sin embargo, el intercambio subterráneo entre masas de agua a escala regional es una tarea difícil de identificar. La complejidad geológica, especialmente aquella de tipo estructural, y la falta de suficientes puntos de muestreo impiden trazar piezometrías precisas que definan las relaciones de flujo entre masas de agua, especialmente cuando éstos pueden tener una componente vertical importante. Es por ello que el uso de datos hidrogeoquímicos se presenta como una herramienta útil para establecer estas relaciones y contribuir al diseño del modelo conceptual del sistema hidrogeológico regional necesario para asesorar la gestión del mismo.

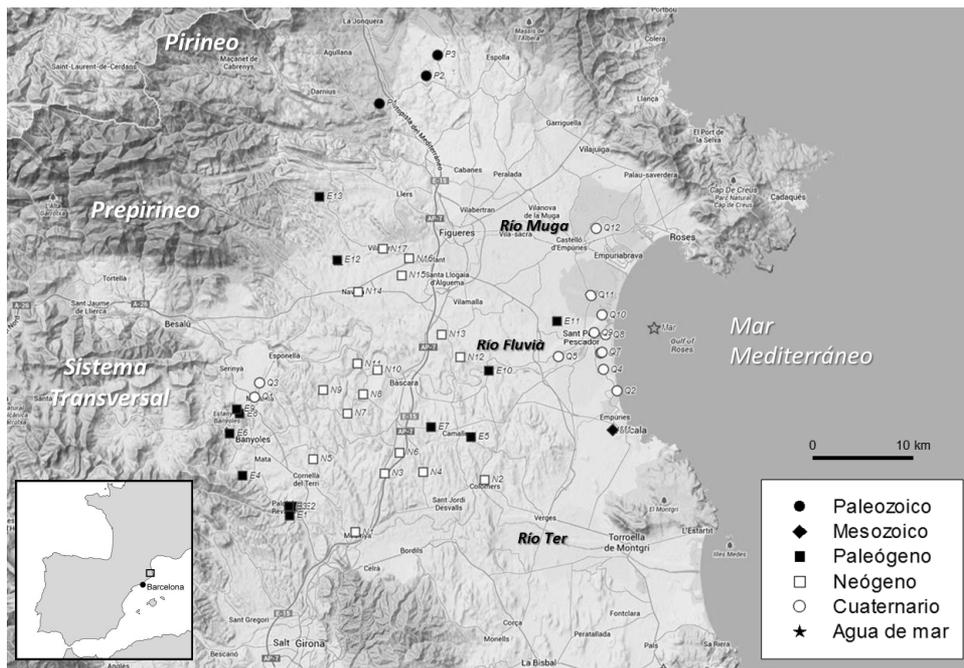


Figura 1. Situación geográfica/estructural de la depresión del Empordà y ubicación de los puntos de muestreo, diferenciados por edad geológica de los acuíferos, indicada por los símbolos y las iniciales: P, Paleozoico, M: Mesozoico, E: Paleógeno, N: Neógeno y Q: Cuaternario).

En esta contribución se interpretan los resultados obtenidos en distintos pozos profundos en la depresión del Alt Empordà (Girona, NE España; Fig. 1). El objetivo consiste en identificar y caracterizar, mediante datos hidroquímicos, las relaciones de flujo regionales entre las formaciones hidrogeológicas de las zonas de recarga (en los relieves circundantes) y las de la propia depresión, otorgando especial atención al papel de las estructuras tectónicas que definen la estructura geológica de esta zona.

Desde una perspectiva de gestión hidrológica, se considera la posibilidad de que estos flujos regionales puedan considerarse una alternativa a la explotación de los acuíferos superficiales (niveles aluviales y fluvio-deltaicos) actualmente afectados por presiones humanas, como la contaminación por nitratos y, en las zonas litorales, por la intrusión marina.

Por esta razón, se han considerado únicamente aquellos pozos de suministro con profundidades entre 50 y 150 m, aproximadamente, con la intención de caracterizar los flujos a gran escala, evitando la influencia de la

relación entre agua superficial y subterránea y la distorsión que la contaminación generalizada de los acuíferos más superficiales produce en la composición química de los recursos.

Contexto hidrogeológico

La depresión del Empordà se originó durante la etapa distensiva posterior a la orogénesis alpina, que dio lugar a la formación del Pirineo, y se halla asociada al desarrollo del Mediterráneo occidental a partir del Neógeno. Está limitada por el Pirineo, al Norte, y por el Prepirineo y Sistema Transversal, al Oeste. Este estudio comprende la zona norte de la depresión (Alt Empordà), separada de la mitad sud por los relieves de los materiales sedimentarios neógenos que la rellenan y por el río Ter. En la zona litoral, se hallan las formaciones fluvio-deltaicas de los ríos Fluvià y Muga (Fig. 1; para mayor detalle geológico, consúltense los mapas E 1:25.000 en IGC, 2013).

En este contexto se han identificado las siguientes unidades geológicas:

- Unidad pirenaica, correspondiente a la zona axial, formada por rocas ígneas y

metamórficas del Paleozoico, con importantes alineaciones estructurales resultantes de la orogénesis varisca. Constituye una extensa zona de recarga, caracterizada por la baja permeabilidad de sus materiales. La principal explotación se asocia a zonas de fractura.

- Unidades Prepirenaica y Sistema Transversal, constituidas por rocas sedimentarias, principalmente de edad paleógena; si bien también incluyen materiales mesozoicos en forma de láminas de cabalgamiento. El Prepirineo, de carácter alóctono, presenta una estructura geológica compleja a raíz de la orogénesis alpina; en tanto que el Sistema Transversal constituye el antepais autóctono. Hidrogeológicamente, los niveles acuíferos están determinados por la sucesión litoestratigráfica, ubicándose en calizas y areniscas, con importantes niveles confinantes constituidos por arcillas y margas. La geometría finita de estos acuíferos se halla determinada por la estructura tectónica. El sistema hidrogeológico cárstico de la cuenca lacustre de Banyoles, situado en el límite occidental de la zona de estudio y caracterizado por la presencia de importantes formaciones evaporíticas, se enmarca en esta unidad (Sanz, 1985).
- La depresión tectónica del Empordà se formó durante el Neógeno a partir de fallas distensivas que la separan de las unidades anteriores. En su interior, aparecen diversas unidades: 1) los materiales paleógenos que constituyen el sustrato afloran en la zona central dando lugar a una serie de acuíferos confinados y semiconfinados, afectados por fracturación; 2) los sedimentos neógenos son de tipo aluvial en la franja próxima a los relieves y de tipo fluvial y litoral hacia el Este, resultantes de la evolución tectónica de la depresión; los niveles acuíferos se ubican en los niveles detríticos con sedimentos más gruesos (gravas, arenas) lateralmente discontinuos; y 3) las formaciones fluvio-deltaicas cuaternarias de los ríos Fluvià y Muga, se desarrollaron a partir de las variaciones eustáticas más recientes, y recubren las unidades citadas anteriormente. Presentan acuíferos semiconfinados en los niveles inferiores, y libres en los superiores (Bach, 1986, 1991; Zarroca et al., 2011)).

Dado el origen tectónico de la depresión, las principales fallas, así como los demás rasgos estructurales se consideran elementos hidrogeológicos relevantes.

Metodología

El estudio se basa en los datos hidroquímicos de 47 pozos, todos ellos en activo, representativos de las unidades geológicas mencionadas. El muestreo se realizó entre marzo y mayo de 2013. En este estudio se basa en datos de los elementos/compuestos mayoritarios.

Los valores de conductividad eléctrica (CE), pH, potencial redox y oxígeno disuelto se midieron in situ. La alcalinidad se analizó mediante la titración de Gran. Los aniones (SO_4^{2-} , Cl^- y NO_3^-) y los cationes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) por cromatografía iónica.

Resultados

La representación de los distintos iones mayoritarios en el diagrama de Piper-Hill muestra la existencia de diversos grupos de muestras en el sistema hidrogeológico (Fig. 2). Se identifican:

- A. El polo correspondiente a la unidad pirenaica, con una facies de tipo bicarbonatado-sódico, con valores de CE inferiores a 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$.
- B. El polo correspondiente al sistema hidrogeológico Prepirineo-Banyoles, en materiales paleógenos, con una facies sulfatada-cálcica. Los valores de CE oscilan entre 800 y 2700 $\mu\text{S}/\text{cm}$, condicionada por la disolución de anhidrita y yeso en el sustrato.
- C. Las muestras ubicadas en los materiales paleógenos y neógenos del interior de la depresión abarcan un amplio rango en la facies bicarbonatada-cálcica, con porcentajes significativos de sulfato y cloruro, presentando una notable dispersión en el diagrama. Las muestras correspondientes a litologías paleógenas muestran una CE entre 600 y 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$, en tanto que las pertenecientes a litologías neógenas poseen valores de CE inferiores (450-700 $\mu\text{S}/\text{cm}$).
- D. Finalmente, las muestras procedentes de los materiales cuaternarios de la llanura fluvio-deltaica de los ríos Fluvià y Muga presentan una facies sulfatada-cálcica, o bien clorurada-sódica en aquellas con una mayor influencia de la intrusión marina (Bach, 1991). Los valores propios de CE se hallan entre 500 y 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$, exceptuando aquellas muestras cercanas al litoral cuya CE asciende hasta 4000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ por efecto de la intrusión marina. Las muestras asociadas a los depósitos travertínicos pliocuaternarios de Banyoles (Q1, Q3) son

de tipología sulfatada/bicarbonatada-cálcica, resultante de la recarga subterránea de estos pozos asociada al sistema Prepirineo-Banyoles, y a la litología carbonatada de los depósitos. Su CE es de 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Dentro de este esquema general, se observan distintas relaciones al considerar al ión sulfato como trazador de la hidrogeoquímica del sistema. La presencia de sulfato se relaciona principalmente con las formaciones evaporíticas paleógenas que, juntamente con los niveles carbonáticos inferiores, dan lugar al sistema

cárstico que enlaza el Prepirineo con la cuenca lacustre de Banyoles en el borde occidental de la depresión. Asimismo, estos materiales paleógenos constituyen el substrato de los depósitos neógenos, y localmente de los cuaternarios en la depresión. Además, también existen los niveles evaporíticos del Triásico superior (facies Keuper), los cuales han tenido un rol importante en la tectónica relacionada con la formación del Pirineo, especialmente con los mantos de corrimiento desplazados hacia el sur.

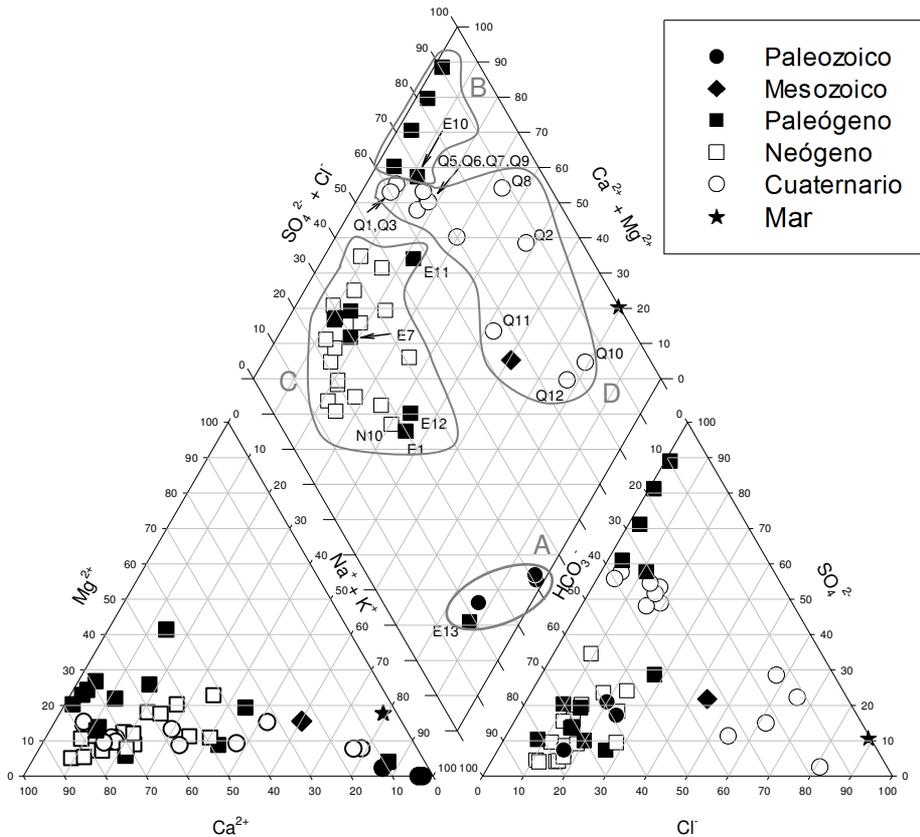


Figura 2. Diagrama de Piper-Hill de las muestras clasificadas por el tipo de acuífero al que pertenecen, según su edad geológica. El dato de agua de mar corresponden a una muestra del litoral de la zona de estudio (Golfo de Rosas, Mar Mediterráneo; Kruse y Mas-Pla, 2009).

En este sentido, tanto en los relieves circundantes donde se origina la recarga, como el substrato de la depresión del Empordà, existen litologías que justificarían la presencia elevada de sulfato en el agua subterránea a las profundidades alcanzadas por las captaciones. Cabe considerar también la influencia del río Fluvià con una concentración media de sulfato de 240 mg/L en su entrada a la llanura fluviodeltaica (estación de muestreo de Esponellà, ACA, 2013). La recarga procedente del río debe modificar el quimismo de los acuíferos superiores en los depósitos cuaternarios y posiblemente también el de los niveles inferiores, de tipo semiconfinado, dada la conexión entre ambos en la zona proximal de esta formación y el efecto de bombeo de las captaciones más profundas (Batlle et al., 1994).

Concretamente, la relación entre los iones calcio y sulfato muestran una composición hidroquímica dominada por la disolución de anhidrita y yeso en las muestras en materiales paleógenos del sistema Prepirineo-Banyoles (grupo B en Fig. 1) y en las muestras de las formaciones fluvio-deltaicas recientes (Q5, Q6, Q7, Q9), todas ellas con una relación Ca/SO_4 , expresada en meq/L, próxima a 1.0 (Fig. 3).

Las muestras en materiales paleógenos situadas en el interior de la depresión, y lejanas por tanto del sistema Prepirineo-Banyoles, presentan composiciones hidroquímicas diversas que deben interpretarse según su emplazamiento. Las captaciones E5 y E7 se hallan ubicadas en los materiales paleógenos que constituyen el substrato de las formaciones neógenas y ambas presentan la facies bicarbonatada-cálcica habitual. Sin embargo, las otras muestras en materiales paleógenos exhiben variaciones hidroquímicas atribuibles a su emplazamiento geológico. De este modo, el carácter sulfatado-cálcico de E10 se atribuye a la presencia de rocas evaporíticas relacionadas con las fracturas del substrato. La muestra E12 presenta un notable porcentaje de cloruro (27%; 54 mg/L) y de sodio (43%, 68 mg/L). Su contenido en cloruro se atribuye a procesos de polución antrópica, asociado a la presencia de nitrato (18 mg/L). El contenido en sodio se explica mediante procesos de intercambio catiónico. Finalmente, la muestra en materiales paleógenos E13 se distingue de las otras muestras por presentar una tipología hidroquímica similar a la de los materiales paleozoicos. La elevada proporción de sodio (87%; 171 mg/L) en esta muestra es más propia de la interacción agua-roca en materiales plutónicos que solamente de los cambios derivados de un intenso intercambio catiónico

en los niveles arcillosos paleógenos que, obviamente, constituyen acuícludos con escasa participación en el sistema de flujo.

El contenido en sulfato en los pozos ubicados en formaciones neógenas muestra un amplio rango de concentración, según la hidroquímica proceda de la disolución de calcita o anhidrita. La distribución de sulfato en los depósitos sedimentarios neógenos no muestra ninguna tendencia espacial influenciada por su proximidad al sistema Prepirineo-Banyoles.

Es significativo el hecho que cuatro de las captaciones localizadas en formaciones fluvio-deltaicas muestren elevadas concentraciones de sulfato (hasta 200 mg/L), pero bajas concentraciones de cloruro. Dado el carácter detrítico de estas formaciones no se considera probable que la disolución de minerales sulfatados se realice in situ, atribuyéndose su presencia al quimismo del agua de recarga. Asimismo, la baja concentración de sodio descarta la influencia marina, ya sea por intrusión desde el mar como desde el río Fluvià cuyo tramo inferior presenta una elevada salinidad (Mas-Pla et al., 1999a; ACA, 2013). Sin embargo, las proporciones iónicas del río Fluvià, al inicio de la llanura aluvial (ACA, 2013) indican su posible influencia en las aguas subterráneas.

En relación a la concentración de cloruro, diversas captaciones muestran la influencia de la intrusión marina, con concentraciones elevadas y equivalentes en cloruro y sodio (Fig. 4). El resto presentan valores de cloruro inferiores a 70 mg/L, con una mayor proporción de sodio debida a procesos de intercambio catiónico en los niveles arcillosos presentes en las formaciones sedimentarias paleógenas, neógenas y cuaternarias.

La abundancia en sodio destaca en la facies bicarbonatada-sódica de las muestras correspondientes a acuíferos en litologías ígneas y metamórficas y, excepcionalmente, en la muestra E13 obtenida en una captación en materiales paleógenos. Este tipo de facies es habitual en materiales ígneos con elevados tiempos de residencia que favorecen la disolución de silicatos y la pérdida por adsorción del calcio en beneficio del sodio.

El contenido de nitrato presenta una distribución bimodal. Un primer grupo de muestras presenta una concentración media de 8.5 ± 1.3 mg/L NO_3^- (~ 0.14 meq/L), atribuible a condiciones mínimamente influenciadas por actividades agrícolas. Un segundo conjunto de muestras, con una media de 65.7 ± 8.1 mg/L NO_3^- (~ 1.04 meq/L; Fig. 4), comprende captaciones perforadas en materiales paleógenos y neógenos.

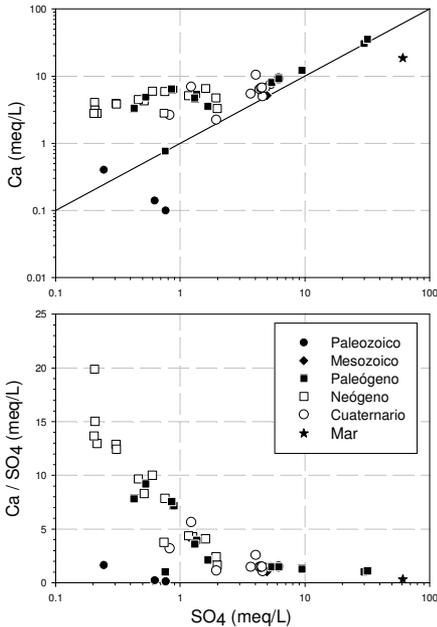


Figura 3. Relaciones iónicas correspondientes a la disolución de rocas evaporíticas (anhidrita y yeso) en los distintos acuíferos, según su edad geológica.

Es llamativa la baja concentración de nitrato en los pozos de la llanura fluvio-deltaica, a pesar de la intensa actividad agrícola que se desarrolla en superficie. Estas muestras que proceden del acuífero inferior, de carácter semiconfinado, indican una baja vulnerabilidad del mismo a la contaminación por nitrato.

A nivel hidráulico, ello sugiere una influencia limitada de la recarga vertical actual (ya sea natural o inducida por bombeo) hacia estos niveles fluvio-deltaicos inferiores a través de los acuitardos que los separan de los acuíferos libres superficiales (Mas-Pla et al., 1999b), o bien a procesos de atenuación natural del nitrato.

Discusión y conclusiones

Los datos hidroquímicos expuestos en el apartado precedente ponen de manifiesto las relaciones de flujo entre las distintas formaciones acuíferas usando como trazador el

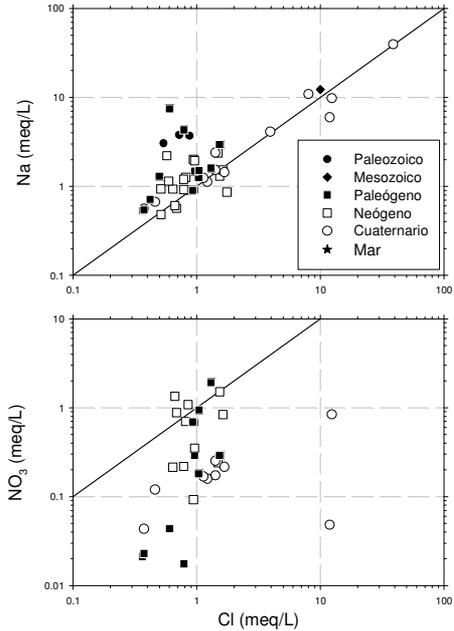


Figura 4. Relaciones iónicas de cloruro con sodio y nitrato para distinguir la influencia de la intrusión marina y de la contaminación por actividad ganadera respectivamente. Las muestras con concentraciones de nitrato inferiores a 6 mg/L (~0.01 meq/L) no se han representado.

contenido de sulfato en las distintas muestras de agua subterránea. El origen del sulfato, procedente de la disolución de rocas evaporíticas, se asocia al sistema hidrogeológico Prepirineo-Banyoles que se desarrolla en el borde oeste de la depresión del Empordà, y a la presencia de yesos del Triásico asociado a los mantos de cabalgamiento de materiales mesozoicos que se ubican en el sustrato de la depresión y afloran localmente en determinados parajes de la zona de estudio.

Ello sugiere que la presencia de facies sulfatada-cálcicas en formaciones hidrogeológicas carentes de este tipo de litologías debe atribuirse a flujos regionales, profundos, procedentes de los contactos geológicos laterales o del sustrato. Éste es el caso de las captaciones en materiales neógenos. Para los acuíferos fluvio-deltaicos también debe considerarse la infiltración de aguas superficiales del río Fluvià como origen del sulfato.

Del mismo modo, las facies bicarbonatadas-sódicas detectadas en el pozo E13, similares a las observadas en rocas cristalinas, apuntan a la existencia de estructuras geológicas profundas que permite la recarga de las formaciones suprayacentes. Cabe mencionar que esta recarga procede de niveles acuíferos inferiores situados a profundidades no precisadas, pero que se estiman muy superiores al alcance de los pozos más profundos.

En conclusión, los datos hidroquímicos han permitido discernir la existencia de flujos profundos, posiblemente con una componente vertical ascendente importante, del efecto de otras entradas al sistema, como son la precipitación o la intrusión marina. Concretamente, algunas de las captaciones muestreadas evidencian que una parte notable de los recursos explotados no procede de la precipitación resultante en el área inmediata a su emplazamiento, sino de flujos regionales cuya recarga tiene lugar en los relieves circundantes a la depresión del Alt Empordà.

Estos resultados deben considerarse con la debida prudencia, debiendo ser verificados posteriormente mediante estudios hidroquímicos de mayor detalle y con el uso de isótopos, tales como ^{18}O y deuterio, para discernir el origen de la recarga, y por ^{34}S para ilustrar la procedencia del sulfato y, con ello, verificar el modelo geológico que sustenta esta interpretación hidrogeológica.

Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado por el Gobierno de España, CGL-2011-29975-C04-04. Los autores agradecen a las empresas Prodaisa y Sorea las facilidades para el muestreo de las captaciones.

Referencias

- ACA 2013. *Consulta de datos hidrológicos en línea*. Agència Catalana de l'Aigua, Generalitat de Catalunya. <http://aca-web.gencat.cat/aca/>. [Consulta: Mayo 2013].
- Bach J. 1986. Sedimentación holocena en el litoral emergido de "l'Alt Empordà" (NE de Catalunya), *Acta Geologica Hispánica*, 21 - 22, 195-203.
- Bach J. 1991. *L'ambient hidrogeologic de la plana litoral de l'Alt Empordà (NE de Catalunya)*. Tesis doctoral, Universitat Autònoma de Barcelona.
- Battle A., Bach J., Murillo, J.M. 1994. Implicaciones ambientales de la contaminación de las aguas subterráneas en el Parque Natural de los "Aiguamolls de l'Empordà" (Girona).

En: AIH-GE, *Análisis y evolución de la contaminación de las aguas subterráneas*, Tomo II, pp. 265-282.

- IGC 2013. *Catàleg de cartografia geològica i geotèrmica*. Institut Geològic de Catalunya, Generalitat de Catalunya. <http://www.igc.cat>. [Consulta: Mayo 2013].
- Kruse, E. y Mas-Pla, J. 2009. Procesos hidrogeológicos y calidad del agua en acuíferos litorales. En: Mas-Pla J. y G.M. Zuppi (ed.). *Gestión ambiental integrada de la zonas costeras*. Rubes Editorial, pp. 29-54.
- Mas-Pla J., Montaner J. y Solà J. 1999a. Groundwater resources and quality variations due to gravel mining in coastal streams. *Journal of Hydrology*, 216 (3/4): 197-213.
- Mas-Pla J., Bach J., Viñals E., Trilla J. y Estalrich J. 1999b. Salinization processes in a coastal leaky aquifer (Alt Empordà, NE Spain). *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans & Atmosphere*, 24(4):337-341.
- Sanz M. 1985. *Estudi hidrogeològic de la regió de Banyoles-Garrotxa*. Quaderns del Centre d'Estudis Comarcals de Banyoles. 125pp.
- Zarroca M., Bach J., Linares R. y Pellicer X.M. (2011). Electrical methods (VES and ERT) for identifying, mapping and monitoring different saline domains in a coastal plain region (Alt Empordà, Northern Spain). *Journal of Hydrology*, 409(1-2): 407-422.

Procesos hidrogeoquímicos en las aguas subterráneas de la cuenca de la laguna Mar Chiquita, provincia de Buenos Aires

Melisa Glok Galli^{1,2,3}, Daniel E. Martínez^{1,2,3}, Eduardo E. Kruse^{1,4} y Ma. Lourdes Lima^{1,2,3}

¹ CONICET.

² Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras CONICET-UNMDP.

³ Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario (UNMDP), Funes 3350, (7600) Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.

⁴ Facultad de Ciencias Naturales y Museo (UNLP), Av. 60 y 122, (1900) La Plata, Buenos Aires, Argentina.

Mail de contacto: glokgalli@mdp.edu.ar

RESUMEN

El objetivo de este trabajo es caracterizar los procesos hidrogeoquímicos presentes en las aguas subterráneas de la cuenca de la laguna Mar Chiquita. Se eligieron tres transectas de tres muestras cada una, correspondientes a la zonas de recarga, tránsito y descarga. Alcalinidad, pH y conductividad eléctrica (CE) fueron determinados "in situ", y los niveles freáticos (nf) medidos con sonda eléctrica bipolar. Los análisis químicos se realizaron empleando métodos estándar de laboratorio. Se interpretaron los datos utilizando el programa AQUACHEM y la modelación hidrogeoquímica fue efectuada mediante software PHREEQC. Como resultado general, se manifiesta un incremento en la salinidad correspondiente con la dirección de flujo de evolución del agua. Al graficar nf vs. CE, se observa que a menor valor de nf, mayor CE. El origen para las muestras cercanas a la laguna costera es por recarga local a partir de la precipitación, no evidenciándose una mezcla con agua de mar.

Palabras clave: cuenca laguna Mar Chiquita, modelación hidrogeoquímica, procesos hidrogeoquímicos.

ABSTRACT

The aim of the present paper is to characterize hydrogeochemical processes present in Mar Chiquita lagoon Catchment's groundwater. Three transects of three samples each were chosen, corresponding to the recharge, transit and discharge zones. Alkalinity, pH and electrical conductivity (EC) were determined "in situ" and phreatic levels (pl) were measured with bipolar electric probe. Chemical analyses were carried out using laboratory standard methods. AQUACHEM program was used for data interpretation and hydrogeochemical modeling was performed through PHREEQC software. As general result, a salinity increase corresponding to the flow direction of water evolution is manifests. By plotting the pl vs. EC, it can be observed that the lower the pl value, the higher the EC value. The local recharge source of the samples located near the lagoon is from rainfall, and a mix with seawater was not evidenced.

Keywords: Mar Chiquita lagoon Catchment, hydrogeochemical modeling, hydrogeochemical processes.

Introducción

La cuenca de la laguna Mar Chiquita está situada al sudeste de la llanura Pampeana Bonaerense y cubre un área aproximada de 10.000 km² (Fasano, 1980). Se caracteriza por la presencia de la laguna costera Mar Chiquita, declarada por UNESCO, en abril de 1996, como una de sus Reservas MAB (Man and the Biosphere) Mundiales. A su vez, este cuerpo principal de agua recibe la descarga de arroyos como el Grande, Dulce y Vivoratá, entre otros (Fig. 1). Estos cursos nacen en las sierras del Sistema de Tandilia, localizado en el sector

occidental de la zona de estudio, y recorren la mayor parte de su trayectoria a lo largo del ambiente de muy bajos gradientes, conocido por Tricart (1973) como Pampa Deprimida.

El objetivo del presente trabajo es caracterizar los procesos hidrogeoquímicos que tienen lugar en las aguas subterráneas de la cuenca de la laguna Mar Chiquita, con el fin de profundizar en el conocimiento de la dinámica de las mismas a lo largo de su flujo, desde la zona de recarga hacia el área de descarga del acuífero. Existe como antecedente de la temática el trabajo de Levin et al. (1988).

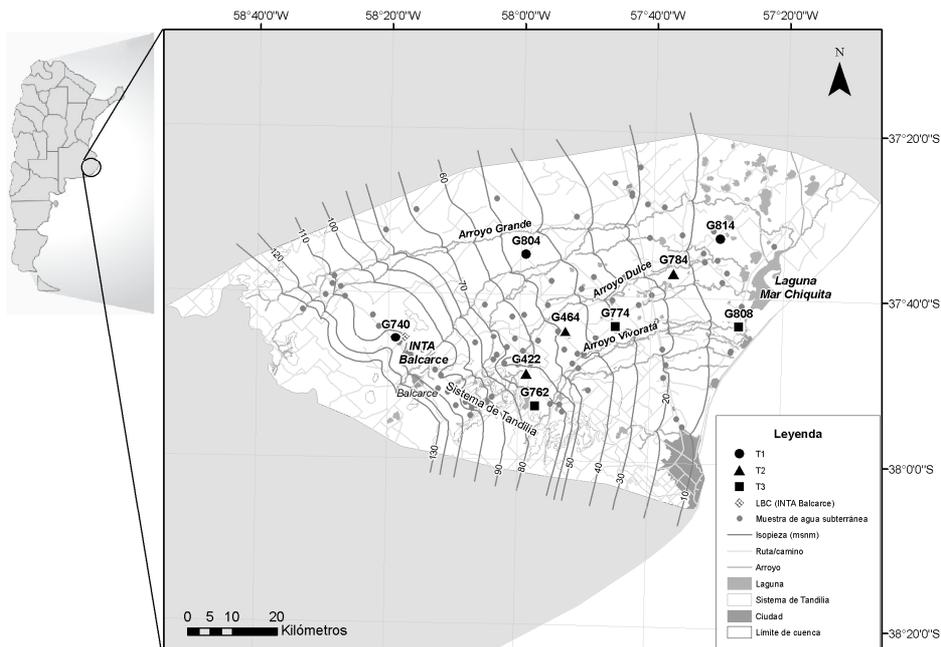


Figura 1. Mapa de localización del área de estudio, transectas 1 (T1), 2 (T2) y 3 (T3), y muestra de agua de lluvia LBC (INTA Balcarce).

Caracterización del área de estudio

Según sus rasgos topográficos dominantes, en el área de estudio se pueden reconocer tres zonas bien definidas con un comportamiento hidrogeológico asociado, que de oeste a este son: 1) Sierras del Sistema de Tandilia (rocas acuífugas), 2) Zona de lomadas periserranas (zona de recarga del acuífero), y 3) Llanura fluvio-eólica (zonas de tránsito y descarga), que culmina en un frente marítimo de aproximadamente 50 km de extensión. El relieve es poco marcado, variando la altura desde 2,34 a 360 msnm (Lima et al., 2008).

El área tiene un clima de tipo “templado-húmedo” según la clasificación de Köppen, o de tipo “subhúmedo-húmedo, mesotermal, sin deficiencia de agua” de acuerdo con el método de Thornthwaite (Kruse, 1986). La precipitación media anual para los últimos 40 años fue de 936,6 mm, siendo los meses de diciembre y enero los más lluviosos, mientras que agosto y junio se corresponden con los menores valores encontrados. En cuanto a la temperatura en los últimos 15 años, la media anual fue de 13,6 °C,

con julio como el mes más frío y enero como el mes más cálido (Glok Galli et al., 2011).

La distribución de isopiezas para el área en estudio revela la existencia de un flujo regional originado en el sector sudoeste, y cuya zona de descarga es la laguna costera Mar Chiquita, al noreste (Lima, 2012). El análisis de isopiezas en la llanura Pampeana Bonaerense manifiesta que en general los cursos de agua son efluentes (Sala, 1975; Lima, 2012).

Es posible reconocer en la zona de estudio la presencia de un acuífero de tipo “libre y multicapa” (Acuífero Pampeano). El mismo comprende a los sedimentos Pampeanos “sensu stricto” (Pleistoceno-Holoceno), así como también a los sedimentos Post-Pampeanos loésicos (Holoceno) (Fidalgo et al., 1975, 1991). Yace algunas veces directamente sobre las ortocuarcitas muy compactas, aunque fracturadas, de la Formación Balcarce (Eopaleozoico) (Dalla Salda e Iñiguez, 1979), y otras sobre el depósito marino de arenas y arcillas verdes de la Formación Paraná (Mioceno) (Sala, 1975). El espesor del acuífero varía desde unos pocos metros a más de 100

m, y su granulometría es variable, entre arenas y limos, y con intercalaciones arcillosas (Massone et al., 2005; Martínez y Bocanegra, 2002). Ocasionalmente aparecen niveles de tosca o bien CaCO₃ pulverulento y de ceniza volcánica (Teruggi, 1954). Por último, la recarga del sistema se genera a expensas de los excedentes de lluvias del ciclo hidrológico de la región y la descarga natural se produce en la laguna costera Mar Chiquita, ya sea a través de los arroyos o por descarga directa (Lima et al., 2008).

En cuanto a las características hidrogeoquímicas, el agua subterránea presenta cierta variabilidad en la composición iónica y es en general de tipo bicarbonatada sódica. Algunas muestras ubicadas en la zona de recarga presentan un desplazamiento hacia el vértice del magnesio, mientras que otras localizadas en el área de descarga se desplazan hacia una composición más clorurada. El valor promedio de conductividad eléctrica (CE) es de 1.111,3 µS/cm, con un pH y temperatura promedios de 7,5 y 17,1 °C, respectivamente. Los arroyos, en cambio, tienen una composición iónica homogénea, siendo también de tipo bicarbonatada sódica. La CE presenta un valor promedio de 1.039,7 µS/cm, la temperatura media es de 21,7 °C y el valor promedio de pH es de 8,4, evidenciando una mayor alcalinidad (Glok Galli et al., 2011).

Finalmente, la composición isotópica (¹⁸O y ²H) del agua subterránea demuestra que la recarga del acuífero ocurre a partir de la precipitación, ya que la misma se aproxima a la composición media isotópica de la lluvia de la región (-5,48 ‰ para el δ¹⁸O y -32 ‰ para el δ²H). A su vez, la composición isotópica de los arroyos es similar a la del agua subterránea, evidenciando un importante aporte del acuífero al caudal del agua superficial (Glok Galli et al., 2011).

Materiales y métodos

Para la realización del trabajo hidrogeológico, se llevaron a cabo tareas de campo entre los meses de octubre de 2010 y noviembre de 2012. A partir de los 151 pozos muestreados por bombeo directo en las principales captaciones de agua subterránea (Fig. 1), se eligieron tres transectas (T) conformadas por tres muestras cada una, correspondientes a las zonas de recarga, tránsito y descarga de la cuenca. De norte a sur del área de estudio, las mismas son: T1) G740-G804-G814, T2) G422-G464-G784, y T3) G762-G774-G808 (Fig. 1). Los valores de alcalinidad, pH y conductividad eléctrica fueron

determinados "in situ" y los niveles freáticos (nf), medidos con una sonda eléctrica bipolar.

Los análisis químicos se realizaron a partir de métodos estándar, en el laboratorio de Hidroquímica e Hidrología Isotópica del Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario, Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina. Los iones mayoritarios calcio y magnesio fueron determinados por titulación complejométrica con EDTA, sodio y potasio por espectrometría de llama, cloruro por el método de Mohr, y sulfato por turbidimetría. Las determinaciones químicas se hicieron siguiendo la metodología detallada en APHA (1992).

Se utilizó el programa AQUACHEM (Calmbach y Waterloo Hydrogeologic Inc., 2003) para llevar a cabo la organización de la base de datos y la interpretación de los mismos a través de diagramas de Schoeller y Piper (Hem, 1992).

La modelación hidrogeoquímica se efectuó utilizando el software PHREEQC (Parkhurst y Appelo, 1999). Se realizaron en total nueve modelos inversos, tres por cada transecta (Tabla 1). Para cada primer modelo llevado a cabo en las T, se tomó como solución inicial (SI) a una misma muestra de agua de lluvia (LBC), correspondiente a la estación pluviométrica localizada en INTA Balcarce (al noroeste de la ciudad de Balcarce) (Fig. 1). Para dicha muestra, se simuló un proceso de evaporación, hasta obtenerse un contenido de cloruro que se acerque al contenido de este mismo ion en la muestra de agua subterránea situada en la zona de recarga y tomada como solución final (SF) (G740, G422 y G762 en T1, T2 y T3, respectivamente) (Tabla 1). Así, la solución resultante a partir de la simulación de evaporación, es la tomada como la composición efectiva del agua de recarga que se infiltra en el acuífero a través de la zona no saturada.

La segunda modelación inversa para cada transecta, fue realizada tomando como soluciones iniciales a los puntos de muestreo del área de recarga (G740 en T1, G422 en T2 y G762 en T3), y como soluciones finales a las muestras situadas en la zona de tránsito (G804, G464 y G774 en T1, T2 y T3, respectivamente) (Tabla 1). En la tercer y última modelación, estos puntos de muestreo situados en el área de tránsito fueron tomados como soluciones iniciales, mientras que las muestras localizadas en la zona de descarga de la cuenca se utilizaron como soluciones finales (G814 en T1, G784 en T2 y G808 en T3) (Tabla 1).

Por último, para los nueve modelos inversos se aceptó un error analítico variable entre el 5 y el 15%. Las fases minerales: calcita, CO_{2(g)}, yeso, halita, sílice (SiO_{2(a)}), fluorita, hematita, y

el intercambio iónico de Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ , K^+ y Fe^{++} , se tuvieron en cuenta para la realización de la modelación.

Tabla 1. Muestras utilizadas en la modelación hidrogeoquímica inversa realizada mediante software PHREEQC para cada transecta (T). SI: solución inicial, SF: solución final.

T	1° modelo		2° modelo		3° modelo		
	SI	SF	SI	SF	SI	SF	
1	LBC		G740		G804		G814
2			G422		G464		G784
3			G762		G774		G808

Resultados

Al realizar la modelación hidrogeoquímica mediante PHREEQC, las tasas de evaporación obtenidas en el primer modelo inverso efectuado en cada transecta, a partir de la relación $\text{Cl}_{\text{muestra}}/\text{Cl}_{\text{LBC}}$, fueron de 4 para T1, 7,5 para T2 y 14,7 para T3.

En cada modelación, se obtuvieron como máximo de 1 a 4 resultados, de los cuales fue tenido en cuenta, para el análisis final de cada transecta, el que incluye más fases. Los mismos se muestran en las tablas 2, 3 y 4, que se corresponden con las transectas 1, 2 y 3, respectivamente.

En las tablas 2 y 3, se observan como principales procesos para T1 y T2, respectivamente; la disolución de calcita y halita, y el intercambio iónico, en donde el ión calcio es adsorbido por las superficies de intercambio, mientras que el ión sodio es liberado a la solución. En el caso de T3 (Tabla 4), por el contrario, ocurre precipitación de calcita hacia la muestra situada en la zona de descarga (G808); y al igual que en las demás transectas, se produce disolución de halita, pero en una proporción más notoria. En esta transecta situada al sur de la zona de estudio, también se evidencia un importante proceso de intercambio catiónico, pero ocurriendo hacia el punto de muestreo G808 la liberación a la solución de calcio y magnesio, y la adsorción de sodio en una importante proporción.

Como procesos secundarios producidos a lo largo del flujo de evolución del agua subterránea, se observa un valor próximo al equilibrio para la sílice, con una pequeña transferencia de milimoles a la fase sólida en T1 (Tabla 2). La fluorita se incluye en la modelación como fuente de flúor en la solución, manifestándose disolución de la misma en T2

(Tabla 3). La concentración de hierro prácticamente no se modifica a lo largo del flujo, observándose en T3 la adsorción de este ión dentro del proceso de intercambio catiónico, y la precipitación de óxido de hierro (Tabla 4).

Tabla 2. Valores (mmol) obtenidos a partir de las modelaciones inversas realizadas mediante software PHREEQC para la Transecta 1 (T1).

Fase mineral	1° modelo	2° modelo	3° modelo
Calcita	4.98	1.83	1.98
$\text{CO}_{2(\text{g})}$	3.28	2.10	2.34
Yeso	-0.20	1.49	1.23
Halita		3.57	4.91
$\text{SiO}_{2(\text{a})}$		-0.18	-0.40
Fluorita		0.03	-0.06
Hematita		-2.39×10^{-3}	
CaX2	-4.84	-2.59	-2.53
MgX2	0.91	-0.15	2.39
NaX	7.67	5.02	0.38
KX	0.19	0.49	-0.10
FeX2		-9.56×10^{-3}	

Tabla 3. Valores (mmol) obtenidos a partir de las modelaciones inversas realizadas mediante software PHREEQC para la Transecta 2 (T2).

Fase mineral	1° modelo	2° modelo	3° modelo
Calcita	4.26	1.02	3.99
$\text{CO}_{2(\text{g})}$	0.43	0.82	5.91
Yeso	-0.43	0.16	3.87
Halita		2.69	24.62
$\text{SiO}_{2(\text{a})}$			0.99
Fluorita		8.70×10^{-3}	0.05
Hematita			9.05×10^{-5}
CaX2	-3.96	-1.27	-7.19
MgX2	3.24	-0.76	-0.44
NaX	1.51	3.97	15.03
KX	-0.05	0.08	0.22
FeX2			2.16×10^{-3}

Tabla 4. Valores (mmol) obtenidos a partir de las modelaciones inversas realizadas mediante software PHREEQC para la Transecta 3 (T3).

Fase mineral	1° modelo	2° modelo	3° modelo
Calcita	3.07	1.15	-1.52
CO _{2(g)}	-6.29	0.82	-0.73
Yeso	-0.96	1.10	7.66
Halita		2.38	81.86
SiO _{2(a)}		-0.08	-0.87
Fluorita		-5.21x10 ⁻⁴	0.04
Hematita		-0.07	-5.49x10 ⁻³
CaX2	-3.94	-2.21	5.60
MgX2	-0.42	1.37	21.94
NaX	8.95	1.61	-57.19
KX	-0.23	0.20	2.11
FeX2		-0.07	-6.77x10 ⁻⁴

A través de la realización de diagramas de Schoeller para cada transecta (Fig. 2), es posible observar los cambios en las concentraciones de los iones mayoritarios, debido a los procesos expuestos en las tablas 2, 3 y 4. Para T1, en la Figura 2A, se observa un mayor aumento en el sentido del flujo de evolución del agua, en las concentraciones (miligramos/litro; mg/l) de los aniones cloruro y sulfato, mientras que para el calcio, magnesio, sodio y potasio, este acrecentamiento ocurre en una menor proporción. La concentración del anión bicarbonato se mantiene bastante constante, como es de esperarse en acuíferos freáticos y/o en áreas donde prevalece el equilibrio con calcita en un sistema abierto, siendo éste el caso del Acuífero Pampeano. En la Figura 2B, para T2, se evidencia un mayor aumento en las concentraciones de sodio, cloruro y sulfato; siendo éste menor para el potasio, y manteniéndose constantes los valores en mg/l para el calcio, magnesio y bicarbonato. En el caso de T3 (Fig. 2C), las concentraciones de los iones calcio, magnesio, cloruro y sulfato son las que aumentan en mayor proporción a lo largo del flujo de evolución; las de sodio y potasio son las que menos se acrecientan, y la concentración de bicarbonato se mantiene constante.

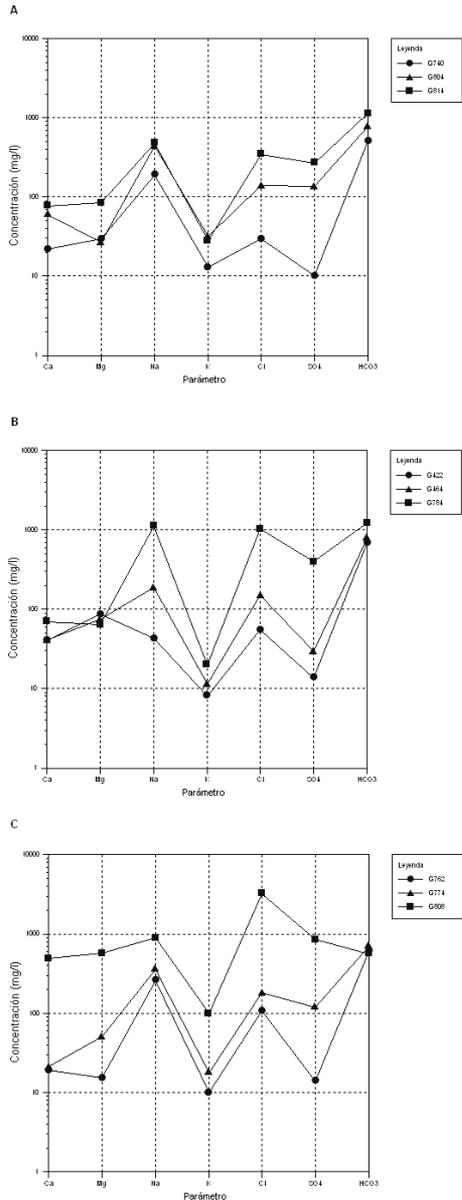


Figura 2. Diagramas de Schoeller. A) Transecta 1 (T1), B) Transecta 2 (T2); C) Transecta 3 (T3). Concentraciones expresadas en mg/l.

Finalmente, al graficar la relación entre nivel freático (msnm) y conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) para 86 muestras (de los 151 puntos de muestreo) que cuentan con ambos valores

medidos (Fig. 3), se observa un mejor ajuste a una línea de tendencia potencial, cuyo valor aproximado de $R^2=0.51$. En general, son mayores los valores de conductividad eléctrica a medida que los valores de nivel freático decrecen.

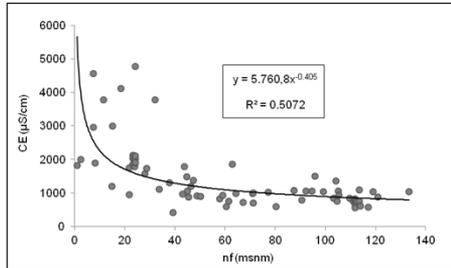


Figura 3. Gráfico de CE ($\mu\text{S/cm}$) vs. nf (msnm).

Discusión y conclusiones

El modelo de evolución hidrogeoquímica planteado para la cuenca de la laguna Mar Chiquita, el cual toma al agua de lluvia como punto de partida, permite explicar la evolución en el contenido iónico del agua subterránea, teniendo en cuenta un equilibrio con calcita en un sistema abierto y procesos de intercambio catiónico. Esto mismo fue considerado también en otros estudios realizados para el Acuífero Pampeano (Bonorino et al., 2001; Martínez y Bocanegra, 2002; Quiroz Londoño et al., 2008). La presencia de concreciones compactas de calcita diseminadas en la totalidad de la llanura, tiene un impacto significativo en la calidad química del agua.

En la zona de recarga (área de lomadas periserranas), y posteriormente a la infiltración del agua de lluvia, se producen importantes reacciones hacia la zona de descarga (llanura fluvio-eólica), que modifican la composición química del agua subterránea, y que son atribuidas al proceso de evolución geoquímica normal (Chebotarev, 1955). Por otra parte, puede existir cierta dependencia entre las facies hidrogeoquímicas presentes dentro de un área y los valores de pendiente del paisaje de la misma.

En la cuenca de la laguna Mar Chiquita, la presencia en la zona de lomadas de agua subterránea de tipo bicarbonatada magnésica (Fig 4B: G422), es producto de la infiltración del agua de lluvia en equilibrio con carbonatos y de la disolución de los silicatos menos solubles presentes en el loess pampeano. El proceso de intercambio catiónico determina la evolución hacia aguas de tipo bicarbonatada sódicas (Fig. 4A: G740, G804 y G814; Fig. 4B: G464; Fig. 4C:

G762 y G774), o cloruradas sódicas (Fig. 4B: G784).

La composición aniónica del agua subterránea es modificada por el control del equilibrio del carbonato en el carbono inorgánico disuelto, y por otra parte, mediante la incorporación de sales solubles presentes en forma pulverulenta en la matriz del loess pampeano (especialmente NaCl , CaSO_4 y Na_2SO_4), que son producto de la evaporación del agua en la zona no saturada. Así, se presentan composiciones cloruradas sódicas en algunos puntos de la zona de descarga (Massone et al., 2005). La disolución de halita obtenida como resultado en la modelación hidrogeoquímica para las tres transectas (tablas 2, 3 y 4), es el proceso que se introduce para explicar ese aporte de NaCl y el incremento en la concentración de cloruro en el sentido del flujo. De este modo, los valores de conductividad eléctrica aumentan en el pasaje hacia el ambiente de llanura, en dirección noreste (Lima, 2012; Glok Galli et al., 2011). Esto se corrobora al graficar los valores de conductividad eléctrica vs. los de nivel freático para el área en estudio (Fig. 3). En general, se observa un aumento en la CE a medida que el valor de nf decrece, localizándose hacia la zona de la llanura fluvio-eólica los valores de nivel freático más cercanos a la superficie (Fig. 1).

La Figura 4 muestra, a través de diagramas de Piper, cómo es la evolución en la composición química del agua subterránea para cada transecta, desde la zona de recarga hacia el área de descarga; incluyéndose además la composición del agua de mar. Se observa una evolución geoquímica normal, con un incremento en la salinidad hacia el ambiente de llanura (al noreste), tanto para T1 (Fig. 4A) como para T2 (Fig. 4B). En el caso de T3 (Fig. 4C), se manifiesta un proceso de endurecimiento del agua subterránea hacia la zona de descarga, ya que existe un aumento en las concentraciones de calcio y magnesio. Este incremento, dado por el proceso de intercambio catiónico, se produce por la liberación a la solución de 5.60 mmol de Ca^{++} y 21.94 mmol de Mg^{++} , y la adsorción de 57.19 mmol de Na^+ . A su vez, la disolución de calcio genera una sobresaturación del mismo en la solución, precipitando 1.52 mmol de calcita (Tabla 4).

El análisis isotópico realizado previamente en la zona de estudio (Glok Galli et al., 2011), permite inferir que la recarga del acuífero se produce localmente a partir del agua de lluvia, no comprobándose una mezcla con agua de mar para las muestras situadas cerca de la laguna costera Mar Chiquita, como es el caso

del punto de muestreo G808 (T3, Fig.1). Esta muestra de composición clorurada magnésica cálcica (Fig. 4C), presenta concentraciones de magnesio (570,40 mg/l) y cloruro (3.235,4 mg/l) y, en consecuencia, una CE (8.180 $\mu\text{S}/\text{cm}$), relativamente cercanas a las del agua de mar (1.350 mg/l, 19.000 mg/l y 50.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente); e incluso un contenido de calcio (490 mg/l) un poco mayor (410 mg/l para el agua de mar). En cambio, la composición isotópica de G808 (-4,91 ‰ y -28,05 ‰ para el $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$, respectivamente) se aproxima a la composición promedio del agua de lluvia de la región (-5,48 ‰ para el $\delta^{18}\text{O}$ y -32 ‰ para el $\delta^2\text{H}$) (Glok Galli et al., 2011).

Así, la similitud entre la composición química de la muestra G808 y el agua de mar, y su aproximación en cuanto a composición isotópica con el agua de lluvia, podrían deberse a la presencia del fenómeno de mareas altas. El mismo, genera la ocurrencia de desbordes en la laguna Mar Chiquita (con influencia marina) y/o en el arroyo Vivoratá, en la zona cercana a su desembocadura en la laguna costera (Fig. 1). El agua desbordada y acumulada en la planicie de inundación del cuerpo de agua superficial se evapora, y las sales de composición marina precipitan, luego de un prolongado tiempo de residencia en el área de menor relieve de la zona bajo estudio. Posteriormente, ocurre la

infiltración del agua en el acuífero, el cual se recarga localmente mediante precipitación. Esta situación es comparable con la estudiada por Carol et al. (2009) para la planicie costera de la Bahía de Samborombón. En este trabajo, las relaciones hidroclorídicas y los valores isotópicos obtenidos, indican en general una contribución despreciable del agua de mar al agua subterránea, y un origen de la recarga del acuífero a partir del agua de lluvia.

Con respecto a los procesos secundarios que tienen lugar a lo largo del flujo de evolución del agua subterránea, la sílice amorfa, que tendría su origen en la disolución del vidrio volcánico presente en el loess pampeano (Teruggi, 1954), alcanza su saturación en T1 (Tabla 2). El incremento de flúor en T2 (Tabla 3) simulado como disolución de fluorita, en realidad podría también derivar de la disolución de los vitroclastos de la ceniza volcánica distribuida en los sedimentos del Acuífero Pampeano (Kruse y Ainchil, 2003), o de la disolución de fluorapatita (Borgnino et al., 2013). Por último, los bajos valores observados en la Tabla 4 para T3, en referencia a los procesos de adsorción de hierro y precipitación de óxido de hierro, indican que prácticamente la concentración de este ión a lo largo del flujo de evolución del agua subterránea no se modifica.

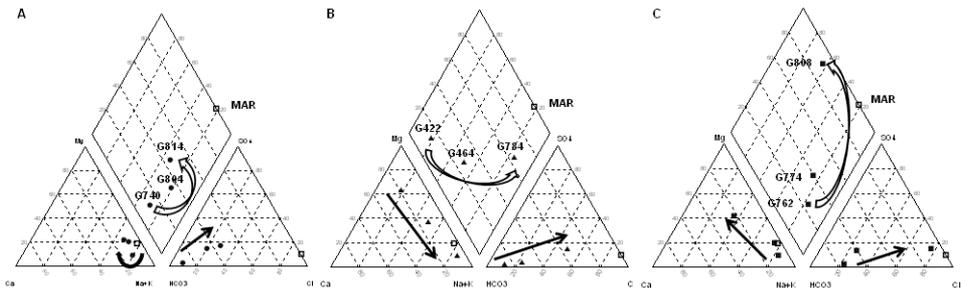


Figura 4. Diagramas de Piper mostrando la composición de las muestras de agua subterránea y el agua de mar. A) Transecta 1 (T1), B) Transecta 2 (T2); C) Transecta 3 (T3).

Agradecimientos

Estos estudios fueron financiados por el CONICET a través del PIP 112 200801 01318 KE1 y por el FONCyT mediante el PICT 11 0768.

Referencias

APHA. 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th ed. American Public Health Association, Washington, DC, 1100 pp.

Bonorino, G., Albouy, R. y Rossi, S. 2001. La influencia del sistema carbonatado sobre el quimismo del agua subterránea (Cuenca Superior del Arroyo Chasicó). *Geoacta*, 26, 1-11.

Borgnino, L., Garcia, M.G., Bia, G., Stupar, Y.V., Le Coustumer, Ph. y Depetris, P.J. 2013. Mechanisms of fluoride release in sediments of Argentina's central region. *Sci. of the Total Environ.*, 443, 245-255.

Calmbach y Waterloo Hydrogeologic. 2003. Water Quality Data Analysis, Plotting, &

- Modeling; *Aquachem User's Manual v.4.0.*, Co-Developed by Lukas Calmbach and Waterloo Hydro-geologic, Inc., United States of America, 276 pp.
- Carol, E., Kruse, E. y Mas Pla, J. 2009. Hydrochemical and isotopical evidence of ground water salinization processes on the coastal plain of Samborombón Bay, Argentina. *Journal of Hydrology* 365, 335–345.
- Chebotarev, I.I. 1955. Metamorphism of Natural Waters in the Crust of Weathering. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 8, 22-48.
- Dalla Salda, L. e Iñiguez Rodríguez, A. 1979. La Tinta. Precámbrico y Paleozoico de Buenos Aires. *VII Congreso Geológico Argentino*, 1: 539-550, Neuquén.
- Fasano, J.L. 1980. Geohidrología de la laguna Mar Chiquita y alrededores, provincia de Buenos Aires. *Simp. sobre Probl. Geol. del Lit. Atl. Bonaer.* Resúmenes. Mar del Plata, 1980.
- Fidalgo, F., De Francesco, F.O. y Pascual, R. 1975. Geología superficial de la llanura bonaerense (Argentina). *6° Congreso Geológico Argentino*. Relatorio, 103-138. Bahía Blanca.
- Fidalgo, F., Riggi, J.C., Gentile, R., Correa, H. y Porro, N. 1991. Los "Sedimentos Postpampeanos" continentales en el ámbito sur bonaerense. *Asoc. Geol. Arg., Rev. XLVI* (3-4): 239-256.
- Glok Galli, M., Martínez, D.E., Kruse, E.E., Lima, L. y Grondona, S.I. 2011. Caracterización hidrogeoquímica e isotópica de las nacientes de la Cuenca de la laguna Mar Chiquita, provincia de Buenos Aires. *VII Congreso Argentino de Hidrogeología y V Seminario Hispano-Latinoamericano Sobre Temas Actuales de la Hidrología Subterránea. Calidad y Contaminación de Agua Subterránea*: 76-83. Salta, Argentina.
- Hem, J.D. 1992. Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Waters. U.S.G.S. *Water-Supply Paper*, 2254, fourth printing, 263 pp.
- Kruse, E.E., 1986. Aspectos geohidrológicos de la región sudoriental de Tandilla. Cuencas de los Aos. Vivoratá, las Brusquitas y el Durazno. *Asoc. Geol. Arg., Rev. XLI* (3-4): 367-374. Buenos Aires.
- Kruse, E. y Ainchil, J. 2003. Fluoride variations in groundwater of an area in Buenos Aires Province, Argentina. *Environ. Geol.*; 44:86–9.
- Levin, M., Fasano, J., Ospital, C., Panarello, H.O., Alberó, M.C. y Bocanegra, E.M. 1988. Aplicaciones isotópicas e hidroquímicas en estudios hidrogeológicos del área de Mar Chiquita, provincia de Buenos Aires. *II Jornadas Geológicas Bonaerenses*, Bahía Blanca. Actas, 631-640.
- Lima, M.L. 2012. Dinámica del uso de la tierra y cambios de vulnerabilidad del acuífero a la contaminación en la cuenca del Arroyo Dulce, provincia de Buenos Aires. *Tesis Doctoral*. UNR, 227 pp.
- Lima, M.L., Massone, H.E. y Ferrante, A. 2008. Caracterización hidrológica-ambiental de la Cuenca del Arroyo Dulce, Provincia de Buenos Aires. *IV Congreso Iberoamericano de Ambiente y Calidad de Vida*, Catamarca, línea científica, 22 al 24 de septiembre de 2008.
- Martínez, D.E. y Bocanegra, E.M. 2002. Hydrochemistry and cationic exchange processes in the coastal aquifer of Mar del Plata, Argentina. *Hydrogeology Journal*, 10 (3), 393-408.
- Massone, H.E., Martínez, D.E. y Tomás, M. 2005. Caracterización hidroquímica superficial y subterránea en la Cuenca Superior del Arroyo Grande (Prov. de Buenos Aires). *II Seminario Hispano Latinoamericano sobre temas de Hidrología Subterránea: relación aguas superficiales-aguas subterráneas*, Actas, 47-55. Río Cuarto. Córdoba.
- Sala, J.M. 1975. Recursos Hídricos. *Relatorio VI, Congreso Geológico Argentino*. 169-194. Bs. As.
- Parkhurst, D.L. y Appelo, C.A. 1999. User's guide to PHREEQC, a computer program for speciation, reaction path, advective-transport, and inverse geochemical calculations. *Water Resources Investigation Report* 99-4259. US Geological Survey.
- Quiroz Londoño, O. M., Martínez, D.E., Dapeña, C. y Massone, H.E. 2008. Hydrogeochemistry and isotope analyses used to determine groundwater recharge and flow in low-gradient catchments of the province of Buenos Aires, Argentina. *Hydrogeology Journal*, 16 (6), 1113–1127.
- Teruggi, M. 1954. El mineral volcánico-piroclástico en la sedimentación cuaternaria argentina. *Asoc. Geol. Arg., Rev. IX*: 3, 184-191. Buenos Aires.
- Tricart, J.L. 1973. Geomorfología de la Pampa Deprimida. *INTA. Colección Científica N XII*. 197 págs.

Análisis geoquímico de acuíferos confinados entre Carnerillo y Ballesteros Sur. Córdoba. Argentina

Luciana Maldonado^{1,2}, Adriana Cabrera¹ y Mónica Blarasin¹

¹ Departamento de Geología (FCEFQyN), Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC). Ruta 36, Km 601, (5800) Río Cuarto, Córdoba, Argentina.

² Becaria de CONICET.

Mail de contacto: lmaldonado@exa.unrc.edu.ar

RESUMEN

El área está destinada a actividades agrícola-ganaderas, abasteciéndose de sistemas acuíferos confinados, de mejor calidad que el libre. El objetivo es la caracterización preliminar hidrogeológica de estos sistemas profundos, con énfasis en los aspectos geoquímicos. Se utilizaron metodologías hidrogeológicas convencionales y análisis estadístico multivariado en el tratamiento de la información. Los acuíferos profundos son pre-Cuaternarios y multicapa, conformado por delgadas capas de arenas-gravas, confinadas por potentes paquetes arcillosos, continentales (al Oeste) y marinos (al Este). Se observa una fuerte influencia de los megabloques, limitados por fallas regionales N-S, sobre la hidrolitología y la calidad del agua subterránea. Los sistemas acuíferos confinados muestran cambios de salinidad y tipo geoquímico (bicarbonatado a sulfatado-clorurado) asociados a cambios litológicos, distancia a la recarga y profundidad de las capas. Las concentraciones de As y F son más bajas que en el acuífero libre (loess pampeano) y, en general, no muestran buena correlación estadística.

Palabras clave: acuíferos confinados, geoquímica, estadística multivariada.

ABSTRACT

The area is destined to agricultural and livestock activities, abstracting groundwater from confined aquifers, which have better quality water than the unconfined one. The aim of this work is to characterize the confined aquifers from a hydrogeological point of view, with emphasis on geochemical features. Hydrogeological conventional methodologies were used, incorporating statistical analysis on data processing. The deep aquifers are pre-Quaternary and show a multilayered structure, formed by thin sandy-gravel layers confined between thick clay deposits. The sediments are from continental (West) and marine (East) origin. There is a strong influence of N-S regional faults on lithology and groundwater quality. The confined aquifers show changes in salinity and geochemical type (bicarbonate to sulfate-chloride) linked to lithological changes, distance from recharge and aquifer depth. As and F- concentrations are lower than in the unconfined aquifer (Pampean loess) and do not show statistical correlation.

Keywords: confined aquifers, geochemistry, multivariate statistic.

Introducción y Objetivo

En la llanura pampeana cordobesa, uno de los recursos hídricos más utilizados para las diferentes actividades que se desarrollan en el área (agrícola-ganadera, abastecimiento urbano) es el agua subterránea. Generalmente, el acuífero libre resulta ser el más explotado dado su menor costo de extracción. Sin embargo, en la zona investigada, no ofrece los caudales necesarios para algunos emprendimientos por la baja conductividad hidráulica (K) de las arenas muy finas limosas que lo componen y, en otros, por problemas significativos de calidad del agua, tales como salinidades muy altas (3 a 10 g/L), principalmente al Este y Sudeste, o a la

presencia de altos tenores de As y F⁻ de origen natural (Blarasin y Cabrera, 2005). Dada esta problemática, se realizan perforaciones más profundas que captan de acuíferos confinados que, en general, poseen agua de mejor calidad que el sistema freático.

La zona estudiada se encuentra en plena llanura pampeana, a 100 km al Este de la Sierras de Comechingones, entre las coordenadas geográficas 32° 30' y 33° 00' de latitud Sur y 64° 00' y 63° 00' de longitud Oeste y abarca un área de 6.000 Km². Se caracteriza por estar destinada principalmente a la agricultura y a la ganadería, utilizando para dichas actividades agua de los acuíferos profundos. A partir de la relevancia económica-social que éstos tienen, surge el objetivo de

relleno de grandes depresiones tectónicas delimitadas por estructuras regionales meridianas y segmentadas, a su vez, por otras transversales que generan bloques menores. Dentro de esta unidad se reconocen dos subunidades denominadas "Depresión con sistemas de lagunas" caracterizada por una paleored de escurrimiento de bajos rectilíneos que sigue la pendiente regional o lineamientos estructurales principales, que alojan sistemas lagunares que se interconectan y, "Planicie con drenaje araña", donde se destaca una red de

líneas de escurrimiento rectas que, con dirección centrípeta, confluyen hacia las depresiones centrales, muchas de ellas ocupadas actualmente por lagunas permanentes. La última unidad, corresponde a las fajas fluviales de los arroyos Tegua, Carnerillo, Chaito-Chazón, Cabral, San José y un pequeño tramo del río Tercero. Estas fajas poseen diferentes características y, en general, todas exhiben importantes procesos de erosión fluvial.

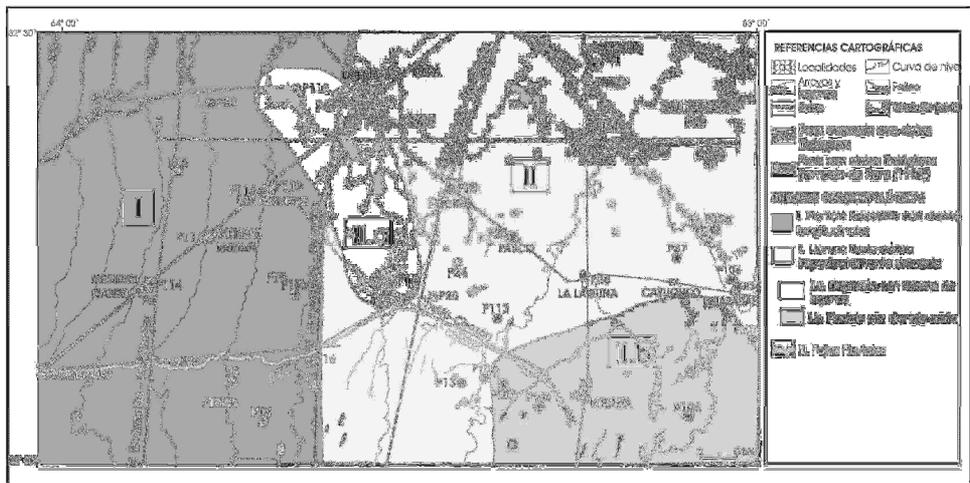


Figura 2. Mapa geológico-geomorfológico.

Hidrogeología

El acuífero libre se extiende hasta los 80-100 m de profundidad, está constituido por sedimentos cuaternarios arenosos finos limosos, de origen fundamentalmente eólico (loess), que se encuentran parcial y diferencialmente cementados. La base de este acuífero está conformada por materiales arcillosos. Por debajo del mismo se ha identificado un importante sistema de acuíferos confinados (Fig. 3), multicapa, pre-Cuaternario, constituido por delgadas capas de granulometrías variables (arenas medias, gruesas y gravas), de escaso espesor (entre 1-8 m), confinadas por potentes paquetes arcillosos que les otorgan distintos grados de confinamiento. De acuerdo a las características granulométricas, se asume que los materiales que constituyen los diferentes niveles acuíferos profundos, poseen una K del orden de 100-500 m/d (Custodio y Llamas, 1983). Al Oeste de la falla El Rastreador-Los

Cisnes, los materiales que forman estos sistemas profundos (tanto las capas de arenas como las arcillas que confinan) son de origen continental (Formación Tigre Muerto, Terciario superior) y está relacionado a sedimentación eólica y fluvial proveniente de la zona periserrana (Blarasin, 2003). Al Este de esta estructura los materiales arcillosos que se encuentran por encima de los sistemas profundos, se destacan las arcillas verdes-azuladas (Formación Paraná), asociadas a intrusiones marinas ocurridas durante el Mioceno medio (Renz, 1993, Gomez, 1995, Blarasin, 2003). Los sistemas acuíferos (lentes de arenas intercaladas en arcillas castañas), situadas por debajo de estas arcillas verdes, podrían corresponderse a la Formación Chaco (Russo et al., 1979) de edad eocena-miocena inferior. A estos niveles profundos se les ha asignado edades y comportamientos hidráulicos con dudas, debido a la escasez de información vinculada a dataciones, geofísica y a la

distinguen variaciones en cuanto a la granulometría de los materiales que actúan como techo, encontrándose al Noroeste del área, que los mismos son materiales limo-arcillosos. En general, la piezometría muestra que la dirección de flujo de estos sistemas acuíferos confinados es hacia el Este, al Oeste de la falla Pampayasta-Alejandro, y hacia el Sureste, al oriente de la misma (Renz, 1993).

Geoquímica

El acuífero libre, de aguas dulces a saladas, presenta conductividades eléctricas (CE) del orden de 1.365 $\mu\text{S}/\text{cm}$ hacia el occidente, hasta 10.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el sector oriental. El carácter geoquímico es mixto con predominio del ión sulfato (sulfatado-bicarbonatado, sulfatado-clorurado) alcanzando las aguas más saladas el tipo geoquímico clorurado-sulfatado, siempre sódico. La salinización y tipo geoquímico que alcanza el agua en este sistema se explica por su posición intermedia en el flujo hidrológico regional (Blarasin, 2003), por su baja velocidad de circulación y también, por los sedimentos finos (loess) que lo forman. El agua freática presenta concentraciones de As y F^- variables, desde 30 $\mu\text{g}/\text{L}$ hasta 240 $\mu\text{g}/\text{L}$ y de 0,27 mg/L a

2,9 mg/L, respectivamente. De acuerdo a los antecedentes hidrogeológicos para el Sur de Córdoba, la presencia de estos elementos, forman parte del fondo natural de la calidad del agua y están asociados a los componentes principales del loess pampeano (vidrio volcánico, minerales y fragmentos líticos) que constituyen el acuífero libre (Nicolli et al., 1989, Blarasin y Cabrera, 2005). Los principales procesos de liberación de As son la disolución de vidrio volcánico y la desorción a partir de los óxidos e hidróxidos de Fe y Mn (Nicolli, 1997, Smedley et al, 2000). En este ambiente oxidante se ha probado que en un 90 % el As disuelto corresponde a As^{5+} . Por su parte, los procesos de liberación de F^- serían la disolución de vidrio volcánico y de otros minerales portadores de F como por ejemplo, fluorita (Ca_2F) (Nicolli, 1997, Blarasin, 2003).

Los sistemas acuíferos profundos poseen aguas de salinidades y tipo geoquímico variables. El sistema más somero SCA presenta salinidades entre 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 3.150 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y tipo geoquímico sulfatado a sulfatado-bicarbonatado (Tabla 1).

Tabla 1. Estadísticos descriptivos de los sistemas confinados.

	SISTEMA CONFINADO SCA				SISTEMA CONFINADO SCB1				SISTEMA CONFINADO SCB2			
	MEDIA	MÁX	MÍN	DS	MEDIA	MÁX	MÍN	DS	MEDIA	MÁX	MÍN	DS
pH	7.7	8.0	7.5	0.2	7.6	7.9	7.1	0.3	7.6	8.2	7.1	0.2
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1955.2	3430.0	1088.0	891.5	1346.3	4000.0	611.0	903.8	2374.6	3600.0	1497.0	562.9
SDT (mg/L)	1368.6	2401.0	761.6	624.0	965.4	3122.0	427.7	706.9	1662.2	2520.0	1047.9	394.1
HCO_3^- (mg/L)	281.5	355.0	210.0	63.9	244.6	375.0	175.0	52.4	254.2	377.5	145.0	62.9
SO_4^{2-} (mg/L)	537.1	945.4	281.0	286.4	346.2	1548.2	67.1	391.4	674.7	1863.8	166.1	478.3
Cl⁻ (mg/L)	210.9	522.9	85.7	177.8	128.1	494.3	22.9	135.5	283.3	414.3	157.1	67.5
Na⁺ (mg/L)	355.1	576.3	169.9	159.2	246.9	891.8	118.3	202.2	444.4	784.6	254.8	133.4
K⁺ (mg/L)	14.3	18.8	11.0	3.5	11.9	28.1	7.0	5.6	12.3	17.4	6.0	4.0
Ca⁺² (mg/L)	86.4	204.8	47.2	67.0	67.1	224.8	25.6	54.1	130.7	390.4	51.2	92.9
Mg⁺² (mg/L)	14.0	20.0	8.8	4.3	7.8	14.6	3.4	3.5	10.3	17.1	1.5	3.8
As ($\mu\text{g}/\text{L}$)	31.0	90.0	15.0	33.1	28.4	75.0	10.0	22.0	72.5	160.0	10.0	56.2
F⁻ (mg/L)	0.5	1.0	0.2	0.3	0.4	1.1	0.1	0.3	0.4	1.4	0.1	0.3
Fe ($\mu\text{g}/\text{L}$)	2.7	2.7	2.7	0.0	112.2	480.5	2.7	188.8	23.1	190.4	2.7	47.4
Mn ($\mu\text{g}/\text{L}$)	0.5	0.5	0.5	0.0	3.8	23.3	0.5	8.6	69.9	224.1	0.5	63.3

En el sistema SCB, se puede apreciar que SCB1 localizado entre los 250-330 m de profundidad, presenta en general, salinidades del orden de 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$, sólo 2 muestras presentaron valores de 2.300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 4.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el sector Noroeste de este subsistema. En este caso la baja salinidad está vinculada a que la capa acuífera es de arenas y gravas fundamentalmente cuarzosas (Maldonado, 2013), por lo que los procesos de

transferencia de iones al agua estarían minimizados. En SCB1 dominan las aguas bicarbonatadas, sulfatadas-bicarbonatadas siempre sódicas (Fig. 5).

El sistema SCB2, alojado entre los 280 y 390 m, posee aguas con mayor variabilidad salina (de 1.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 3.600 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y con tipos geoquímicos sulfatado, sulfatado-clorurado, clorurado-bicarbonatado y clorurado-

sulfatado, que indican una mayor evolución del agua en este sistema.

En estos sistemas profundos, As y F⁻ se encuentran en general en bajas concentraciones. El sistema SCA, en general, posee tenores de As y F⁻ del orden de 15 µg/L y 0,3 mg/L, respectivamente, a excepción de P6 (que capta agua de niveles más profundos dentro del sistema SCA1) que alcanza 90 µg/L de As y 1,0 mg/L de F⁻. Se observa una alta correlación estadística entre estos elementos (r=0,8).

En SCB se observan variaciones significativas de As y F⁻ entre los subsistemas. SCB1 posee tenores promedios del orden de 30 µg/L de As (mín=10 µg/L; máx= 75 µg/L) y 0,4 mg/L de F⁻ (mín= 0,11 mg/L, máx= 1,1 mg/L), encontrándose también muy buena correlación entre ambos (r=0,8). En cambio, SCB2, presenta tenores de As entre 10 y 160 µg/L y de F⁻ entre 0,13 y 1,4 mg/L, es decir, es el sistema que posee las concentraciones más elevadas de ambos elementos. Sin embargo, la correlación estadística observada entre ellos es baja (r=0,3).

La existencia de estos elementos en los sistemas confinados debe necesariamente vincularse a una mineralogía portadora, aunque, si bien muestreadas, no se dispone aún de análisis mineralógico de estas capas. Si bien en profundidad podría haber vidrio volcánico que aporte ambos elementos, es probable que jueguen un rol importante en la liberación de As la presencia de óxidos o hidróxidos de Mn y Fe, dado que el ambiente más reductor a estas profundidades (valores de OD del orden de 2 mg/L), podría alterar la estructura y propiedades de superficie de los óxidos generando la liberación y entrada en solución de Fe, Mn y As. En el sistema SCB2, más profundo, las concentraciones de Mn halladas en el agua resultaron superiores (Mn ≅ 70 µg/L) a las presentes en los sistemas SCA y SCB1 (Mn ≅ 3 µg/L). Se observó además en SCB2 buena correlación estadística entre Mn y As (r = 0,7 y ρ < 0,01). En cuanto al Fe, se observan concentraciones más elevadas en SCA y SCB1 (Fe ≅ 112 µg/L) que en SCB2 (Fe ≅ 20 µg/L) y no se observa correlación con el As en ningún sistema.

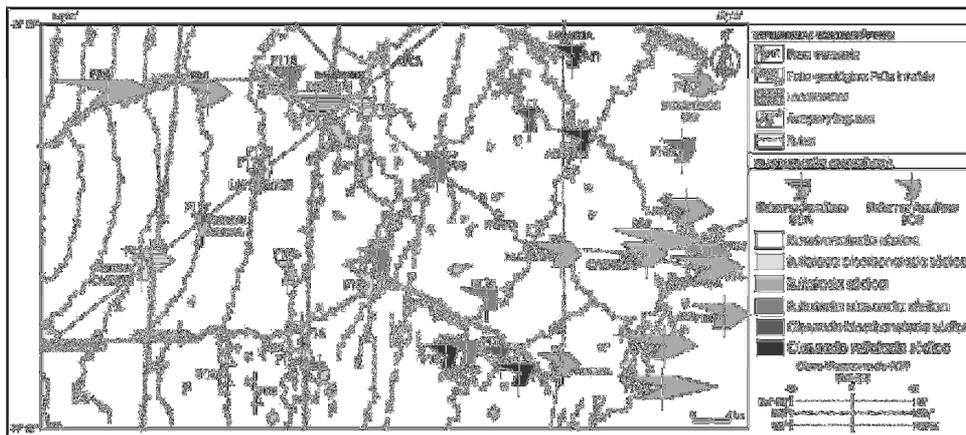


Figura 5. Mapa geoquímico. Diagramas de Stiff. Carnerillo-Ballesteros Sur.

El tratamiento de los datos a través del análisis multivariado entre observaciones -modo Q- (Fig. 6), permitió identificar, a una línea de corte del 82,5%, tres grandes grupos geoquímicos: **A**, **B** y **C**, relacionados principalmente por la CE y tipo geoquímico del agua y en menor grado por la profundidad del sistema. El grupo **A** asocia principalmente a las aguas del sistema SCB1 con CE del orden de 600 a 1.200 µS/cm. El segundo núcleo, **B**, concentra aquellas muestras con CE

intermedias (entre 1.500-2.660 µS/cm), de tipo geoquímico mixto y, en general del sistema SCB2. Por último, el grupo **C** contiene a las muestras más saladas que poseen CE del orden de 2.900 a 4.000 µS/cm y de tipo geoquímico sulfatado sódico, agrupando así al resto de las muestras más saladas del sistema SCB2 y a la de mayor CE del sistema SCA1.

Los 3 grandes grupos obtenidos poseen internamente subgrupos que quedaron especialmente condicionados por la CE, el tipo

geoquímico y en menor grado la profundidad de la capa acuífera.

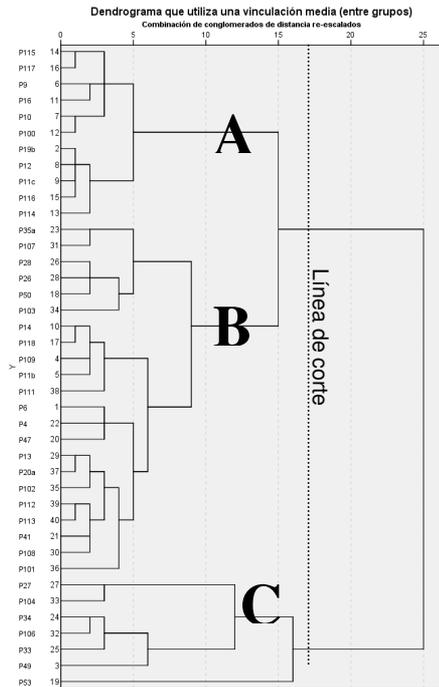


Figura 6. Dendrograma modo Q.

El análisis multivariado entre variables, modo R, fue realizado en forma separada para los distintos sistemas en función de los resultados obtenidos del modelo hidroestratigráfico y geoquímico conceptual. Los sistemas SCA y SCB1, dieron dendrogramas similares (Fig. 7, izq.), con dos grandes grupos. El grupo 1 que explica la salinidad del agua dado por la CE (con un núcleo de aguas sulfatadas) unido a todos los iones mayoritarios (excepto HCO_3^-). El grupo 2 que asocia As y F al que se le une en menor grado HCO_3^- , y en menor grado aún Fe, Mn y pH, lo que estaría indicando el origen común de As y F.

El dendrograma resultante para el sistema SCB2 (Fig. 7, der.), también muestra dos grupos pero con una configuración diferente al anterior. El grupo 1, queda definido por un núcleo de SO_4^{2-} y Ca^{+2} fuertemente vinculada a la CE y en menor medida a otros iones mayoritarios, explicando la composición salina de estas capas. Se le une en muy bajo grado el Fe. El núcleo 2, formado por la asociación de Mg^{+2} y K^+ al que se le une en grados de afinidad cada vez menores, As, Mn, HCO_3^- y el núcleo F y pH. Se observa que el As quedó más vinculado a

Mn disuelto mientras F estaría especialmente vinculado a los valores de pH.

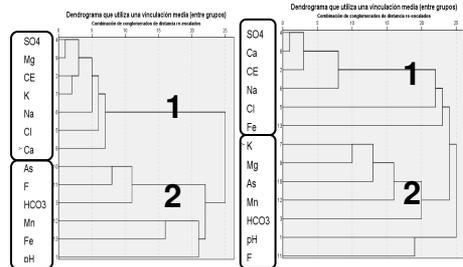


Figura 7. Dendrograma modo R. (Izq.) para los sistemas SCA y SCB1. (Der.) para SCB2

Conclusiones

El área está controlada por estructuras geológicas regionales, que tienen una marcada incidencia, principalmente las de orientación N-S, en la evolución de la sedimentación Cuaternaria y pre-Cuaternaria de la región y en la dinámica y calidad del agua. Los sistemas acuíferos confinados están conformados por delgadas capas de arenas gruesas y gravas, de poco espesor y geometrías variables. Dichas capas están limitadas por espesos paquetes de materiales arcillosos que le otorgan distintos grados de confinamiento. Este sistema multicapa está asociado a distintos estadios de paleosistemas sedimentarios continentales y marinos ocurridos durante el Terciario.

Los dos sistemas acuíferos confinados distinguidos (SCA y SCB) poseen características hidráulicas, profundidades y calidades de agua diferentes. El sistema más somero, SCA, de menor grado de confinamiento, posee menor carga hidráulica que los sistemas más profundos, incluso inferiores en algunos casos al sistema freático.

Realizado el análisis estadístico multivariado se corroboraron agrupamientos (en modo Q y R), que confirman las diferencias halladas en el modelo conceptual. De este modo, se concluye que el agua del sistema SCA es en general, levemente más salina que el sistema más profundo y de tipo geoquímico sulfatado y sulfatado-clorurado sódico. El sistema SCB1 se caracteriza por presentar aguas más dulces y de carácter geoquímico bicarbonatado y sulfatado-bicarbonatado, mientras que SCB2 posee las aguas mas saladas, sulfatadas-cloruradas y cloruradas sódicas. La distribución geoquímica observada permite interpretar que el cambio en salinidad y

tipo geoquímico estaría influenciado por las granulometrías y mineralogía de las capas acuíferas, la distancia recorrida desde la recarga en el pedemonte occidental y la profundidad de captación en los diferentes megabloques de la región.

En todos los sistemas confinados evaluados, As y F quedan vinculados, en mayor o menor grado, a las aguas con mayor alcalinidad para los pH medidos (entre 7 y 8). As y F podrían vincularse a la ocurrencia de similares mecanismos de liberación que los del acuífero freático, si bien éste posee sedimentos loésicos con mineralogías portadoras cuya posibilidad de liberar estos elementos es reconocidamente alta. En presencia de aguas alcalinas, estos elementos procederían de la disolución de vidrio volcánico a altos pH, a lo que se sumaría la desorción de As a partir de óxidos de Fe y Mn y, para el caso del F, la disolución de minerales como fluorita. Sin embargo, dadas las granulometrías gruesas de las capas confinadas y su origen, es esperable que posean menores cantidades de los minerales portadores mencionados. En el caso de los óxidos, además, dada las profundidades de captación y los valores bajos de OD hallados, el ambiente más reductor alteraría la estructura y propiedades de las superficies de los mismos, generando la liberación y entrada en solución de Fe, Mn y As.

Las diferencias en los contenidos de As y F en agua y en las asociaciones geoquímicas observadas en las capas confinadas ubicadas a diferentes profundidades, podrían deberse a cambios litológicos de los diferentes ambientes de sedimentación al Oeste y Este de la zona estudiada. Para ajustar el modelo hidrogeoquímico elaborado sería necesario contar con mayor cantidad de datos litológicos (granulometría, mineralogía, presencia de materia orgánica, entre otros).

Como recomendación puede remarcarse que, dado el ambiente geoquímico señalado para los acuíferos confinados, sería de mucho interés realizar la especiación de As, ya que es probable que aumente la proporción de As^{+3} , más tóxico, respecto a As^{+5} . Es decir, en estas capas profundas no dominaría la especie más oxidada de As, como señalan algunos autores para el ambiente oxidante del acuífero libre de la llanura pampeana.

Agradecimientos

El trabajo fue subsidiado por FONCyT y MINCyT (PID 35/08) y SECyT-UNRC. Se agradece a Renz perforaciones por la información suministrada.

Referencias

- Blarasin, M., 2003. Geohidrología Ambiental del Sur de Córdoba, con énfasis en la ciudad de Río Cuarto y su entorno rural. *Tesis Doctoral*. UNRC. Inédita
- Blarasin, M. y A. Cabrera, 2005. Aguas subterráneas: hidrolitología, hidrodinámica e hidrogeoquímica regional. *En Aguas superficiales y subterráneas en el Sur de Cba.: una perspectiva geoambiental*. Ed. UNRC ISBN: 950-665-350-X. pp. 235-241.
- Blarasin, M., S. Degiovanni, M. Villegas y A. Cabrera, 2005. *En Aguas superficiales y subterráneas en el Sur de Cba.: una perspectiva geoambiental*. Ed. UNRC ISBN: 950-665-350-X. pp. 235-241.
- Cantú, M., 1992. Holoceno de la prov. de Córdoba. Manual: Holoceno de la Rep. Arg. Tomo I. *Simposio Internacional sobre el Holoceno en América del Sur*. 24 pág. Paraná. Argentina.
- Custodio, E. y R. Llamas, 1983. *Hidrología subterránea*. Ed. Omega. Barcelona.
- Gomez, M., 1995. La formación pampeana en la llanura cordobesa, línea de costa de la ingresión del Entrerriano. *Asoc. Arg. de Geol. Apl. a la Ing.* Vol. 3: 232-254. San Juan. ISSN 0326 1921.
- Maldonado, L., 2013. 2º Informe de Doctorado. UNRC. Inédito
- Nicolli, H., Suriano, J., Gómez Peral, M., Ferpozzi, L. y O. Baean, 1989. Groundwater contamination with Arsenic and other trace elements in an area of the province of Córdoba, Argentina. *Environmental Geology and Water Sciences*. Vol. 14, N°1, pág. 3-16.
- Nicolli, H., P. Smedley y J. Tullio, 1997. Aguas subter. con altos contenidos de F, As y otros oligoelementos en el Norte de La Pampa. *Congreso Internac. del Agua*. Bs. As. III 40.
- Passotti P., 1974. La Neotectónica en la llanura pampeana. Fundamentos para el Mapa Neotectónico. *Inst. de Fisiografía y Geología*. Publ. LVIII, UNR. Rosario. Arg.
- Renz, H., 1993. Caracterización Hidrogeológica preliminar del área central de Córdoba. *Trabajo Final*. UNC. Inédito. Córdoba. Argentina
- Russo, A., R. Ferello y G. Chebli, 1979. Llanura Chaco Pampeana. *Geología Reg. Argentina*. Vol. I. Pp. 139-183
- Smedley, P., D. Macdonald, H. Nicolli, A. Barros, J. Tullio & J. Pearce. 2000. Arsenic and other quality problems in groundwater from Northern La Pampa province, Argentina. Nottingham. TR WC/99/36. British Geological Survey. 176 p.

Evaluación de relaciones geomorfología – calidad de agua subterránea con apoyo de técnicas estadísticas en la Planicie Sudoccidental de Córdoba, Argentina

Fátima Bécher Quinodóz^{1,2}, Mónica Blarasin² y Gabriela Damilano³

¹CONICET

²Dpto. de Geología, Facultad de Ciencias Exactas Físico Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto. Ruta 36 Km 601, Río Cuarto – Córdoba – Argentina.

³Fac. Cs Humanas. Universidad Nacional de Río Cuarto. Ruta 36 Km 601, Río Cuarto – Córdoba – Argentina.

Mail de contacto: fbecher@exa.unrc.edu.ar

RESUMEN

El área presenta un relieve suavemente ondulado, con dunas longitudinales y médanos resultantes de reactivaciones modernas, paleocanales y antiguos derrames del río Quinto y lagunas permanentes/temporarias. El objetivo es realizar la caracterización hidrodinámica e hidrogeoquímica del acuífero libre, estableciendo relaciones con los principales rasgos geomorfológicos, utilizando análisis estadístico para validar el modelo conceptual. El análisis estadístico en Modo R presenta dos grupos: G₁, explicando salinización del agua y G₂ la asociación As-F disueltos en aguas con alta alcalinidad y alto pH. En Modo Q presenta dos grupos: G₁, que asocia aguas salobres-saladas pertenecientes al ambiente eólico y G₂ que representa aguas dulces ubicadas en el ambiente fluvio-eólico. Las aguas dulces bicarbonatadas se vinculan a médanos activos o lomas donde se desarrollan sistemas de flujos locales (recarga reciente de lluvias); las aguas salobres y saladas, sulfatadas y cloruradas, son más evolucionadas y se consideran resultantes de un largo tránsito de flujos regionales.

Palabras clave: aguas subterráneas-geomorfología-análisis estadístico.

ABSTRACT

The studied area has an undulated relief, with old longitudinal dunes and modern ones resulting from reactivation by present winds. Paleochannels belonging to the rio Quinto river and temporary and permanent lagoons were observed. The objective of this work is to characterize the unconfined aquifer from a dynamic and geochemical point of view, establishing relationships with geomorphological features. A statistical analysis was made for the validation of the conceptual model. The R mode multivariate analysis showed two groups: G₁, which explains groundwater salinity and G₂ linking As and F with pH and alkalinity. The Q mode exhibited two groups: G₁ representing brackish-salty groundwater in the aeolian environment and G₂ grouping fresh groundwater located in the fluvial-aeolian area. Fresh water is related to active dunes linked to local flows from modern precipitation recharge. The brackish-salty water is the result of regional flows.

Keywords: groundwater-geomorphology-statistical analysis.

Introducción, objetivos y ubicación del área estudiada.

El área de estudio (2.400 km²) comprende un sector de la planicie medanosa al Sur del río Quinto, entre Villa Valeria y Del Campillo, Córdoba (Fig. 1). Esta planicie arenosa suavemente ondulada, presenta dunas longitudinales de orientación NO-SE, con médanos resultantes de reactivaciones modernas de orientación NE-SO, coincidente con la dirección de los vientos actuales, paleocanales y antiguos derrames del río

Quinto, además de áreas deprimidas ocupadas por lagunas permanentes y temporarias.

Dados los antecedentes de diferentes calidades de agua halladas en esta gran región, el objetivo de este trabajo es la caracterización hidrodinámica e hidrogeoquímica del acuífero libre, estableciendo relaciones con los principales rasgos geomorfológicos, utilizando análisis estadísticos para tratar de validar el modelo conceptual.

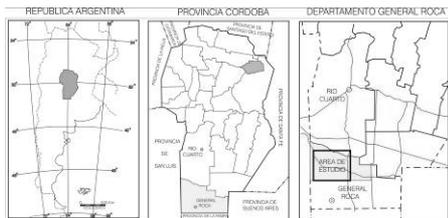


Figura 1. Localización área de estudio.

Metodología

Se realizó un estudio a escala regional y se trabajó sobre la base de 4 Hojas topográficas del Instituto Geográfico Nacional (IGN) a escala 1:100.000, de fotografías aéreas y de imágenes satelitales. Se trataron datos climáticos pertenecientes a la serie El Dorado (1988–2012), cedida por un particular. Se efectuó el estudio geológico - geomorfológico, a través de la descripción de perfiles litológicos aflorantes y procedentes de perforaciones. Para complementar la tarea de reconstrucción del subsuelo se realizó prospección geoelectrica mediante sondeos eléctricos verticales (SEV) según disposición Schlumberger, en lugares seleccionados de acuerdo a las evidencias geológicas. Las curvas de resistividad aparente resultantes fueron procesadas con el programa IPI2 Win v 2.0, comparándose los resultados con datos de perforaciones. Para el estudio hidrogeológico se realizó el muestreo de agua subterránea en 25 perforaciones que captan de los primeros 20 m del acuífero libre de acuerdo a la información relevada. En laboratorio se realizaron las siguientes determinaciones (CO_3^{2-} , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , As , F^- , NO_3^-). La información resultante fue procesada, obteniéndose los mapas de potenciales hidráulicos, de profundidad del nivel freático e hidroquímicos. Por último, se efectuó un análisis estadístico de las variables consideradas en el estudio y para determinar posibles relaciones, se aplicaron tanto la técnica multivariada de análisis de conglomerados como contrastes para diferencias de medias paramétricas (test t para muestras independientes) y no paramétricas (pruebas de Kolmogorov - Smirnov y de Mann - Whitney).

Resultados

Caracterización climática

El clima en la zona es de tipo mesotermal subhúmedo seco, con una precipitación media anual de 605,6 mm, concentrada principalmente en primavera-verano. La serie de precipitaciones anuales (P) analizada fue El

Dorado (1988-2012) con un mínimo de 220 mm y un máximo de 1.065 mm. El balance hídrico seriado de paso mensual muestra que, para un almacenamiento de agua en el suelo de 150 mm, entre 58,5 y 100% de P es devuelto a la atmósfera como evapotranspiración real. Los déficits se producen fundamentalmente en los meses de otoño-invierno y los excesos, variables entre 0 y 210 mm, en primavera-verano, muy condicionados por el comportamiento de las precipitaciones. La tendencia de los excesos hídricos es creciente, fundamentalmente para los años comprendidos entre 1972-1985 y entre 1998-2004; a partir de 2005 y hasta la fecha los déficits hídricos se han incrementado, comportamiento hidrológico que se observa fundamentalmente en descensos del nivel freático y reducción de superficie de agua en lagunas instaladas en dunas parabólicas y en los corredores de deflación de las dunas longitudinales (Fig. 2).

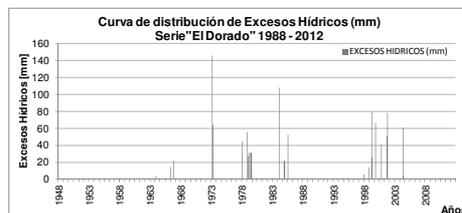


Figura 2. Excesos hídricos

Caracterización geológica – geomorfológica

La zona de estudio se ubica geomorfológicamente en la Planicie Arenosa de la Llanura Pampeana y dentro de esta en la llanura medanosa con dunas longitudinales (Degiovanni, 2005). Esta planicie presenta un relieve plano a suavemente ondulado, en el que se reconocen, especialmente en el ángulo SO, dunas longitudinales de orientación NO-SE (pendientes inferiores al 2%), con médanos resultantes de reactivaciones modernas de orientación NE-SO, coincidentes con la dirección de los vientos actuales. Se observan paleocanales y antiguos derrames del río Quinto, como así también áreas deprimidas (asociadas a antiguos corredores de deflación), ocupadas en épocas de mayor humedad por lagunas permanentes y/o temporarias. El afloramiento del nivel freático en ciertas épocas y la posterior evaporación en períodos más secos generan eflorescencias salinas. En el área se identificaron dos grandes ambientes geomorfológicos: I: Ambiente Fluvio-Eólico y II- Ambiente Eólico, identificándose para el ambiente I las subunidades la- Faja Fluvial y lb-

Llanura fluvio eólica con dunas parabólicas y paleorasgos fluviales, mientras que en la unidad II, se reconocen las subunidades IIa- Llanura medanosa con dunas longitudinales y IIb- Área con bajos hidrohalomórficos (fig. 3). En todas las unidades dominan sedimentos psamo-pelíticos con variable grado de cementación carbonática. En el ambiente fluvio-eólico

aparecen subordinadas arenas gruesas y muy localmente gravas, mientras que en el ambiente eólico se destaca la fracción arenas muy finas-limosas y un aumento del porcentaje limo-arcilla en las áreas deprimidas, siempre con importante cantidad de vidrio volcánico (Blarasin, 1984).

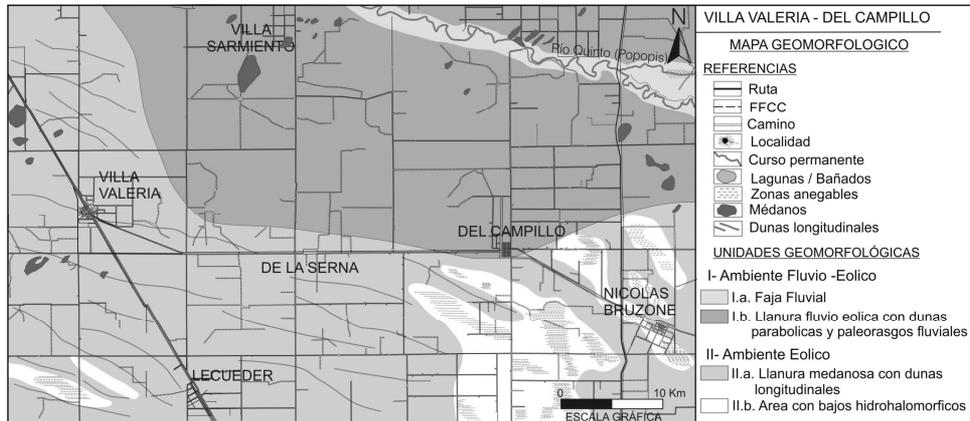


Figura 3. Mapa geomorfológico

Caracterización hidrogeológica

El estudio de la geología superficial, de los perfiles expuestos, el inventario de perforaciones de profundidades variables y los resultados e interpretaciones de los Sondeos eléctricos verticales (SEVs) permitieron generar un modelo hidrogeológico preliminar del subsuelo. A modo de ejemplo, en la Figura 4 se muestra la curva obtenida para el SEV N° 9.

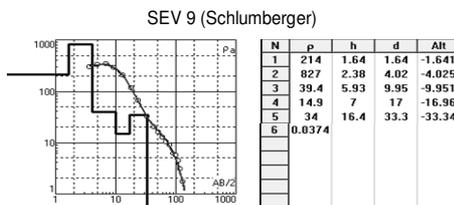


Figura 4. Sondeo eléctrico vertical N° 9.

En los perfiles hidrogeológicos A-A', B-B' y C-C' (Fig. 5) se muestran las principales características del subsuelo, pudiendo observarse un amplio dominio de sedimentos finos (arenas muy finas limosas), aunque se reconocen cambios faciales de materiales más cementados o más gruesos que a una escala local implican anisotropías desde el punto de vista hidráulico, especialmente en el ámbito de la faja fluvial del río Quinto y áreas de derrame.

El acuífero estudiado es el libre, el cual exhibe cierta homogeneidad, dado el dominio de sedimentos finos (arenas muy finas limosas), reconociéndose que, si bien la moda de arenas muy finas dominan en general (Fig. 6), los sectores medanosos tienen proporciones de 10-20 y hasta 30% de arenas finas, lo que mejora la permeabilidad.

En el sector se realizaron ensayos de bombeo, con el objetivo de determinar los parámetros hidráulicos del acuífero. Las áreas de ensayo se localizan en el ámbito de Villa Valeria y Villa Sarmiento; los ensayos fueron realizados bajo régimen de no equilibrio, a caudal constante y se calcularon los parámetros del acuífero mediante el método de Jacob. En el caso de Villa Valeria, la zona presenta arenas finas con algo de limo, parda clara, suelta, no plástica, la que se continua hasta la profundidad final del sondeo (12 metros); en algunos sectores se manifiestan pequeñas concreciones carbonáticas dispersas. El ensayo de bombeo permitió obtener los siguientes valores, Transmisividad (T) de 68 m²/día, Conductividad Hidráulica (K) de 4,5 m/día y un Coeficiente de Almacenamiento (S) o porosidad efectiva del orden de 14%. Para Villa Sarmiento la zona presenta arena fina limosa, parda clara, suelta, no plástica, que se continua hasta los 8,5 metros de profundidad; por debajo se localiza un nivel de limos con abundantes concreciones

carbonáticas. El ensayo de bombeo permitió obtener los siguientes valores para un Radio efectivo de 18 m, Conductividad Hidráulica (K)

3,70 m/día, Transmisividad (T) del orden de 56 m²/día, un Coeficiente de Almacenamiento (S) o porosidad efectiva del orden del 16%.

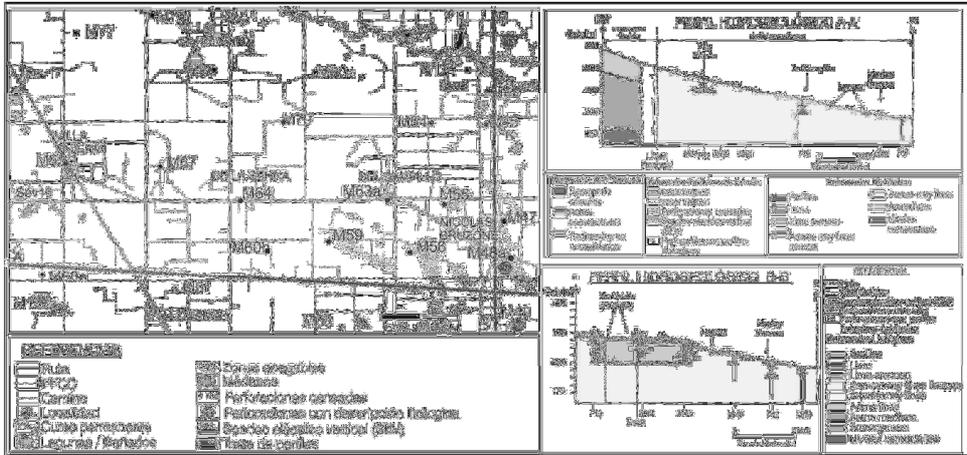


Figura 5. Área de estudio. Ubicación de perfiles hidrogeológicos.

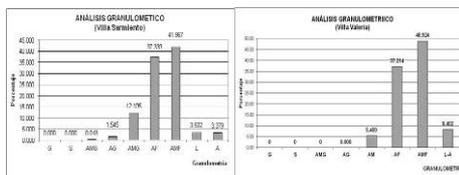


Figura 6. Análisis granulométricos para diferentes sectores del área. a)- Sector Villa Sarmiento y b)- Sector Villa Valeria.

Caracterización hidrodinámica

El acuífero freático se caracteriza por una dirección de escurrimiento general NO-SE, paralela a la traza del río Quinto. La superficie freática presenta morfología desde suavemente ondulada en el sector SE a casi planar en el sector centro. La traza de las líneas de flujos de la Figura 7, indican que en su mayor parte el sector se comporta como un área de tránsito del flujo subterráneo procedente del sector occidental (provincia de San Luis), mientras que en el extremo SE los bajos topográficos actúan como zonas de descarga (pantanos) del acuífero freático (IIB- Área con bajos hidrohalomórficos). Los gradientes hidráulicos calculados son muy bajos del orden de 0,1% asociados a áreas más planas y bajos hidrohalomórficos. A partir de los gradientes y conductividades hidráulicas mencionadas para la zona, las velocidades reales de escurrimiento del agua subterránea son de 0,04-0,07 m/d (en

ambiente más plano, sector centro) y 0,25-0,5 m/d (en arenas de los campos de dunas del sector SO y NO, respectivamente).

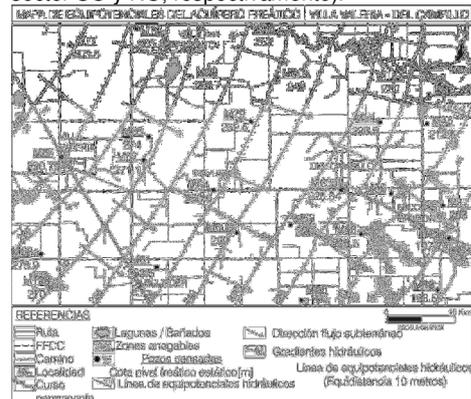


Figura 7. Mapa de líneas equipotenciales del acuífero freático. Año 2013

Las fluctuaciones del nivel freático en la región están vinculadas fundamentalmente a la recarga efectiva que llega al acuífero a partir de las precipitaciones. En concordancia con las disminuciones de P y los excesos hídricos del balance, puede indicarse que en los últimos 7 años, en el área se han producido descensos de los niveles freáticos, aspecto que se refleja en la reducción de los cuerpos lagunares y superficies anegadas.

Caracterización hidrogeoquímica

Los parámetros estadísticos de las variables químicas analizadas para las 25 muestras se exhiben la Tabla 1. La conductividad eléctrica presenta un mínimo de 1.056 $\mu\text{S/cm}$ y un máximo de 14.530 $\mu\text{S/cm}$, con UNA desviación estándar de 4.153,51 (Tabla 1), lo que indica que la misma presenta una gran variabilidad (Fig. 8).

Tabla 1. Estadísticos descriptivos

	N	Rango	Mínimo	Máximo	Media	tp.	Varianza
	Estadístico						
ph	25	1,5	7,3	8,8	8,2	,1	,3
CE	25	13474,0	1056,0	14530,0	5838,2	830,7	4153,51
SDT	25	9432,0	739,0	10171,0	4086,7	581,5	2907,5
CO3	25	24,2	,0	24,2	4,4	1,7	8,4
HCO3	25	1085,0	415,0	1500,0	883,4	50,4	252,1
SO4	25	2510,3	65,3	2575,6	871,9	151,0	755,0
Cl	25	3737,1	34,3	3771,4	1184,2	234,8	1173,9
Na	25	4481,3	68,8	4550,1	1626,7	265,1	1325,3
K	25	194,0	9,1	203,1	39,4	8,2	41,2
Ca	25	93,6	2,4	96,0	39,7	5,2	25,8
Mg	25	149,3	3,9	153,2	56,7	7,0	35,0
As	25	2392,0	8,0	2400,0	494,9	114,7	573,5
F	25	14,9	,5	15,4	4,7	,7	3,3
NO3	25	1166,1	2,9	1169,0	137,8	45,9	229,5

Las variaciones en la composición química del agua subterránea y los resultados del relevamiento geológico permiten deducir una asociación con los ambientes geomorfológicos. En el caso del ambiente fluvio-eólico se observan aguas con salinidades desde 0,7 g/L (dulces), vinculadas a médanos activos localizados en el sector NO y centro, hasta aproximadamente 1,5 g/L en lomas topográficas (asociadas a paleoderrames al Sur del río Quinto y paleocauces al sur de Villa Sarmiento).

En el caso del ambiente II (IIa- Llanura medanosa con dunas longitudinales y IIb- Área con bajos hidrohalomórficos) el agua alcanza valores de salinidad de 2 hasta 10 g/L (salobres-saladas). Las mayores concentraciones se asocian, en general, a perforaciones más profundas (15-24 metros), mostrando salinización en profundidad.

El carácter geoquímico del agua en la zona de estudio (Fig. 9) resultó en un mosaico geoquímico complejo, observándose tipos muy variables, con un 36% de aguas cloruradas sódicas. Las aguas bicarbonatadas sódicas representan un 24%, mientras que las aguas bicarbonatadas cloruradas sódicas un 12% y un 16% las aguas cloruradas sulfatadas sódicas. Por su parte las aguas bicarbonatadas magnésica-cálcica, bicarbonatadas sulfatadas sódicas y cloruradas bicarbonatadas sódicas presentan cada una un 4%.

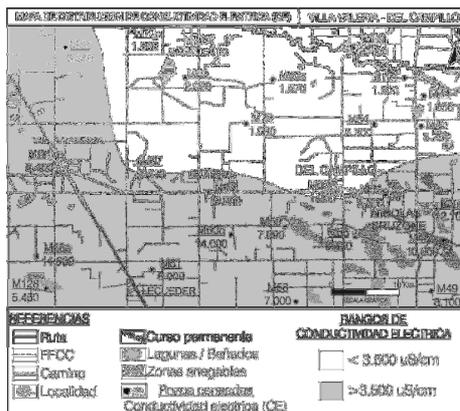


Figura 8. Mapa de Conductividad eléctrica del acuífero freático. Año 2013

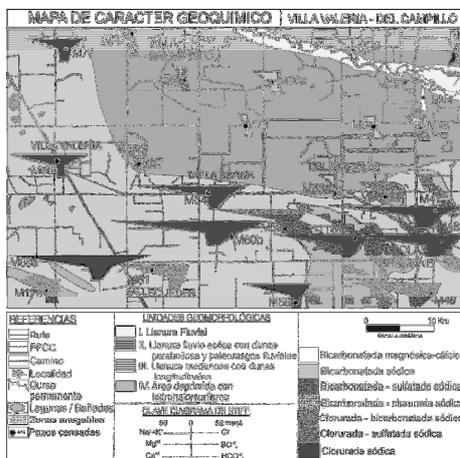


Figura 9. Mapa con Unidades Geomorfológicas y Diagramas modificados de Stiff.

Las aguas dulces bicarbonatadas corresponden a muestras extraídas de perforaciones ubicadas cerca de médanos activos. Las aguas salobres y saladas, sulfatadas y cloruradas, se corresponden con perforaciones ubicadas en las áreas más planas, donde dominan menores velocidades del agua (0,06 m/día), dado los sedimentos más finos o bien en áreas deprimidas donde se suman procesos de concentración de sales por evaporación y evapotranspiración. (Bécher Quinodóz et al., 2012a, Blarasin et al., 2012).

En toda la zona estudiada hay importantes contenidos de As y F (Fig. 10 y 11). Los antecedentes de su presencia en el acuífero libre para toda la Llanura Pampeana ha sido verificada por anteriores estudios (Blarasin et

al., 2005). La amplia distribución espacial encontrada para estos elementos estaría vinculada a la meteorización del vidrio volcánico (Nicolli et al. 1997), componente principal de los materiales eólicos de la región (Blarasin, 1984, Giuliano Albo, 2013) o desorción a partir de los óxidos de hierro (Smedley et al., 2000), también constituyentes de estos sedimentos.

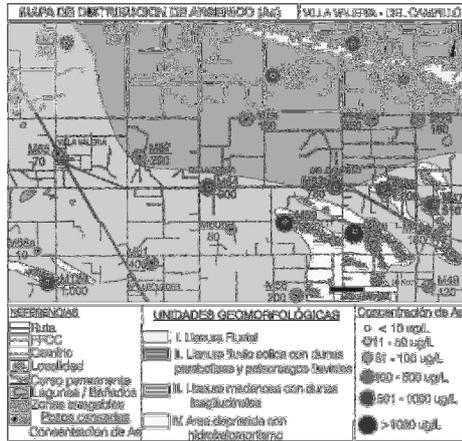


Figura 10. Mapa de distribución de Arsénico. Año 2013.

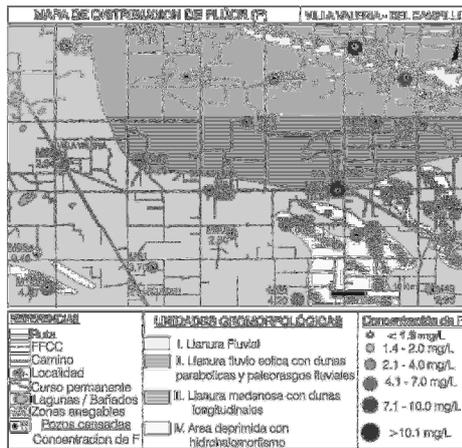


Figura 11. Mapa de distribución de Flúor. Año 2013

Análisis estadísticos multivariado e inferencial

Se realizó el análisis de agrupamiento (cluster) en **Modo R** considerando las variables: pH, conductividad eléctrica (CE $\mu\text{S}/\text{cm}$), HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , F^- , NO_3^-

(mg/L) y As ($\mu\text{g}/\text{L}$). El dendrograma de la Figura 12 permitió identificar dos grupos: (**G₁**) que explica la salinización del agua mediante la alta correlación entre la conductividad eléctrica (CE) y los contenidos de Cl^- , Na^+ , SO_4^{2-} , HCO_3^- , mientras que Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ presentan una asociación más débil con el núcleo anterior y **G₂** que vincula pH , F^- , As , CO_3^{2-} , revelando la asociación As - F disueltos en aguas con alta alcalinidad y alto pH, situación también observada por otros autores para el Sur de Córdoba (Blarasin et al., 2005; Bécher Quinodóz et al., 2012b).

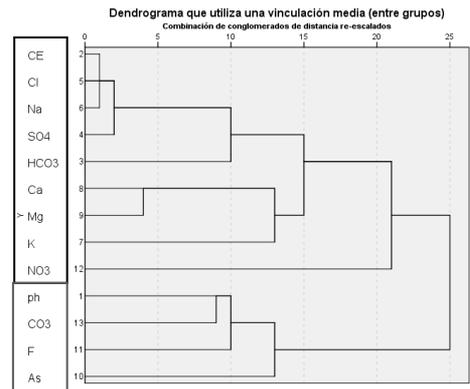


Figura 12. Análisis en Modo R.

El análisis en **Modo Q**, es decir entre observaciones, permitió generar el dendrograma de la Figura 13, donde se observan dos grupos: el **G₁**, constituido por muestras que se localizan en el ambiente eólico, con aguas salobres y saladas (CE > 3500 $\mu\text{S}/\text{cm}$) del tipo cloruradas sódicas a mixtas, con el anión cloruro como dominante.

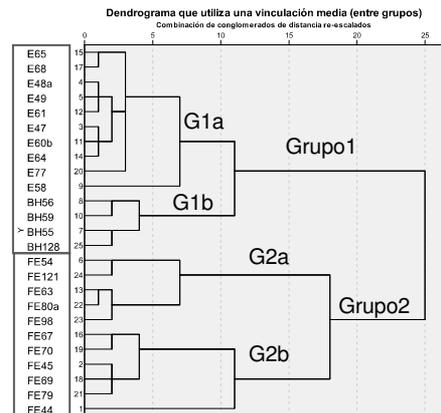


Figura 13. Análisis Modo Q

En dicho grupo se visualizan los subgrupos 1^a – 1^b. El 1^a asocia a las muestras cuyas concentraciones de As y F son muy variables, con valores bajos a altos (10 µg/L – 900 µg/L y 0.48 mg/L – 6.3 mg/L, respectivamente), mientras que 1^b, corresponde a las muestras con concentraciones de As y F muy altos (1.000 µg/L – 2.400 µg/L y 4.4 mg/L y 6.8 mg/L, respectivamente), Fig. 10 y 11.

El G₂, está conformado por los subgrupos 2^a y 2^b de aguas dulces (CE < 3500 µS/cm) pertenecientes al ambiente fluvio-eólico. El subgrupo 2^a presenta muestras del tipo bicarbonatadas sódicas, con concentraciones de As y F altos (350 µg/L a 800 µg/L y 4.9 mg/L a 15.37 mg/L, respectivamente), ubicadas en inmediaciones de médanos, mientras que el subgrupo 2^b asocia las aguas del tipo bicarbonatadas a mixtas, con concentraciones

de As (8 µg/L a 160 µg/L) y F (0.85 mg/L a 3.16 mg/L) de moderadas a bajas (Fig. 10 y 11).

Por otro lado, al realizar pruebas de contraste de las medias de la CE entre los dos grandes ambientes geomorfológicos, fluvio-eólico y eólico, se observaron diferencias estadísticamente significativas al 1% tanto para las pruebas paramétricas (p<0.001) Fig. 14 y 15, como no paramétricas (p<0.001), Fig. 16 y 17.

Estadísticos de grupos				
Ambiente Geomorfológico.	N	Media	Desviación tipo	Error típico de la media
CE	1	11	2142.1	713.9
	2	14	8742.1	3288.8
				215.2
				878.9

Figura 14. Estadísticos de grupo. 1- Fluvio – Eólico. 2- Eólico.

	Prueba de muestras independientes								
	Prueba de Levene para la igualdad de varianzas		Prueba T para la igualdad de medias						
	F	Sig.	t	gl	Sig. (bilateral)	Diferencia de medias	Error tip. De la diferencia	95% Intervalo de confianza para la diferencia	
								Inferior	Superior
(CE) Se asumen varianzas iguales	13.193	0.001	-6.5	23	0	-6599.9	1014.13	-8697.8	-4502.06
(CE) No se asumen varianzas iguales			-7.29	14.5	0	-6599.9	904.96	-8534.1	-4665.73

Figura 15. Prueba paramétrica de muestras independientes.

Estadístico de contraste ^b	
	CE
U de Mann-Whitney	0.000
W de Wilcoxon	66.000
Z	-4.215
Sig. asintot. (bilateral)	0.000
Sig. Exacta [2*(Sig. unilateral)	0.000 ^a

a. No corregido para los empates
b. Variable de agrupación: Ambiente geomorfológico

Figura 16. Estadístico de contraste. Prueba no paramétrica. U de Mann-Whitney.

Estadístico de contraste ^a	
	CE
Diferencias más extremas Absoluta	1.000
	Positiva
	0.000
	Negativa
	-1.000
Z de Kolmogorov-Smirnov	2.482
Sig. asintot. (bilateral)	0.000

a. Variable de agrupación: Ambiente Geomorfológico

Figura 17. Estadístico de contraste. Prueba no paramétrica. Z de Kolmogorov - Smirnov

Conclusiones

El estudio hidrogeoquímico dio como resultado aguas con salinidad entre 0,7 g/L (dulces) a 10 g/L (saladas), con tipos geoquímicos desde bicarbonatadas hasta cloruradas sódicas muchas de ellas de carácter aniónico mixto, lo que resulta en un mosaico geoquímico moderadamente complejo. Sin embargo, desde el punto de vista de la salinidad del agua, se observa una asociación con los ambientes geomorfológicos definidos, siendo las más dulces las del ambiente fluvio-eólico y las más saladas las del eólico. Esto quedó corroborado estadísticamente por los test paramétricos y no paramétricos de diferencia de medias de la conductividad eléctrica.

Analizando todas las variables químicas en conjunto, el análisis estadístico multivariado de tipo cluster (Modo Q) permitió corroborar la estrecha relación que existe entre la calidad del agua subterránea y los ambientes geomorfológicos, a partir de los dos grandes grupos encontrados, donde G₁ asocia las muestras pertenecientes al ambiente eólico y G₂

las correspondientes al fluvio-eólico. Además se reconocen dentro de cada grupo, subgrupos cuyas muestras se vinculan en función de las concentraciones de As y F-. Por otra parte, el análisis en Modo R, permitió identificar un grupo que explica la salinización del agua (G₁) y otro (G₂) que vincula As-F con aguas más alcalinas y de elevado pH. Las concentraciones de As y F se encuentran vinculadas a la litología presente en el área (materiales loésicos con alto contenido en vidrio volcánico), además de estar influenciadas por los gradientes hídricos, que condicionan bajas velocidades del flujo y alto tiempo de contacto agua – sedimento, favoreciendo que dichos elementos se mantengan en concentraciones elevadas en el agua subterránea.

Por último, y a partir del relevamiento de campo y el tratamiento de toda la información, se concluye que las aguas dulces bicarbonatadas se vinculan a médanos activos o lomas donde se desarrollan sistemas de flujos locales que son el resultado de recarga reciente a partir de precipitaciones. Por su parte, las aguas salobres y saladas, sulfatadas y cloruradas, son más evolucionadas y se consideran resultantes de un largo tránsito de flujos regionales, procedentes del sector occidental, además condicionadas por los sedimentos finos dominantes y los bajos gradientes hidráulicos y velocidades del agua, lo que permite un largo tiempo de contacto agua – sedimento y, consecuentemente, procesos que favorecen la transferencia de iones a la solución.

Se corrobora así, que las características geomorfológicas (pendientes, tipo de sedimentos, etc.), definen aspectos hidrodinámicos (gradientes y velocidad del agua) y consecuentemente las propiedades hidroquímicas fundamentales del acuífero.

Agadecimientos

El trabajo fue subsidiado por, **FOICYT y MINCYT-PID 35/08 y SECYT-UNRC.**

Referencias

Bécher Quinodóz F., Blarasin M. y Cabrera A. 2012a. Relación acuífero – lagunas saladas en ambientes medanosos: hidrogeoquímica y modelación numérica. Córdoba–Argentina. XI Congreso Latinoamericano de Hidrogeología – IV Congreso Colombiano de Hidrogeología, Cartagena de Indias, Colombia. Resúmenes extendidos C.D.

Bécher Quinodóz F., M. Blarasin, S. Degiovanni y M. Gallo. 2012b. Validación con Análisis Estadístico Multivariado de la Relación

Geomorfología – Calidad de Aguas Subterráneas en la Planicie Sudoccidental de Córdoba. V Congreso Argentino de Cuaternario y Geomorfología. Actas de Resúmenes. ISBN 978-987-688-011-4. Pág 158-159. Ed. UNRC.

Blarasin, M., 1984. *Hidrología subterránea de la zona Laguna Oscura. Córdoba.* Tesis de Lic. UNRC. Inédito. 150 pág.

Blarasin, M., Degiovanni S., A. Cabrera y M. Villegas, 2005 *Aguas superficiales y subterráneas en el Sur de Córdoba: una perspectiva geoambiental.* ISBN 950-665-350- 141-152. Ed. UNRC.

Blarasin, M., Cabrera, A., Bécher Quinodóz, F., Felizzia, J. y Giuliano Albo, J. 2012. *Exploración hidrogeológica en el entorno de la localidad de Mattaldi.* Trabajo de extensión solicitado por la Cooperativa de Obras y Servicios Públicos de Mattaldi.

Degiovanni S., 2005. *Geomorfología Regional. En "Aguas superficiales y subterráneas en el Sur de Córdoba: Una perspectiva geoambiental".* UNRC.

Giuliano Albo., 2013. *Evaluación de la Contaminación por Nitratos en Aguas Subterráneas de Agroecosistemas mediante el uso de Isótopos Estables ¹⁵N-¹⁴N, ¹⁸O-¹⁶O y otros solutos relacionados.* Tesis Doctoral. UNRC. Inédita

Nicolli H., Smedley P. y J. Tullio, 1997. *Aguas subterráneas con altos contenidos de F, As y otros oligoelementos en el Norte de La Pampa.* Congreso Internacional del Agua. Bs. As. III 40.

Ravelo, C., 1990. PDIMES. *Balance hídrico seriado. Manual.* Asociación Agronómica de Agrometeorología. 8 pág.

Smedley, P., MacDonald, D., Nicolli, H., Barros, A., Tulio, J. y Pearce, J. 2000. *Arsenic and other Quality problems in groundwater from Northern La Pampa Province. Argentina.* British Geological Survey.

Comparación de tres clasificaciones de calidad de aguas para riego complementario en el Norte de la provincia de Buenos Aires

Leopoldo Génova

Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales (UNLP), Av. 60 y 119, (1900) La Plata, Buenos Aires, Argentina.

Mail de contacto: hidroagri@agro.unlp.edu.ar

RESUMEN

Aunque son regadas complementariamente 166.000 ha bonaerenses, aún se debate sobre el impacto negativo en los suelos y la adaptabilidad de las clasificaciones de aptitud del agua para riego. Comparando las capacidades de pronóstico de salinización y alcalinización de los suelos regados de los métodos del US Salinity Lab, de la FAO y del IPG-INTA con los indicadores salino-sódicos generados durante 8 años a partir de 133 análisis de aguas y suelos regados, que no registraron valores superiores al 12% de sodio intercambiable, se concluye que para riego complementario, no es aplicable el método del US Salinity Lab., pues ignora la resiliencia edáfica explicada por los siguientes mecanismos de recuperación: lavado producido por las lluvias e intercambio catiónico, considerando más específico el método del IPG-INTA, que toma en cuenta no solo las características hidroquímicas sino también las precipitaciones, las dosis de riego recibidas y las características físico-químicas de los suelos.

Palabras clave: aptitud agrícola del agua, resiliencia edáfica, riego.

ABSTRACT

Although 166,000 ha are complementary irrigated in the Buenos Aires State, still debate about the negative impact on soils and adaptability of the irrigation water quality classifications. Comparing the predictive capabilities of the irrigated soils salinization and alkalization from the U.S. Salinity Lab., FAO and IPG-INTA methods with saline-alkaline indicators generated for 8 years from 133 analyzes of water and soil irrigated, that not registered more than 12% exchangeable sodium, it is concluded that for complementary irrigation, is not applicable the U.S. Salinity Lab. method, because it ignores soil resilience, explained by the following recovery mechanisms: leaching produced by rain and cation exchange capacity, considering more specific the IPG-INTA method, which takes into account not only the hydrochemical characteristics but also rainfall, irrigation depths received and the physicochemical characteristics of the soils.

Keywords: irrigation water quality, soil resilience.

Introducción

En la región pampeana bonaerense, actualmente se utilizan en su mayoría aguas subterráneas para regar complementariamente alrededor de 166.000 ha (PROSAP, 2006) de maíz, soja y trigo, con el objetivo de minimizar el riesgo hídrico para estabilizar la obtención de cosechas cercanas a los rendimientos potenciales. El riego complementario consiste en aplicar, durante las etapas fenológicas de mayor sensibilidad de los cultivos al déficit hídrico, láminas de riego que complementan las lluvias, del orden de 200 a 300 mm para el maíz, 100 a 150 mm para la soja y 50 a 100 mm para el trigo. Los resultados económicos obtenidos por la agricultura regada, mejorada por los avances del fitomejoramiento y del manejo agronómico de los cultivos, propiciaron

el sostenido crecimiento del área bajo riego, alcanzando incrementos medios de rendimientos del orden de 4 ton.ha⁻¹ en el maíz, 1,5 ton.ha⁻¹ en la soja de primera siembra y 1,0 ton.ha⁻¹ en la rotación trigo-soja de segunda siembra (Proy. IPG-INTA, 1998). Sin embargo, la difusión del riego complementario todavía es cuestionada, debido al escaso conocimiento por parte del sector agropecuario de los alcances y ventajas del riego de cultivos extensivos y a la inconsistencia del método de clasificación de la aptitud agrícola del agua del US Salinity Lab. para regiones húmedas, con su erróneo pronóstico sobre la sodificación de los suelos regados complementariamente, principalmente con aguas bicarbonatadas sódicas, que constituyen la fuente más importante de agua para riego.

Con la hipótesis que las aguas subterráneas de los acuíferos pampeanos explotados son, en su gran mayoría, aptas para ser utilizadas en riego complementario, en este trabajo se propusieron los siguientes objetivos: a) clasificar la aptitud agrícola de las aguas mediante tres metodologías: US Salinity Lab., FAO y Proy. IPG-INTA; b) discutir la aplicabilidad de los tres métodos, considerando los resultados del monitoreo, durante 8 años, del impacto del agua subterránea en suelos pampeanos, regados complementariamente.

Antecedentes

a. Riego complementario en la región pampeana utilizando aguas subterráneas.

La principal característica del riego complementario es que las aplicaciones de agua se realizan cuando la humedad del suelo se aleja del rango óptimo, resultado de la dinámica hídrica generada por la recarga por lluvias y la descarga por evapotranspiración, durante las etapas fenológicas en que los cultivos presentan elevada sensibilidad al déficit hídrico, permitiendo alcanzar respuestas productivas máximas, aunque la cantidad total de agua regada no supera generalmente los 300 mm por campaña agrícola. El riego complementario difiere del riego integral, propio de las zonas áridas, tanto en el número de riegos como en el volumen total de agua aplicada, del orden de 600 mm para cultivos anuales y 1.200 mm para los cultivos perennes (Génova, 2010).

El agua subterránea es la principal fuente de agua para riego, que presenta distintos grados de mineralización, con preponderancia de aguas bicarbonatadas sódicas (González y Hernández, 1997). Los principales acuíferos sometidos a explotación para riego son contenidos en las unidades geológicas postpampeano, pampeano y arenas puelches. Según González (2004), la unidad postpampeano está representada por formaciones jóvenes que dan lugar a acuíferos libres, consecuentemente ubicados a continuación del estrato edafizado, cercanos a la superficie y poco potentes, de escaso espesor, productores de bajos caudales. El Acuífero Pampeano, de espesores entre 0 y 120 m, litológicamente está constituido por limos loessoides, limos arenosos, limos arcillosos y calcáreos, de origen eolo-fluviales. En su fracción superior se comporta como acuífero libre, con baja productividad y a mayor profundidad pasa a ser semilibre, alcanzando una moderada productividad, con caudales entre 60 y 120 m³h⁻¹, con salinidades de 0,5 a 2

g.l-1 de concentración. El Acuífero Puelche está formado por arenas sueltas medianas y finas, de color amarillento a blanquecino, de origen fluvial, presenta espesores entre 10 y 50 m, con comportamiento semiconfinado, de mediana a alta productividad, permitiendo caudales entre 30 y 150 m³h⁻¹, con concentraciones salinas inferiores a 2 g.l⁻¹ en gran parte del territorio.

b. Salinidad y sodicidad de los suelos regados con aguas bicarbonatadas-sódicas

Génova (2007), Costa (1999), Vázquez et al (2004) destacaron la carencia de una metodología adecuada para la interpretación y clasificación de la aptitud agrícola del agua para ser usada en irrigación en la región húmeda pampeana, que permita efectuar pronósticos confiables sobre la degradación salina en los sistemas agroproductivos regados.

Génova (2003, 2007, 2010) informó que la resiliencia de suelos Argiúdoles y Haplúdoles pampeanos a la degradación salina y sódica, no es superada por el riego complementario con aguas bicarbonatadas sódicas, debido a procesos recuperativos, que mantienen la calidad de los suelos, por lo que el sistema de manejo agronómico bajo esta modalidad de riego, constituye un sistema de manejo sustentable. Arribó a esta conclusión mediante un estudio de 20 años de monitoreo donde los valores del potencial hidrógeno pH, conductividad eléctrica del extracto de saturación del suelo CE_{ex} y porcentaje de sodio intercambiable PSI de los suelos regados no manifestaron un crecimiento sostenido en el tiempo, sino la ocurrencia de fases de acumulación, por el aporte de sales durante la temporada de riego y de fases de disminución, en cualquier momento del ciclo, en función de los balances hídrico y salino generados por dos principales mecanismos de recuperación: lavado e intercambio catiónico, validando el modelo conceptual sobre el control natural de la salinidad y sodicidad de los suelos pampeanos regados complementariamente, formulado por Génova (1993).

Génova (2012), considera inapropiado el método del US Salinity Lab. para estimar el grado de sodificación de los suelos regados complementariamente, a partir de la relación de adsorción de sodio RAS del agua. Los PSI de los suelos regados, tanto medidos como simulados, nunca superaron el 11,6%, aunque reconoce la validez del método en la zona húmeda, con fines identificatorios, dada su sencillez y uso generalizado.

Materiales y métodos

Durante el período 2005-2013 se tomaron 133 muestras de agua subterránea desde pozos ubicados en lotes agrícolas de 18 establecimientos pertenecientes a los Partidos de Carmen de Areco, Chacabuco, Chivilcoy, Pergamino, Salto y Rojas, obteniéndose los siguientes indicadores: pH, conductividad eléctrica CEa y RAS. De cada lote agrícola se extrajeron muestras compuestas de los suelos regados, a dos profundidades (0-20 y 20-40 cm), obteniéndose pH, CEex y PSI. Con los valores de CEa y RAS se clasificaron las aguas correspondientes a cada Partido, aplicando los métodos del Diagrama de Clasificación de la Aptitud Agrícola de las Aguas de Riego del US Salinity Lab. (Richards ed., 1954), de la FAO (Ayers y Westcot, 1989) y del IPG-INTA (1998) y se compararon los indicadores salinos y sódicos de los suelos con los de las aguas con que fueron regados.

El US Salinity Lab. estima la aptitud del agua para riego mediante 4 clases de peligrosidad salina y sódica en función de la CEa y la RAS. La FAO propone directrices (Tabla 1), en términos graduales de restricción al uso. El método Proy. IPG-INTA es preliminar, pero valioso porque incorpora a los conceptos clásicos de las relaciones salinas de aguas y suelos regados, las propiedades del suelo, las características climáticas zonales y la lámina de riego aplicada. La Tabla 2 resume las principales características del método.

Tabla N° 1. Método FAO.

Causa y efecto	Grado de restricción de uso		
	Ninguno (N)	Ligero a moderado (L a M)	Severo (S)
Salinidad (disminuye la disponibilidad de agua para los cultivos)	CEa < 0,7	CEa 0,7 - 3	CEa > 3
Sodicidad (disminuye la permeabilidad del suelo)	RAS 0 - 3 RAS 3 - 6 RAS 6 - 12 RAS 12 - 20 RAS 20 - 40	CEa > 0,7 CEa > 1,2 CEa > 1,9 CEa > 2,9 CEa > 5,0	CEa 0,7 - 0,2 CEa 1,2 - 0,3 CEa 1,9 - 0,5 CEa 2,9 - 1,3 CEa 5,0 - 2,9

Tabla N° 2. Método Proy. IPG-INTA.

Causa	Índice	Características agroclimáticas	Uso en cultivos extensivos		
			Seguro	Dudoso	No recomendado
Salinidad	CE a (dS/m)	Zona húmeda donde excesos pluviales de otoño permiten el lavado de sales del suelo y el nivel freático profundiza más de 3 m	(S) < 2	(D) 2 a 4	(NR) > 4
Sodicidad	RAS	Suelos del sudeste de Bs. Aires, Arguidoles del norte de Bs. Aires, sudeste de Santa Fe y Entre Ríos Arguidoles del nordeste de Santa Fe Haplustoles del centro-sur de Córdoba	Aceptable (A) < 10 < 7 < 5	Dudoso (D) 15 - 20 10 - 15 7 - 12 5 - 10	Alto riesgo (AR) > 20 > 15 > 12 > 10

Resultados

En la Tabla 3 se presentan los valores de los indicadores salinos y sódicos de las aguas estudiadas, con rangos para la CEa de 0,7 a 2,49 dSm⁻¹ y de 5,33 a 26,6 para la RAS y los resultados de la clasificación de su aptitud para riego con los métodos usados, cuyos valores medios constan en la Figura 1.

En la Tabla 4 se presenta la frecuencia de clases clasificatorias correspondientes a los métodos usados. Para el US Salinity Lab. las clases más frecuentes son C3S2 y C3S3, totalizando entre ambas el 81%. Respecto de la salinidad, para la FAO el 98,5% de las aguas presentan ligeras a moderadas restricciones de uso (LaM) y ninguna alcanzó severas restricciones (SV), mientras que respecto de la sodicidad, el 82,7% presenta (LaM) y el 16,5% (SV). Para el IPG-INTA, el 95,5% de las aguas son de uso seguro (S) referido a la salinidad y el 6% clasifica como uso dudoso (D), sin encontrarse aguas de uso no recomendado (NR), en cambio respecto a la sodicidad, el 20,3 % de las aguas es de uso aceptable (A), el 45,1 % es de uso dudoso (D) y el 34,6 % tiene alto riesgo de uso (AR).

En las Figuras 2 y 3 se comparan las clases obtenidas por los métodos de la FAO y del IPG-INTA, mostrando diferencias entre sí, más importantes referidas a la salinidad que a la sodicidad. Respecto de la salinidad, para el IPG-INTA la mayoría de las aguas no presenta restricciones de uso, en cambio para la FAO la mayoría presenta restricciones de uso (LaM), aunque para ambas clasificaciones no se encontraron aguas con (SV) y su equivalente (NR). Con el riesgo de sodificación de los suelos existe mayor similitud en las dos clasificaciones, aunque el IPG-INTA clasifica menor porcentaje de aguas dudosas y mayor porcentaje de aguas con alto riesgo que la FAO.

Tabla N° 3. Resultados de la clasificación de la calidad de las aguas para riego.

Estancia	Partido	Pozo	CEa dS.m ⁻¹	RSA	US	Salinidad	Directrices FAO		Directrices	
							Lab.	Grado de restric- ción de uso	IPG-INTA	Uso del agua
			Clase de aptitud	Por sales	Por sodio	Por sales	Por sodio	Por sales	Por sodio	
Puesto del Marqués	Salto	1	1,20	18,8	C3S4	L a M	L a M	S	AR	
		2	1,45	15,0	C3S3	L a M	L a M	S	D	
		2	1,09	13,9	C3S3	L a M	L a M	S	D	
		5	1,20	18,7	C3S4	L a M	L a M	S	AR	
		5	1,12	12,0	C3S2	L a M	L a M	S	D	
		6	1,15	11,5	C3S2	L a M	L a M	S	D	
		12	1,20	11,0	C3S2	L a M	L a M	S	D	
		13	1,13	11,0	C3S2	L a M	L a M	S	D	
		6	1,16	11,8	C3S2	L a M	L a M	S	D	
		6	1,20	11,7	C3S2	L a M	L a M	S	D	
		12	1,40	13,5	C3S3	L a M	L a M	S	D	
		16	1,38	14,6	C3S3	L a M	L a M	S	D	
		18	1,30	12,0	C3S2	L a M	L a M	S	D	
		1	1,20	18,8	C3S4	L a M	L a M	S	AR	
		2	1,45	15,0	C3S3	L a M	L a M	S	D	
		3	1,40	17,7	C3S3	L a M	L a M	S	AR	
5	1,60	16,3	C3S3	L a M	L a M	S	AR			
6	1,30	15,2	C3S3	L a M	L a M	S	AR			
7	1,07	14,7	C3S3	L a M	SV	S	D			
15	1,60	16,3	C3S3	L a M	L a M	S	AR			
16	1,25	17,2	C3S3	L a M	L a M	S	AR			
Flamenc	1,20	12,6	C3S3	L a M	L a M	S	D			
Chaja 1	1,04	11,5	C3S2	L a M	L a M	S	D			
Chaja 2	1,11	10,8	C3S2	L a M	L a M	S	D			
Cigüeña	0,85	8,2	C3S2	L a M	L a M	S	A			
17	1,29	14,10	C3S3	L a M	SV	S	D			
7	1,07	14,70	C3S3	L a M	SV	S	D			
17	1,00	14,80	C3S3	L a M	SV	S	D			
4	2,20	16,8	C3S3	L a M	L a M	D	AR			
4A1	1,85	20,0	C3S4	L a M	L a M	S	AR			
10	1,90	16,3	C3S3	L a M	L a M	S	AR			
8A1	1,95	19,2	C3S4	L a M	L a M	S	AR			
4	0,99	13,4	C3S3	L a M	SV	S	D			
8	1,57	16,2	C3S3	L a M	L a M	S	AR			
12	1,05	13,0	C3S3	L a M	SV	S	D			
13	1,40	14,6	C3S3	L a M	L a M	S	D			
14	2,49	25,4	C4S4	L a M	SV	D	AR			
1	2,10	18,2	C3S3	L a M	L a M	D	AR			
2	1,50	20,6	C3S4	L a M	SV	S	AR			
107	1,30	17,6	C3S3	L a M	L a M	S	AR			
27	1,00	23,5	C3S4	L a M	SV	S	AR			
16	0,70	17,0	C2S3	N	SV	S	AR			
101	1,00	17,7	C3S3	L a M	SV	S	AR			
17	0,95	26,6	C3S4	L a M	SV	S	AR			

Estancia	Partido	Pozo	CEa dS.m ⁻¹	RSA	US	Salinidad	Directrices FAO		Directrices	
							Lab.	Grado de restric- ción de uso	IPG-INTA	Uso del agua
			Clase de aptitud	Por sales	Por sodio	Por sales	Por sodio	Por sales	Por sodio	
Puesto del Marqués	Salto	1	1,20	18,8	C3S4	L a M	L a M	S	AR	
		2	1,45	15,0	C3S3	L a M	L a M	S	D	
		2	1,09	13,9	C3S3	L a M	L a M	S	D	
		5	1,20	18,7	C3S4	L a M	L a M	S	AR	
		5	1,12	12,0	C3S2	L a M	L a M	S	D	
		6	1,15	11,5	C3S2	L a M	L a M	S	D	
		12	1,20	11,0	C3S2	L a M	L a M	S	D	
		13	1,13	11,0	C3S2	L a M	L a M	S	D	
		6	1,16	11,8	C3S2	L a M	L a M	S	D	
		6	1,20	11,7	C3S2	L a M	L a M	S	D	
		12	1,40	13,5	C3S3	L a M	L a M	S	D	
		16	1,38	14,6	C3S3	L a M	L a M	S	D	
		18	1,30	12,0	C3S2	L a M	L a M	S	D	
		1	1,20	18,8	C3S4	L a M	L a M	S	AR	
		2	1,45	15,0	C3S3	L a M	L a M	S	D	
		3	1,40	17,7	C3S3	L a M	L a M	S	AR	
5	1,60	16,3	C3S3	L a M	L a M	S	AR			
6	1,30	15,2	C3S3	L a M	L a M	S	AR			
7	1,07	14,7	C3S3	L a M	SV	S	D			
15	1,60	16,3	C3S3	L a M	L a M	S	AR			
16	1,25	17,2	C3S3	L a M	L a M	S	AR			
Flamenc	1,20	12,6	C3S3	L a M	L a M	S	D			
Chaja 1	1,04	11,5	C3S2	L a M	L a M	S	D			
Chaja 2	1,11	10,8	C3S2	L a M	L a M	S	D			
Cigüeña	0,85	8,2	C3S2	L a M	L a M	S	A			
17	1,29	14,10	C3S3	L a M	SV	S	D			
7	1,07	14,70	C3S3	L a M	SV	S	D			
17	1,00	14,80	C3S3	L a M	SV	S	D			
4	2,20	16,8	C3S3	L a M	L a M	D	AR			
4A1	1,85	20,0	C3S4	L a M	L a M	S	AR			
10	1,90	16,3	C3S3	L a M	L a M	S	AR			
8A1	1,95	19,2	C3S4	L a M	L a M	S	AR			
4	0,99	13,4	C3S3	L a M	SV	S	D			
8	1,57	16,2	C3S3	L a M	L a M	S	AR			
12	1,05	13,0	C3S3	L a M	SV	S	D			
13	1,40	14,6	C3S3	L a M	L a M	S	D			
14	2,49	25,4	C4S4	L a M	SV	D	AR			
1	2,10	18,2	C3S3	L a M	L a M	D	AR			
2	1,50	20,6	C3S4	L a M	SV	S	AR			
107	1,30	17,6	C3S3	L a M	L a M	S	AR			
27	1,00	23,5	C3S4	L a M	SV	S	AR			
16	0,70	17,0	C2S3	N	SV	S	AR			
101	1,00	17,7	C3S3	L a M	SV	S	AR			
17	0,95	26,6	C3S4	L a M	SV	S	AR			

Rojas	206	2,05	22,5	C3S4	L a M	SV	D	AR	
Rojas	23	1,65	16,7	C3S3	L a M	L a M	S	AR	
Rojas	15	1,45	17,7	C3S3	L a M	L a M	S	AR	
Rojas	18	1,60	18,2	C3S3	L a M	L a M	S	AR	
Rojas	33	2,10	24,3	C3S4	L a M	SV	D	AR	
Rojas	31	1,90	22,7	C3S4	L a M	SV	S	AR	
Rojas Parque	170	17,2	C3S3	L a M	L a M	S	AR		
Rojas	103	0,80	17,3	C3S3	L a M	SV	S	AR	
Rojas	35	1,85	15,8	C3S3	L a M	L a M	S	AR	
Rojas	46	1,80	16,5	C3S3	L a M	L a M	S	AR	
Rojas	107	1,30	16,9	C3S3	L a M	L a M	S	AR	
Rojas	103	0,80	16,5	C3S3	L a M	SV	S	AR	
Rojas	16	0,70	16,3	C2S3	N	SV	S	AR	
Rojas	101	1,00	16,9	C3S3	L a M	SV	S	AR	
Rojas	35	1,85	15,0	C3S3	L a M	L a M	S	D	
Rojas	206	2,05	21,3	C3S3	L a M	SV	D	AR	
Rojas	23	1,65	15,9	C3S3	L a M	L a M	S	AR	
Rojas	15	1,45	16,9	C3S3	L a M	L a M	S	AR	
Rojas	18	1,60	17,2	C3S3	L a M	L a M	S	AR	
Rojas	46	1,80	15,7	C3S3	L a M	L a M	S	AR	
Rojas	31	1,90	21,5	C3S3	L a M	L a M	S	AR	
Rojas Parque	170	16,4	C3S3	L a M	L a M	S	AR		
Rojas	1	1,73	17,2	C3S3	L a M	L a M	S	AR	
Rojas	2-3	1,68	14,2	C3S3	L a M	L a M	S	D	
Rojas	8-11	1,38	11,1	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Rojas	12B	1,19	9,7	C3S2	L a M	L a M	S	A	
Rojas	13	1,26	9,9	C3S2	L a M	L a M	S	A	
Rojas	14	1,11	9,5	C3S2	L a M	L a M	S	A	
Rojas	15A	1,22	10,5	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Rojas	19-20	1,20	11,1	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Rojas	21A	1,16	11,5	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Rojas	21A	1,26	11,7	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Rojas	28A	1,59	12,0	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Rojas	33A	1,90	11,6	C3S2	L a M	N	S	D	
Rojas	36	1,54	12,8	C3S3	L a M	L a M	S	D	
Rojas	105	1,67	11,1	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Rojas Parque	1,64	9,3	C3S2	L a M	L a M	S	A		
Rojas	1	1,69	11,4	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Rojas	2 y 3	1,72	11,9	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Rojas	8 y 11	1,45	11,7	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Rojas	12A	1,28	11,3	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Rojas	12B	1,23	9,8	C3S2	L a M	L a M	S	A	
Rojas	13	1,27	12,5	C3S3	L a M	L a M	S	D	
Rojas	14	1,14	10,4	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Rojas	15	1,22	9,7	C3S2	L a M	L a M	S	A	
Rojas	18	1,27	10,7	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Rojas	21	1,26	10,8	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Rojas	28	1,61	14,2	C3S3	L a M	L a M	S	D	
Rojas	33	1,87	15,1	C3S3	L a M	L a M	S	AR	
Rojas	36	1,60	14,4	C3S3	L a M	L a M	S	D	
Rojas	105	1,72	16,1	C3S3	L a M	L a M	S	AR	
Rojas	1	0,87	11,70	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Rojas	2	0,80	10,70	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Rojas	3	1,03	11,00	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Rojas	4	0,97	11,80	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Rojas	5	0,87	10,20	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Rojas	1	1,06	11,30	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Rojas	2	0,89	11,60	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Rojas	3	0,81	10,20	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Rojas	4	1,13	11,30	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Rojas	5	1,05	11,10	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Rojas	2	1,08	11,30	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Rojas	3	0,89	11,60	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Rojas	5	0,81	10,20	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Rojas	6A	1,13	11,30	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Rojas	7B1	1,05	11,10	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Doña Pepa	Pergam.	1	1,02	5,33	C3S1	L a M	L a M	S	A
Pergam.	1	1,05	5,39	C3S1	L a M	L a M	S	A	
Pergam.	1	0,90	7,66	C3S2	L a M	L a M	S	A	
Pergam.	2	1,16	7,87	C3S2	L a M	L a M	S	A	
Pergam.	1	0,90	11,29	C3S2	L a M	L a M	S	D	
Pergam.	2	0,87	8,81	C3S2	L a M	L a M	S	A	
La Estrella	Chivilcoy	1	0,94	15,90	C3S3	L a M	SV	S	AR
Chivilcoy	2	0,85	14,40	C3S3	L a M	SV	S	D	
La Florida	C.Areco	Arg 32	1,30	6,29	C3S2	L a M	L a M	S	A
La Negrita	C.Areco	1A	1,11	5,86	C3S1	L a M	L a M	S	A
C.Areco	2A	1,16	5,86	C3S1	L a M	L a M	S	A	
C.Areco	2	1,05	6,34	C3S2	L a M	L a M	S	A	
C.Areco	3A	1,14	6,20	C3S2	L a M	L a M	S	A	
C.Areco	3	1,09	6,66	C3S2	L a M	L a M	S	A	
C.Areco	4A	1,13	5,85	C3S1	L a M	L a M	S	A	
C.Areco	4	1,12	5,82	C3S1	L a M	L a M	S	A	
C.Areco	5	1,10	5,83	C3S1	L a M	L a M	S	A	
C.Areco	7	1,09	5,71	C3S1	L a M	L a M	S	A	
El Chacabuco	Chacabuco	1	1,15	5,97	C3S1	L a M	L a M	S	A
Chacabuco	2A	1,12	5,81	C3S1	L a M	L a M	S	A	
Chacabuco	3	1,02	6,22	C3S2	L a M	L a M	S	A	
Chacabuco	4B	1,11	6,10	C3S1	L a M	L a M	S	A	
Chacabuco	5	1,09	6,80	C					

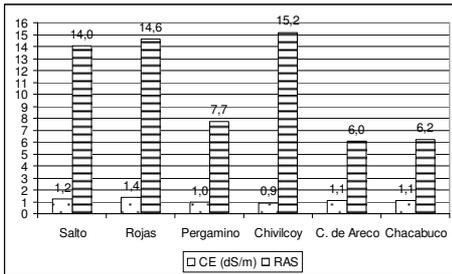


Figura N°1. Salinidad y sodicidad del agua.

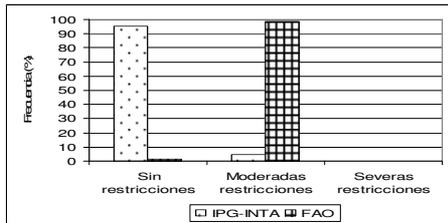


Figura N° 2. Frecuencia de clases obtenidas con las clasificaciones FAO e INTA-IPG respecto de la salinidad.

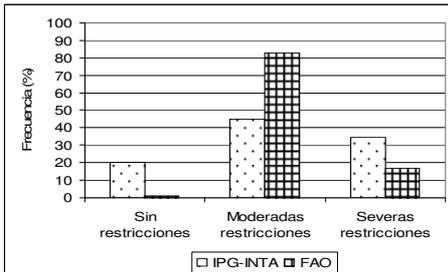


Figura N° 3. Frecuencia de clases obtenidas con las clasificaciones FAO e INTA-IPG respecto de la sodicidad.

Las clasificaciones de calidad de agua enfatizan las relaciones causa-efecto de las sales y el sodio en los cultivos y los suelos, en términos de peligrosidad, precisando que el aumento de la concentración salina de la solución del suelo regado limita la disponibilidad de agua para las plantas debido al incremento del potencial osmótico y consecuentemente del potencial total de agua y que el aumento relativo de la concentración de sodio, evaluado por la RAS, disminuye la permeabilidad del suelo por la alteración de la estabilidad coloidal, degradando su calidad. En las regiones húmedas, la peligrosidad salina está generalmente controlada por el exceso de

precipitaciones, que lixivian las sales incorporadas con el riego (Génova, 1993, 2007), (Costa, 1999) y además los cultivos manifiestan distintas tolerancias a la salinidad, lo cual amplía el uso de aguas salinas. Esta circunstancia está contemplada por las clasificaciones más modernas, por ello tanto FAO como IPG-INTA, castigan menos la peligrosidad salina que el US Salinity Lab.

En cambio, la evaluación de la peligrosidad sódica presenta mayores discrepancias entre los métodos clasificatorios comparados en este trabajo, por lo que se han relacionado los pronósticos de sodificación a partir de la RAS del agua con los PSI de los suelos regados.

El pronóstico de sodificación del suelo debido al riego con aguas de elevada RAS, aplicando el método del US Salinity Lab., planteó grandes dudas en la región húmeda pampeana sobre el impacto del riego complementario y sus consecuencias en la sustentabilidad de los agroecosistemas, pues equivocadamente se utilizó la ecuación de regresión $PSI = 1,1355 RAS + 0,0265$, con $r^2=1$ (ec. 5), reformulada de la original de Richards ed. (1954), desestimando que fue construida con datos surgidos del riego integral de cultivos instalados en condiciones de aridez, donde principalmente existen tres diferencias de enorme peso en los balances hídricos y salinos del suelo: el alto volumen de agua aportado durante el ciclo de cultivo, la escasa precipitación y la baja capacidad de intercambio catiónico de los suelos aluviales. La ec. 5 pronostica que las aguas de riego que superen una $RAS=13,2$ generan suelos sódicos ($PSI=15$). De las 133 aguas muestreadas, el 53% presenta valores de RAS entre 13,4 y 26,6 y por lo tanto no aptas para riego, mientras que el 47% entre 5,33 y 13,0, se considerarían aptas para riego. Otro criterio mucho más severo de esta clasificación es el basado en el indicador carbonato de sodio residual $CSR = [CO_3] + [HCO_3] - [Ca] - [Mg]$ (ec. 6) todo expresado en miliequivalentes por litro (meq^{-1}). Valores mayores de $2,5 meq^{-1}$ determinan la ineptitud de las aguas para riego y todas las aguas muestreadas presentan $CSR > 4 meq^{-1}$.

Tabla N° 4. Número y frecuencia de las clases de uso del agua.

Método	Clases					
	C2S3	C3S1	C3S2	C3S3	C3S4	C4S4
US Salinity Lab						
Número	2	11	56	52	11	1
Frecuencia (%)	1,5	8,3	42,1	39,1	8,3	0,8
FAO Salinidad	N	L a M	SV			
Número	2	131	0			
Frecuencia (%)	1,5	98,5	0,0			
FAC Sodicidad	N	L a M	SV			
Número	1	110	22			
Frecuencia (%)	0,8	82,7	16,5			
IPG-INTA Salinidad	S	D	NR			
Número	127	6	0			
Frecuencia (%)	95,5	4,5	0,0			
IPG-INTA Sodicidad	A	D	AR			
Número	27	60	46			
Frecuencia (%)	20,3	45,1	34,6			

Los resultados de los análisis de suelos regados y de las aguas de riego por Partido se presentan en las Tablas 5 a 10 y las Figuras 4 y 5 muestran los valores medios de salinidad y sodicidad de suelos y aguas tanto para cada Partido como para el total de datos. El promedio general de los indicadores de salinidad y sodicidad de los suelos es $pH_s=6,43$, con un rango entre 6,19 y 6,77; $CE_{Ex}=0,73 \text{ dSm}^{-1}$, con rango entre 0,29 y 1,3 dSm^{-1} y $PSI=4,59\%$, con valores entre 2,52 y 6,12%. Para las aguas, los promedios generales son $pH_a=7,74$, con rango entre 7,45 y 8,04; $CE_a=1,11 \text{ dSm}^{-1}$ con valores entre 0,9 y 1,33 dSm^{-1} y $RAS=10,5$, con un rango entre 6,06 y 15,03.

Tabla N° 5. Indicadores salinos y sódicos de aguas y suelos regados. Partido de Salto.

Estancia	Pozo	Lote	SUELOS			AGUAS	
			pH_s	CE_{Ex}	PSI	CE_a	RAS
Puesto del Marqués	1	1	6,36	1,10	4,0	1,20	18,8
	2	2	5,80	0,70	3,7	1,09	13,9
	5	5	6,20	1,20	4,3	1,16	15,4
El Gamonal	5B	5B	6,56	0,89	8,5	1,16	15,4
	6	6	6,44	1,22	8,4	1,17	11,64
	13	13	5,98	1,30	7,4	1,13	11,0
	16	16	6,25	1,38	7,7	1,38	14,6
ISACAR	18	18	5,87	0,98	5,1	1,30	12,0
	3B	3B	6,36	1,10	4,0	1,40	17,7
	6	6	5,80	0,70	3,7	1,30	15,2
Don Fidel	7	7	5,44	0,70	3,5	1,07	14,7
	15	15	5,82	0,95	5,0	1,60	16,3
Don Jorge	Albatroz	1	6,72	1,07	5,3	1,35	17,2
	Albatroz	2	6,63	0,72	5,2	1,20	12,6
	Cigüeña	1	6,40	0,80	5,2	0,85	8,2
	Chajji	1	6,46	0,75	4,7	1,08	11,2

Tabla N° 6. Indicadores salinos y sódicos de aguas y suelos regados. Partido de Rojas.

Estancia	Partido	Pozo	Lote	SUELOS			AGUAS		
				pH_s	CE_{Ex}	PSI	CE_a	RAS	
El Retorno	Rojas	4	4B	7,40	1,70	10,71	2,20	16,8	
	Rojas	A1		6,76	1,10	8,52	1,85	20,0	
	Rojas	10		7,08	1,10	10,21	1,90	16,3	
	Rojas	8A1		6,47	0,69	7,29	1,55	19,2	
	Rojas	4	4A	6,63	0,60	7,12	0,99	13,4	
	Rojas	8		6,62	1,50	8,88	1,57	16,2	
	Rojas	12		6,32	1,10	7,61	1,05	13,0	
	Rojas	13		6,77	1,20	8,04	1,40	14,6	
	Rojas	14		6,81	1,00	8,34	2,49	25,4	
	Rojas		5	6,00	1,12	5,83	1,15	12,6	
	Rojas		8 C	7,10	1,08	7,20	1,76	17,7	
	Rojas		8 B	5,20	0,33	2,08	1,25	12,5	
	Rojas		12	6,40	1,13	5,00	1,05	13,0	
	Rojas		13	6,40	1,04	5,38	1,40	14,6	
Los Robles	Rojas	15	6,60	1,10	8,05	1,44	14,1		
	Rojas	1	1	6,27	1,10	7,04	2,10	18,2	
Santa Elena	Rojas	1A	6,58	0,80	6,92	2,10	18,2		
	Rojas	1B	6,38	0,60	5,06	2,10	18,2		
	Rojas	2	2	6,58	1,20	6,13	1,50	20,6	
	Rojas	1	1A	6,80	1,64	9,08	1,73	17,2	
	Rojas	2	2-3	5,80	0,90	2,00	1,72	11,9	
	Rojas	2-3	2-3	6,65	1,36	8,29	1,68	14,2	
	Rojas	Parque	4-7	6,50	0,97	6,40	1,64	9,3	
	Rojas	8-11	8-11	6,21	1,61	7,13	1,38	11,1	
	Rojas	12A	12A	6,50	1,47	7,11	1,28	11,3	
	Rojas	12B	12B	6,39	1,49	7,15	1,19	9,7	
	Rojas	13	13B	6,72	1,37	7,58	1,92	9,9	
	Rojas	14	14	6,50	1,80	6,71	1,11	9,5	
	Rojas	15A	15B	6,28	0,85	5,33	1,22	10,5	
	Rojas	15A	15A	6,44	0,91	5,26	1,22	9,7	
Rojas	16	16	6,36	0,83	4,50	0,70	16,3		
Rojas	17	17	6,23	0,93	4,61	0,95	26,6		
Rojas	18	18	7,39	0,93	7,43	1,60	18,2		
Rojas	19-20	19-20	6,48	1,13	5,70	1,20	11,1		
Rojas	21	21 B	6,99	1,12	5,83	1,26	10,8		
Rojas	21A	21A	6,56	0,97	8,29	1,16	11,5		
Rojas	27	27	6,94	1,05	6,99	1,00	23,5		
Rojas	28	28	6,89	1,52	9,96	1,50	12,0		
Rojas	33	33A	7,12	1,07	13,26	2,10	24,3		
Rojas	33	33B	6,64	0,70	7,18	1,87	15,1		
Rojas	33A	33A	5,40	1,30	3,90	1,90	11,6		
Rojas	105	105	5,00	1,30	3,30	1,87	11,1		
Rojas	105	105B	6,65	2,03	9,48	1,72	16,1		
Rojas	206	206	6,29	0,69	5,43	0,89	10,8		
Rojas	206	205	6,23	1,37	5,68	2,05	22,5		
Rojas	206	206	5,70	1,00	2,50	2,05	21,3		
Rojas	Parque	Parque	6,30	0,70	4,76	1,70	17,2		
Fran Luis	Rojas	1	1	6,05	0,27	4,23	1,03	11,3	
	Rojas	2	2	6,34	0,45	8,64	0,89	11,6	
	Rojas	3	3	6,39	0,33	7,02	0,81	10,2	
	Rojas	4	4-1	6,24	0,25	3,92	1,13	11,3	
	Rojas	4	4-2	6,69	0,44	7,91	1,13	11,3	
	Rojas	5	5	7,20	0,65	10,19	1,05	11,1	
	Rojas	6	6	6,59	0,29	4,54	1,08	11,3	
	Rojas	7	7	6,42	0,27	3,57	0,89	11,6	
	Rojas	8	8	6,43	0,28	2,71	0,81	10,2	
	Rojas	9	9	6,61	0,33	2,36	1,13	11,3	
	Rojas	10	10	6,37	0,27	2,66	1,05	11,1	
	San Luis	Rojas	1	1	6,93	0,82	7,15	0,87	11,7
		Rojas	2	2	7,12	0,34	6,75	0,80	10,7
		Rojas	3	3	7,02	0,38	1,48	1,03	11,0
Rojas		4	4	6,84	0,49	5,88	0,97	11,8	
Rojas		5	5	6,74	0,55	4,49	0,87	10,2	
Rojas		6	6	6,85	0,29	1,45	0,80	10,7	
Rojas		7	7	6,50	0,42	3,78	1,03	11,0	
Rojas		8	8	6,19	0,35	2,25	0,97	11,8	
Rojas		9	9	6,68	0,32	2,89	0,87	10,2	
La Primavera		Rojas	2	1	6,80	0,63	7,03	1,08	11,3
		Rojas	2	2	7,10	0,58	6,18	1,08	11,3
		Rojas	3	3	6,42	0,47	4,89	0,89	11,6
		Rojas	5	5	6,23	0,52	3,40	0,81	10,2
		Rojas	6	6A	7,16	0,50	6,19	1,13	11,3
	Rojas	6	6B	6,99	0,34	5,80	1,13	11,3	
	Rojas	7	7A	6,85	1,31	8,34	1,05	11,1	
	Rojas	7	7B1	6,83	0,69	5,15	1,05	11,1	

Tabla N° 7. Indicadores salinos y sódicos de aguas y suelos regados. Partido de Pergamino.

Estancia	Pozo	Lote	SUELOS			AGUAS	
			pH_s	CE_{Ex}	PSI	CE_a	RAS
Doña Pepa	1	1	6,00	0,24	2,30	1,02	5,33
	2	2	5,88	0,18	1,62	1,05	5,39
La Manesa	1	1A	6,20	0,35	3,09	0,90	7,68
	2	2A	6,74	0,45	1,80	1,16	7,87
	1	1B	6,23	0,31	3,74	0,90	11,29
	2	3	6,30	0,39	4,77	0,87	8,81

Tabla N° 8. Indicadores salinos y sódicos de aguas y suelos regados. Partido de Chivilcoy.

Estancia	Pozo	Lote	SUELOS			AGUAS		
			pHs	CEex	PSI	CEa	RAS	
La Estrella	4	29	6.63	0.20	1.52	0.91	14.80	
		1	48	7.08	0.48	3.96	0.94	15.90
		2	50	6.60	0.20	2.08	0.85	14.40

Tabla N° 9. Indicadores salinos y sódicos de aguas y suelos regados. Partido de C. de Areco

Estancia	Pozo	Lote	SUELOS			AGUAS		
			pHs	CEex	PSI	CEa	RAS	
La Florida	Arg 32	32	6.30	0.34	4.83	1.30	6.29	
		33	6.38	0.40	6.42	1.30	6.29	
La Negrita	1A	7-8	6.40	0.55	6.54	1.11	5.86	
		2A	10	6.30	0.32	3.93	1.16	5.86
		2	6	6.40	0.45	5.93	1.05	6.34
		3A	16	6.55	1.22	5.56	1.14	6.20
		3	19	6.75	0.50	6.02	1.09	6.66
		4A	1	6.35	1.15	5.51	1.13	5.85
		4	2	6.65	0.52	7.45	1.12	5.82
	5	21	6.10	0.43	3.72	1.10	5.83	
		7	3	6.50	0.64	5.51	1.09	5.71

Tabla N° 10. Indicadores salinos y sódicos de aguas y suelos regados. Pdo. de Chacabuco

Estancia	Pozo	Lote	SUELOS			AGUAS		
			pHs	CEex	PSI	CEa	RAS	
El Chacabuco	2A	1	6.09	0.58	3.03	1.15	5.97	
		2A	6.03	0.59	2.53	1.12	5.81	
		3	6.49	0.72	5.52	1.02	6.22	
		4B	4B	6.17	6.17	0.38	1.11	6.10
		4B	4A	6.50	0.41	6.95	1.11	6.10
		5	5	6.34	0.66	5.07	1.09	6.80
		6	6	6.82	0.69	6.98	1.10	6.17
7	7AB	6.77	0.60	10.44	1.20	8.15		

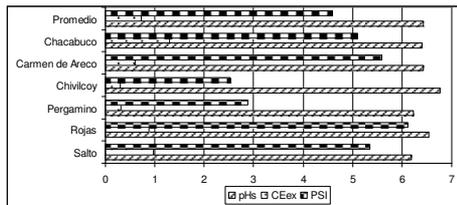


Figura N° 4. Datos medios de salinidad y sodicidad de los suelos regados.

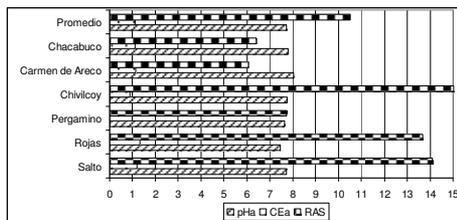


Figura N° 5. Datos medios de salinidad y sodicidad de las aguas de riego.

En principio se observa que, con excepción de Chacabuco para la CE, siempre el pHa, la CEa y la RAS superaron al pHs, CEex y PSI, respectivamente. En la Tabla 11 constan los incrementos porcentuales de los conjuntos pHa>pHs; CEa>CEex y RAS>PSI, siendo los referentes al pH cercanos entre si, mientras que

la dispersión de los incrementos tanto para las CE como para la relación RAS-PSI, es muy grande. Los coeficientes de variabilidad CV de los incrementos son los siguientes: 24,5 % para el pH, 99,2% para la CE y 107,3% para la relación RAS-PSI.

Tabla N° 11. Incrementos porcentuales entre los indicadores salinos y sódicos de las aguas de riego respecto de los suelos regados.

Partido	% de incremento		
	pHa > pHs	CEa > CEex	RAS > PSI
Salto	24,8	24,9	163,9
Rojas	13,8	50,5	123,6
Pergamino	22,9	207,9	167,7
Chivilcoy	14,6	207,0	496,6
Carmen de Areco	25,0	92,9	8,6
Chacabuco	21,7	-14,6	25,8

Se efectuaron análisis de regresión con los valores de salinidad y sodicidad de aguas y suelos. Los valores de r^2 , salvo el caso de Chivilcoy (0,59 y 0,78), son extremadamente bajos, entre 0,001 y 0,5, explicando la escasa correlación tanto entre la CEa y la CEex como entre la RAS y el PSI.

Por último, en la Figura 6 se muestra la frecuencia de intervalos de clase del PSI de los suelos regados, donde solamente en Rojas se encontró un valor de PSI=13,26, que representa el 1,3% de los datos del Partido. Los promedios de frecuencia de intervalos de clase de PSI para todos los Partidos fueron: 28,6% para PSI entre 0,0 y 3,0%; 47,7% para 3,1-6,0%; 20,1% para 6,1-9,0%; 3,4% para 9,1-12,0% y solamente el 0,2% para el intervalo 12,1-15,0%.

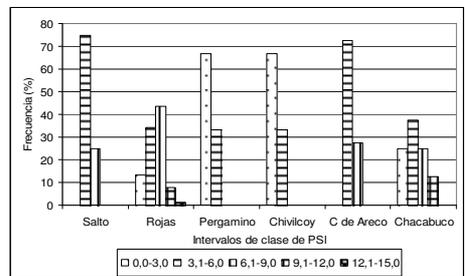


Figura N° 6. Frecuencia de ocurrencia de intervalos de clase de PSI de los suelos regados.

Conclusiones

La comparación de las clasificaciones manifiesta mayores diferencias para las clases de peligrosidad salina que de peligrosidad sódica. Respecto de las primeras, el US Salinity Lab, castiga excesivamente la salinidad debido al criterio de reducción del 50% del rendimiento de los cultivos por el aumento de la presión osmótica de la solución del suelo regado, en ausencia de lluvias. Para la FAO, el 1,5% de las aguas no tienen restricciones de uso, el 98,5% presentan ligeras a moderadas restricciones y ninguna alcanzó severas restricciones, en cambio para el IPG-INTA, el 95,5% de las aguas son de uso seguro y el 4,5% clasifica como de uso dudoso, sin encontrarse aguas de uso no recomendado. En cuanto al riesgo de alcalinización del suelo, el US Salinity Lab. utiliza los indicadores RAS y carbonato de sodio residual CSR sin considerar la resiliencia edáfica. Su pronóstico de sodificación basado en una relación lineal entre RAS y PSI, no es válido, hecho demostrado anteriormente por Génova (2007, 2011) y corroborado en este trabajo tanto por la escasa correlación RAS-PSI hallada como por la casi inexistencia de altos valores de PSI (el 99,8% de los registros fue inferior a $PSI=12\%$), con un único valor de $PSI=13,26\%$, recordando que se reconoce como sódico un suelo cuando su $PSI \geq 15\%$.

Por lo tanto, para riego complementario se desestima el uso del método del US Salinity Lab., y considera más específica la clasificación del IPG-INTA, pues toma en cuenta no solo las características hidroquímicas sino también los regímenes de precipitación, las dosis de agua de riego y las características físico-químicas de los suelos, aunque merecería la extensión y profundización de estudios en la región húmeda, para ajustar y validar las magnitudes de los indicadores salinos y sódicos de las aguas en función de la correlación entre esos indicadores y los correspondientes a los suelos regados.

Referencias

Ayers, R. y D. Westcot. 1989. La calidad del agua en la agricultura. *Serie FAO Riego y Drenaje N° 29 rev. 1*. Roma, Italia.

Costa, J. L. 1999. Effect of irrigation water quality under supplementary irrigation on soil chemical and physical properties in the "Southern Humid Pampas of Argentina". *Journal of Crop Production 2(2):85-99*.

Génova, L. 1993. Estudio de la degradación de suelos bajo riego complementario de cultivos extensivos con aguas del acuífero Pampeano

en el norte de Buenos Aires. *XIV Cong. Arg. Ciencia del suelo*. 347:348 pp.

Génova, L. 2003. Resistencia y resiliencia de suelos pampeanos a la degradación salina y sódica, disturbados por riego complementario. *Revista de la Facultad de Agronomía*. 23 (2-3) 119:130. Buenos Aires.

Génova, L. 2007. Resiliencia a la degradación salina y sódica de algunos suelos pampeanos, regados complementariamente con aguas subterráneas bicarbonatadas sódicas. *Tesis doctoral. FCAyF, UNLP*. La Plata.

Génova, L. 2010. Sustentabilidad de agroecosistemas pampeanos argentinos regados complementariamente. *Tomo II. Cap. Agrohidrología*. pp 605-612. Azul, Buenos Aires, Argentina. ISBN 978-987-543-392-2.

Génova, L. 2012. Calidad del agua subterránea para riego complementario en la Pampa Húmeda argentina. *Rev. Fac. de Agronomía Vol 110 (2): 63-81*. La Plata.

González, N. 2004. Los ambientes hidrogeológicos de la Provincia de Buenos Aires. CISAUA-UNLP. La Plata. 20 pp.

Hernández, M; M. Fili; M. Auge y J. Ceci. 1975. Geohidrología de los acuíferos profundos de Buenos Aires. *Actas VI Cong. Geológico Arg.* pp 479-500. Buenos Aires.

PROSAP. 2006. Servir al agro. SAGyP. Buenos Aires. 180 pp.

Proyecto IPG-INTA. 1998. Síntesis de discusión del taller sobre calidad de aguas para riego. Proy. IPG. Noviembre 9-10 de 1998. Pergamino. 3 pp.

Richards, L. Editor. 1954. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. *Manual N° 60. Lab. de Salinidad del USDA*. Riverside, California. Washington. 172 pp.

Vázquez, M; G. Millán y P. Gelati. 2004. Salinidad y sodicidad de un suelo con riego complementario en el centro-E de Buenos Aires. *Resúmenes del XIX Cong. Arg. de la Ciencia del Suelo*. p. 255.

Evolución del comportamiento físico químico de los pozos en Termas de Río Hondo como aporte al diagnóstico de situación actual

Marcela E. Terribile¹, Walter M. Trejo¹, Ángel del R. Storniolo¹, Américo R. Martín¹, Teófilo A. Neme¹, Juan M. Thir¹, Douglas V. Olivera¹, Carlos M. Falcon² y Andrea V. Chamu²

¹ Departamento de Geología y Geotecnia, Facultad de Ciencias Exactas y Tecnología, (UNSE)- Avda Belgrano (s) 1912, Santiago del Estero (4200), Argentina.

² Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo (UNT)- Miguel Lillo 209 Tucumán, Av. 60 y 122, (4000) Tucumán, Argentina.

Mail de contacto: marceter@gmail.com.

RESUMEN

En la Provincia de Santiago del Estero, la Ciudad de Termas de Río Hondo constituye un importante centro urbano turístico invernal. Posee en el subsuelo, aguas termales usadas en balneoterapia con propiedades termomedicinales. La extracción excesiva en época de temporada invernal asociadas al turismo, genera un desfase entre las demandas potenciales y la disponibilidad del recurso, alterando el sistema. La geoquímica, provee información sobre la distribución de los elementos químicos y su evolución espacial y temporal en el sistema hídrico, caracterizando el agua de los acuíferos y definiendo problemas ambientales. La metodología, se basó en la selección de resultados de análisis físico-químicos existentes y actuales comparados, respecto a TSD. Las anomalías observadas en la concentración de los iones, respecto a las profundidades de explotación están asociadas a la presión antrópica del sistema.

Palabras clave: hidrotermalismo, gestión, geoquímica.

ABSTRACT

In the province of Santiago del Estero, the City of Termas de Río Hondo is a major urban center winter resort. It has in the subsurface thermal properties used in balneotherapy termomedicinales. Excessive extraction in times of winter season associated with tourism, generates a potential mismatch between the demands and resource availability, altering the system. The geochemistry, provides information on the distribution of chemical elements and their spatial and temporal evolution in the water system, characterizing water aquifers and defining environmental problems. The methodology was based on the selection of results of physicochemical analysis of existing and current compared with respect to TSD. The anomalies observed in the concentration of ions, with respect to depths of operation are associated with human pressure system.

Keywords: hydrothermal, management, geochemistry.

Introducción

El área de Termas de Río Hondo constituye la manifestación más importante dentro de una amplia región con Hidrotermalismo subterráneo, que comprende parte de las provincias de Santiago del Estero y Tucumán.

Sus aguas son generadas en el cordón del Aconquija (Tucumán), se infiltran y almacenan en formaciones geológicas subterráneas en las cuales elevan su temperatura, Méndez et al (1975); se incorporan sales y minerales que al emerger por fallas o perforaciones, constituyen aguas de alto valor terapéutico.

La explotación de las aguas termales ha sido exclusivamente aplicada a fines terapéuticos.

Tras el desarrollo de la industria hotelera a partir del año 1940 se pudo conocer la magnitud del termalismo en el subsuelo. La ciudad de Río Hondo cuenta con una capacidad hotelera de más de 200 establecimientos de distintas categorías y un total de 14.500 plazas.

El aumento del turismo de salud a lo largo del tiempo, ha aumentado la proliferación no bien controlada de establecimientos hoteleros y de explotaciones de agua subterránea termal domiciliarias con fines turísticos, lo cual implica un impacto en el sistema acuífero.

La explotación del recurso realizada sin planificación ni conocimiento de las características del mismo, y con acciones antrópicas modifican el sistema acuífero en cantidad y, posiblemente, también en calidad,

debido a la alta densidad de pozos, a la cercanía entre ellos y a la inexistencia de normas técnicas que impidan el adecuado aislamiento de los distintos niveles acuíferos atravesados por las captaciones, Martín R. et al (2007).

La geoquímica, es una de las disciplinas que proveen información respecto a la distribución de los elementos químicos y su evolución espacial-temporal en el sistema hídrico. Permite analizar el comportamiento del agua de los acuíferos y definir problemas ambientales.

El área de estudio

La Ciudad de Las Termas de Río Hondo se ubica en Región Noroeste de Argentina, sobre la Ruta Nacional N° 9 en la provincia de Santiago del Estero (27° 28'60" S y 64° 52' W, con una altitud de 265 msnm) en la margen izquierda del Río Dulce y próxima al Dique Frontal de Río Hondo con un espejo de agua de 33.000 has, distante a 69 Km de la ciudad Capital de Santiago del Estero.

Las aguas de este sistema geotermal, conforman, desde el punto de vista ecológico y de la economía hídrica en el paisaje, la cara oculta del "ciclo del agua", en el que se llevan a cabo numerosos procesos responsables de la existencia y mantenimiento del sistema.

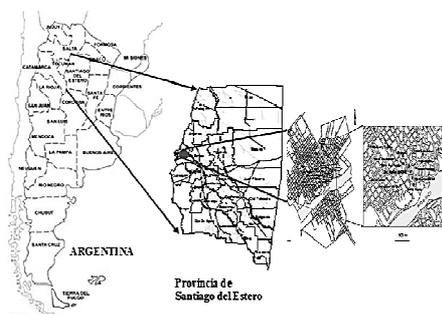


Figura 1. Trazado urbano de la ciudad de Termas de Río Hondo.

Objetivo

Analizar en distintos periodos el contenido de TSD y temperatura en relación de la profundidad y su incidencia en las condiciones naturales del sistema acuífero geotermal.

Metodología de trabajo

La caracterización y composición del agua subterránea para el área de estudio se ha basado en el análisis de los componentes iónicos de 25 muestras correspondientes a 11 pozos cuyos análisis químicos se efectuaron en el año 2006 y que fueron tomadas en época de temporada, es decir en época de explotación intensiva, repitiéndose el muestreo en el año 2007 época de no temporada turística y 2013.

Del total de puntos muestreados, en cinco pozos fue posible repetir el muestro durante los años mencionados, con el objeto de observar las variaciones existentes en la calidad físico-química del agua. Cabe destacar que estos, por tratarse de perforaciones emplazadas en hoteles, solo se habilitan en época de temporada.

Se midió in situ Conductividad Eléctrica, pH y Temperatura, y en laboratorio se determinaron Aniones y Cationes mayoritarios.

Las profundidades de la perforaciones fueron informadas por los propietarios, quienes no cuentan con la descripción litológica de las mismas, cantidad de acuíferos atravesados y sus niveles piezométricos, dado que la memoria técnica de la obra no es una práctica acostumbrada.

Toma de muestras de aguas

El muestreo se llevó a cabo según las especificaciones de Rodier (1990), utilizándose envases plásticos de polietileno de alta densidad de 100 ml de capacidad, previamente lavados con el agua a muestrear. Se procedió a recolectar las mismas llenando completamente la botella para no dejar burbujas de aire, se identificó el envase con el nombre de la misma, lugar, fecha. Se colectó y apuntó la información completa sobre el sitio de muestreo y los parámetros físico-químicos de campo.

Cabe aclarar que dichas perforaciones no cuentan con un acceso en boca de pozo para poder medir la profundidad total alcanzada.

Propiedades físicas y químicas de las aguas

La determinación de las características físicas y químicas del agua permitieron definir algunos criterios de la calidad.

Todas las determinaciones se realizaron bajos las normas que rigen según la Environmental Protection Agency (EPA – EEUU).

Los resultados obtenidos, fueron volcados en tablas, según las cuales se realizaron las graficas correspondientes a:

Contenido TSD para los años 2006, 2007 y 2013 (Figura 2 y 3). Profundidad vs TSD y Temperatura (Figura 4 y 5).

Del análisis de las Figuras 2 y 3 se puede observar que la relación de dichos parámetros medidos se mantiene prácticamente constante durante el muestreo realizado en los años citados. Salvo en lo referente a la muestra 17 correspondiente al año 2007 la cual representaba una mezcla de agua producto de la habilitación de dos perforaciones, una de las cuales explotaba un acuífero con elevada concentración salina. Actualmente esa perforación no se utiliza por lo tanto el valor ha vuelto a su normalidad (año 2013).

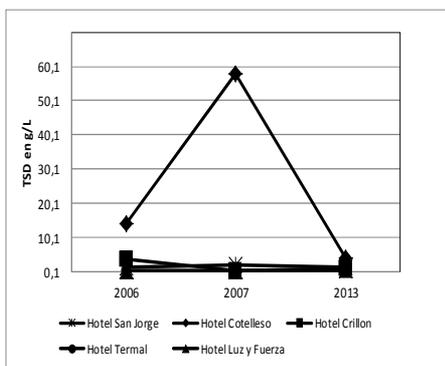


Figura 2. Contenido TSD para el periodo 2006-2007y 2013

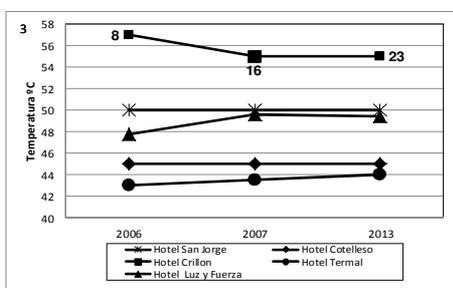


Figura 3. Temperaturas para el periodo 2006-2007y 2013.

a. Profundidad vs TSD

En la Figura 4 están graficados el total de pozos censados, donde se pone de manifiesto la profundidad total (proporcionada por los propietarios) y el Total de Sólidos Disueltos. Se

consigan los distintos paquetes sedimentarios correspondientes a: Arcillas Rojas Superiores, Arcillas Verdes con Anhidrita y Arcillas Rojas Inferiores con Anhidrita, Méndez et al (1977).

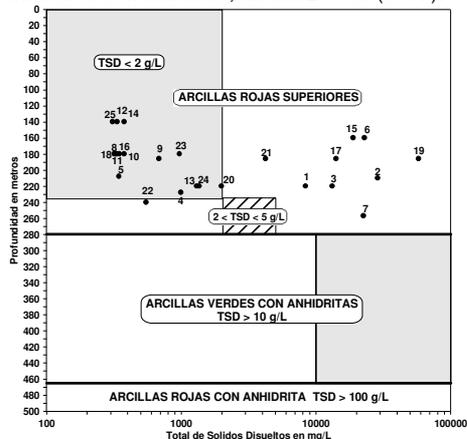
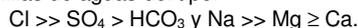


Figura 4. Profundidad vs TSD

Los acuíferos encontrados en la Formación Arcillas Rojas Superiores, comprendidos entre los 30 y 230 m.b.b.p. poseen un TSD < 2 g/L y los acuíferos ubicados entre 240 y 280 m.b.b.p. alcanzan los 5 g/l de TSD con familias de aguas del tipo:



Los acuíferos encontrados en la Formación Arcillas Verdes con Anhidrita alcanzan valores de TSD >10 g/L y los ubicados en la Formación Arcillas Rojas Inferiores con Anhidrita sobrepasan los 100 g/L de TSD y corresponden a familias de aguas del tipo:

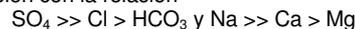


Méndez et al (1977).

La Figura 4 muestra que el total de las perforaciones censadas alumbran acuíferos comprendidos dentro de la Formación Arcillas Rojas Superiores (TSD < 2 g/L y 2 > TSD < 5 g/L).

Del análisis de la gráfica se observa que 16 muestras (4, 5, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 16, 18, 20, 22, 23, 24, 25) poseen valores de TSD < 2g/L. Considerando los tipos de familias de aguas, se deduce que:

Solo cuatro muestras (4, 20, 23 y 24) cumplen con la relación



Las doce restantes comprenden las relaciones

Cl > SO₄ > HCO₃ Na>Mg>Ca. Muestras: 9 y 13.

$\text{HCO}_3 > \text{Cl} > \text{SO}_4$ Na > Mg > Ca Muestras: 8, 10, 11, 12, 14, 18.

$\text{HCO}_3 > \text{SO}_4 > \text{Cl}$ Na > Mg > Ca Muestras: 16, 22, 25.

Con respecto a la muestra 5 se puede decir que se trata de una agua Mixta en la cual predomina el Mg sobre el Ca.

Continuando con el análisis de la Figura 4, las muestras 1 y 21 poseen valores de TSD comprendidos entre 2 y 10 g/L, y las muestras (2, 3, 6, 7, 15, 17 y 19) con un TSD > 10 g/L, estos valores indicarían que corresponden a otra Formación geológica más profunda.

$\text{SO}_4 > \text{Cl} > \text{HCO}_3$ Na > Ca > Mg. Muestras: 3, 21.

$\text{Cl} > \text{SO}_4 > \text{HCO}_3$ Na > Mg > Ca. Muestras: 1, 2, 6, 7, 15, 17.

$\text{HCO}_3 > \text{Cl} > \text{SO}_4$ Na > Mg > Ca. Muestra: 19.

Si bien las profundidades de estas últimas muestras, corresponderían a los acuíferos de la Formación Geológica Arcillas Rojas Superiores, por el contenido de TSD tendrían mayor profundidad o existiría comunicación entre acuíferos.

De acuerdo a las familias de aguas, estas anomalías observadas, indicarían que se está produciendo una alteración de las características hidroquímicas originales. La aparición de aguas del Tipo $\text{HCO}_3 > \text{Cl} > \text{SO}_4$ Na > Mg > Ca estaría relacionada con la disminución de la temperatura, situación que no se observa en la Figura 3; por lo tanto esta anomalía podríamos asociarla al ingreso de aguas juveniles debido a la sobreexplotación de los acuíferos, en el supuesto que las profundidades informadas por los propietarios, fueran reales y las perforaciones correctamente construidas.

En época de temporada invernal, es posible observar una disminución de los niveles piezométricos, con la consiguiente disminución de la surgencia. En algunas perforaciones se instalan bombas electro sumergible para una mayor explotación del agua termal, produciendo un cono de depresión que afecta a las aledañas. Tal situación genera la intercomunicación con acuíferos superiores con aguas bicarbonatadas.

b. Profundidad vs Temperatura

En la Figura 5, donde se representan los valores de Profundidad y Temperatura. Para su elaboración, se utilizó las profundidades proporcionadas por los propietarios, mientras que la temperatura fue medida in situ en los puntos de muestreos. Las Muestras 12, 14 y 25 corresponderían a los acuíferos comprendidos

entre los 145 y 170 m con temperaturas de 38 a 52 °C.

Las muestras 8, 16 y 23 (mismo punto distintos periodos de muestreo) presentan temperaturas de 55 °C, valor que debería representar a los acuíferos comprendidos entre los 410 - 420 (Formación Arcillas Verdes con Anhidrita).

Con respecto a la relación Profundidad – TSD, estas muestras, por su contenido de TSD > 2g/L, corresponden a los acuíferos comprendidos en la Formación Arcillas Rojas Superiores.

Las 19 muestras restantes de acuerdo a los valores medidos corresponderían a acuíferos que se encontrarían en otra Formación Geológica o bien existiría una comunicación térmica entre acuíferos.

Conclusiones

Ocurrirían mezclas de aguas entre diferentes acuíferos de distintas Formaciones Geológicas, detectadas por los análisis de las propiedades Hidroquímica y las medidas de Temperaturas. Estas anomalías podrían estar asociado a la explotación de varios acuíferos en una misma perforación o a problemas constructivos (falla o no existencia de aislación) que ocasionarían la comunicación hidráulica entre los acuíferos.

De acuerdo al tipo familias de aguas por Formación Geológica, se observan anomalías, que indican una alteración de las características hidroquímicas originales. La aparición de aguas del Tipo $\text{HCO}_3 > \text{Cl} > \text{SO}_4$ Na > Mg > Ca podría estar asociado a la sobreexplotación de los acuíferos, sobre todo en la época invernal donde la actividad turística triplica el número de habitantes lo que genera una mayor necesidad de agua.

Recomendaciones

Se hace necesario optimizar la explotación de los acuíferos mediante la promoción del uso racional y adecuado del agua termal.

Poner de manifiesto las consecuencias que para todo recurso natural trae aparejada una explotación irracional y desmedida.

Realizar campañas de educación ambiental, para informar sobre el manejo de nuevas técnicas para la explotación hidrotermal y mejorar los actuales criterios sobre la captación y preservación del recurso.

Concientizar entre las autoridades y usuarios la necesidad de un monitoreo contante del recurso.

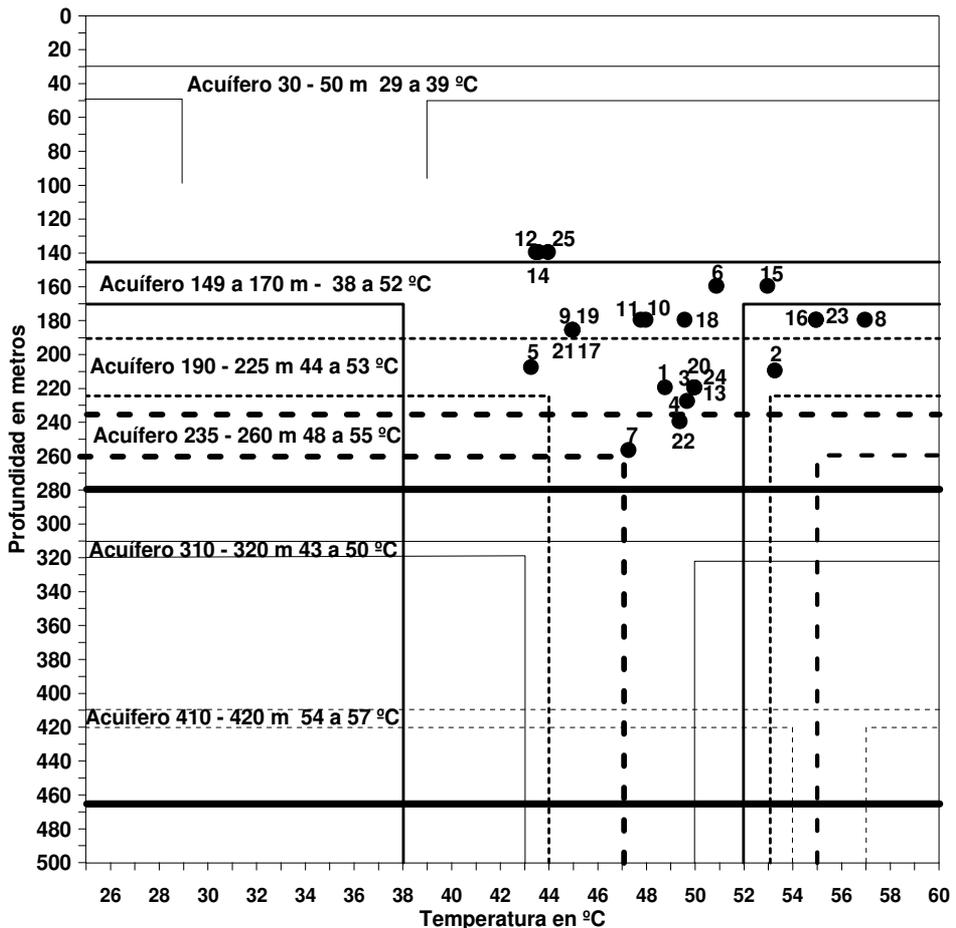


Figura 5. Profundidad vs Temperatura

Referencias

Basualdo, R. 1982. Rasgos fundamentales de los departamentos de Santiago del Estero. Un Documento para su historia. Municipalidad de Santiago del Estero. Tomos I y II. 263 pp

Baldis, B. Domicheli, J., Febrer, J. Fournier, H., García, H., Gasco, E., Mamani, M. y Pomposiello, M. 1983. Magnetotelluric results along a 1200 km long deep profile with an important geothermal area in its northwestern end in the provinces of Tucumán and Santiago del Estero in Argentina. *Geophysics and Geodetic Acta, Hungary*, 14: 489-499.

Battaglia A. 1973. Descripción geológica de las hojas 13f, Río Hondo, 13g, Santiago del Estero, 14g, El Alto, 14h, Villa San Martín, 15g, Frías: provincias de Santiago de Estero, Catamarca y Tucumán. Boletín nº 186, Servicio Nacional Minero Geológico. Biblioteca del Servicio Geológico Minero Argentino, pp. 5-79

Daily, G. y Ehlich, P. 1996. Global change and human susceptibility to disease. *Annual Review of Energy and Environment*, 21: 125-144.

Fournier, R. y Truesdell, A., (1973). An empirical Na-K-Ca geotermometer for natural waters *Geochim. Cosmochim. Acta* 37-1255-1275.

- Fournier, R.O., (1990). The interpretation of Na-K-Mg relations in geothermal waters. *Geothermal Res. Council Transactions*, v. 14, Part II, 1421-1425.
- Joel Carrillo R. y Mc A. Cardona (1999). Microelementos en el agua subterránea. Curso de Posgrado. Programa de Integración de Hidrogeólogos Latinoamericanos. UNSE-FCEYT
- Jurio, R., Méndez, I., y Miro. R. 1975. Zonación hidrotermal de acuíferos del Terciario Superior en las provincias de Santiago del Estero y Tucumán, Argentina. II Ibero-Congreso Americano de Geología Económica, Buenos Aires, IV: 495-522.
- Lell, G. y Thir J. 1988. Observaciones hidrogeológicas en la ciudad de Termas de Río Hondo. Provincia de Santiago del Estero. República Argentina. *Revista Tecnología del Agua* N° 44. Barcelona. España
- Méndez, I y Miro, R (1977). Rasgos hidrogeológicos que condicionan la interpretación de observaciones geotérmicas en Las Termas de Río Hondo, Santiago del Estero. *Revista Minera* N° 168.
- Martín, A. 1999. Hidrogeología de la provincia de Santiago del Estero. Ed. Universidad Nacional de Tucumán. Argentina, 267 pp.
- Martín, A.; Fernández, R et al. 1998. Procesos hidrotermales convectivos y conductivos en acuíferos del Terciario Medio y Superior de la Provincia de Santiago del Estero. *Actas del 17º Congreso Nacional del Agua y 2º Simposio de Recursos Hídricos del Cono Sur*, Santa Fe, Argentina. Tomo 3: 25 - 33. 3al 7 de Agosto.
- Martín, R., Thir, J., Storniolo A., Cortes, J, Ramírez, A, Bejarano, R. 2006. Estudios sobre el impacto ambiental del recurso hidrotermal. Termas de Río Hondo, Departamento Río Hondo. Santiago del Estero. República Argentina. VIII Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea y Expo Agua. Asunción. Paraguay. 2006.
- Martín, R.; Storniolo A., Thir, J, Vera, M .2011. Caracterización de elementos trazas en el agua termal. Termas de Río Hondo, Santiago del Estero. República Argentina. VII Congreso Argentino de Hidrogeología. Salta. 2011
- Stappenbek, R, 1926. *Geologie und Grundwasserkunde der Pampa*. Mit Tafel I-III. Stuttgart, Alemania, 1926
- Tineo, A., Fernández, M. et al. 1984. Hidrogeología. En: Aceñolaza, F., Toselli, A. y Bossi, G. (Eds) *Geología de Tucumán*. Colegio de Graduados en Ciencias Geológicas. Tucumán.
- Tineo, A.; Peña, H. 1984. Hidrogeología de las aguas termominerales del sur de la provincia de Tucumán. IX Congreso Geológico Argentino. T(VI): 480-490. San Carlos de Bariloche
- Tineo, A.; Falcón, C.; et al. 1998. Hidrogeología. En: Gianfrancisco, M; Puchulu, M.E; Durango de Cabrera, J y Aceñolaza, G. (Eds) *Geología de Tucumán*. Public. Esp. Colegio de Graduados en Ciencias Geológicas. Tucumán: 259 – 274. I
- Tineo, A.; Falcón, C. et al. 2005. La provincia hidrogeológica tucumano-Santiagoueña. Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo-UNT: Resúmenes de la VII Jornada de Comunicaciones. Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo. UNTVI Jornada
- Tsuneshi Ivone, Japan (1984). *Geothermal Resources and Their Development in the vicinity of Rio Hondo Region of Santiago del Estero, Province, Republic of Argentina*.

Marcadores de contaminación urbana y agrícola, en agua superficial y subterránea en el Valle inferior del río Negro, Argentina

Mariza Abrameto¹, Cristina Dapeña², Beatriz Aldalur³, Ana Caro¹, Valeria Cecchini¹, Cynthia Fernandez¹, Melisa Szmulewicz¹, Mariángeles Travaglio⁴, Lucas Molina¹, Sergio Abate¹

¹Sede Atlántica, (UNRN), Don Bosco y Av. Leloir, (8500) Viedma, Río Negro, Argentina.

²Instituto de Geocronología y Geología Isotópica (INGEIS, CONICET-UBA), Pabellón INGEIS, Ciudad Universitaria, (C1428EHA) Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina

³Dto de Ingeniería (UNS). Av. Alem 1253. (8000) Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.

⁴Laboratorio de Diagnóstico Agroalimentario (FUNBAPA) Don Bosco 526, (8500) Viedma, R. N.

Mail de contacto: mabrameto@unrn.edu.ar

RESUMEN

En este trabajo se presentan resultados preliminares de marcadores de escorrentía agrícola y contaminación microbiana, con objeto de investigar posteriormente sobre las interacciones entre el río Negro y el acuífero. Las muestras sub superficiales fueron recolectadas entre diciembre del 2011 y marzo del 2012 en la zona comprendida entre Guardia Mitre y Punta redonda, estuario medio del río Negro. Las aguas subterráneas fueron recolectadas desde 13 perforaciones. Para los análisis de nitratos, microbiológicos y metales se emplearon métodos estandarizados (APHA, 2005). En un sentido longitudinal hubo tendencias crecientes para distintos parámetros. La salinidad siguió un gradiente de acuerdo al flujo del río y la fuerza de la marea, desde un mínimo de 109µS/cm (Guardia Mitre) a un máximo de 8 mS/cm (Punta redonda). Los niveles de Cu total en aguas del estuario mostraron un rango creciente en el mismo sentido 0,9 a 11 µg Cu/L. en los extremos del sistema, perforaciones de la zona de secano se registraron los niveles más altos 25,6-14 µg Cu/L. El sistema se mantuvo híper oxigenado en el estuario, mientras que se observó hipóxico en pozos de mayor profundidad y en pozos poco profundos. En éstos últimos se presume asociada a un incremento de carga de nutrientes dada la proximidad a los drenajes y/o a la costa. Los niveles de *E. Coli* se mantuvieron en un mínimo de 33 a un máximo de 240 NMP/100 en zona de Guardia Mitre, La Paloma y estuario medio.

Palabras clave: aguas subterráneas, aguas superficiales, metales, *Escherichia Coli*.

ABSTRACT

This work presents preliminary results of scoreboards of agricultural run-off and microbial pollution, in order to investigate after about the interactions among the Negro river and the aquifer one. The sub superficial samples were gathered between December, 2011 and March, 2012 in the zone included between Guardia Mitre and half estuary of Negro river (Round Side). Ground waters were collected from 13 perforations. For the microbiological analyses, nitrates ions and metals standardized methods were used (APHA, 2005). In a longitudinal sense there were increasing trends for different parameters. The salinity followed a gradient of agreement to the flow of the river and the force of the tide, from a minimum of 109µS/cm Guardia Mitre to a maximum of 8 mS/cm (Round Side). The levels of total Cu in waters of the estuary showed an increasing range in the same sense 0,9 to 11 µg Cu/L in the ends of the system, perforations of the zone of dryness registered the highest levels 25,6-14 µg Cu/L. The system was kept hyper oxygenated in the estuary, whereas it was observed hypoxic in wells of major depth and in slightly deep wells. In the above mentioned the proximity is presumed associated with an increase of given load of nutrients to the drainages or proximity to the coast. The levels of *E. Coli* was kept in a minimum a maximum of 240 NMP/100 in Guardia Mitre zone, La Paloma and half estuary

Keywords: groundwater, superficial waters, metals, *Escherichia Coli*.

Introducción

El aumento de los sistemas productivos, necesarios para el desarrollo y alimentación de la población, ha traído consigo nuevos problemas ambientales. El arrastre y voladura de suelos, la descarga de efluentes agrícolas y urbanos, generan la liberación y re suspensión de contaminantes al ambiente que pueden provocar problemas en la salud pública (Scholes et al.; 2008), en la salud del ecosistema y en algunos casos hasta impedir el aprovechamiento de tierras y acuíferos (Pizzolon et al.; 1999).

En un sistema hídrico, las aguas subterráneas y superficiales no son componentes aislados. Suelen interactuar bajo condiciones fisiográficas y climáticas muy variadas, controlando la disponibilidad de materia orgánica, el contenido de oxígeno y la formación de comunidades heterotróficas que los habitan (Thulin and Innova, 2008). Dependiendo del grado de interconexión entre estos dos componentes, la contaminación de uno puede afectar al otro.

El río Negro nace del río Limay y Neuquén y atraviesa la zona norte de la provincia en dirección oeste-este hasta desembocar en el Océano Atlántico. Su régimen es pluvio-nival, actualmente regulado por obras hidráulicas que atenúan los picos de crecida (Abrameto, 2004). En los valles Alto y medio se han registrado elementos intercambiables y enlazados a carbonatos (Ni y Cd) como fuente potencial de metales relacionados a procesos ecológicos ó de transferencia a la columna de agua (Abrameto et al.; 2000). Boland et al. (2005) reportan una tendencia creciente de parámetros en aguas superficiales tales como salinidad, temperatura, Nitrógeno, Fósforo, Carbono orgánico total desde el alto valle hacia el valle Inferior del río Negro. Pero no se registran estudios previos sobre interconectividad del acuífero y las aguas superficiales del valle inferior del río Negro

Entre los riesgos ambientales de la zona del valle inferior podemos mencionar: descarga de efluentes líquidos de ciudades que se emplazan en la zona, inadecuada disposición de residuos sólidos urbanos y marinos, degradación ligada a prácticas agropecuarias con el desarrollo de cultivos hortícolas y forrajeras en la zona bajo riego, ganadería vacuna en la zona de secano, degradación de ambientes costeros y marinos por incremento de la urbanización.

El objetivo del presente trabajo consistió en realizar un análisis de los aspectos hidrogequímicos en aguas superficiales y

subterráneas del valle inferior del río Negro, con énfasis en caracterizar la distribución y migración de contaminantes tales como metales pesados y nitratos.

Metodología

El área de estudio comprendió desde Guardia Mitre hasta el sitio denominado Punta Redonda, en el estuario medio del río Negro (Pícolo y Perillo, 1997) y se ubica en el Departamento de Adolfo Alsina de la provincia de río Negro. Su tipo climático es semiárido y de régimen mediterráneo, presentando una gran deficiencia de agua la mayor parte del año (Prosa, 1996).

La campaña de muestreo, se realizó entre diciembre de 2011 y marzo del 2012 a fin de abarcar el verano. Todo el muestreo se llevó a cabo en períodos de marea alta. Los sitios para la recolección de muestras de agua superficial en el río Negro comprendieron 4 estaciones: Punta Redonda, isla La Paloma (LP), Salida del Dren Berreaute y zona de La Balsa en Guardia Mitre. En cada sitio se obtuvieron cinco unidades muestrales desde embarcación con motor fuera de borda, botella horizontal WildoCo^R Instruments, desde la margen izquierda hacia la margen derecha del río Negro.

En la zona productiva del valle Inferior se seleccionaron 13 perforaciones, tres en zona de secano (Sitios 18, 2 y 3), nueve en zona aluvial del río (Sitios 6 al 16) y una muestra en costa de Patagones (Sitio 5, Figura 1). En cada una de las estaciones se registraron profundidad, pH, temperatura, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, con medidores ADWA 610 y Hanna 98130.

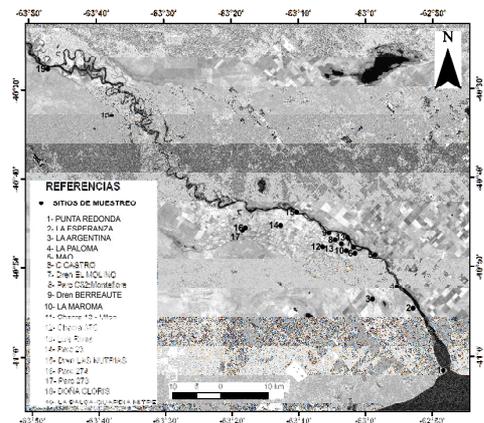


Figura 1. Sitios de Muestreo, en el Valle Inferior del río Negro, S de la Provincia de Buenos Ai

Para el análisis de calidad de aguas el recuento microbiológico se realizó por NMP/100ml, para nitratos y metales totales en aguas se emplearon métodos estandarizados (APHA, 2005). Los metales fueron medidos por Horno de Grafito, equipo UNICAM 969.

Estos resultados fueron analizados por estadística descriptiva, empleando software Infostat 2009

Resultados y Discusión

En un sentido longitudinal hubo tendencias crecientes para distintos parámetros: la salinidad siguió un gradiente de acuerdo al flujo del río y la fuerza de la marea, desde un mínimo de 108,7µS/cm (Guardia Mitre) a un máximo de 8,06 mS/cm (Punta Redonda) (Tabla 1). Los niveles de Cu total en aguas del estuario interno y medio mostraron un rango creciente en el mismo sentido 0,9 a 11 µg Cu/L (Tabla 2), mientras que en las perforaciones fueron de 1,7 a 25,6 µgCu/L, alcanzando los valores máximos en la zona de secano. El rango de temperatura del agua estuvo entre 25,9°C en diciembre a 17°C en marzo. Con respecto al pH, ronda la neutralidad y la media más baja se registró en isla La Paloma (LP) con 6,6. El sistema se observó hiperoxigenado, 14,3 mg OD/L Guardia Mitre, a baja oxigenación en pozos de mayor profundidad 2,7mg/L (Tabla 3). Las concentraciones más altas de nitratos se registraron en la zona de perforaciones bajo producción agrícola ganadera. Los niveles de *E. Coli* se mantuvieron en un mínimo de 33 a un máximo de 240 NMP/100 en zona de Guardia Mitre, La Paloma, La Maroma y Chacra 47 (Tabla 2 y Tabla 4).

La presencia de nitratos en todas las muestras revela condiciones oxidantes en el sistema, constituyendo la zona aluvial la principal fuente del nutriente hacia la zona costera. Los niveles de Cu medidos en el río son comparables a los detectados en otros ambientes costeros asociados al Atlántico Sudoccidental (Marcovechio, 2000).

El incremento en sentido longitudinal hacia la desembocadura del río (Depetris y Pasquini, 2009), estaría evidenciando las fuentes puntuales como de principal aporte y su transporte hacia el estuario externo con riesgo para el ecosistema acuático (CCME, 2003).

Las bacterias indicadoras de contaminación mantuvieron valores máximos en sitios próximos a las descargas aún con influencia de la marea

Tabla 1. Parámetros Físico Químicos determinados *in situ*, en el río Negro.

Sitio	Resumen	T °C	p H	CE µS/cm	OD mg/L
19	Media	18	6.8	126	14
	D.E.	0.7	0.5	14	0.1
	Var(n-1)	0.5	0.2	184	0.0
	Mín	17	6.1	109	14
	Máx	19	7.2	145	14
9	Media	23	7.1	179	12
	D.E.	2.9	0.1	5.6	0.4
	Var(n-1)	8.7	0.0	31	0.2
	Mín	18	6.9	175	12
	Máx	25	7.3	189	13
4	Media	25	6.6	249	9
	D.E.	0.6	0.2	11	0.6
	Var(n-1)	0.4	0.0	126	0.4
	Mín	24	6.4	240	9
	Máx	26	6.9	267	10
1	Media	22	6.9	5063	11
	D.E.	1.5	0.4	2932	0.7
	Var(n-1)	2.3	0.1	9E05	0.5
	Mín	20	6.6	1560	9.9
	Máx	23	7.6	8060	12

Tabla 2. Indicadores de contaminación medidos en el río Negro, n=5.

Sitio	Resumen	N-NO ₃ mg/L	<i>E. Coli</i> NMP/100	Cu µg/L
19	Media	2.13	89	1.81
	D.E.	0.03	86	0.65
	Var(n-1)	6E-04	7336	0.43
	Mín	2.12	43	0.93
	Máx	2.17	240	2.45
9	Media	2.17	47	4.61
	D.E.	0.02	43	2.18
	Var(n-1)	4E-04	1815	4.76
	Mín	2.15	9.2	2.15
	Máx	2.20	93	8.06
4	Media	2.59	161	4.89
	D.E.	0.40	108	0.94
	Var(n-1)	0.16	11642	0.88
	Mín	2.36	43	4.08
	Máx	3.31	240	6.12
1	Media	0.05	68	9.50
	D.E.	0.02	29	1.76
	Var(n-1)	3E-04	833	3.11
	Mín	0.03	43	7.00
	Máx	0.08	93	11.0

19: Guardia Mitre, 9: Dren Berreaute, 4: Isla La Paloma, 1: estuario medio

Tabla 3. Parámetros Físico químicos determinados *in situ*, en perforaciones del valle.

Resumen Por Sitio	T°C	PH	CE mS/c m	OD mg/ L	Prof m
Media-R	22	7,2	1,8	8,3	19,6
D.E.	4,6	0,8	1,8	6,5	21,5
Var(n-1)	21	0,6	3,2	42,8	462
Mín	15	6,4	0,2	2,7	4,5
Máx	28	8,5	6,3	19,1	70,0
Media-S	19	7,2	3,3	12,8	4,5
D.E.	2,1	0,7	2,1	5,1	0,0
Var(n-1)	4,2	0,5	4,3	26,3	0,0
Mín	17	6,7	1,9	9,2	4,5
Máx	20	7,6	4,8	16,4	4,5

Tabla 4. Indicadores de contaminación, medidos en zona de secano y bajo riego

Resumen Por sitio	N-NO ₃ mg/L	E.Coli NMP/100ml	Cu µg/L
Media-R	3,35	82	4,41
D.E.	1,95	98	2,80
Var(n-1)	3,81	9686	7,87
Mín	2,02	3	1,66
Máx	6,65	240	11,50
Media-S	2,38	3	14,35
D.E.	0,22	0,4	15,92
Var(n-1)	0,05	0,2	253,3
Mín	2,22	3	3,09
Máx	2,53	3,6	25,60

R: zona bajo riego n=10; S zona de secano n=3

Conclusiones

El gradiente de salinidades da evidencias de que la zona pertenece al canal principal dominado por el reflujo, mezcla entre agua dulce y salada entre el estuario interno hasta llegar al estuario medio, donde la corriente de flujo de la marea y reflujo del río van buscando su equilibrio.

En los análisis microbiológicos como en los de Cu en zona bajo riego, La Paloma y secano, el análisis estadístico señala la importancia de incrementar el número de muestras debido a la varianza mostrada

Agradecimientos

Agradecemos especialmente a las Dras. Beatriz Aldalur (UNS) y Cristina Dapeña (UBA) por su colaboración y participación en éste proyecto .

Referencias

APHA-AWWA-WEF. 2005. St. Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st Ed. Centennial Edition.

Abrameto, M., Gil, M.I., Freije, R.H. & Marcovecchio, J. 2000. Fe, Mn, Ni and Cd geochemical partitioning in sediments from the Negro River, Argentina. *In: Heavy Metals in the Environment*, J.O. Nriagu, Ed. Contrib.1391.USA,Michigan

<http://www.cprm.gov.br/pqagem/Manuscripts/abrametom.htm>

Abrameto, M.A. 2004. "Distribución, especiación y biodisponibilidad de metales pesados en compartimientos abióticos y biológicos del río Negro". UNS. Bahía Blanca.pp:1-119.

Boland, H., Gil, M.I., Labollita, H., Laurenzano, B, Novelli, M, Ramos, J., Reyes, P. 2005. www.ecopuerto.com/bicentenario/infomes/

CCME.2011. Candian Council of Minister of the Environment, www.st-ts.cme.ca

Depetris, J. P. y Pasquini, A.2009. Consideraciones hidrogeoquímicas en el río Paraná medio: Iones mayoritarios y metales pesados. IRAGSU. CITERRA, Córdoba, p.42.

InfoStat 2009. InfoStat versión 2009. Grupo InfoStat, FCA, UC.: www.infostat.com.ar

Marcovecchio, J. 2000. Mares Regionales. PNUMA N° 170. Diagnóstico Regional sobre las actividades realizadas en tierra que afectan los ambientes marinos, costeros y dulceacuicolas asociados en el Atlántico Sudoccidental superior. Pp: 1-50.

Pícolo, C. y Perillo, G.1997.El Mar Arg. y sus recursos Pesqueros. Geomorfología e Hidrografía de los estuarios 1:133-161.Ed. Boschi E.

Pizzolon,L.; Tracanna,B.; Proserpi,C. and Guerrero,J.1999.Cianobacterial blooms in Argentinean inland waters. *Lakes and Reservoirs* 4: 101-105.

Prosa.1996.El deterioro del Ambiente en la Argentina. 3ª Ed. Fecic pp: 1-517.

Scholes, L., Faulkner, H., Tapsell S., Downward S. 2008. Urban Rivers as Pollutant Sinks and Sources: a Public Health Concern for Recreational River Users? *Water, Air, Soil Pollution*, 8:543-553.

Thulin, B. & Innova,G. 2008. Ecology and living conditions of groundwater fauna.Technical report. University of Koblenz-Landau Estokholm. p:1-51.

Análisis de elementos minoritarios en las aguas subterráneas de la cuenca del arroyo Langueyú, Tandil, Buenos Aires, Argentina

Rosario Soledad Barranquero¹, Marcelo Varni², Alejandro Ruiz de Galarreta¹, Rafael Pardo³ y Marisol Vega³

¹ CINEA-UNICEN. Pje. Arroyo Seco s/n. Campus Universitario Tandil. CP 7000. Tandil, Buenos Aires, Argentina.

² IHLA-UNICEN. República de Italia 780 C.C. 47 (B7300) Azul, Buenos Aires, Argentina.

³ Departamento de Química Analítica, Fac. de Ciencias, Universidad de Valladolid. Paseo de Belén 7. Campus Miguel Delibes. 47011. Valladolid, España.

Mail de contacto: rosariobarranquero@yahoo.com.ar

RESUMEN

En este trabajo se analizaron los resultados de la determinación de elementos minoritarios en las aguas subterráneas de la cuenca del arroyo Langueyú, localizada en el centro-sudeste de la provincia de Buenos Aires, dentro del sistema serrano de Tandilia. Se determinó, para dos conjuntos de muestras extraídas en junio y noviembre 2011, bario, boro, estroncio, hierro, silicio, vanadio, cinc, cadmio, cobre, cromo, manganeso, níquel y plomo. Los valores de los elementos incluidos en la legislación argentina, boro, cadmio, cobre, cromo, hierro, manganeso, níquel, plomo y cinc están dentro del rango apto para agua de consumo humano. Para estroncio, vanadio, silicio y bario, los valores se compararon con los de estudios antecedentes, estando vanadio y estroncio dentro de los rangos habituales mientras que silicio y bario mostraron concentraciones superiores. Se concluyó que el agua subterránea tiene una muy buena calidad, en lo que respecta a elementos minoritarios, para consumo humano.

Palabras clave: cuenca del arroyo Langueyú, aguas subterráneas, elementos minoritarios.

ABSTRACT

The contents of minor elements in groundwater from the Langueyú creek basin, located in the Tandilia hilly system in the Center-Southeast of the Buenos Aires province, have been investigated. Barium, boron, strontium, iron, silicon, vanadium, zinc, cadmium, copper, chromium, manganese, nickel and lead were determined in two sets of samples collected respectively in June and November 2011. The levels of boron, cadmium, copper, chromium, iron, manganese, nickel, lead and zinc are below the maximum allowable concentrations for drinking water, established by the Argentinian water regulations. The levels of strontium, vanadium, silicon and barium were compared with those reported in previous studies, resulting vanadium and strontium to be within the normal range, while silicon and barium concentrations were above previously reported data. With regard to minor elements, it was concluded that the groundwater of the studied area has a very good quality for human consumption.

Keywords: Langueyú creek basin, groundwater, minor elements.

Introducción

El objetivo del trabajo fue el análisis de elementos minoritarios en las aguas subterráneas de la cuenca del arroyo Langueyú (Figura 1). La importancia del estudio radica en la ausencia de estudios antecedentes en la propia cuenca; de los trabajos antecedentes que existen a otras escalas de detalle se seleccionaron para la discusión de resultados los siguientes: en el área minera de Tandilia (Hernández et al., 2002), la cuenca del río Salado (Galindo et al., 1999) y el acuífero loésico regional del suroeste bonaerense

(Bonorino et al., 2008) (Figura 1). No habiendo antecedentes a nivel de cuenca, el trabajo resulta de interés para contribuir al conocimiento hidroquímico del recurso y comprender los procesos geológicos e hidrogeológicos que determinan sus características.

La cuenca del arroyo Langueyú se localiza en el centro-sudeste de la provincia de Buenos Aires, dentro del sistema serrano de Tandilia, y posee una superficie aproximada de 600 km². Sobre el sector Sur de dicha cuenca se asienta la ciudad de Tandil, cabecera del partido del mismo nombre, con una extensión de 50 km² y una población de 111.483 habitantes según el

último Censo de Población y Vivienda (INDEC, 2010). El agua subterránea es el único recurso adecuado, en cantidad y calidad, con que se cuenta tanto para el consumo de la población como para el desarrollo de actividades (principalmente comerciales, industriales, agropecuarias y de servicios turísticos).

El partido de Tandil se encuentra atravesado, de noroeste a sureste, por afloramientos de naturaleza granítica mientras que por el borde suroeste asoman estratos tabulares del paleozoico (Teruggi y Kilmurray, 1980). Hacia el noreste el relieve del partido desciende suavemente hacia la pampa deprimida.

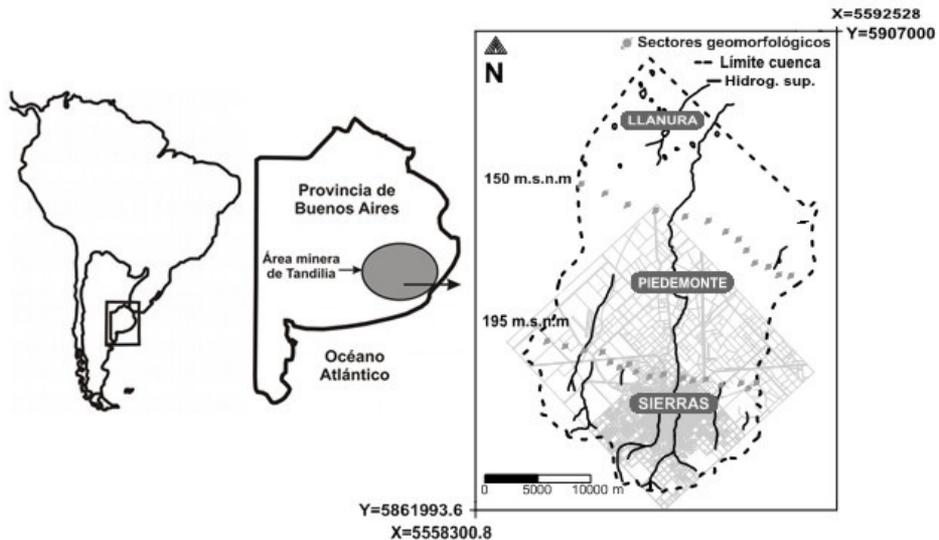


Figura 1. Ubicación de la cuenca del arroyo Languayú y el área minera de Tandilia. Fuente: elaboración propia a partir de Hernández et al., 2002.

El conjunto de sierras se encuentra orientado preferencialmente en dirección oeste-este y noreste-suroeste (Zambrano, 1974) y se constituye de una serie de bloques y depresiones producidos por los movimientos de ascenso que les dieron origen (Turner, 1975). Las más importantes son las sierras Alta de Vela, del Tigre, de las Animas, Tandileofú y del Tandil.

Por encima del basamento cristalino Precámbrico, y en discordancia erosiva, se ubican los Sedimentos Pampeanos y Pospampeanos. En ellos se reconocen diversas formaciones (Rabassa, 1973) de abajo hacia arriba: Fm Barker (limolitas y psefitas), Fm Vela (fluvial a eólica) y Fm Las Animas (eólica). En los valles fluviales se reconoce la Fm Tandileufú.

Los sedimentos pampeanos, compuestos en su mayoría por materiales loésicos de origen volcánico, son de aspecto masivo, de forma compacta y con presencia de tosca en

forma de láminas, de color generalmente castaño rojizo. Presentan una granulometría que se caracteriza en las vecindades del frente montañoso por la presencia de un conglomerado integrado por clastos de 3-4 cm hasta bloques de 30-50 cm y con disminución del tamaño hacia la zona distal. La matriz es limosa con fracciones subordinadas de arena y arcilla, con proporciones variables de carbonato de calcio.

La composición mineralógica presenta componentes de rocas volcánicas, mesosilíceas y básicas. En las fracciones arena y limo grueso, predominan plagioclasas, ortosa, cuarzo y vidrio volcánico. La edad de los sedimentos pampeanos corresponde a la edad Plioceno-Pleistoceno medio y los sedimentos Postpampeanos al Pleistoceno superior-Reciente.

En el partido de Tandil, se diferencian tres unidades morfológicas principales (Ruiz de Galarreta y Banda Noriega, 2005):

La primera correspondiente al sector de serranías, se caracteriza por la presencia de sierras, cerros aislados y valles, relacionados con la presencia de bloques elevados por fallas directas. En esta área se encuentran las más altas pendientes y los valles de los cursos de aguas se hallan bien definidos.

La segunda unidad, en forma continua a la primera (ver Figura 1), es reconocida como Piedemonte, se caracteriza por tener una pendiente más suave que la anterior. Se observa la presencia de bloques de gran tamaño y conos aluviales. El drenaje presenta un diseño distributivo.

La última unidad morfológica es la de llanura, reconocida hacia el NE por la presencia de pendientes muy suaves. Es una zona de acumulación y transporte de materiales más finos, con fuerte predominio de sedimentos de origen eólico. El drenaje es poco definido y pobremente integrado, con cauces estrechos y cursos temporarios que, en ciertos casos, desaparecen en suaves depresiones.

En relación a las aguas subterráneas se pueden diferenciar dos tipos de ambientes hidrolitológicos que se corresponden con las dos unidades geológicas anteriormente descritas. Estas unidades, debido a su constitución, textura y estructura, se comportan en forma diferente respecto a la admisión y circulación del agua subterránea, determinando ambos ambientes: el primero fisurado y el segundo poroso clástico.

El ambiente fisurado se corresponde con el Basamento Cristalino y posee una

permeabilidad secundaria por la fisuración. Este aspecto es considerado clave en cuanto a la muy alta vulnerabilidad de dicho recurso frente a cargas contaminantes, debido a la elevada velocidad de circulación fisural. Los caudales erogados en pozos ubicados en este tipo de rocas no superan en general 1 m³/h

El ambiente poroso-clástico está constituido por los sedimentos pampeanos, su permeabilidad es primaria y el flujo es laminar. Es donde se ubica el sistema acuífero explotado para el abastecimiento humano por parte de la mayoría de la población tanto rural como urbana. Los rendimientos de los pozos situados en este medio son variables, en algunos casos mayores a los 100 m³/h.

En relación al flujo subterráneo regional, se verifica un sentido de escurrimiento sudoeste-noreste con un menor gradiente que la morfología superficial.

El clima de la zona según los balances climáticos de Thornthwaite y Mather (1957) ha sido tipificado como subhúmedo-húmedo, mesotermal. Para el período 1900-2000 se obtiene un valor medio anual de precipitación de 838 mm, la evapotranspiración real y potencial son de 694 y 712 mm, respectivamente, con un déficit poco significativo (18 mm) correspondiente a los meses de enero, febrero y marzo. Los excesos hídricos suman 144 mm y se distribuyen en los meses de mayo, junio, julio, agosto, septiembre, octubre y noviembre (Figura 2).

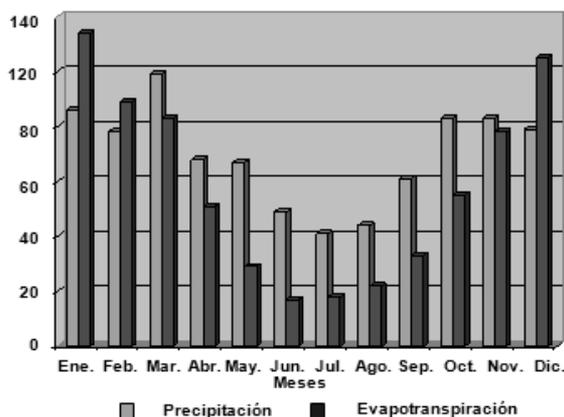


Figura 2. Precipitación y evapotranspiración medias mensuales de la Estación Tandil para el período 1900-2000. Fuente: elaboración propia a partir de Tabla 1 en Ruiz de Galarreta y Banda Noriega, 2005.

Materiales y métodos

Las características hidrodinámicas e hidroquímicas generales de la cuenca se describieron a partir de trabajos antecedentes que se vienen llevando a cabo en el Centro de Investigaciones y Estudios Ambientales (CINEA) desde el año 2007.

Los resultados de los elementos minoritarios se analizaron en relación a los procesos geológicos e hidrogeológicos dominantes en la cuenca.

En el Código Alimentario Argentino (CAA), legislación nacional en la cual se establecen los parámetros para agua de consumo humano, sólo se consignan valores máximos para boro, cadmio, cobre, cromo, hierro, manganeso, níquel, plomo, y cinc. Para los restantes elementos, bario, estroncio, vanadio y silicio, no se establecen límites en el CAA y por ello se consideran para su análisis los rangos de estudios antecedentes en la cuenca del río Salado (Galindo et al., 1999) y en el acuífero regional del suroeste bonaerense (Bonorino et al., 2008).

Para la toma de muestras se utilizó una red de monitoreo de pozos existentes que se ha definido en trabajos anteriores a nivel de cuenca (Barranquero et al., 2012a). Las perforaciones se encuentran equipadas con dispositivos de extracción manuales (bomba de mano), eólicos (molinos) y eléctricos (bomba centrífuga, sumergible, bombeador) que se hicieron funcionar durante algunos minutos antes de tomar la muestra. Ésta se envasó en recipientes de 1 litro de PET (Poliétileno Tereftalato). Los recipientes fueron enjuagados con el agua a colectar, se llenaron sin dejar cámara de aire y se acidificaron.

Las determinaciones, llevadas a cabo en el Laboratorio de Técnicas Instrumentales de la Universidad de Valladolid, España, y consideradas para este trabajo, fueron las siguientes: bario, boro, estroncio, hierro, silicio, vanadio y cinc realizadas por espectrofotometría de plasma de acoplamiento inductivo y de emisión óptica (ICP-OES por sus siglas en inglés); cadmio, cobre, cromo, manganeso, níquel y plomo, por espectrometría de masas (ICP-MS por sus siglas en inglés). Dichas determinaciones se efectuaron para dos conjuntos de muestras extraídas en junio y noviembre del 2011.

El análisis de los resultados se realizó utilizando técnicas estadísticas univariadas, mediante comparación con estudios antecedentes y verificando su aptitud según los límites establecidos por la legislación vigente.

Resultados y discusión

Hidrodinámica

En la Figura 3 se representa el conjunto de sitios de muestreo considerados en ambos momentos de recolección. A partir de las campañas de medición de niveles en junio y octubre 2011 se observa que la profundidad del nivel freático es de pocos metros prácticamente en toda la cuenca. En la primera campaña tuvo un máximo de 36,7 m en el pozo 41 (ver Figura 3) y un mínimo de 2,9 m en el 27, presentando la mayoría de las perforaciones valores entre 2,5 y 5,5 m. El mapa de isopiezas resultante es el que se muestra en la Figura 4. En la segunda campaña se registró un descenso de los niveles estáticos, siendo el promedio de disminución de 0,5 m (Barranquero et al., 2012b).

El acuífero en estudio es libre con recarga por precipitación, principalmente localizada en el sector serrano, con sentido de flujo SO-NE, como se señalara en la introducción.

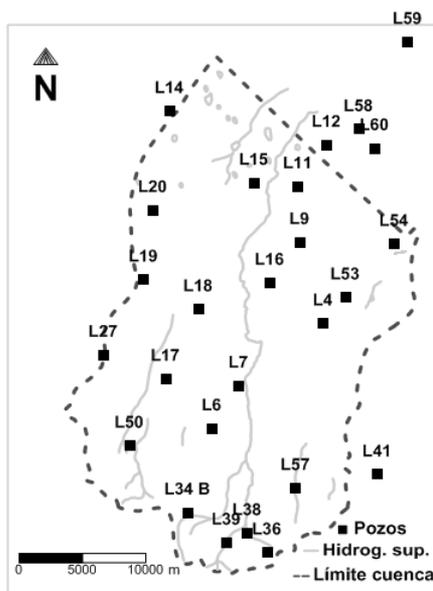


Figura 3. Sitios de muestreo. Fuente: elaboración propia.

Hidroquímica

La tipificación de las aguas en este apartado respecto a su contenido salino total, pH, y a las características iónicas mayoritarias se toma de Barranquero et al. (2012b).

Las aguas de la cuenca en estudio presentan un bajo contenido de sales totales disueltas (entre 400 y 900 mg/l para la campaña de junio 2011) y son bicarbonatadas cálcicas y/o magnésicas en el sur de la cuenca y bicarbonatadas sódicas hacia el NE.

El pH presenta un valor mínimo de 7,3 en la muestra 38 y un máximo de 8 en el pozo 58. El contenido de cloruros y sulfatos aumenta en el sentido del flujo, en tanto la concentración de calcio y magnesio disminuye por el intercambio con el sodio.

La predominancia del anión bicarbonato en todas las muestras obedece a que el límite impuesto arbitrariamente al norte de la cuenca hace que no se abarque el sector de descarga regional, sólo se manifiestan descargas locales y sectorizadas.

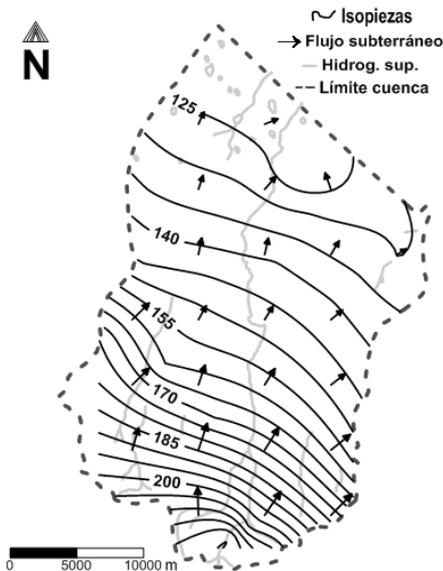


Figura 4. Mapa isopiezas junio 2011. Fuente: elaboración propia a partir de Figura 3 Barranquero et al., 2012b.

Elementos minoritarios

En primer lugar se llevó a cabo un análisis estadístico univariante del conjunto de datos correspondientes a junio 2011, estableciendo así una línea de base a nivel de cuenca (Tabla 1). Se calcularon la media aritmética, la desviación estándar, el mínimo, el máximo y el umbral de anomalía. Este último se refiere al valor medio (media aritmética) más dos veces la

desviación estándar de la población considerada "no contaminada" (Mazdiego Martínez, 1995).

Se consignan además en la tabla los valores de referencia; en el caso de boro, cadmio, cobre, cromo, hierro, manganeso, níquel, plomo, y cinc se presentan los valores máximos establecidos para agua de consumo humano en el CAA. Para bario, estroncio, vanadio y silicio se consignan los rangos de estudios antecedentes en la cuenca del río Salado (Galindo et al., 1999) y en el acuífero regional del suroeste bonaerense (Bonorino et al., 2008).

Como puede observarse en la tabla algunos elementos (cobre, cromo, manganeso, níquel, plomo y cinc) presentan una desviación estándar igual, y en muchos casos mayor, que la media aritmética. Esto significa que esos elementos tienen una dispersión alta, es decir que hay muestras en las cuales la concentración del elemento se aleja ampliamente de la concentración media o promedio.

En un primer análisis del conjunto de elementos se puede decir que todos ellos, a excepción del silicio, son componentes minoritarios por presentar concentraciones en el rango entre 0,01 y 10 mg/l (FCIHS, 2009).

Comparación con antecedentes

Los niveles de estroncio y vanadio se encuentran en el rango de lo hallado en antecedentes. En cambio, la concentración de bario presenta una media aritmética que coincide con el límite superior en el acuífero del SO bonaerense (0,14 mg/l) y un valor máximo de 0,43 mg/l. El silicio es el único elemento que no puede considerarse como minoritario ya que presenta una media aritmética de 31,25 mg/l y que, respecto al dato antecedente en la cuenca del río Salado, es alrededor de 100 veces superior.

En todo el grupo anterior, que ha sido comparado con antecedentes, no se logra identificar un comportamiento espacial vinculado con los distintos ambientes geomorfológicos.

Respecto al umbral de anomalía, la muestra L34B (ver Figura 3) lo supera para el caso del bario, la muestra 50 para el estroncio y la muestra 59 para el vanadio.

Según Bonorino et al., 2008 el bario pertenece al grupo de "metales alcalinos y alcalino térreos" que tiene preferencia a pasar a la solución durante el proceso de meteorización de materiales loésicos lo que explica su concentración en el agua subterránea.

En tanto la presencia de silicio es explicada por Galindo et al., 1999, para la cuenca del río Salado, en relación a los sedimentos arcillosos y los minerales formadores de roca como anfíboles, piroxenos y micas. En la cuenca del

arroyo Languyú predominan otros minerales pertenecientes al grupo de los silicatos como plagioclasas, ortosa y cuarzo; así como uno de sus derivados más comunes que es el vidrio volcánico.

Tabla1. Parámetros estadísticos elementos minoritarios junio 2011 (todos los valores en mg/l).
Fuente: elaboración propia.

	Valor de referencia	Media aritmética	Desviación estándar	Mínimo	Máximo	Umbral anomalía
Bario	0,006 A 0,14 (Bonorino et al., 2008)	0,14	0,07	0,04	0,43	0,29
Estroncio	0,084 a 1,2 (Bonorino et al., 2008)	0,47	0,15	0,22	0,78	0,77
Vanadio	0,055 a 0,671 (Galindo et al., 1999) 0.044 a 1.4 (Bonorino et al., 2008)	0,10	0,05	0,02	0,24	0,20
Silicio	0,018 a 0,036 (Galindo et al., 1999)	31,14	1,76	24,02	34,13	34,67
Boro	0,5	0,29	0,10	0,06	0,44	0,49
Cadmio	0,005	0,0001	0,00005	0,000004	0,0002	0,0001
Cobre	1	0,01	0,01	0,001	0,03	0,02
Cromo	0,05	0,001	0,03	0,0002	0,001	0,05
Hierro	0,3	0,05	0,02	0,01	0,10	0,08
Manganeso	0,1	0,001	0,002	0,000004	0,01	0,01
Níquel	0,02	0,0004	0,0004	0,00001	0,001	0,001
Plomo	0,05	0,001	0,002	0,0001	0,01	0,005
Cinc	5	0,25	0,92	0,01	4,76	2,09

Comparación con legislación

Como se detalló anteriormente, a todos aquellos elementos para los cuales se señala un máximo en el CAA, se los analizó teniendo en cuenta este valor por su relevancia para la salud pública en relación a su uso para consumo humano. Es el caso de los elementos boro, cadmio, cobre, cromo, hierro, manganeso, níquel, plomo y cinc.

En todos los casos se hallaron valores aptos para agua de consumo, es decir que ninguno de los elementos supera el máximo recomendado por el CAA ni siquiera con su valor máximo. Se destacan el cinc y el boro por presentar valores máximos cercanos a dicho límite. Mientras que para el caso del boro ese valor máximo es

representativo de lo que pasa con un conjunto importante de muestras, el cinc tiene un valor máximo en la perforación 9 que es superior en varios órdenes de magnitud a las concentraciones halladas en todas las muestras restantes. El origen de las pequeñas cantidades de boro halladas en las aguas subterráneas de la cuenca obedecería al vidrio volcánico.

Se calculó el promedio de la concentración de boro en las muestras correspondientes a los sectores de sierras, piedemonte y llanura, siendo 0,17, 0,33 y 0,33 mg/l respectivamente. En la Figura 5 puede observarse la distribución espacial en toda el área de la cuenca. El aumento de la concentración de boro en el sentido del escurrimiento subterráneo puede

explicarse en el mayor tiempo de contacto con los materiales loésicos que son su fuente.

Respecto al umbral de anomalía las muestras 57 y 9 lo superan respecto al cadmio, 41 y 60 en lo que se refiere al cobre, respecto al hierro sólo la muestra 50, el plomo en las muestras 9 y 41, y, por último, para el cinc también la muestra 9 que tiene una concentración mayor al doble del umbral de anomalía.

En el caso del cadmio y el plomo el valor máximo y la media no son muy representativos

del conjunto de datos porque obedecen a unas pocas muestras por encima del umbral de anomalía. Lo mismo ocurre con el máximo para el caso del cobre, el cromo, el manganeso y el cinc. Todos estos elementos, a excepción del cadmio, han mostrado una desviación estándar igual o superior a la media aritmética.

Los datos correspondientes a noviembre 2011 no se han consignado en este análisis por presentar valores muy similares a los hallados en la campaña del mes de junio.

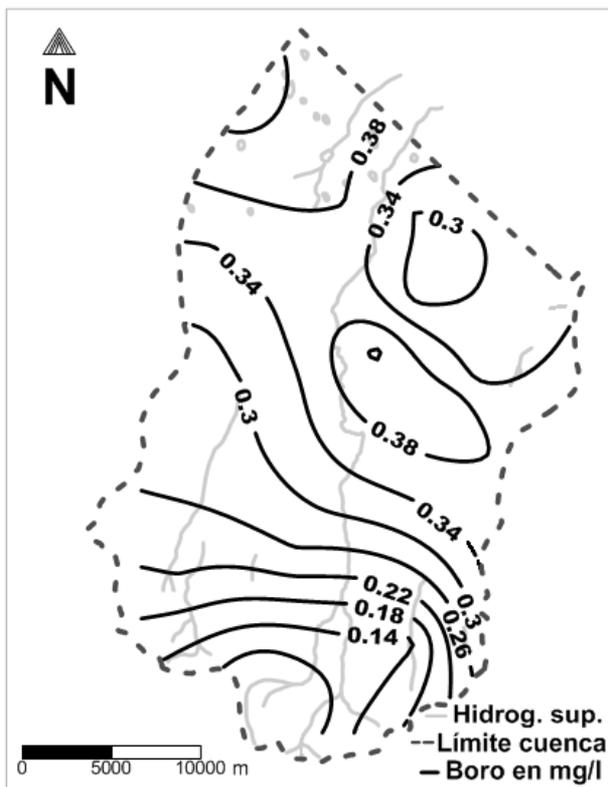


Figura 5. Distribución espacial de la concentración de boro. Fuente: elaboración propia.

Conclusiones

El agua subterránea tiene una muy buena calidad, para consumo humano, en lo que respecta a elementos minoritarios para los cuales se establece el límite en el CAA.

Los resultados se corresponden, en líneas generales, con lo señalado en estudios antecedentes para el área minera de Tandilia, la cuenca del río Salado y del suroeste bonaerense, para el caso de estroncio y

vanadio, siendo mayores los niveles de bario y silicio. En el caso del silicio, las concentraciones halladas son significativamente mayores a las obtenidas en el estudio antecedente en la cuenca del Salado.

No se presentó ningún caso de contenido de plomo o cinc por encima del límite máximo del CAA, como sí ocurrió puntualmente en los trabajos antecedentes. Sí se destacan en este

caso las concentraciones de boro cercanas al límite del CAA pero aun así de menos de 1 mg/l.

La distribución espacial del boro muestra un aumento en el sentido del flujo subterráneo que se corresponde con el mayor tiempo de contacto con los materiales loésicos.

Todos los elementos, analizados particularmente en este trabajo por su concentración respecto a la legislación y a los antecedentes, tienen origen en los materiales loésicos por los que las aguas circulan.

Referencias

- Barranquero, R., Varni, M., Ruiz de Galarreta, A. y Banda Noriega, R. 2012a. Aporte hidroquímico al modelo conceptual del sistema hídrico subterráneo. Tandil, Argentina. *Geoacta* 37(2): 130-146.
- Barranquero, R. S., Varni, M., Ruiz de Galarreta, A., Pardo Almudí, R. y Vega, M. 2012b. Evaluación de los niveles de arsénico y fluoruros en las aguas subterráneas de la cuenca del arroyo Langueyú, Tandil, Buenos Aires, Argentina. Octavo Encuentro del "Internacional Center For Earth Sciences". Mar del Plata.
- Bonorino, A. G., Limbozzi, F., Albouy, R. y Lexow, C. 2008. Movilidad de metales pesados y otros elementos en el acuífero loésico regional del suroeste bonaerense. *Geoacta* 33: 31-42.
- Galindo, G., Herrero, M. A., Flores, M. y Fernandez-Turiel, J. L. 1999. Correlación de metales trazas en aguas subterráneas someras de la Cuenca del Río Salado, Provincia de Buenos Aires, Argentina. Digital. CSIC -Consejo Superior de Investigaciones Científicas-. Recuperada en Julio 31, 2012, del sitio Web Portal de Recursos Educativos Abiertos (REA) en <http://www.temoa.info/es/node/370387>
- FCIHS. 2009. *Hidrogeología*. Editor: Comisión Docente Curso Internacional de Hidrología Subterránea. Barcelona.
- Hernández, M., Giaconi, L. M. y González, N. 2002. Línea de base ambiental para las aguas subterráneas y superficiales en el área minera de Tandilia, Buenos Aires, Argentina. *Groundwater and human development*. Editores: Bocanegra, E. Martínez, D. Massone, H. ISBN: 987-544-063-9. 336-343.
- INDEC, 2010. http://www.censo2010.indec.gov.ar/preliminar/es/cuadro_resto.asp. Acceso: 21/12/2011.
- Mazadiego Martínez, L.F. 1995. Autocorrelación espacial y criterios de reconocimiento de anomalías (Spatial autocorrelation and criteria for anomaly recognition). Contaminación y Depuración de suelos. Instituto Tecnológico Geominero de España. 265-286. Madrid.
- Rabassa, J. 1973. Geología superficial de la Hoja Sierras de Tandil, Provincia de Buenos Aires. MOP- LEMIT. La Plata. *Anales Serie II* (240): 117-160.
- Ruiz de Galarreta, A., y Banda Noriega, R. 2005. Geohidrología y evaluación de nitratos del Partido de Tandil, Buenos Aires, Argentina. IV Congreso Argentino de Hidrogeología y II Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de la Hidrología Subterránea. Río Cuarto. 99-108.
- Teruggi, M., y Kilmurray, J. 1980. Sierras Septentrionales de la Provincia de Buenos Aires. Geología Regional Argentina. Córdoba. Vol. II.
- Thorntwhaite, C.W. and Mather, J.R. 1957. Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance. *Laboratory of Climatology*, Publication núm. 10: Centertown, N. J.; 185-311.
- Turner, J. 1975. Síntesis. Relatorio Geología de la provincia de Buenos Aires. *VI Congreso Geológico Argentino*. Bahía Blanca. 9-27.
- Zambrano, J. J. 1974. Cuencas sedimentarias en el subsuelo de la Provincia de Buenos Aires y zonas adyacentes. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*. Vol. XXIX (4): 443-69.

Caracterización hidrogeoquímica del agua subterránea y superficial del corredor Mar del Plata-Tandil (provincia de Buenos Aires)

María Lourdes Lima^{1,2}, Héctor Massone², Asunción Romanelli^{1,2}, Melisa Glok Galli^{1,2}

¹Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, (CONICET), Buenos Aires, Argentina

²Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario, Universidad Nacional de Mar del Plata, Funes 3350 Nivel 1, 7600, tel 2234754060, Mar del Plata, Argentina.

Mail de contacto: mlima@mdp.edu.ar

RESUMEN

El Corredor Mar del Plata-Tandil (CMT) constituye una faja territorial de unos 170 km de longitud y entre 8 y 15 km de ancho, con su eje en la Ruta Nacional 226, ocupando casi 2000 km² de superficie. El objetivo del trabajo fue elaborar una caracterización hidrogeoquímica del agua subterránea y superficial del CMT. Para ello se recolectaron 200 muestras de agua subterránea y 12 de agua superficial para su análisis físico-químico. Los resultados mostraron dos grupos principales de aguas subterráneas, uno tipo bicarbonatada sódica (71%) y otro bicarbonatada cálcica y/o magnésica (29%). El agua superficial se clasificó dentro del tipo bicarbonatada sódica en su gran mayoría. La profundidad del nivel freático presentó valores entre 0.5 y 73.4 metros bajo el nivel del terreno. La concentración de nitratos oscila entre 0 y 142,6 mg/l, se determinó que el 30% de las muestras analizadas está por encima de 45 mg/l, límite admitido por la legislación vigente en Argentina.

Palabras clave: Hidrogeoquímica, Agua Subterránea, Agua Superficial.

ABSTRACT

The Mar del Plata-Tandil Corridor (MTC) covers a strip of land of 170 km long and between 8 and 15 km wide, with its axis at 226 National Road, occupying nearly 2000 km². The aim of this work was to develop a hydrogeochemical characterization of groundwater and surface water in the CMT. A total of 200 groundwater samples and 12 surface water samples were collected for physico-chemical analysis. The obtained results showed two main groundwater groups, a sodium bicarbonate type (71%) and other calcium and / or magnesium bicarbonate (29%). Regarding surface water, the sodium bicarbonate water type dominates. The water table depth varied between 0.5 and 73.4 mbgl (meters below ground level). Nitrate concentration in groundwater ranged between 0 and 142.6 mg/l, it was determined that 30% of the analyzed samples exceeds the 45 mg/l, limit allowed by Argentine law.

Key words: Hydrogeochemistry, Groundwater, Surface water.

Introducción

La química del agua subterránea permite conocer los procesos que ha sufrido el agua desde que se infiltra hasta su muestreo, el tipo de terreno que ha atravesado, y los procesos de mezcla y de contaminación. El conocimiento de las características químicas del agua vinculadas a la hidrogeología tiene como finalidad fundamental establecer relaciones entre la composición, distribución y circulación del agua en los acuíferos y la geología, mineralogía y sistema de flujo de estos. Además ayuda a establecer la aptitud frente a los posibles usos y prever los eventuales inconvenientes o perjuicios que su utilización podría producir a determinados procesos industriales y/o a la

agricultura, ganadería y/o esencialmente al consumo humano (Appelo y Postma, 1993).

La interacción agua subterránea-agua superficial es un aspecto importante ya que el agua de arroyos, lagos y demás humedales continuamente interactúa con el acuífero, incrementando el tiempo de contacto entre el agua y los materiales geológicos químicamente reactivos (Sophocleous, 2002). En general, la composición química del agua de los humedales es el resultado de una combinación de factores litológicos, climáticos, biológicos o antrópicos y de los procesos geoquímicos que son consecuencia de su interacción con el acuífero y las aguas superficiales de su cuenca de drenaje (Fernández Aláez et al., 2006)

El aumento en el uso de los recursos hídricos subterráneos ha conducido a la

necesidad de una mayor comprensión de la calidad regional del agua subterránea y su adecuación para diversos usos (Edmunds et al., 2003). Esta comprensión de la calidad del agua subterránea a nivel regional puede basarse en la cartografía regional de los distintos parámetros hasta en los modelos basados en los procesos que describen su evolución química (Wanty et al., 2009). El objetivo del trabajo fue elaborar una caracterización hidrogeológica del agua subterránea y superficial del Corredor Mar del Plata-Tandil

para aportar a un mejor conocimiento hidrogeológico de la zona de estudio.

Área de estudio

El área de estudio se localiza en el sudeste de la provincia de Buenos Aires. El denominado Corredor Mar del Plata-Tandil (CMT), presenta como eje estructurante a la Ruta 226 (Fig. 1), que vincula las ciudades de Mar del Plata y Tandil; posee una extensión de 170 km de longitud y entre 8 y 15 km de ancho ocupando casi 2000 km² de superficie.

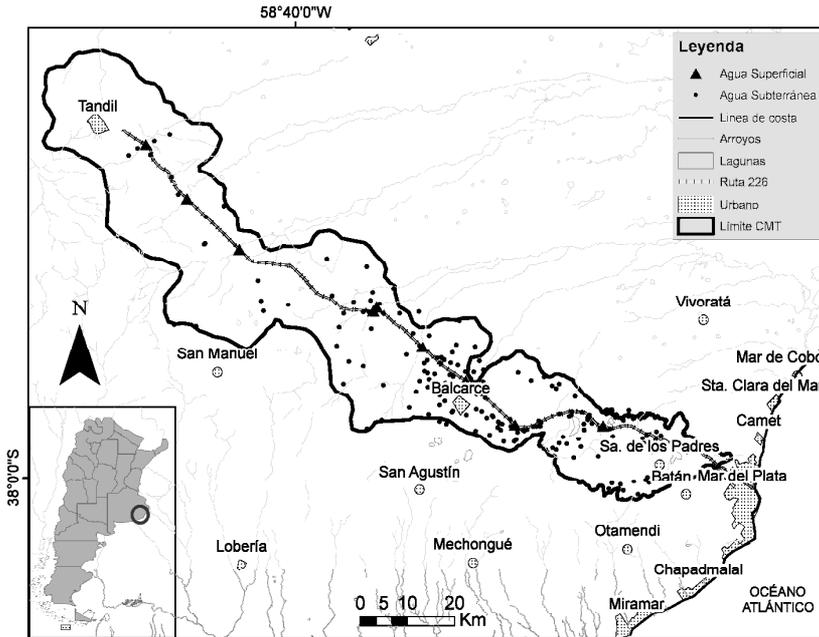


Figura 1. Localización del área de estudio.

El límite del Corredor corresponde con el límite biofísico del sistema morfodinámico de sierras (como límite suroeste y noroeste del área) en combinación con la divisoria entre los sistemas de loma y de llanura fluvioeólica (límite noreste del área), este criterio tiene estrecha relación con la dinámica física del área e integra las sierras y lomas que se corresponden con áreas de gran interés por los servicios ambientales que prestan.

El eje 226, en el tramo denominado Corredor Mar del Plata-Tandil, junto a los tres centros urbanos Mar del Plata, Balcarce y Tandil, es acompañado en su dinámica por una serie de localidades menores, que en conjunto

integran una región, cuya estructura y funcionalidad, se define por diferentes flujos de intercambio en materia productiva, social, cultural, institucional, financiera, etc. (Mikkelsen et al., 2012).

Desde el punto de vista geológico, el área corresponde a las denominadas Sierras Septentrionales de la Provincia de Buenos Aires, o Sistema de Tandilia; éste representa una provincia fisiográfica que, con forma de cordón discontinuo de sierras, cerros y lomadas, emerge en la llanura pampeana bonaerense con orientación general NO-SE. De altura reducida (entre 50 y 520 m sobre el nivel del mar), las sierras se extienden por más de 300 km desde

Mar del Plata hasta Olavarría (Teruggi y Kilmurray, 1975).

En base a lo propuesto por Sala (1975), es posible reconocer en la zona de estudio un basamento impermeable, que incluye rocas del Basamento Precámbrico y ortocuarcitas eopaleozoicas de la Formación Balcarce (Dalla Salda e Iñiguez, 1979), y la presencia de la sección epiparaniana (Massone et al., 2005), que es la secuencia más importante desde el punto de vista hidrogeológico, ya que constituye el acuífero principal de la región (Martínez y Bocanegra, 2002). A su vez, este yace otras veces directamente sobre sedimentos loessoides pleistoceno-holocenos (*Formación Pampeana*). Queda definido así un acuífero clástico del tipo "libre y multicapa" para el área de estudio (Acuífero Pampeano), cuyo espesor varía desde unos pocos metros hasta más de 100 metros. Las diferentes capas acuíferas se separan por niveles discontinuos de permeabilidad relativa menor, representados por niveles limo-arcillosos e intercalaciones de tosca (Martínez y Bocanegra, 2002).

Esta zona posee una singular riqueza desde el punto de vista de los recursos hídricos, tanto superficiales (Laguna de Los Padres, Laguna La Brava, Arroyo Dulce, entre otros) como subterráneos (área de recarga del Acuífero Pampeano). La recarga del acuífero es a expensas de los excedentes de lluvias del ciclo hidrológico de la región. La red de drenaje está bien definida con arroyos de escasa expresión topográfica, que descienden de las sierras en dos vertientes, norte y sur. En general se destaca el carácter efluente de la red hídrica superficial con respecto al acuífero en la mayor parte del área de estudio (Massone 2005; Lima 2012; Romanelli 2012).

Metodología

Para la realización del trabajo hidrogeológico, se llevaron a cabo tareas de campo y además se realizó una recopilación de datos hidrogeológicos previos (Massone 2005, Glok Galli et al., 2011, Romanelli 2012.). Se tomaron 200 muestras de agua subterránea a partir de pozos de riego, de abastecimiento domiciliario y molinos que captan del acuífero Pampeano (Fig. 1). Los valores de pH, alcalinidad y conductividad eléctrica fueron determinados "*in situ*" y los niveles freáticos, medidos con una sonda eléctrica bipolar.

Además se muestrearon las nacientes de los arroyos principales de la zona. Se recopilaron en total 12 muestras de los arroyos Vivoratá, Dulce, El Pantanoso, Crespo, El Verano, Napaleufú, Las Chilcas y Tandileufú.

Los análisis químicos se realizaron a partir de métodos estándar, en el laboratorio de Hidroquímica e Hidrología Isotópica del Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario, Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina. Los iones mayoritarios calcio y magnesio fueron determinados por titulación complejométrica con EDTA, sodio y potasio por espectrometría de llama, cloruro por el método de Mhor, y sulfato por turbidimetría. Las determinaciones químicas se hicieron siguiendo la metodología detallada en APHA (1992). La información hidroquímica fue analizada mediante una caracterización estadística general y diagramas convencionales de Piper (Hem, 1992), utilizando el paquete de computación AQUACHEM 4.0 (Calmbach y Waterloo Hydrogeologic Inc., 2003).

Resultados

Contenido iónico del agua subterránea y parámetros físico-químicos

En la zona de estudio se observan dos grupos principales de aguas subterráneas, uno de tipo bicarbonatado sódico y otro bicarbonatado cálcico y/o magnésico. Las aguas del primer tipo (71%) son las más comunes y se distribuyen a lo largo de toda la zona con una CE promedio de 854.64 $\mu\text{S/cm}$, alcanzando valores de hasta 1790 $\mu\text{S/cm}$. Presentan un pH promedio de 7,57 y un rango de variación de 6,81 a 8,77 m, con una dureza media de 214,44 mg/l fluctuando entre 43,2 y 560 mg/l, y una alcalinidad promedio de 602,23 mg/l variando entre 193 mg/l y 1290,4 mg/l. Por el otro lado, las aguas de tipo bicarbonatado cálcico y/o magnésico representan un 29%, en este grupo predomina el ión magnesio y se encuentran en menor número muestras que son $\text{Mg}^{+2}\text{-Ca}^{+2}$, y unas pocas, sólo Ca^{+2} . Poseen en general valores de CE inferiores a 880 $\mu\text{S/cm}$ con un promedio de 714,63 $\mu\text{S/cm}$. Se caracterizan por tener un pH medio de 7,34 variando entre 6,76 y 8,15, con una dureza promedio de 385,84 mg/l con valores de 58 a 896,6 mg/l, y una alcalinidad promedio de 446,81 mg/l.

Respecto al origen y fuentes de los principales iones del agua subterránea en la zona, el Na^+ y el Mg^{+2} se atribuyen a la hidrólisis del feldespato y del vidrio volcánico presentes en el sedimento loésico, respectivamente (Massone et al. 2005).

La evolución química del agua en los acuíferos depende de los minerales con los que entre en contacto y de la duración de este contacto, lo que a su vez está relacionado a la velocidad del flujo subterráneo. Respecto al origen y fuentes de los iones predominantes en

el agua subterránea del área, el Na^{+2} y el Mg^{+2} se atribuyen a la hidrólisis del feldespato y del vidrio volcánico presentes en el sedimento loésico, respectivamente (Logan et al., 1999). La concentración de bicarbonatos en el agua subterránea es controlada por la disolución de calcita presente en los sedimentos que constituyen el acuífero en forma diseminada y

estratiforme (Quiroz Londoño 2009; Romanelli 2012).

La variación de las facies hidroquímicas en la zona de estudio fue analizada mediante el diagrama triangular de Piper (Fig. 2).

La Tabla 1 y 2 muestra los principales parámetros estadísticos del contenido iónico de los dos grupos de agua subterránea predominantes en la zona de estudio.

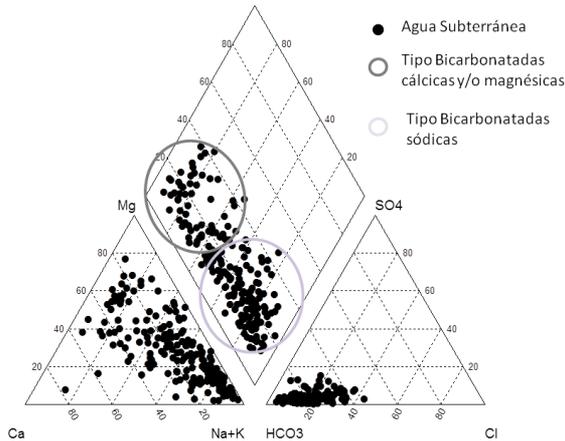


Figura 2. Contenido iónico de las aguas subterráneas del CMT.

Tabla 1. Parámetros estadísticos de la composición química del agua subterránea bicarbonatada sódica del CMT.

Parámetro	Unidad	Mínimo	Máximo	Media	Desvío estándar
Ca^{+2}	mg/l	5,00	137,16	29,68	19,47
Mg^{+2}	mg/l	2,54	115,00	31,66	20,64
Na^{+}	mg/l	52,10	511,00	215,47	96,39
K^{+}	mg/l	0,00	30,00	7,88	6,73
Cl^{-}	mg/l	23,70	286,00	76,06	48,30
HCO_3^{-}	mg/l	181,00	1290,40	634,04	209,38
SO_4^{-2}	mg/l	1,00	110,00	19,90	18,03
NO_3^{-}	mg/l	0,00	142,60	31,49	29,24

En lo que respecta a los parámetros físico-químicos medidos en las muestras de agua subterránea, se detectaron valores de CE de 328 a 1790 $\mu\text{S}/\text{cm}$ con un valor medio de 813,65 $\mu\text{S}/\text{cm}$. El pH osciló entre 6,76 a 8,77 con un valor medio de 7,58. La temperatura registrada varió de 12,2 °C a 17,9 °C con un valor promedio de 16,14 °C.

El contenido de nitratos en la zona varió entre 0,0 y 142,60 mg/l, con un promedio de 35,34 mg/l, y una desviación estándar de 27,96. El 30 % de las muestras analizadas está por

encima de 45 mg/l, límite admitido por la legislación vigente en Argentina.

Los niveles freáticos de la zona presentan un rango de variación de 0,5 a 73,4 mbnt (metros bajo el nivel del terreno). Los valores predominantes del espesor de zona no saturada (ZNS) en el área son los menores a 10 m.

Tabla 2. Parámetros estadísticos de la composición química del agua subterránea bicarbonatada cálcica y/o magnésica del CMT.

Parámetro	Unidad	Mínimo	Máximo	Media	Desvío estándar
Ca ⁺²	mg/l	4,54	245,99	62,40	43,07
Mg ⁺²	mg/l	14,64	185,00	65,09	32,02
Na ⁺	mg/l	13,00	193,00	55,25	34,16
K ⁺	mg/l	1,25	36,00	7,84	7,02
Cl ⁻	mg/l	9,00	141,00	54,22	32,17
HCO ₃ ⁻	mg/l	73,00	967,70	461,03	162,13
SO ₄ ⁻²	mg/l	1,00	90,00	17,53	14,88
NO ₃ ⁻	mg/l	0,00	99,19	37,10	25,58

Contenido iónico del agua superficial y parámetros físico- químicos

Los arroyos de la zona de estudio presentaron valores medios de CE de 979,16 µS/cm y un rango de variación de 566 a 1550 µS/cm. El pH varió de 7,22 a 9,46 con un promedio de 7,81. La temperatura media fue de 18,8 °C con un rango de 10,9 – 23,2 °C.

El contenido iónico de las muestras de los cursos de agua fue ploteado en un diagrama de Piper (Fig. 3), el cual clasificó al agua superficial del área como de tipo bicarbonatado sódico en su mayoría. Dos muestras fueron clasificadas dentro del tipo bicarbonatado magnésico, correspondientes a los arroyos Napaleufú (SNF) y Las Chilcas (SCH), ubicados en el tramo Balcarce – Tandil. Los cationes en orden de abundancia para el agua de los arroyos fueron sodio, magnesio, calcio y potasio. En lo que

respecta a los aniones se observó el siguiente orden: bicarbonatos, cloruros, carbonatos y sulfatos.

En forma general, los arroyos presentaron un buen agrupamiento en los aniones siendo siempre aguas de tipo bicarbonatadas, mientras que en los cationes se observó mayor dispersión entre los tipos magnésico y sódico. Los parámetros estadísticos del contenido iónico de estos cursos de agua se muestran en la Tabla 3.

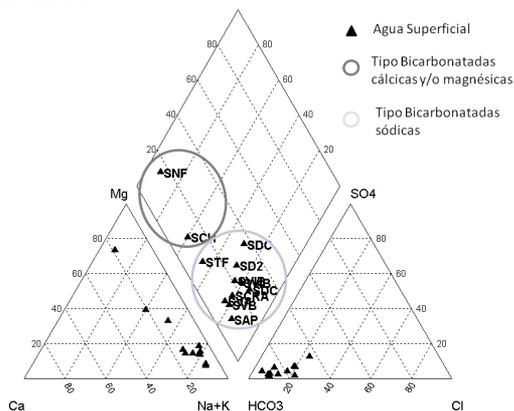


Figura 3. Contenido iónico de las aguas superficiales del CMT.

Tabla 3. Parámetros estadísticos de la composición química del agua superficial del CMT.

Parámetro	Unidad	Mínimo	Máximo	Media	Desvío estándar
Ca ⁺²	mg/l	15,00	60,00	32,74	13,45
Mg ⁺²	mg/l	21,00	76,40	40,36	16,16
Na ⁺	mg/l	12,00	470,00	271,64	126,50
K ⁺	mg/l	5,00	25,00	15,72	6,14
Cl ⁻	mg/l	29,40	150,00	75,97	43,70
HCO ₃ ⁻	mg/l	506,00	1067,20	767,45	161,32
CO ₃ ⁻²	mg/l	26,20	90,90	55,61	20,77
SO ₄ ⁻²	mg/l	13,00	115,00	41,33	32,50
NO ₃ ⁻	mg/l	2,20	16,00	8,38	4,71

Conclusiones

En la zona de estudio se observaron dos grupos principales de aguas subterráneas, uno tipo bicarbonatado sódico y otro bicarbonatado cálcico y/o magnésico. La tendencia evolutiva común en las aguas subterráneas (Chevorateb, 1955), define que evolucionan desde la facies MgCaHCO₃ en la zona de recarga hasta NaHCO₃ en la zona de descarga. En la zona de estudio el principal

inconveniente encontrado al tomar cómo límite el área de trabajo del Corredor Mar del Plata-Tandil, es que espacialmente las cuencas de drenaje en ésta región tienen un desarrollo oeste-este, mientras que el corredor en estudio se desarrolla en sentido noroeste-sudeste, lo cual llevaría a considerar una transversalidad que no responde a la dinámica natural. Es por esto que al analizar la hidroquímica en esta área, no se evidencia una marcada evolución hidrogeoquímica en el sentido de dirección del

flujo, dado que el área corresponde a la zona de recarga del acuífero Pampeano y a las nacientes de los cursos de agua superficial (Arroyo Grande, Arroyo Dulce, Arroyo Vivoratá y otros menores) de la vertiente norte del Sudeste Bonaerense, a partir de la divisoria que constituye el Sistema de Sierras Septentrionales de la Provincia. El agua superficial coincide con la composición química del agua subterránea, corroborando el carácter efluente de la red hídrica superficial con respecto al acuífero en la mayor parte del área de estudio.

La fuente original de nitratos para este acuífero es atribuida a fuentes de contaminación de tipo difusa, principalmente fertilizantes orgánicos e inorgánicos. La concentración de nitratos en la zona evidenció que el 30% de las muestras está por encima de 45 mg/l, límite admitido por la legislación vigente nacional (Código Alimentario Argentino, CAA 2012). Considerando la presencia de áreas de espesor de ZNS menores a 10 m, un uso del suelo esencialmente agrícola y valores de nitratos que superan el límite admitido en el agua subterránea, se recomienda realizar una evaluación de peligrosidad de contaminación que contemple la vulnerabilidad del acuífero y las características de la carga contaminante real o potencial.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Téc. Químico G. V. Bernava por la realización de los análisis químicos y al Téc. Hidrógrafo A. Ferrante por su colaboración en los muestreos

Referencias

APHA. 1992. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 18th ed. American Public Health Association, Washington, DC, 1100 pp.

Appelo CAJ, Postma D 1993. *Geochemistry, groundwater and pollution*. A. A. Balkema/Rotterdam/Brookfield, 563 pp.

Chebotarev, I.I. 1955. Metamorphism of Natural Waters in the Crust of Weathering. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 8, 22-48.

Código Alimentario Argentino 2012. Law 18284, Chapter XII, Non alcoholic beverages. Hidric beverages, water and sparkling water, arts. 982- 1079.

Dalla Salda, L. e Iñiguez Rodríguez, A. 1979. La Tinta. Precámbrico y Paleozoico de Buenos Aires. *VII Congreso Geológico Argentino*, 1: 539-550, Neuquén.

Davis, S.N. y De Wiest, R. 1971. Hidrogeología Ediciones Ariel, Barcelona-España, p.563.

Edmunds, W.M., P. Shand, P. Hart y R. S.Ward. 2003. The natural (baseline) quality

of groundwater: a UK pilot study. *Sci. Total Environ.* 310:25–35.

Fernández Aláez, C., Fernández Aláez, M., Trigo Domínguez, C. & B. L. Santos. 2006. Hydrochemistry of northwest Spain ponds and its relationships to groundwaters. *Limnetica*, 25(1-2): 433-452.

Glok Galli, M., Martínez, D.E., Kruse, E.E., Lima, L. y Grondona, S.I. 2011. Caracterización hidrogeoquímica e isotópica de las nacientes de la Cuenca de la laguna Mar Chiquita, provincia de Buenos Aires. *VII Congreso Argentino de Hidrogeología y V Seminario Hispano-Latinoamericano Sobre Temas Actuales de la Hidrología Subterránea*. 76-83. Salta, Argentina.

Hem, J.D. 1992. Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Waters. *U.S.G.S. Water-Supply Paper*, 2254, 263 pp.

Lima ML. 2012. Dinámica del uso de la tierra y Cambios de vulnerabilidad del acuífero a la contaminación en la cuenca del Arroyo Dulce, Provincia de Buenos Aires. Tesis Doctoral UNMdP, 239 pp.

Logan W. S., M. Auge y H. O. Panarello. 1999. Bicarbonate, sulphate and chloride water in a shallow, clastic-dominated coastal flow system, Argentina. *Groundwater*, 37 (2): 287-295 pp.

Massone, H.E., Martínez, D.E. y Tomás, M. 2005. Caracterización hidroquímica superficial y subterránea en la Cuenca Superior del Arroyo Grande (Prov. de Buenos Aires). *II Seminario Hispano Latinoamericano sobre temas de Hidrología Subterránea: relación aguas superficiales-aguas subterráneas*, Actas, 47-55. Río Cuarto. Córdoba.

Martínez, D.E. y Bocanegra, E.M. 2002. Hydrochemistry and cationic exchange processes in the coastal aquifer of Mar del Plata, Argentina. *Hydrogeology Journal*, 10 (3), 393-408.

Massone, H.E., Martínez, D.E. y Tomás, M. 2005. Caracterización hidroquímica superficial y subterránea en la Cuenca Superior del Arroyo Grande (Prov. de Buenos Aires). *II Seminario Hispano Latinoamericano sobre temas de Hidrología Subterránea: relación aguas superficiales-aguas subterráneas*, Actas, 47-55. Río Cuarto. Córdoba.

Massone H (2003) *Geología y Planificación Territorial en la Cuenca Superior del Arroyo Grande, Partido de Balcarce, Provincia de Buenos Aires*. Tesis Doctoral Inédita. UNLP, 237 pp.

- Mikkelsen C.A., Sagua M., Massone H., Tomás M. 2012. Las localidades menores y su dinámica territorial en el Corredor Mar del Plata-Tandil . *I Jornadas Nacionales de Ambiente 2012 - FCH - UNICEN - Tandil Problemas ambientales en el ámbito rural y urbano Ámbito urbano* . Actas de Trabajos completos, 580-599. ISBN 978-950-658-315-6.
- Quiroz Londoño OM. 2009. *Hidrogeología e Hidrogeoquímica de las Cuencas de los Arroyos Tamangueyú y El Moro Provincia de Buenos Aires*. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Río Cuarto. 292 pp.
- Romanelli A. 2012. *Evaluación ambiental de lagunas pampásicas del Sudeste Bonaerense. Diagnóstico y perspectivas de gestión sustentable*. Tesis Doctoral UNMdP, 267 pp.
- Sala, J.M. 1975. Recursos Hídricos. Relatorio VI, *Congreso Geológico Argentino*. 169-194. Bs. As.
- Sophocleous, M.A. 2002. Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. *Hydrogeology Journal*, 10:52–67.
- Teruggi, M.E. y Kilmurray J. 1975. Tandilia. En *Geología de la Provincia de Buenos Aires. VI Cong. Geol. Arg.*, Relatorio: 55-77. BsAs.
- Wanty, R. B., B. Richard, M. B. Goldhaber, J. M. Morrison y L. Lee. 2009. Regional variations in water quality and relationships to soil and bedrock weathering in the southern Sacramento Valley , California , USA . *Applied Geochemistry*, 24: 1512–152.

Concentraciones de flúor y otros elementos, en aguas del sur de la llanura pampeana, Argentina

Martín E. Espósito¹, Mario E. Sequeira², Juan D. Paoloni³, María del C. Blanco⁴ y Nilda Amiotti⁵

¹ Dpto. de Agronomía - Univ. Nac. del Sur - Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) San Andrés 800, (8000) Bahía Blanca, Argentina.

² Dpto. de Ingeniería - Univ. Nac. del Sur - Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CERZOS), Avda. Alem 1253, (8000) Bahía Blanca, Argentina.

³ Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), San Andrés 800, (8000) Bahía Blanca, Argentina.

⁴ Dpto. de Agronomía - Univ. Nac. del Sur, San Andrés 800, (8000) Bahía Blanca, Argentina.

⁵ Dpto. de Agronomía - Univ. Nac. del Sur - Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CERZOS) San Andrés 800, (8000) Bahía Blanca, Argentina.

Mail de contacto: mesposito@uns.edu.ar

RESUMEN

Se investigaron los niveles de F y su relación con As, B y V en el agua, en un área (2300-km²) donde se identificaron casos de fluorosis dental, esquelética y presencia de As en muestras de cabello y orina en la población rural. El F superó el valor guía en 86% de las aguas freáticas y un 65 % de las superficiales con máximos de 12.7 mg/l y 6.5 mg/l respectivamente. F correlacionó con As ($r=0.75$), B ($r=0.57$) y V ($r=0.53$) en las aguas subterráneas. En las aguas superficiales también se asoció con As ($r=0.65$) hallándose regresiones lineales con B ($r=0.88$) y V ($r=0.81$). Todos los análisis resultaron altamente significativos ($p<0.01$). El F elevado se corresponde con concentraciones no aceptables de otros oligoelementos, acrecentando el riesgo derivado de la ingestión de aguas afectadas por extensos períodos de tiempo. No se halló una regresión lineal entre F y As.

Palabras clave: flúor, arsénico, agua superficial y subterránea, toxicidad.

ABSTRACT

F levels and their relationship with As, B and V in the water in an area (2,300-km²) where dental and skeletal fluorosis and presence of As in hair and urine samples of the rural population were detected. F exceeds the guide value in 86% of phreatic waters and in 65% of surface waters up to maximum levels of 12.7 mg/l and 6.5 mg/l respectively. F was significantly correlated ($p<0.01$) with As ($r=0.75$), B ($r=0.57$) and V ($r=0.53$) in groundwaters, it was also associated with As ($r=0.65$) in surface waters showing a linear regression with B ($r=0.88$) and V ($r=0.81$) ($p<0.01$). High F associated with an excess of other trace elements enhances the risk for human health after consumption for long periods. A linear regression between F and As was not found.

Key words: fluoride, arsenic, surface and groundwaters.

Introducción

El agua subterránea representa aproximadamente el 30% del agua dulce distribuida en nuestro planeta, siendo esta solo el 2,5 % del total mundial (Shiklomanov et al., 2003), si además consideramos dentro de este porcentaje la presencia de un conjunto de contaminantes naturales y otros producidos por las acciones antrópicas, podemos inferir que su calidad y en consecuencia su cantidad, evaluada desde los puntos de vista del consumo

humano, animal y producción de vegetales, se vería fuertemente comprometida.

Si partimos de la base que prácticamente la totalidad de la población rural de Argentina utiliza agua subterránea por la sencilla razón de ser el recurso de más fácil acceso, a la que usualmente no se le aplica ningún proceso de purificación, se observa en muchas oportunidades que un importante porcentaje de individuos consume agua con elevados tenores de ciertos contaminantes naturales como flúor, boro, arsénico, vanadio, los que introducen un riesgo alto para la salud humana. El agua de

bebida es la fuente más importante de incorporación en el ser humano de F, As, V y otros elementos traza a ellos asociados.

La presencia de flúor en las aguas superficiales y subterráneas con valores de concentraciones que superan el valor guía propuesto por The World Health Organization (WHO, 2004), ha sido reportada en diferentes partes del mundo, como India, Sri Lanka, China, Senegal, Ghana, Ivory Coast, Tunisia, Libya, Sudan, Uganda, Kenya, Tanzania, Etiopía, Mexico, Argentina (Pauwels et al., 2007), (Choubisa, 2007), Malawi (Sajidu et al., 2008), Czech Republic (Zemek et al., 2006), Nigeria, Papua New Guinea, Egypt, Thailand, India/Pakistan (Ayoko et al., 2007), USA (Boulding et al., 2004), UK (Neal et al., 2003). En la Argentina, la mayoría de las provincias que integran de la gran llanura Chaco-Pampeana, tales como Chaco, Córdoba, La Pampa, Buenos Aires, Santiago del Estero, Santa Fé, entre otras, presentan zonaciones con altas concentraciones de flúor en las aguas subterráneas. Este elemento, miembro de la familia de los halógenos está presente en la corteza terrestre de forma natural, encontrándose comúnmente en los suelos y las aguas (Wright, 2003).

El consumo de aguas con elevado flúor pone en riesgo la salud humana, acumulándose también en los cultivos y los animales. El síntoma más común, en las comunidades expuestas al consumo de agua con altos contenidos de flúor, es la fluorosis dental, produciendo el abigarrado del esmalte dental, debilitamiento y hasta pérdida de los dientes en los casos extremos, (Pauwels et al., 2007). Otro diagnóstico bastante común la fluorosis esquelética, dado que produce calcificaciones y aumenta la masa ósea, siendo la forma más grave el crippling skeletal, causante de la calcificación de los ligamentos, inmovilidad, emaciación y problemas neurológicos (Puche et al., 2007).

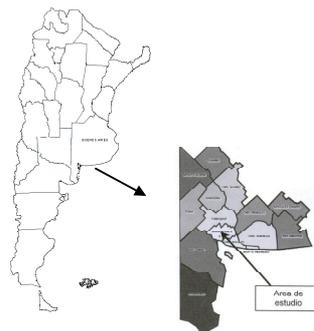
El Código Alimentario Argentino (CAA, 2007) propone una tabla de valores con el contenido límite recomendado de fluoruros en función de la temperatura media y máxima en el área de consumo, siendo el límite superior de 1,7 mg/l (para valores de temperaturas media y máxima de 10°C y 12°C), dado que en la medida que la temperatura se incrementa disminuye los valores de las concentraciones (Gray, 1996). La WHO (2004) expone un valor guía de referencia para el agua de consumo de 1,5 mg/l, valor adoptado por muchos países como standard nacional.

Asociados al flúor, cuando las concentraciones de arsénico, boro y vanadio en el agua superan los valores guías de referencia propuestos por WHO (2004), CAA (2007), USEPA (1994) conforman un pool de elementos que actúan en forma perjudicial para la salud humana.

En las regiones de características típicamente agrícola-ganaderas, la población rural apremiada por la necesidad de disponer agua para consumo humano, cultivos y animales, depende de la explotación de los recursos hídricos, especialmente subterráneos, desconociendo en muchos casos el riesgo que ocasiona su utilización. Este trabajo tiene como finalidad proveer información sobre los niveles de flúor y otros oligoelementos asociados (As, B, V) y su distribución en las aguas del sur de la llanura pampeana, región en la que la población rural y suburbana se halla expuesta al riesgo potencial de hidroarsenicismo y se han detectado casos de fluorosis dental y esquelética.

Materiales y Métodos

Tomando como base para el desarrollo del trabajo, la cartografía elaborada por el Instituto Geográfico Militar en escalas 1:100.000 y 1:50.000 y las referencias actualizadas que proveen las imágenes Landsat, sobre el extremo sur de la gran llanura chaco pampeana (1.200.000 km²), se seleccionó un área de 2.300 km² donde habían sido diagnosticados algunos casos de fluorosis endémica (De La Sota et al., 1997). Sobre esta área se desarrolla el municipio de Bahía Blanca, con una población de aproximadamente 320.000 habitantes, cuyo límite sur corresponde a la costa marítima atlántica y esta situado entre las latitudes 38° 22' S y 38° 45' S y las longitudes 61° 46' O y



62° 28' O de Greenwich (Figura 1).

Figura 1. Ubicación del área de estudio.

Se realizó un muestreo selectivo y puntual de fuentes superficiales y subterráneas de aprovisionamiento para diferentes usos, especialmente aquellas de más fácil acceso por el usuario, como son los acuíferos freáticos, donde a través de sencillas bombas de émbolo o centrifugas de baja capacidad logran obtener los caudales necesarios para satisfacer sus necesidades. En el relevamiento de campo se empleó un Global Positioning System (GPS) con el objeto de determinar la ubicación geográfica de las 63 muestras del agua subterránea y 18 de las aguas superficiales (Figura 2). La hidrodinámica de los niveles freáticos se presenta como una carta de isohipsas (Figura 3).

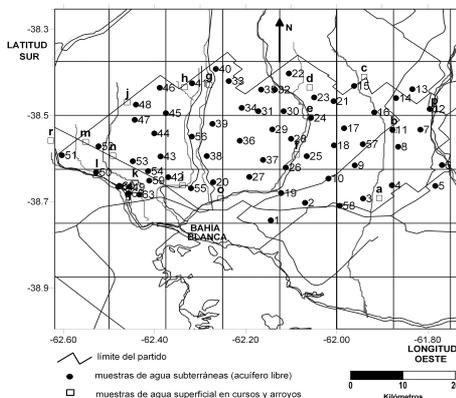


Figura 2. Partido de Bahía Blanca – Sitios muestreados en cauces superficiales y acuífero freático.

Para la determinación de las concentraciones de fluoruro se utilizó un instrumento HI 98401 que tiene una sonda de temperatura que compensa automáticamente los resultados a través del microprocesador que integra el instrumento. Además, se realizaron los siguientes análisis: boro, vanadio (electrodos específicos y Plasma por acoplamiento Inductivo) y arsénico (Generador de Hidruros y Plasma por Acoplamiento Inductivo y por Espectrometría por Emisión Atómica).

Se realizó un análisis de Correlaciones y Regresiones lineales entre las variables estudiadas con respecto al flúor, utilizando el software InfoStat (Di Rienzo et. al., 2009) para las aguas superficiales y subterráneas.

El área se caracteriza por estar incluida en una zona de clima templado, cuyo régimen de precipitaciones variable entre 550 y 600 mm anuales, con temperaturas medias que varían entre 8,9 °C y 21,9 °C y estaciones térmicas bien definidas. Los sedimentos loésicos del Cuaternario conforman un relieve ondulado sobre el extremo sur de la llanura pampeana, donde las explotaciones agrícola-ganaderas son las principales actividades zonales, lo cual resalta la importante presencia de una población rural residente y estable en el medio. Los recursos suelos y aguas son los componentes que rigen sobre los sistemas de producción antes mencionados, los cuales no han mantenido un criterio sustentable de equilibrio, sino más bien han avanzado hacia un proceso de degradación a lo largo de casi un siglo de explotación, dado que los intentos de empleo de técnicas conservacionistas han sido escasos y/o limitados mientras que la acción antrópica se ha acentuado. El desarrollo de todas las actividades productivas mencionadas depende en gran medida de la cantidad y de la calidad de las fuentes de provisión de agua.

Resultados y discusión

Los resultados de los análisis y el tratamiento estadístico de las muestras del agua del acuífero freático y de los cauces superficiales, se muestran respectivamente, en las Tablas 1 y 2, donde también se presentan los valores guías para las sustancias químicas presentes como componentes inorgánicos, fijados para la aptitud del agua de consumo según el Código Alimentario Argentino (CAA, modificación 2007), WHO (2004) y USEPA (1994). Los valores químicos del nivel freático son representativos del entorno rural, que salvo casos puntuales de contaminación, representan el fondo regional o línea de base química del agua subterránea.

Tabla 1. Resultados de los análisis de las aguas del nivel freático.

Elementos y valores guías	Valor Mínimo	Valor Máximo	Valor Medio	Desvio Estandar	Mediana
As (0,01 mg/l)	0,007	0,302	0,081	0,060	0,070
V (0,05 mg/l)	0,081	2,453	0,608	0,459	0,512
B (0,30 mg/l)	0,150	5,330	1,110	0,820	0,940
F (1,5 mg/l)	0,400	12,700	3,900	2,400	3,400

Tabla 2. Resultados de los análisis de las aguas de los cauces superficiales.

Elementos y valores guías	Valor Mínimo	Valor Máximo	Valor Medio	Desvío Estandar	Mediana
As (0.01 mg/l)	0,005	0,130	0,048	0,038	0,039
V (0.05 mg/l)	0,092	1,064	0,543	0,351	0,383
B (0.30 mg/l)	0,180	2,560	1,150	0,790	0,650
F ⁻ (1.5 mg/l)	0,600	6,500	3,600	2,200	2,700

El acuífero freático actúa como un sistema activo, ya que su recarga se produce exclusivamente por la infiltración de los excesos de las precipitaciones en todo el ámbito de las cuencas involucradas en el área de trabajo. La morfología de la zona condiciona la hidrodinámica de la superficie freática, la cual queda expuesta a través del notable paralelismo entre las hisohipsas, definiendo una clara orientación de la descarga hacia las posiciones más deprimidas que conforma la costa marítima con un gradiente hidráulico del orden del 4,5‰ en el sector oeste del distrito, coincidente con el extremo del valle inferior del Arroyo Sauce Chico y 2,8‰ sobre el sector este del área bajo estudio (Figura 3).

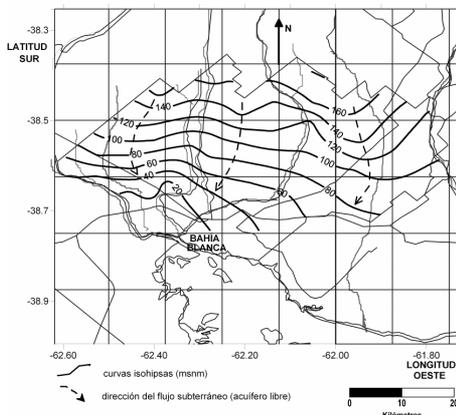


Figura 3. Mapa de isohipsas.

Los resultados de la evaluación de los análisis de las muestras de agua subterránea revelan una importante presencia de flúor. El mismo se presenta en el recurso hídrico

subterráneo con una irregular y asimétrica distribución de frecuencias, de tal manera que el 86 % de las muestras supera el valor guía de referencia de la WHO (1.5 mg/l) (Figura 4), con concentraciones mínimas de 0.4 y máximas que llegan hasta 12,7 mg/l (Tabla 1) y con un intervalo modal comprendido en el rango entre 2.5 y 3.5 mg/l, que corresponde al 22.2 % de las muestras del acuífero libre.

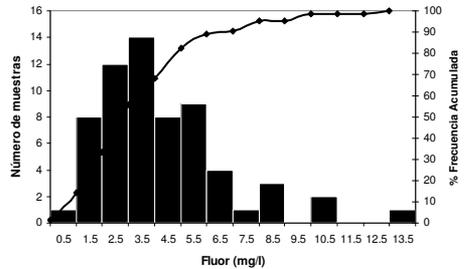


Figura 4. Distribución de frecuencias relativas y acumuladas de las concentraciones de flúor en el nivel freático de la cuenca.

En cuanto a las aguas superficiales, el 67 % de los puntos muestreados sobrepasa dicho límite (Figura 5) en donde el intervalo más frecuente corresponde al rango entre 0.5 y 1.5 mg/l, con un mínimo de 0.6 y un máximo de 6,5 mg/l (Tabla 2).

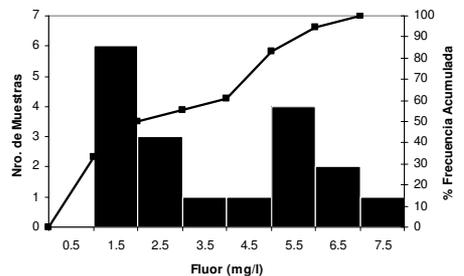


Figura 5. Distribución de frecuencias relativas y acumuladas de las concentraciones de flúor en los cursos superficiales comprendidos en el distrito.

En cuanto a su distribución espacial, en la Figura 6, se destaca a través de las curvas de isoconcentraciones y el dimensionamiento de los puntos de muestreo en forma de núcleos, un patrón de distribución sumamente irregular en las aguas del nivel freático, observándose los valores más altos sobre el extremo sudoeste y sur del área, mientras que los más bajos se observan en el sector norte. Esta disposición no es solamente característica del flúor sino

también de otros contaminantes como arsénico, boro, vanadio en la amplia región del sur pampeano. (Paoloni et al., 2003; Paoloni et al., 2005).

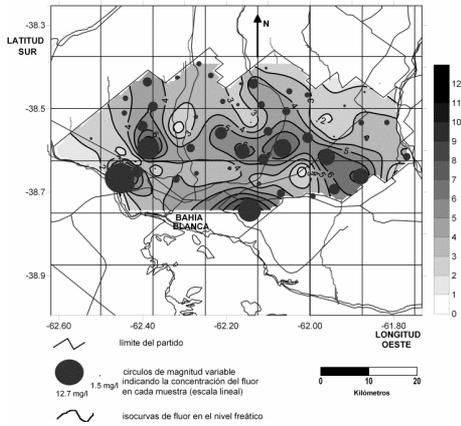


Figura 6. Flúor – Isoconcentraciones en el nivel freático - Los círculos indican, a escala, los valores en cada muestra (nivel freático).

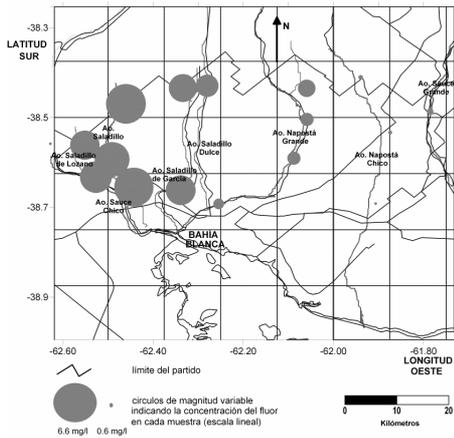


Figura 7. Concentraciones de Flúor en cursos superficiales del distrito.

El comportamiento del flujo superficial mostró que las mayores concentraciones correspondieron a los cursos de agua del sector oeste del área y las concentraciones menores se ubicaron en el este, con valores de 0.6 mg/l (Figura 7).

Así, las concentraciones de flúor y otros oligoelementos estarían dependiendo principalmente de las características

hidrogeológicas y geoquímicas del medio saturado del acuífero freático y de su entorno superior constituido por los sedimentos no edafizados y suelos que conforman el techo del acuífero, además, de la profundidad y temperatura de los pozos.

Se muestran en las Figuras 8 y 9, con sus respectivas ecuaciones lineales y coeficientes de determinación (R^2), los resultados del análisis de correlación lineal del flúor con arsénico (coeficiente de correlación $r=0.75$), con boro ($r=0.57$) y vanadio ($r=0.53$) en las aguas freáticas (63 muestras), como también los resultados de las aguas superficiales (18 muestras), con As ($r=0.65$), boro ($r=0.88$) y vanadio ($r=0.81$), todas altamente significativas ($p<0.01$).

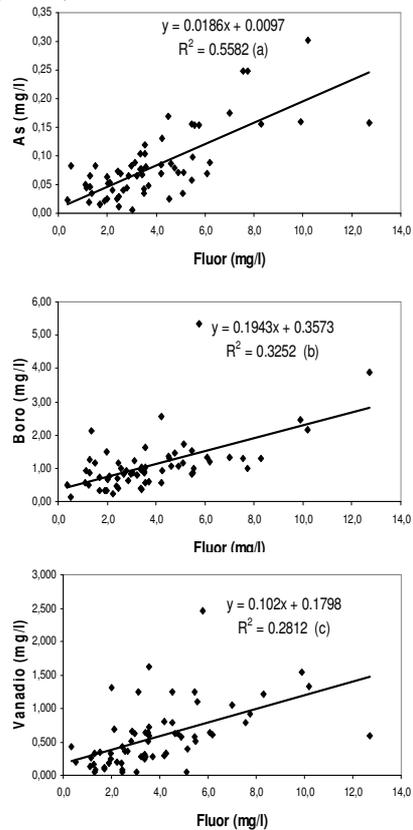


Figura 8. Correlación del Flúor con Arsénico (a), Boro (b) y Vanadio (c) en el agua subterránea.

El análisis estadístico demostró que en las aguas de la región existe una relación positiva altamente significativa entre el flúor y los otros

oligoelementos analizados (As, B y V), indicando que junto a la presencia de elevados valores de F hay una tendencia de hallar altas concentraciones de las variables mencionadas. También y particularmente para las aguas superficiales se encontraron regresiones lineales altamente significativas ($p < 0.01$) entre F-B y F-V, de modo que a partir del conocimiento de la concentración de F se pueden estimar los valores de las otras dos variables.

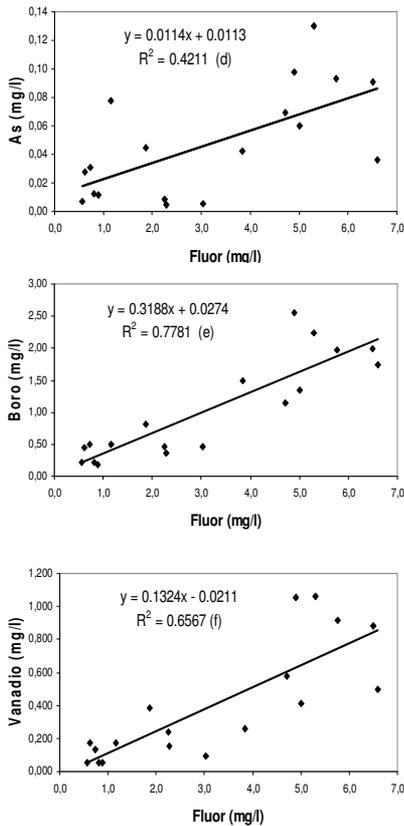


Figura 9. Correlación del Flúor con Arsénico (d), Boro (e) y Vanadio (f) en el agua superficial.

Conclusiones

Los mapas de isóneas permitieron establecer zonas de concentraciones de F superiores a los estándares aceptados en aguas de bebida, identificar las áreas de riesgo y evaluar los niveles de exposición. Las mayores concentraciones en las aguas freáticas fueron observadas en los sectores S-SO, S-SE y centro. Con respecto al riesgo, es nulo en el

14% de las muestras cuando se utilizan para consumo humano, ubicadas en reducidos sectores del N del área investigada.

En el recurso hídrico superficial el riesgo se va incrementando desde el sector central del área hacia el límite oeste, donde los cauces de este sector tienen las mayores concentraciones, al igual que algunos puntos ubicados próximos a las descargas en la costa Atlántica. En el sector este y parte del norte, queda un 33 % de muestras sin riesgo para el consumo humano

Los análisis de correlación lineal indicaron que altos niveles de F se corresponden con concentraciones que exceden los límites en la legislación de As y otros oligoelementos (B y V), acrecentando la peligrosidad de la ingesta de aguas afectadas por extensos períodos de tiempo. Las regresiones lineales halladas en aguas superficiales fueron entre F-B y F-V, sin alcanzar a demostrar una relación lineal de las concentraciones del F con respecto al As como se observa en la mayoría de los trabajos de otras regiones.

El grado de asociación entre flúor y Arsénico en el acuífero freático está vinculado a la geodisponibilidad en la litología y mineralogía loessica del acuífero explotado y ambientes comparables desde el punto de vista geoquímico de tipo oxidante y bajas velocidades del flujo.

Los resultados generados, proponen ser una herramienta eficaz para la medicina preventiva y proyectos agronómicos, ya que facilita la identificación de los sectores periurbanos y rurales, con potenciales diagnósticos de la fluorosis dental u ósea y del hidroarsenicismo, afectados por los contaminantes naturales del recurso hídrico.

Agradecimientos

Este trabajo se desarrolló en el marco de los Proyectos BID 1728 OC/AR 38089 y PGI 24/A178 respectivamente financiados por la ANPCYT y la SECyT- UNS.

Referencias

- Ayoko, G.A., Singh, K., Steven Balarea, S., Kokot, S. 2007. Exploratory multivariate modeling and prediction of the physico-chemical properties of surface water and groundwater. *Journal of Hydrology*, 336. 115–124.
- Boulding, J.R., Ginn, J.S. 2004. *Practical Handbook of Soil, Vadose Zone, and Ground-Water Contamination*. Second Edition. Lewis Publishers. 1-691..
- Código Alimentario para uso del agua potable de Argentina. 2007. Cap. XII, art. 982 (Res.

- Conj. SPRyRS y SAGPyA N° 68/2007 y N° 196/2007). Buenos Aires, Argentina.
- Choubisa, S.L., 2007. Fluoridated ground water and its toxic effects on domesticated animals residing in rural tribal areas of Rajasthan, India. *International journal of environmental studies*. Vol 64, n° 2, 151-159.
- De La Sota, M., Puche, R., Rigalli, A., Fernandez, L.M., Benassati, S., Boland, R. 1997. Modificaciones en la masa ósea y en la homeostasis de la glucosa en residentes de la zona de Bahía Blanca con alta ingesta espontánea de flúor. *Medicina*. 57, 417-420.
- Di Rienzo, J. A.; Casanoves, F.; Balzarini M. G.; Gonzalez, L.; Tablada M. y Robledo, C. W. 2009. *InfoStat versión 2009*. Grupo infoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Gray, N.F. 1996. *Calidad del Agua Potable. Problemas y soluciones*. Edit. ACRIBIA S.A. 230-236.
- Neal, C., Neal, M., Davies, H., Smith, J. 2003. Fluoride in UK rivers. *The Science of the Total Environment* 314-316, 209-231.
- Paoloni, J.D., Fiorentino, C.E., Sequeiro M. E.. 2003 "Fluoride contamination of aquifers in the southeast subhumid pampa, argentina". *Environmental Toxicology*, Volume 18, Issue5, 317-320.
- Paoloni, J.D., SequeiraM.E., Fiorentino, C.E. 2005. "Mapping of arsenic content and distribution in groundwater in the southeast pampa, Argentina". *Journal of Environmental Health*. vol.7 (8) 50-53.
- Pauwels, H., Ahmed, S. 2007. Fluoride in groundwater: origin and health impacts. *Géosciences*. n. 5, pp. 68-73.
- Puche, R.C. y Rigalli, A., 2007. Fluorosis Esquelética. *Actualizaciones en Osteología*. Vol. 3 (1), 50-52.
- Sajidu, S. M. I., Masamba, W. R. L., Thole, B. and Mwatseteza, J. F. 2008. Groundwater fluoride levels in villages of Southern Malawi and removal studies using bauxite. *International Journal of Physical Sciences*. Academic Journals. ISSN 1538-2273. Vol. 3 (1), pp. 001-011.
- Shiklomanov, I.A., Rodda, J.C. 2003. *World Water Resources at the Beginning of the Twenty-first Century*. Cambridge University Press. ISBN 0521820855 9780521820851. 453 pág.
- U.S. EPA. (U.S Environmental Protection Agency). (1994). Integrated Risk Information System-Online. Cincinnati, Ohio, Criteria and Assessment office. En: IPCS (*Integrated programme on Chemical Safety*). 1998. Environmental Health Criteria 204. Boron. World Health Organization. Geneva.
- Wright J. 2003. *Environmental Chemistry*. Publisher Routledge, 1st edition, chapter 12, 305-330.
- WHO (World Health Organization), 2004. *Guidelines for drinking-water quality*. Volume1. Recommendations. Geneva. 3rd edition. 515pp.
- Zemek, F., Heřman, M., Kierdorf, H., Kierdorf, U., Sedláček, F. 2006. Spatial distribution of dental fluorosis in roe deer (*Capreolus capreolus*) from North Bohemia (Czech Republic) and its relationships with environmental factors. *Science of the Total Environment*, 370. 491-505.

Evaluación de las características hidroquímicas de antiguos cauces del Río Dulce en Villa Nueva, provincia de Santiago del Estero

Walter M. Trejo¹, Marcela E. Terribile¹, Teófilo A. Neme¹, Ángel del R. Storniolo¹ y Juan M. Thir¹

¹ Departamento de Geología y Geotecnia, Facultad de Ciencias Exactas y Tecnología, Universidad Nacional de Santiago del Estero, Avda Belgrano (s) 1912, (4200) Santiago del Estero, Argentina

Mail de contacto: waltermariotrejo@yahoo.com

RESUMEN

El acceso al agua segura, en pequeñas localidades como Villa Nueva, es un problema de vieja data. El Área de estudio está situada en el sector SO de la provincia de Santiago del Estero, y geomorfológicamente se ubica en el tramo medio de la Llanura Aluvial del Río Dulce. Se caracteriza por una sucesión de antiguos cauces colmatados y entrelazados. El trabajo de investigación se orientó hacia la caracterización hidroquímica del acuífero libre, y su utilización como soporte de almacenamiento y de recarga en forma natural o artificial, para el abastecimiento de agua destinada al consumo humano. Mediante perforaciones se realizaron estudios granulométricos de los sedimentos que permitieron obtener una aproximación acerca de la permeabilidad. Los análisis físico-químicos de las muestras de agua obtenidas, no superan los límites tolerables de las aguas seguras, excepto una de ellas, que supera la concentración de sulfatos.

Palabras clave: acuífero, hidroquímica, sedimentos.

ABSTRACT

Access to safe water, in small towns like Villa Nueva, is a long-standing problem. The research area is located in the SW sector of the province of Santiago del Estero, and geomorphologically is located in the middle stretch of the Dulce River Floodplain. It is characterized by a succession of former channels silted and intertwined. The research work was oriented towards free aquifer hydrochemical characterization, and their use as storage media and recharge in natural or artificial, for the supply of water for human consumption. Through perforations were made sediments grain size determination studies, we have obtained an approximation concerning permeability. The physico-chemical analysis of water samples obtained do not exceed tolerable limits of safe water, except one, which exceeds the concentration of sulfates.

Keywords: aquifer hydrochemistry sediments.

Introducción y objetivos.

Ubicación del área de estudio

La necesidad de incrementar la disponibilidad de agua segura, tanto en áreas urbanas como rurales, alejadas de los principales núcleos poblacionales, los que cuentan con importantes fuentes para la explotación y provisión de este significativo recurso, hace necesaria la búsqueda de fuentes alternativas que permitan paliar la escasez de agua en las mencionadas áreas. El estudio geomorfológico es un método indirecto alternativo que es utilizado en la exploración y detección de potenciales áreas portadoras de agua. La falta de agua segura se agudiza

cuando la precipitación es prácticamente escasa o nula en el período comprendido entre junio y septiembre, y las posibilidades de almacenamiento de agua de lluvia se reducen notablemente.

El conocimiento de las características geomorfológicas permite realizar una evaluación acerca de las posibilidades de encontrar formaciones permeables capaces de almacenar y transmitir agua proveniente de las precipitaciones o de escurrimiento superficial (corrientes fluviales naturales o artificiales como los canales de riego). La hidroquímica o química del agua proporciona una idea acerca de las concentraciones de los iones fundamentales, lo cual indica si el agua considerada, se encuentra dentro de los

Metodología

La metodología se basó en la recopilación y evaluación de antecedentes. La información obtenida está relacionada con trabajos y estudios geomorfológicos realizados por otros autores (Aeroterra S.A. 1978; Angueira y Prieto. 2003) que sirvieron de base para la identificación y descripción de unidades y subunidades dominantes en el área de estudio. A través sondeos de observación, se obtuvieron muestras para la realización de análisis granulométrico y posterior identificación de los sedimentos permeables subyacentes. Se tomaron muestras de agua en los pozos existentes y los sondeos realizados para su análisis físico-químico en laboratorio.

Para la selección de los puntos de ubicación de los sondeos realizados, se utilizó una imagen capturada del programa Google Earth (2011), en la cual se identifican los paleocauces existentes en la zona. Ver Figura 2. Ubicación de sondeos. La posición de estos puntos fue registrado en campaña utilizando un navegador GPS para su ubicación en la cartografía definitiva.

Se ejecutaron 3 captaciones: Una de 6" entubada en 4" (Sondeo N° 1) sobre el eje del paleocauce que rodea a la localidad ubicada al norte de la misma, dos perforaciones de 4" entubadas en 3" (sondeos N° 2 y 3).



Figura 2. Ubicación de sondeos

Geomorfología

En base a los antecedentes geomorfológicos (Aeroterra S.A. 1978; Angueira et al. 2003), el área de estudio se encuentra ubicada en la Unidad Geomorfológica Llanura Aluvial del Río Dulce y dentro de la Subunidad Llanura de Inundación Activa del Río Dulce. Ver Fig. 3. Subunidades geomorfológicas.

Subunidad Cono Aluvial de Río Dulce

Su origen se relaciona con una reactivación tectónica reciente sobreimpuesta a la Bajada del Sistema Subandino-Pampeano. Concretamente la existencia de este cono aluvial se corresponde con la acción de la falla de Huyamampa (de dirección N-S) que provocó el hundimiento del bloque oriental. El ápice de este cono se encuentra en el punto de intersección del Río Dulce con la falla de Huyamampa. La erosión retrógrada eliminó la cubierta cuaternaria cuyo material contribuyó a la formación del cono. Esta erosión se vio favorecida por la existencia de una fractura denominada "Falla del Río Dulce" que se manifiesta por la linealidad del cauce del río, aguas arriba del ápice del cono, con una dirección NNO-SSE. La acumulación de estos sedimentos alcanzó un radio aproximado de 50 Km a partir del ápice, otorgando características hidrogeológicas variables en su desarrollo debido a la disminución del tamaño de los materiales depositados en la zona distal del cono, donde la pendiente se redujo. La profundidad media de estos sedimentos es de 150m, con granulometría variada constituyen el principal reservorio de agua subterránea del cual se abastecen los dos principales núcleos poblacionales de la provincia (Santiago del Estero y La Banda).

Subunidad Llanura de Inundación Activa

Esta subunidad abarca una importante superficie, extendiéndose hacia ambos márgenes del Río Dulce, desde la finalización del tramo distal del Cono Aluvial, hasta su desembocadura en la Laguna de Mar Chiquita en la provincia de Córdoba. Los sedimentos depositados por la corriente fluvial van disminuyendo su tamaño, gradando de fino a muy fino, lo cual indica la capacidad de transporte y la estabilización de su perfil de equilibrio. El ancho aproximado de esta subunidad en el área de estudio alcanza los 38 Km, luego, desde allí, el mismo varía hasta su desembocadura entre los 100 y 60 Km. La

Análisis granulométrico

Se realizó el tamizado de las muestras obtenidas en los sondeos de observación con la finalidad de establecer su clasificación, tamaño, el grado de uniformidad de los sedimentos y su distribución en profundidad con el propósito de establecer una correlación mediante la confección de perfiles de pozos. Debido a que la distribución de los materiales en los perfiles de los tres sondeos es similar, se optó por considerar como representativa para el área, solamente la muestra del sondeo 1, correspondiente a la profundidad de 5,80 m

Se seleccionó una pila de tamices de acuerdo a la escala de tamaño de grano tomados de la tabla de Udden-Wentworth, modificado de Adams y otros (1984). Esto nos permite puntualmente establecer a priori, una dominancia de porcentajes de tamaños de sedimentos en el perfil del sondeo.

Los datos fueron volcados a una tabla (Ver Tabla 1. Análisis granulométrico) la que permitió realizar los cálculos correspondientes

Tabla 1. Análisis Granulométrico

MUESTRA N° 1 – Sondeo 1 – Profundidad: 5,80 – 7,30 m					
Tamiz N°	Diámetro en mm	Peso gr	%	% Acumulado	Sedimento
5	4,000	0,00	0,00	0,00	Guija
10	2,000	0,35	0,17	0,17	Sábulo
18	1,000	4,38	2,14	2,31	Arena Muy Gruesa
40	0,750	9,72	2,50	4,81	Arena Gruesa
60	0,250	7,82	6,00	10,81	Arena Mediana
120	0,125	61,69	30,15	40,96	Arena Fina
230	0,062	70,28	34,35	75,31	Arena muy fina
270	0,053	22,36	12,82	88,13	Limo Grueso
Fondo	>0,061	28,00	11,87	100,00	Arcilla
		204,60	100		

para elaborar finalmente la curva acumulativa. (Ver Figura 4. Curva acumulativa).

A partir de ella se extrajeron los valores correspondientes al coeficiente de uniformidad

Para calcular el Coeficiente de Uniformidad se utilizó la siguiente relación:

$$CU = \frac{\Phi 40\%}{\Phi 90\%}$$

Del gráfico obtenemos los valores de diámetro correspondiente al 40 % y al 90%, resultando 0,125 mm y 0,053 mm respectivamente y realizando el cociente el valor de coeficiente de uniformidad es 2,36, lo que nos estaría indicando que se trata de materiales resultantes de una mezcla de arenas medianas a gruesas, en consecuencia con un potencial de permeabilidad buena. La forma de S de la curva granulométrica también puede ser considerada como un indicador de materiales granulares depositados por una corriente de agua.

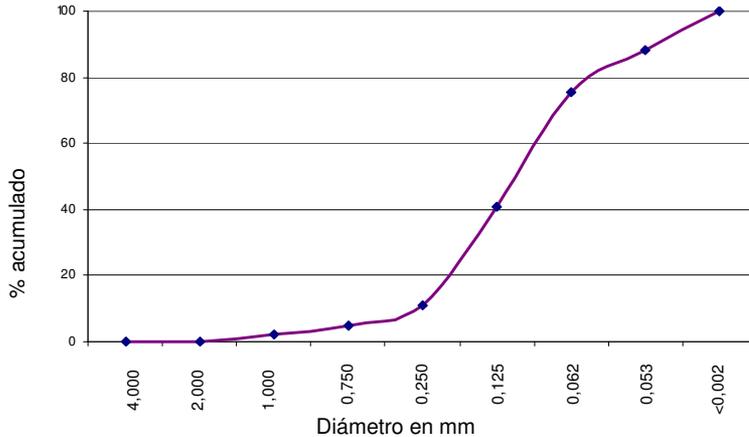


Figura 4. Curva Acumulativa

Hidroquímica del acuífero freático

Se tomaron muestras de agua de los sondeos realizados, cuyas profundidades totales, diámetro y niveles freáticos registrados son los siguientes: Sondeo 1: Ø 4", 6 mbbp, 3,80 mbbp; Sondeo 2: Ø 3", 8 mbbp, 5,70 mbbp y Sondeo 3: Ø3", 8,50 mbbp y 6 mbbp.

Se realizaron los análisis físico-químicos en laboratorio con determinaciones de concentraciones de iones mayoritarios, cuyos valores se encuentran transcritos en la Tabla 2. Propiedades físicas y Tabla 3. Concentraciones de iones mayoritarios. Además se determinaron dos elementos: Flúor y Arsénico, cuyas concentraciones son de interés, Cuando se encuentran contenidos en aguas para consumo humano.

Tabla 2. Propiedades Físicas

Muestra N°	C.E. (µS/cm)	pH	Res. Seco (mg/l)	Dureza Total (mg/l)	Alc. Total (mg/l)
1	1.330	7,3	920	395	370
2	1.390	7.2	980	430	390
3	2.270	7,40	1.912	530	160

Tabla 3. Concentraciones de iones

N° Muestra	CATION mg/l						ANION mg/l				
	Ca ⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺	As	F	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ⁼	Cl ⁻	SO ₄ ⁼	NO ₃ ⁼
1	110	29	120	12	0,016	0,4	451	0	156	58	S/D
2	115	25	130	10	0.010	0,35	480	0	180	160	S/D
3	138	44	375	23	0,018	0,56	195	0	291	787	S/D

mayoritarios

Análisis Gráfico de los Resultados

Con la finalidad de realizar una primera aproximación para la caracterización hidroquímica del acuífero libre, se procesaron los resultados obtenidos en laboratorio utilizando el programa AquaChem 3.7.0042, mediante el cual se obtuvieron los gráficos de Stiff.

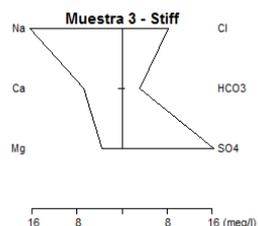
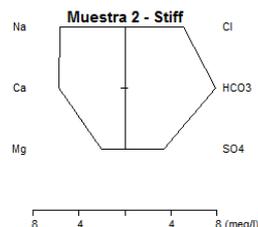
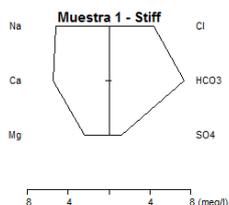
La muestra 1, obtenida en el Sondeo N°1, ubicado en el eje del paleocauce colmatado y que corresponde a un meandro abandonado que bordea la localidad, corresponde a un agua bicarbonatada cálcica. De ello, se infiere que se trata de un agua que proviene de una infiltración o recarga reciente.

La muestra 2, obtenida en el Sondeo N°2, ubicado al SO de la localidad en las proximidades de un meandro abandonado que bordea la localidad, corresponde a un agua bicarbonatada cálcica-sódica. Al igual que la muestra 1, se infiere que se trata de un agua que proviene de una infiltración o recarga reciente.

La muestra 3, obtenida en el Sondeo N°3, ubicado en la plaza de la localidad, se encuentra en lo que podríamos denominar un interfluvio, con material de granulometría no uniforme y de distribución caótica, según los resultados obtenidos en el tamizado, con alternancias de arenas limosas, fina a gruesa. El gráfico expresa que se trata de un agua sulfatada sódica. De ello, se infiere que se trataría de un agua mixta, que al momento de la toma de muestra estuvo influenciado por un descenso del nivel piezométrico debido a un excesivo bombeo al que fue sometido el pozo cavado próximo al sondeo.

CONCLUSIONES

- La granulometría de la muestra obtenida en el sondeo 1, corresponde a tamaños que alternan entre limos arenosos, arenas finas a medianas y gruesas. Esta alternancia en los materiales se corresponde, probablemente, con los diferentes períodos de deposición del río. La forma de la curva acumulativa y el valor obtenido del coeficiente de uniformidad, confirman que se trata de una mezcla de sedimentos que fueron depositados por una corriente de agua.
- Los resultados de análisis físico-químicos de las muestras de agua se encuadran en



los límites tolerables del Código Alimentario Argentino, a excepción de la muestra 3 que supera el límite de concentración de SO_4^{2-} , conductividad eléctrica y residuo seco. Se infiere que esta anomalía se debe tal vez a un sobrebombeo al que fue sometido el acuífero en ese punto, en momentos previos a la toma de muestra.

- El Arsénico y Flúor, no superan los límites de concentración establecidos por el Código Alimentario Argentino (0,01 mg/l y 0,4-0,8 mg/l respectivamente, para temperatura media anual de 26,3 y máxima de 32,6 °C).
- Cabría la posibilidad de plantear un plan de recarga del acuífero libre, a partir de

una evaluación sobre la eficacia de la gestión de la recarga de acuíferos, desde el punto de vista de la calidad del agua, conociendo previamente la calidad natural de la misma, los impactos de las actividades humanas y los procesos geoquímicos involucrados (Asociación Internacional de Hidrogeólogos & Comisión en Gestión de Recarga de Acuíferos. AIH-GRA. 2005

- La utilización de la formación acuífera en el área de estudio tiene características granulométricas apropiadas para la ejecución de una obra de recarga artificial del acuífero libre. La ejecución de dicha obra implicaría la disposición de infraestructuras de bajo impacto ambiental que permitieran la conducción del agua hasta estos puntos. No cabe duda de que el efecto de tales acciones repercutiría de forma positiva en la recuperación, regeneración y mantenimiento del sistema acuífero subyacente. (Molina García et al. 2008)

Referencias

- Aeroterra S.A., 1978. *Estudio Geomorfológico de la Provincia de Santiago del Estero*.
- Angueira Cristina, Prieto D. 2003 *SigSE – Sistema de Información Geográfica de Santiago del Estero*. INTA – ProSusNOA. INTA. ISBN – 987-521-114-1
- Asociación Internacional de Hidrogeólogos & Comisión en Gestión de Recarga de Acuíferos. AIH-GRA. 2005, *Estrategias para la gestión de Recarga de Acuíferos (GRA) en zonas semiáridas*, UNESCO/PHI-LAC, París, 2005.
- Google Earth, Software libre, Version 6.1.0.5001, Fecha de compilación 17/10/2011, Servidor kh.google.com
- Martín, R., Cortés, J., Storniolo, A., Thir, J. 2003, *Zonificación Hidrogeológica de Santiago del Estero*. Universidad Nacional de Santiago del Estero-Facultad de Ciencias Exactas y Tecnologías – Departamento de Geología y Geotecnia.
- Molina García, J. M., Pulido Bosch, A., López Martos, J., Marín, A., Gisbert, J., Vallejos, A. & Fructuoso, M. 2008. *Aprovechamiento de Aguas de Tormentas para Recargar Acuíferos en Regiones Semiáridas*.
- Udden-Wentworth, modificado de Adams y otros (1984), Tabla de clasificación granulométrica.

Evaluación de peligrosidad de contaminación por pesticidas en la cuenca del río Quequén Grande, provincia de Buenos Aires

Sebastián Grondona¹², Sebastián Gavilán¹³, Héctor Massone¹ y Orlando Mauricio Quiroz Londoño¹²

¹ Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata

² Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

³ Comisión de Investigaciones Científicas (CIC)

Mail de contacto: sgrondona@mdp.edu.ar

RESUMEN

La cuenca del Río Quequén Grande está caracterizada por el predominio del cultivo de soja-girasol-trigo siendo el endosulfán uno de los principales agroquímicos utilizados. El acuífero en esta región constituye la principal fuente de abastecimiento de agua, por lo que es necesario desarrollar elementos que permitan lograr un uso sustentable de este recurso. El objetivo de este trabajo fue evaluar la peligrosidad de contaminación por pesticidas del Acuífero Pampeano, considerando las actividades que se desarrollan en esta cuenca. Se construyeron los mapas de vulnerabilidad (metodología DRASTIC-P) y el de carga contaminante (mapa de usos del suelo), obteniéndose de la combinación de ambos el mapa de peligrosidad de contaminación. El área de menor peligrosidad se asocia con la presencia del sistema de Tandilia, donde las actividades agrícolas-ganaderas son menos intensas. La zona con mayor peligrosidad se asocia con la parte baja, donde interaccionan niveles freáticos poco profundos y una intensa actividad agrícola.

Palabras clave: acuífero, peligrosidad, vulnerabilidad

ABSTRACT

Quequén Grande River watershed is characterized by the predominance of soybean-wheat-sunflower and endosulfan is one of the main chemicals used. The aquifer in this region is the main source of water supply, so it is necessary to develop tools to achieve a sustainable use of this resource. The aim of this study was to evaluate the hazard of contamination by pesticides of Pampean aquifer, considering the activities carried out in this watershed. Combining vulnerability maps (DRASTIC-P methodology) and contaminant load (land use map), a pollution hazard map was obtained. The less dangerous area was associated with the presence of Tandilia system where agricultural and livestock activities are restricted. The most dangerous area is associated with the lower part of the basin, where low groundwater levels and intense agricultural interact.

Keywords: aquifer, hazard, vulnerability

Introducción

Desde hace varias décadas, se considera el agua subterránea como un recurso limitado, debido a que en muchas zonas la utilización supera a la recarga natural, además de que la contaminación puede impedir o restringir su uso, por lo que es necesario la elaboración de herramientas para lograr un uso sustentable de este recurso estratégico. El acuífero Pampeano es la única fuente de abastecimiento de agua disponible en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, donde la Cuenca del Río Quequén Grande (CRQG) es la más importante.

Las condiciones económico-políticas en las últimas décadas han favorecido un importante aumento del área cultivada, especialmente la dedicada a la soja, y con ello se incrementó también el uso de plaguicidas y fertilizantes (IPEN-RAP-AL 2008). Este cambio en el uso de la tierra puede generar costos ambientales y sociales indeseables (por ejemplo, afectando escurrimiento superficial y la disponibilidad y calidad del agua subterránea). Estudios realizados en esta zona han detectado la presencia de distintos contaminantes en el agua subterránea (Massone et al, 1998, González et al, 2012)

A partir de la evaluación de la peligrosidad de contaminación del acuífero se obtiene información necesaria y esencial para la protección y gestión de los recursos hídricos subterráneos, ya que identifica aquellas actividades humanas que tienen la mayor probabilidad de tener impactos negativos sobre el acuífero y así indica la priorización de las medidas de control y mitigación necesarias. El peligro de contaminación del agua subterránea es el resultado de la interacción entre la vulnerabilidad intrínseca del acuífero a la contaminación y la carga contaminante que pueden ocasionar diversas actividades humanas desarrolladas en la superficie (Foster et al., 2002).

El objetivo de este trabajo fue evaluar el peligro de contaminación del acuífero Pampeano, que constituye la principal fuente de abastecimiento para todos los usos en la Cuenca del Río Quequén Grande. Para ello, se evaluó la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero, con la metodología DRASTIC-P y la Carga Contaminante Potencial a partir de un mapa de usos de suelo, construido sobre la base de análisis de imágenes satelitales.

Área de estudio

La cuenca del CRQG ocupa un área de aproximadamente 10.000 km² (Figura 1) y se ubica entre las sierras de Tandilia (Teruggi y Kilmurray, 1975) y Ventania (Llambias y Prozzi, 1975). El relleno se conforma por sedimentos cenozoicos, principalmente arenosos y limosos de origen fluvio-eólico, que constituyen un acuífero multicapa no confinado conocido como Pampeano. Este es el más importante y el más explotado en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, con un espesor que puede llegar a 290 m, determinado a partir de perforaciones en los alrededores de la ciudad de Necochea, donde se detectó a esa profundidad el basamento hidrogeológico de esta cuenca (Llambias y Prozzi, 1975).

La composición mineralógica del acuífero es mayoritariamente cuarzo, plagioclasas, feldespato potásico y cantidades variables de sílice amorfa en la forma de vidrio volcánico y en menos proporción micas, minerales opacos y carbonato de calcio (Teruggi, 1957). La recarga proviene de los excesos de precipitación por infiltración, y es del orden de 150 mm por año en promedio (Quiroz Londoño et al, 2012); la descarga es principalmente hacia cursos de agua superficiales. El río Quequén Grande constituye la principal descarga de agua

subterránea al Océano Atlántico (Martínez et al, 2007).

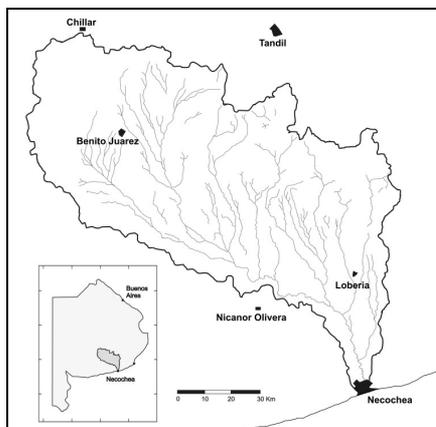


Figura 1. Mapa de la CRQG

El acuífero Pampeano presenta propiedades hidrogeológicas homogéneas, con pocas variaciones a lo largo de su perfil, con valores de conductividad hidráulica que oscilan entre 1 y 10 m/día y valores de porosidad efectiva de entre 5% y 10%. (Auge et al, 2004). La trasmisividad medida en ensayos de bombeos en la ciudad de Mar del Plata oscila entre 600 y 1200 m²/día (Bocanegra et al, 2001).

Los suelos predominantes en la cuenca del Río Quequén Grande son Argiudoles Típicos y Argiudoles Típicos Someros según la carta de suelos elaborada por el INTA para la provincia de Buenos Aires. Estos suelos son el resultado de la acción de un clima subhúmedo sobre materiales loésicos. Poseen un importante enriquecimiento de materia orgánica en el horizonte A y de arcillas en el B (INTA, 1989). Son en general suelos bien desarrollados y con buena distribución areal, presentan colores oscuros y elevados contenidos de materia orgánica y de nutrientes. Esta particularidad los define como los suelos más fértiles del país, por lo que son utilizados casi exclusivamente para la producción hortícola y agrícola extensiva (Alvarez et al, 2008).

Materiales y métodos

El término vulnerabilidad, aplicado al agua subterránea, representa la sensibilidad del acuífero a ser afectado por una carga contaminante liberada en la superficie. Es un concepto intrínseco a la naturaleza del propio acuífero y de las capas de roca y suelo que

conforman la zona no saturada (Foster et al., 1987). La carga contaminante depende de las actividades que se desarrollen y de los posibles contaminantes que estas pueden generar y liberar sobre la superficie del suelo.

Determinación de la vulnerabilidad del acuífero pampeano

Uno de los métodos más empleados en la actualidad para estimar la vulnerabilidad de un acuífero a la contaminación, es el de índice DRASTIC, desarrollado por la Agencia de protección ambiental de E.E.U.U. (Aller et al., 1987). En nuestro país se cuenta con numerosas referencias acerca del uso de esta metodología (Massone et al, 2007, Lima et al, 2011) que requiere de siete parámetros para su determinación, por lo que es más difícil de desarrollar que otras metodologías, pero el resultado obtenido es más cercano a la realidad. El proceso de evaluación de la vulnerabilidad se realizó en entorno de Sistemas de Información Geográfica (SIG) y consistió en tres etapas. En la primera se prepararon los mapas temáticos de base para cada variable a considerar y su posterior transformación a formato raster (resolución espacial de 90 x 90 metros). Posteriormente se asignaron los pesos y/o valores a cada capa de información según lo establecido por la metodología y finalmente se aplicó álgebra de mapas para obtener un mapa de vulnerabilidad final.

Esta metodología utiliza siete parámetros hidrogeológicos a los que se les da dos valoraciones: un peso relativo (5 a 1) según cuán importante sea su contribución a la contaminación y una escala (1 a 10) según el menor o mayor impacto sobre la vulnerabilidad. Los parámetros considerados son:

- (D) Profundidad hasta el nivel freático
- (R) Recarga neta
- (A) Material del acuífero
- (S) Suelo
- (T) Topografía
- (I) Impacto de la zona no saturada
- (C) Conductividad hidráulica

El índice de vulnerabilidad (ID) es igual a la sumatoria de los productos del peso (p) por el impacto (i) de cada parámetro:

$$ID = DpDi + RpRi + ApAi + SpSi + TpTi + Ipli + CpCi$$

Posteriormente, los índices obtenidos se agrupan para obtener zonas de diferentes grados de vulnerabilidad, considerando que a mayor valor índice mayor vulnerabilidad. El rango de valores obtenidos en esta metodología varía entre 0 y 255, siguiéndose lo establecido por Vergara Florez (2009) para definir los rangos de vulnerabilidad del acuífero (Tabla 1).

Tabla 1. Rangos de vulnerabilidad del acuífero según los ID obtenidos

Puntaje	Grado de Vulnerabilidad
<120	Vulnerabilidad Muy baja
120-140	Vulnerabilidad Baja
140-160	Vulnerabilidad Moderada
160-180	Vulnerabilidad Alta
>180	Vulnerabilidad Muy Alta

Cuando se pretende considerar el impacto de algún contaminante en particular (nutriente, patógeno, pesticida, etc.) o en el marco de alguna actividad determinada (industrial, agrícola-ganadera, etc.) se debe determinar la vulnerabilidad específica (Auge, 2003). Así sucede con el método utilizado en este trabajo, DRASTIC-P, que considera la incidencia de las actividades agrícolas, en particular de los pesticidas. Es en realidad una modificación de los pesos del método original DRASTIC (Aller et al. 1987). Los factores a los cuales se les modifica el peso son: profundidad del nivel freático, tipo de suelo e impacto de la zona no saturada.

Determinación de la carga contaminante

La carga contaminante potencial se determinó a partir del mapa de usos del suelo de la CRQG, para cuya confección se utilizaron tres escenas Landsat-TM (órbita/fila: 224/86, 224/87 y 225/86) de tres fechas distintas cada una. Las fechas corresponden a períodos estacionales consecutivos (otoño/invierno-primavera/verano-otoño/invierno) ocurridos entre los años 2006 y 2007. Se aplicaron algoritmos de clasificación supervisada sobre las imágenes ya georreferenciadas que generaron mapas temáticos donde cada nivel digital (ND) corresponde a una clase espectral

distinta. El proceso comenzó con la selección de píxeles (áreas de entrenamiento) representativos de las clases de interés. Para eso, es necesario hacer una interpretación visual de la imagen teniendo un conocimiento previo del área de estudio. En la siguiente etapa (fase de asignación) los píxeles que están fuera de las áreas de entrenamiento se asignan a cada clase por la similitud estadística de sus ND. En esta etapa, las clases resultantes de la clasificación son de tipo espectral. Esto se debe a que corresponden a grupos de valores espectrales homogéneos, teniendo una reflectividad similar en las bandas consideradas y en la fecha de adquisición de la imagen (Chuvieco, 2002). El mapa obtenido luego de esta fase no fue el mapa final de uso del suelo, sino que es un mapa temático con categorías preliminares. Estas categorías son: "agua", "vegetación", "suelo descubierto" y "forestal". Las clases "arena" y "urbano" se determinaron con polígonos digitalizados manualmente ya que varían escasamente en el tiempo y, por su similitud espectral con otras clases, pueden confundir la asignación.

Para confeccionar el mapa final, se agregó la dimensión temporal desde un análisis multiestacional usando clasificadores en árbol (decision tree classifier, Chuvieco, 2002). Este análisis afecta principalmente a las cubiertas más dinámicas: los tipos de vegetación, teniendo en cuenta su variación fenológica anual (Tabla 2). Esta técnica consiste en discriminar secuencialmente cada categoría usando operadores lógicos condicionales (IF...THEN...) y operaciones matemáticas entre las clasificaciones de cada fecha que simulan la toma de decisiones que realizaría un intérprete (Richards, 1993). Para utilizar estos operadores es necesario confeccionar mapas booleanos que nos permitan interpretar fácilmente el resultado de la operación (ej. Vegetación=1, no vegetación=0). En las áreas donde se encuentra pastizal natural y pasturas (áreas de uso ganadero) se espera encontrar una cobertura similar en todas las estaciones quedando el operador de la siguiente manera.

IF (veg-fecha1*veg-fecha2*veg-fecha3=1)
THEN uso ganadero

Por lo tanto, si la multiplicación del ND de cada píxel de la categoría "vegetación" para las tres fechas analizadas da como resultado el

valor 1, entonces ese píxel ingresará en la clase "uso ganadero". Para el caso de la clase "uso agrícola" la regla de decisión será la siguiente:

IF (veg-fecha1*veg-fecha2*veg-fecha3=0)
THEN uso agrícola

Si un píxel de cualquiera de las imágenes de las diferentes fechas tiene un valor de 0 (No vegetación) la multiplicación dará como resultado 0 y este píxel será asignado a la clase "uso agrícola". De esta manera se confeccionan las clases finales cuyas categorías son: "agua", "uso ganadero", "uso agrícola", "arena" (medanos zona costera), "forestal" y "urbano".

Tabla 2. Estado fenológico de la vegetación en cada mes del año para la CRQG

	Trigo	Soja 1°	Soja 2°
Ene	ya cosechado	veg / floración	vegetativo
Feb	suelo descubierto	llenado de granos	veg / floración
Mar		madurez cosecha	llenado de granos
Abr		ya cosechado	madurez cosecha
May			ya cosechado
Jun		germ/emerg	suelo descubierto
Jul	vegetativo		
Ago			
Sep			
Oct	inicio florac.	germ/emerg	
Nov	llenado de granos	vegetativo	germ/emerg
Dic	madurez		vegetativo

Tabla 2. (Continuación)

	Girasol	Maíz	Pastizal natural	Pasturas
Ene	veg / floración	vegetativo	veg. seca	veg. seca
Feb	llenado de granos	veg / floración		
Mar	madurez cosecha	llenado de granos	rebrote especies de invierno (veg. verde)	vegetativo
Abr	ya cosechado	madurez cosecha		
May	suelo descubierto	ya cosechado		
Jun		suelo descubierto	veg. seca	
Jul				
Ago				
Sep			rebrote especies de verano (veg. Verde)	veg. muy vigorosa
Oct	germ/emerg	germ/emerg		
Nov	vegetativo	germ/emerg		
Dic		vegetativo		

Posteriormente se le asignó a cada uno de estos usos del suelo un peso (1 a 6), cuyo valor dependió del impacto potencial, considerando que aquellos valores mayores son los que

tienen mayor probabilidad de impactar negativamente el recurso natural considerado.

Resultados y discusión

El mapa de vulnerabilidad del acuífero se construyó originalmente mediante el método DRASTIC, pero debido a la alta homogeneidad del mapa resultado y considerando que se está evaluando la peligrosidad de contaminación por pesticidas del acuífero, se consideró que lo correcto es trabajar con la metodología DRASTIC-P (Massone et al, 2007, Lima et al, 2011). El resultado fue un mapa con mayor heterogeneidad y zonas de distinta vulnerabilidad claramente demarcadas (Figura 2).

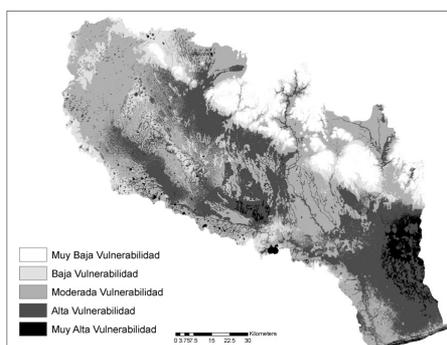


Figura 2. Mapa de Vulnerabilidad Específica a la contaminación por agroquímicos

El Índice DRASTIC resultante varió entre 97 y 197 para la CRQG, con un índice promedio de 135. Más del 40 % de la cuenca cae bajo la categoría de vulnerabilidad media (Tabla 3). Los sectores de menor vulnerabilidad se corresponden con la zona alta de la cuenca y las sierras de Tandilia, donde el nivel freático es más profundo. En cambio, las áreas más vulnerables se observan en la zona baja especialmente, donde los suelos tienen una textura más gruesa y el agua subterránea se encuentra a menor profundidad.

Tabla 3. Distribución de la vulnerabilidad en la CRQG

Grado de Vulnerabilidad	Porcentaje del terreno (%)
Vulnerabilidad Muy baja	9.68
Vulnerabilidad Baja	11.87
Vulnerabilidad Moderada	43.46
Vulnerabilidad Alta	31.84
Vulnerabilidad Muy Alta	3.16

Se calcularon los valores promedio de cada uno de los parámetros y el porcentaje que cada uno de ellos representa con respecto al valor del índice promedio para el área considerada (Tabla 4). Puede observarse que el mayor aporte en el cálculo del índice esta dado por los parámetros D, R, A y S, pero como R prácticamente no varía en la cuenca y A es constante en toda ella, se puede asumir que los parámetros que más influyen en la vulnerabilidad del acuífero son D y S.

Tabla 4 ID promedio de cada parámetro y porcentaje que representan del total.

	Promedio	%
D	27	19.6
R	24	17.5
A	24	17.5
S	25	18.2
T	15	10.9
I	16	11.6
C	6	4.4

Con respecto al mapa de Carga Contaminante potencial (Figura 3), se establecieron las siguientes reglas: aquellas zonas en las cuales la actividad agrícola es predominante, la posible carga contaminante al acuífero, es la máxima. Para las zonas urbanizadas el potencial de contaminación es alto, relacionadas principalmente con fuentes de contaminación del tipo puntual (Blanchoud et al, 2004, Blanchoud et al, 2007). Otra importante fuente de carga contaminante está dada por las áreas de vegetación natural para uso ganadero, donde los pesticidas no son aplicados directamente, pero se estima que en aquellos lugares donde la aplicación es constante, estos pueden sufrir hasta un 90% de volatilización (Pimentel y Levitan, 1986), por lo que posteriormente el plaguicida puede sufrir deriva por acción de los vientos (Tabla 5).

Tabla 5. Pesos de los distintos usos del suelo

Uso del suelo	Carga Contaminante Potencial
Agrícola	6
Ganadero	5
Urbano	4
Arena	3
Forestal	2
Agua	1

Posteriormente, este mapa fue validado en campo, mediante la entrevista a informantes calificados, que confirmaron que los usos del

suelo identificados mediante el análisis de imágenes satelitales se aproxima a los presentes en la cuenca de estudio.

El mapa de peligrosidad de contaminación se realizó asignándole un peso a cada categoría de los mapas de vulnerabilidad y carga contaminante potencial y posteriormente multiplicando estos pesos pixel a pixel, obteniéndose una nueva valoración para cada pixel, que serán nuevamente clasificados en distintas categorías (Tabla 6). El mapa obtenido (Figura 4) indica cuáles zonas podrían ser afectadas en mayor medida y de manera más rápida por cargas contaminantes generadas en la superficie del terreno, en función de las características del medio en ese punto.

Este mapa resultado fue cotejado con mediciones puntuales de concentraciones del insecticida Endosulfan en pozos de agua subterránea en la CRQG durante el año 2009. No se observó una relación directa entre las mayores concentraciones del insecticida y las zonas de mayor peligrosidad, aunque para llegar a una conclusión más certera sería necesario realizar más análisis, ya que en esta oportunidad solo se efectuaron determinaciones en 18 muestras. Esto puede ser debido a que el modelo no tiene en cuenta el movimiento del agua subterránea ni las posibles interacciones entre el insecticida analizado y la matriz del suelo. Otro factor a tener en cuenta son las condiciones climáticas imperantes en el momento de la aplicación del insecticida, ya que

este llega más fácilmente al acuífero cuando ésta es previa a precipitaciones importantes.

Tabla 6. Rangos de peligrosidad de contaminación y su representación areal

Grado de Peligrosidad	Porcentaje del terreno (%)
Peligrosidad Muy baja	12.34
Peligrosidad Baja	22.05
Peligrosidad Moderada	39.28
Peligrosidad Alta	24.34
Peligrosidad Muy Alta	1.99

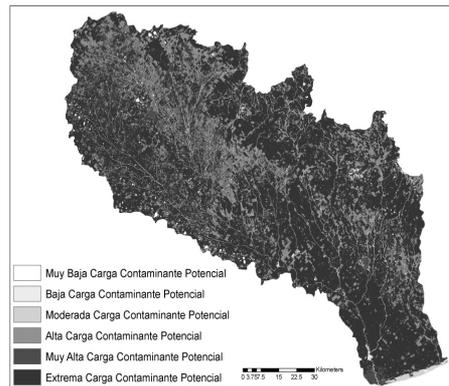


Figura 3. Mapa de Carga Contaminante

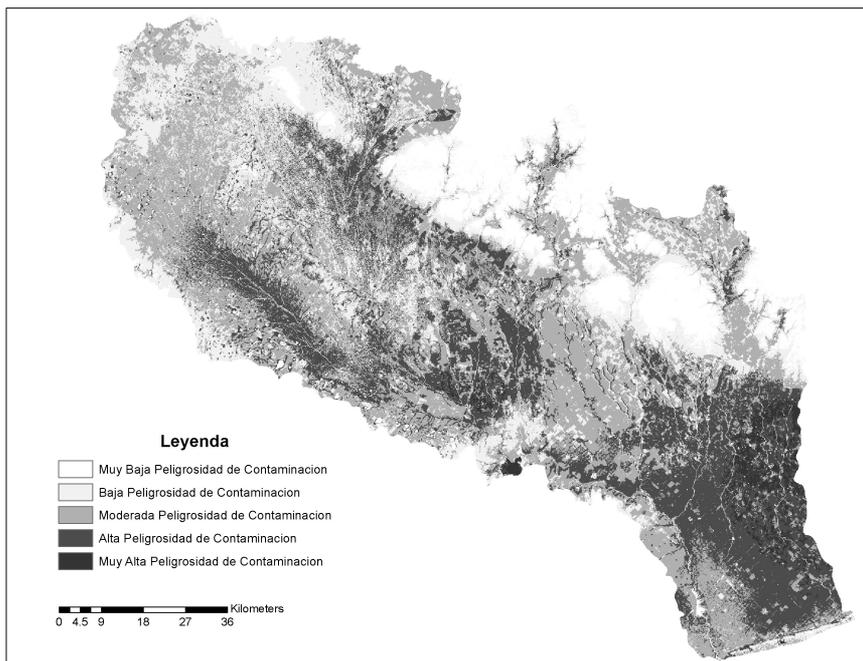


Figura 4. Mapa de Peligrosidad de Contaminación del Acuífero Pampeano

Conclusiones

De la combinación de ambos mapas se obtuvo un mapa final de peligrosidad de contaminación del acuífero, en el que se observa que el 25% de la superficie posee una peligrosidad baja, el 39% moderada y aproximadamente el 25% una peligrosidad alta. El área de menor peligrosidad se asocia con la presencia del sistema serrano de Tandilia, donde las actividades agrícolas-ganaderas están restringidas y el acuífero a una profundidad mayor. La zona con mayor peligrosidad coincide aproximadamente con la parte baja de la cuenca, donde interaccionan menores niveles freáticos y una intensa actividad agrícola y con los cauces de los principales cursos de agua.

En base a este mapa se pueden realizar los primeros pasos en la Gestión del Riesgo de Contaminación del Acuífero Pampeano, definiendo áreas en las cuales deben restringirse o prohibirse ciertas actividades e implementar acciones de seguimiento y de prevención de la contaminación. Sin embargo, en el momento de toma de decisiones debe

considerarse que el mapa final está resuelto a escala regional, por lo que la información brindada tiene una precisión asociada a esta escala; por lo tanto estudios de detalle serán necesarios para trabajar a otra escala.

Referencias

- Aller, L., Bennet, T., Lher, J.H. y Petty, R.J. 1987. DRASTIC. *A standardized system for evaluating groundwater pollution potencial using hydrogeologic setting*. U.S. EPA Report 600/2-87-035 Ada, Oklahoma.
- Alvarez, M.F., Osterrieth, M.L., Bernava Laborde, V. y Monti, L. 2008. Estabilidad, morfología y rugosidad de agregados de Argiudoles Típicos sometidos a distintos usos: su rol como indicadores de la calidad física de suelos de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ciencias del Suelo* 26 (2): 115-129.
- Auge, M. 2003. *Vulnerabilidad de acuíferos. Conceptos y métodos*. Ebook: 1-38. RedIRIS Red Académica y Científica de España en Internet. <http://tierra.rediris.es/hidrored/ebooks/vulnerabilidad.html>

- Auge, M.P., Hirata, R. y López Vera, F. 2004. *Vulnerabilidad a la Contaminación por Nitratos del Acuífero Puelche en La Plata Argentina*. E-book: 1-187. FCEN UBA. www.gl.fcen.uba.ar/Hidrogeología/auge/libros.htm Buenos Aires.
- Blanchoud, H., Farrugia, F. y Mouchel, J.M. 2004. Pesticide uses and transfers in urbanised catchments, *Chemosphere*, Volume 55, Issue 6, 905-913.
- Blanchoud, H., Moreau-Guigon, E., Farrugia, F., Chevreuil M. y Mouchel, J.M. 2007. Contribution by urban and agricultural pesticide uses to water contamination at the scale of the Marne watershed, *Science of The Total Environment*, Volume 375, Issues 1-3, 168-179.
- Bocanegra, E., Massone, H., Martínez, D., Civit, E. y Farena, M. 2001. Groundwater contamination: risk management and assessment for landfills in Mar del Plata, Argentina. *Environmental Geology*, Vol. 40 (6): 732-741.
- Chuvieco, E. 2002. Teledetección ambiental, la observación de la tierra desde el espacio. 1ª edición. Barcelona. Ed. Ariel Ciencia.
- Foster, S.; Ventura, M. y Hirata, R. 1987. Contaminación de las Aguas subterráneas, un enfoque ejecutivo de la situación en América Latina y el Caribe en relación con el suministro de agua potable. En el marco de las *Terceras Jornadas de Actualización en Hidrología Subterránea*. Huerta Grande, Córdoba.
- Foster, S, Hirata, R., Gomes, D., D'Elia, M. y Paris, M. 2002. *Protección de la Calidad del Agua Subterránea*. GW-MATE-UNESCO-Banco Mundial. 115 pp.
- Gonzalez, M., Miglioranza, K.S.B., Shimabukuro, V.M., Quiroz Londoño, O.M., Martínez D.E., Aizpun, J.E y Moreno, V.J. 2012. Surface and groundwater pollution by organochlorine compounds in a typical soybean system from the south Pampa, Argentina *Environmental Earth Science* Special Issue 65 (2): 481-491.
- INTA-Castelar.1989.*Descripción de Cartas de Suelo Prov. Bs. As.* Esc.1:500.000.525 pp.
- IPEN-RAP-AL, 2008. El endosulfán y sus alternativas en América Latina. International POPs Elimination Network (IPEN), *Red de Acción en Plaguicidas y sus Alternativas para América Latina (RAP-AL)*. Volumen I. Fernando Bejarano, Coordinador. Disponibles en http://caata.org/publicaciones_-_alternativas_a_plaguicidas.html. Consultado el 25/3/2012.
- Llambías, E. y Prozzi, C.R. 1975. Ventania. En Geología de la Provincia de Buenos Aires, 6º *Congreso Geológico Argentino*, Relatorio 79-101, Buenos Aires.
- Lima, M.L., Zelaya, K., Massone, H. 2011. Groundwater vulnerability assessment combining the drasticand dyna-clue model in the Argentine Pampas. *Environmental Management*. Volume 47, Number 5, 828-839.
- Martínez, D.E., Quiroz Londoño, O.M., Dapeña, C., Massone H.E., Ferrante, A. y Bocanegra E. 2007 Aportes al modelo hidrogeológico conceptual de la cuenca del río Quequén Grande provincia de Buenos Aires. V *Congreso Argentino de Hidrogeología Actas*, 262-271.
- Massone, H.E., Martínez, D.E., Cionchi, J.L y Bocanegra, E.M. 1998. Suburban Areas in Developing Countries and its Relation with Groundwater Pollution. Mar del Plata (Argentina) as a Study Case. *Environmental Management*, Springer International, Vol 22 (2): 245-254.
- Massone, H., Quiroz Londoño, M., Tomas, M. y Ferrante, A. 2007. Evaluación de vulnerabilidad de acuíferos libres en cuencas de llanura Periserranas. Estudio de caso: Balcarce, provincia de Buenos Aires. V *Congreso Argentino de Hidrogeología*, 16 al 19 de octubre, Paraná.
- Pimentel, D. y Levitan, L. 1986. Pesticides: Amounts of applied and amounts reaching pests. *Biogeosciences*, 36: 86-91
- Quiroz Londoño O.M., Martínez D.E., y Massone H.E. 2012. Evaluación comparativa de métodos de cálculo de recarga en ambientes de llanura. La llanura interserrana bonaerense (Argentina), como caso de estudio. *Revista DYNA* (Journal of th school of mine). Vol 171, 239-247.
- Richards, J.A. 1993. *Remote Sensing Digital Image Analysis, An Introduction*, 2ª edición, Berlín. Ed. Springer-Verlang.
- Teruggi, M. 1957. The nature and origin of argentine loess. *Journal of Sedimentary Petrology*, vol. 27 (3): 322-332.
- Teruggi, M.E. y Kilmurray, J.O. 1975. Tandilia. En Relatorio Geología de la provincia de Buenos Aires, 6 *Congreso Geológico Argentino*, 55-77
- Vergara Flórez, V., Gutiérrez Ribon, G. y Flórez Ramos, H. 2009. Evaluación de la vulnerabilidad del acuífero Morroa a contaminación por plaguicidas aplicando la metodología DRASTIC. *Ingeniería y Desarrollo* [online]. N.26 ISSN 0122-3461.

La hidrogeoquímica como herramienta de gestión de agua subterránea. Caso de estudio: Intendente Alvear, La Pampa, Argentina

María E. Ughetti⁽¹⁾, Carlos J. Schulz⁽¹⁾, Eduardo C. Castro⁽²⁾

⁽¹⁾Universidad Nacional de La Pampa, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Avenida Uruguay N° 151 Santa Rosa (6300), La Pampa, Argentina. Teléfono 2954 425166.

⁽²⁾Universidad Nacional de La Pampa, Facultad de Ciencias Humanas. Coronel Gil N° 353 Santa Rosa (6300), La Pampa, Argentina. Teléfono 2954 451600.

Mail de contacto: memiu07@yahoo.com.ar

RESUMEN

En la actualidad la hidrogeoquímica se constituye en una herramienta importante como soporte para una adecuada gestión de las aguas subterráneas. Es así que el principal objetivo de este trabajo es utilizar la hidrogeoquímica como una metodología de gestión de agua potable en la localidad de Intendente Alvear, Dpto. Chapaleufú, ubicada al Noreste de la provincia de La Pampa. Para ello se complementará dicho trabajo con otras metodologías tradicionales. En ambientes medanosos, como lo es el comprendido por el área de estudio, el agua subterránea es la principal fuente de abastecimiento para la población, pero su explotación se encuentra parcialmente limitada por la presencia de elementos perjudiciales para la salud. La comprensión de los resultados obtenidos servirá como referencia y antecedente para lugares con características hidrogeológicas similares, y además será una vía para la gestión del agua subterránea en dicha localidad incitando a un aprovechamiento racional y sustentable de la misma.

Palabras claves: aguas subterráneas, gestión, hidrogeoquímica, Intendente Alvear.

ABSTRACT

At present hydrogeochemistry constitutes an important tool to support proper management of groundwater. Thus, the main objective of this work is to use an hydrogeochemical methodology drinking water management in the city of Intendente Alvear, Dept. Chapaleufú, located northeast of the province of La Pampa. To do such work will be complemented with other traditional methodologies. In sandy environments, like the study area, groundwater is the main source of supply for the population, but their management is partially limited by the presence of unhealthy elements. The knowledge of these results serves as a reference and background for places with similar hydrogeological characteristics, and will also be a pathway for groundwater management in the locality prompting a rational and sustainable utilization.

Keywords: groundwater management, hydrogeochemistry, Intendente Alvear.

Introducción

A lo largo del tiempo las aguas subterráneas, definidas como a aquellas que se encuentran bajo la superficie del suelo, en acuíferos libres o confinados (Ley 607 Código de aguas de la provincia de La Pampa., 1974) han tenido particular importancia en el abastecimiento de poblaciones y en diferentes actividades, tal como la agricultura (Calcagno et al., 2000) (UNESCO., 2003). Para la región pampeana, las aguas subterráneas constituyen un elemento esencial para la regulación de sus

recursos y para sobrepasar períodos de sequía (Calcagno et al., 2000).

De acuerdo a los Principios Rectores de Política Hídrica de la República Argentina el agua es un bien de primera necesidad imprescindible para la vida. Es un recurso escaso, de muy fácil contaminación, susceptible de valoración económica (Balestri et al., 2001) y su distribución puede provocar la transmisión de distintos tipos de enfermedades poniendo en riesgo la salud de la población (Schulz et al., 1999).

La localidad de Intendente Alvear, La Pampa, no está exenta a esta situación, ya que

las aguas subterráneas constituyen la única fuente de agua para abastecimiento y para aprovechamiento socioeconómico dependiendo exclusivamente de ella. Sumado a esto históricamente la obtención de agua para consumo ha sido sumamente restringida por el contenido de As, F y otros oligometos (Castro y Schulz., 2009) (Schulz et al., 2007).

Frente a este escenario el objetivo del siguiente trabajo fue utilizar la hidrogeoquímica como una metodología de gestión de agua potable en la localidad de Intendente Alvear, Dpto. Chapaleufú, ubicada al Noreste de la provincia de La Pampa Argentina.

Área de estudio

El área de estudio se circunscribe en la localidad de Intendente Alvear (ver figura N° 1), Dpto. Chapaleufú, en el Noroeste de la provincia de la Pampa.

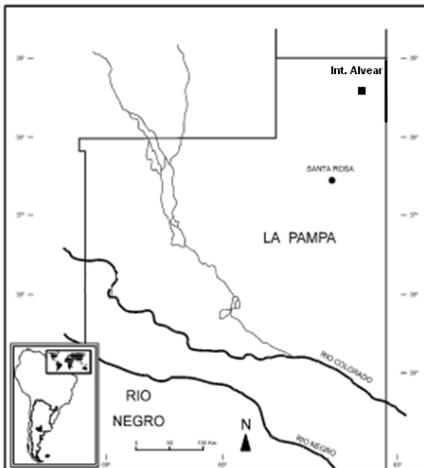


Figura 1. Localidad de Intendente Alvear, área de estudio, inserta en el Noreste de la Provincia de La Pampa.

Según el Inventario Integrado de los Recursos Naturales de la Provincia de La Pampa, Intendente Alvear pertenece a la Pampa húmeda y tiene un clima edáfico de tipo Térmico, de régimen Ústico. En cuanto a las precipitaciones este informe, partiendo de datos de diferentes localidades y para una serie de 1941-1960, calculó una media de 707 mm/año y una temperatura media de 16 °C.

Intendente Alvear, de acuerdo al censo poblacional realizado en el año 2001, tiene aproximadamente 6624 habitantes (Dirección General de Censos y Estadísticas., 2012) de los

cuales el 90% posee abastecimiento de agua potable. Este servicio, actualmente, es prestado por la Cooperativa de Electricidad, Obras y Servicios Públicos de Intendente Alvear Limitada (COSERIA).

El área hidrogeológica (ver figura N° 2) que abastece a la población está localizada a unos 12 Km hacia el WSW de dicha localidad, según coordenadas Gauss-Krueger X=6.092 e Y=4.436.000. Esta abarca aproximadamente 750 ha y está situada en un predio rural en pleno desarrollo agrícola-ganadero, en donde actualmente existen 14 perforaciones para el abastecimiento de la población.

Esta zona acuífera tiene características geomorfológicas, geoquímicas, hidrológicas y ecológicas particulares. Esto la hace única e indispensable para la provisión de agua potable a la localidad ya que no existe otra fuente de agua posible apta para consumo humano en un radio de 10 Km, debido a que se observan altos niveles de tenor salino, flúor, arsénico, sulfatos, cloruros entre otros (Castro y Schulz., 2009).

Geológicamente, en el área, se pueden distinguir tres unidades:

- Formación Junín: la cual está constituida por: a) Miembro Superior: conformado por arenas de tamaño variable, a veces limosas, inconsolidadas, prácticamente sin contenido cálcico, compuestas fundamentalmente por cuarzo, feldespatos, máficos y vidrio volcánico. Sobre esta formación se desarrollan en general los incipientes suelos del sector. Su espesor es variable, desde una capa delgada o ausente en las lomas, hasta 3 m en algunos puntos. Se desarrolla entre las áreas lagunares y bordes cuspidales, fruto de la remoción eólica del Lujanense y el Pampeano, por agentes principalmente eólicos. b) Miembro basal: integrado por arenas gruesas a finas y limosas o limosas-arenosas, son cuarzosas, tienen vidrios, y en menor cantidad máficos y feldespatos. Se presentan desde consolidadas a friables. El carbonato de calcio está presente aunque en estado pulverulento. Su potencia varía desde 2,80 m hasta 6,00 m. El conjunto es de color pardo amarillento a pardo rojizo y ambos miembros están separados por un diastema o discordancia erosiva.
- Formación La Pampa o Pampeano que es un conjunto de capas alternantes limosas-arenosas y arcillosas, mezcladas en donde se encuentran los acuíferos más importantes de la provincia de La Pampa; y

- Formación Paraná constituida por capas de origen marino, de la edad del Mioceno (Castro et al., 2005).



Figura 2. Imagen satelital del área hidrogeológica que abastece de agua a Int. Alvear (L.P). Extraída de www.googleearth.com.

El área acuífera es una llanura de agradación cuyo origen se remonta a la época del Terciario-Cuaternario temprano, que con el tiempo ha sido afectada por factores físicos que dieron por resultado una sucesión de bajos y lomas. Estas geoformas suelen denominarse cuencas o cubetas de deflación y médanos, cuyos tamaños son variables (Malagnino, 1989).

Generalmente los bajos más profundos se comportan como lagunas temporarias, mientras que las áreas más elevadas son médanos antrópicos que se han desarrollado sobre planicies medanosas antiguas. En esta capa arenosa se diferencian distintas unidades que conforman áreas de infiltración plena ya que carecen de perfil edáfico y de capacidad de retención. Estas unidades son: Planicies arenosas (son planos inclinados de superficie suave con desniveles menores a 0.50 m. y de suelos de tipo arenosos francos de buen drenaje), Planicies medanosas (son las partes más altas que se extienden entre médanos y que poseen superficies onduladas) y Médanos (son acumulaciones arenosas acordonadas en las cuales se pueden distinguir médanos vivos y médanos fijos).

Hidrogeológicamente existe un acuífero de tipo libre o freático estando el agua subterránea contenida en la parte superior de la Formación Pampeano y la parte inferior del manto arenoso. Al tener un carácter arenoso presenta caudales que varían desde 1,5 m³/hm hasta aproximadamente 6 m³/hm (Castro et al, 2009).

A partir de la geología y la geomorfología del área se crea un sistema en donde surgen dos zonas hidrológicas: a) Partes cuspidales: actúan como zonas de recarga. b) Zonas bajas: se comportan como zonas de descarga. Estas zonas tiene particular importancia ya que a medida que la recarga disminuye, el agua se vuelve prácticamente inútil debido a que se produce un incremento de sales y de elementos como Flúor y Arsénico (Castro et al, 2005).

Metodología

La metodología de trabajo consistió en diferentes etapas:

- *Recopilación y síntesis bibliográfica:* Incluyó la búsqueda, selección y análisis de la bibliografía existente relacionada con la climatología, geomorfología, geología, hidrogeología e hidrogeoquímica del área de trabajo. Realización de un registro histórico de cada uno de los pozos considerando residuo seco, pH, conductividad (mmho/cm), Cl⁻, SO₄⁼, CO₃⁼, CO₃H, alcalinidad total, dureza total, Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, Fe⁺⁺⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, F⁻, As⁺⁺⁺, Na⁺, K⁺ y RAS en mg/l en todos los casos.
- *Operaciones de Campo:* Comprendió tareas de inventariado de obras de captación existentes, medición de la profundidad del nivel freático y muestreo de agua subterránea. Luego se hizo uso de programas informáticos referidos al tema, para representar gráficamente los resultados analíticos de las muestras.

Resultados

En la Tabla 1 se presenta el resumen estadístico de los valores de Sólidos Disueltos Totales (SDT), pH, Conductividad Eléctrica (C. E.) y Cloruros (Cl) obtenidos para las muestras de las perforaciones.

Tabla 1: Resumen estadístico de las muestras de agua subterránea.

	SDT (mg/L)	PH	C.E (μS/cm)	Cl- (mg/l)
Mínimo	700	7,5	1102	84
Máximo	7100	8,5	5551	2098
Media	920	8,3	1463	125

Para la clasificación hidroquímica de las muestras se utilizó el diagrama de Piper (Figura 3).

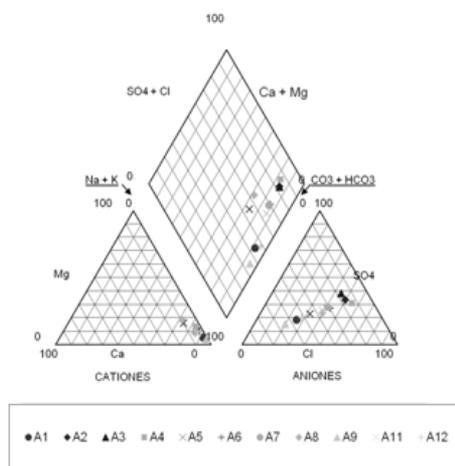


Figura 3. Diagrama de Piper de muestras de perforaciones de explotación

En el mismo puede observarse que las muestras A9 y A1 son bicarbonatas sódicas, hay cuatro muestras que son sódicas sin anión dominante (A5, A2, A11 y A7), mientras que el resto son cloruradas sódicas. Revisando bibliografía de años anteriores también se observaron los mismos resultados (Castro., 2009).

También se detectó, en el período 1994-2010, que históricamente la explotación de algunos pozos estuvo sumamente condicionada al contenido de

As y F. Tal es el caso del pozo 12 (Figura 4), en donde el valor medio de As ara ese período fue de 0,12 mg/l con un máximo de 0,20 mg/l y un mínimo de <0,04 mg/l. Estos valores superan lo dispuesto por el Código Alimentario Argentino (0,01 mg/l) y el Decreto N° 193 de la Ley Provincial 1027 (0,15-0,18 mg/l), actualmente derogada.

En cuanto al pozo 11(Figura 5) presenta una situación similar pero en este caso con el F. Para el período seleccionado el valor medio fue 4,30 mg/l con un máximo de 6,14 mg/l y un mínimo de 2,45 mg/l, todos estos valores superiores a lo establecido por el Código Alimentario Argentino (0,8-1,3 mg/l) y por el Decreto N° 193 de la Ley Provincial 1027 (1,2-1,8 mg/l), actualmente derogada.

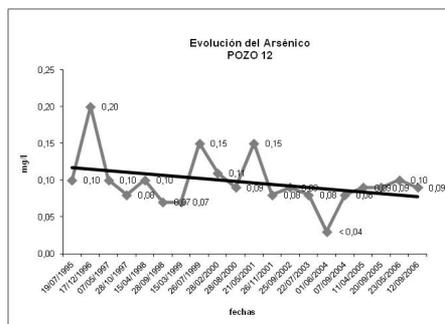


Figura 4. Evolución del arsénico para el período 1994-2010 para el pozo 12.

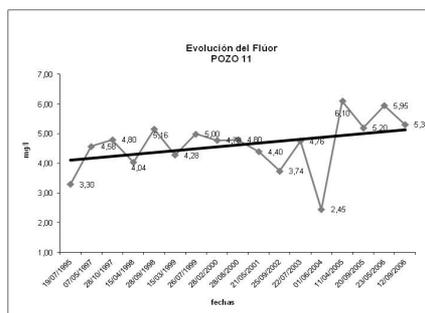


Figura 5. Evolución del Flúor para el período 1994-2010 de pozo 11.

Según un estudio previo (Ughetti et al, 2011) donde se comparó las precipitación y la concentración de As y F de los pozos a través

del tiempo se detectó que las precipitaciones son un elemento esencial en la recarga del área hidrogeológica. A su vez, condicionan la concentración del As y el F, en años con precipitaciones por sobre la media el agua provoca un efecto diluyente disminuyendo las concentraciones de estos elementos y en épocas donde las precipitaciones son menores se produce un aumento de los mismos.

Conclusiones

La comprensión de los resultados indica que si bien en el área de estudio se pueden detectar sectores con un buen potencial para la obtención de agua subterránea, históricamente la explotación ha sido condicionada al contenido de Arsénico, Flúor y otros oligoelementos. Este trabajo además de aportar un mayor conocimiento a la zona de estudio permitió incluir la hidrogeoquímica como herramienta, a la correcta gestión y planificación hídrica del recurso agua.

Agradecimientos

Agradecemos a COSERIA la ayuda brindada durante el desarrollo de las tareas de campo y al laboratorio del Departamento de Ciencias Naturales, de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales por la prestación de instrumentos de medición.

Referencias

Balestrí, L.; Schulz, C. y Castro, C. 2001. Naturaleza y ventajas de las cooperativas de aguas, en la provincia de La Pampa, Argentina, Instituto Tecnológico Geominero de España. *Serie Hidrogeología y Aguas Subterráneas*, Tomo II, p 943-950. Editores: A. Medina; J Carrera y L Vives. Madrid, España, ISBN: 84-7840-428-7.

Calcagno, A.; Mendiburo, N. y Gaviño Novillo, M. 2000. *Agua para el siglo XXI: de la visión a la acción. Informe sobre la gestión del agua en la República Argentina*. Global Water Partnership. Argentina.

Cano, E.; Casagrande, H.; Conti, B.; Fernandez, R.; Hevia, J. C.; Lea Plaza, D.; Maldonado Pinedo, H.; Martínez, M. A.; Montes y Peña Zubiate, C. A. 1980. Inventario Integrado de los Recursos *Naturales de la Provincia de La Pampa-Clima, Geomorfología, Suelo y Vegetación*. INTA-Gobierno de La Pampa-UNLPam. Santa Rosa. 493 p.

Castro, E.; Tullio, J.; Schulz, C. 2005. Vulnerabilidad del acuífero de Intendente

Alvear (La Pampa), Argentina. Riesgo de contaminación por actividades agropecuarias.

Castro, E. y Schulz Carlos. 2009. Hidrogeología y modelo conceptual del acuífero detrítico de Intendente Alvear y Ceballos, La Pampa, Argentina. En: *VI Congreso Argentino de Hidrogeología*. Santa Rosa, Argentina.

Ley 607 *Código de agua de la provincia de La Pampa*, 1974. Santa Rosa, La Pampa.

Malagnino E. 1989. Paleformas de Origen Eólico y sus relaciones con los modelos de inundación de la Provincia de Buenos Aires. *IV Simposio Latinoamericano de Percepción remota. IX reunión planetaria SELPER*, pág. 611-620. Bariloche. Río Negro. Argentina.

Schulz, C.; Castro, E. y Dornes P. 1999. El agua subterránea como factor de desarrollo económico y social en La Pampa-Experiencias Cooperativas. *II Congreso Nacional de Hidrogeología, IV Seminario Hispano Argentino sobre temas actuales en la Hidrología Subterránea*, Universidad Nacional del Litoral, Facultad de Ciencias Hídricas, Santa Fe.

Schulz, C.; Castro, E. y Fernández, A. 2007. *Gestión del agua potable en el sector noreste de La Pampa-Argentina*.

Ughetti, M. y Schulz, C. 2011. Gestión de agua potable en la localidad de Intendente Alvear-La Pampa-Argentina. *VII Congreso Argentino de Hidrogeología/Hidrogeología Regional Argentina*. V Seminario Hispanolatinoamericano sobre temas actuales de la hidrología subterránea

UNESCO. 2003. *Agua para todos, agua para la vida*. El Informe de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo.

www.estadisticalapampa.gov.ar/index.php?option=com_content&task=blogcategory&id=19&Itemid=30. Visitada el 17/09/2012.

Importancia del monitoreo del agua subterránea en zonas urbanizadas

Marta Deluchi^{1,2}, Adolfo Rojo², Patricia Laurencena^{1,2} y Eduardo Kruse^{1,3}

¹ Cátedra de Hidrología General, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata 64 n°3 La Plata, Buenos Aires, Argentina.

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

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

Mail de contacto: mhdeluchi@hotmail.com.ar

RESUMEN

Una herramienta esencial para evaluar la evolución química de las aguas subterráneas es el monitoreo periódico de su calidad. En las zonas urbanas esto permite estimar áreas contaminadas o el comienzo de alguna afectación en el agua suministrada a la población. En la ciudad de La Plata se efectuó en 2012 un muestreo de pozos de explotación de agua subterránea situados en el casco urbano y periferia, con el objeto de actualizar la información disponible. En el presente estudio se realizó un censo de perforaciones con la toma de 16 muestras para la determinación de iones mayoritarios, arsénico y flúor. El tratamiento de los datos se hizo mediante gráficos de relaciones iónicas, los cuales permitieron reconocer que las características químicas se han conservado relativamente estables a través del tiempo. Aunque se identificaron tres sectores con una composición química particular, dos ubicados en el ejido urbano y uno en la periferia.

Palabras clave: monitoreo, hidroquímica, urbano.

ABSTRACT

Periodic monitoring of groundwater quality is an essential tool to evaluate its chemical evolution. In urban areas this tool allows to estimate contaminated areas or to detect quality changes in the water supply to the population. A sampling of groundwater exploitation wells located in the urban area and the suburbs of La Plata were carried out in 2012 with the aim of update the hydrogeological information. For the current work a groundwater well census were carried out and 16 water samples were taken for major ions, arsenic and fluorine. Data analysis were made using ionic relationship graphs which allowed recognizing that chemical characteristics have preserved relatively stable over time. Although three sectors with particular chemical composition, two located in the urban conglomerate and one in the suburbs, were identified.

Keywords: monitoring, hydrochemistry, urban.

Introducción

Con el fin de lograr una adecuada gestión del agua subterránea, es necesario controlar la evolución de niveles, las direcciones de flujo, la calidad química de los acuíferos y definir objetivos medioambientales (Sahuquillo et al 2008). Dicha gestión implica, a su vez, conocer los procesos que tienen lugar en la interacción aguas subterráneas - aguas superficiales. Esta información es un requisito indispensable para cualquier estrategia de protección del agua subterránea. (Quevauviller, 2009).

La lenta velocidad de transporte de los contaminantes en el agua subterránea hace que su detección sea demorada en el tiempo (Candela Lledó, 1998), lo cual pone de manifiesto la necesidad de un control continuo.

En muchos casos, establecer mediante el monitoreo, la contribución relativa de una sustancia con respecto a su origen, natural o antropogénico, constituye un verdadero desafío. (Quevauviller, 2009).

En las áreas urbanas, además de la explotación del recurso subterráneo, un aspecto que incide en la hidrodinámica y consecuentemente en la calidad, es la ocupación del espacio subterráneo con obras civiles. La construcción de obras en áreas urbanas puede provocar impactos sociales y ambientales sobre los acuíferos, tales como descenso o ascenso de niveles, que conducen al secado de pozos o inundaciones de sótanos, estacionamientos subterráneos y estructuras similares, entre otros. En sentido inverso las

obras pueden verse afectadas por el flujo subterráneo (Carrera y Vazquez Suñé, 2008).

Existen regiones donde, a pesar del intenso uso del agua subterránea y de la presencia de obras en el subsuelo, no se realiza un monitoreo adecuado o es inexistente, lo cual genera problemas para la gestión del recurso y lleva a un deterioro en la calidad o una disminución en las reservas de agua. Ello puede traducirse en deficiencias significativas en el abastecimiento de agua potable.

Tal es la situación del caso de estudio (región de La Plata) que se presenta en este

trabajo, cuyo objetivo es resaltar la importancia del monitoreo del agua subterránea en zonas urbanas como una base indispensable para la gestión de la explotación.

Caso de estudio

Generalidades

En la región de La Plata (Figura 1) una parte significativa del abastecimiento de agua potable se realiza mediante perforaciones, siendo ésta la única fuente para uso industrial y riego. Fue

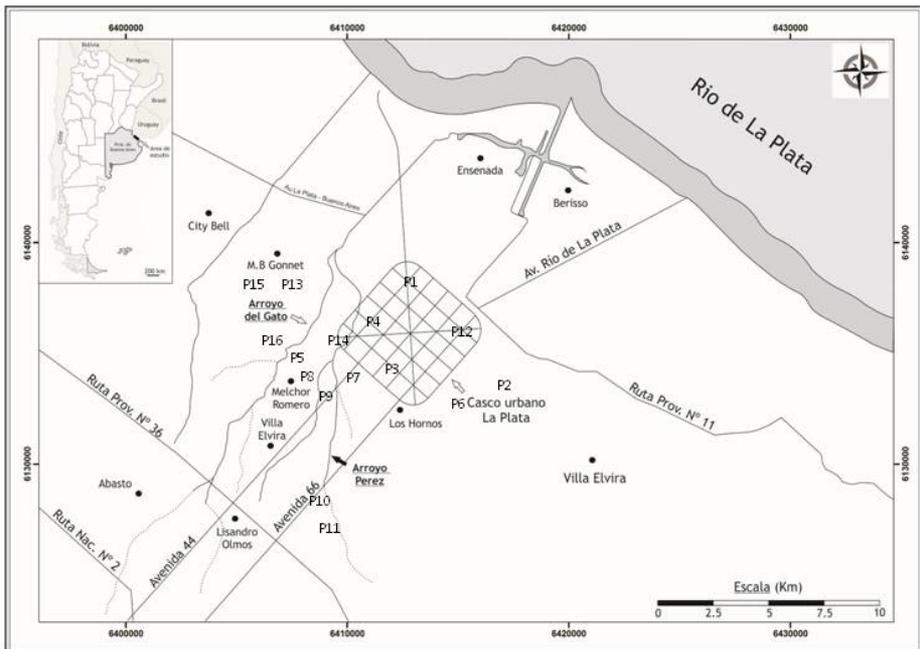


Figura 1. Ubicación del área de estudio

una de las primeras ciudades del país que se abasteció con agua subterránea, habiéndose habilitado el servicio de agua potable en 1885. Recién a partir de 1957, se aprovechó también el agua del Río de la Plata. En la actualidad aproximadamente un 50% del consumo se cubre con el acuífero Puelche y un 50% con agua potabilizada del Río de la Plata.

En épocas recientes el servicio fue afectado por distintos vaivenes en su administración, derivados de los procesos de privatización (en la década del 90) y del manejo estatal.

Los problemas existentes en el abastecimiento de agua asociado a un incremento en la demanda de agua, conduce a

revertir el concepto arraigado en la población que el agua subterránea (acuífero Puelche) es prácticamente inagotable. Son numerosos los trabajos realizados tendientes a evaluar el recurso hídrico de la región (Artaza, 1943; EASNE, 1972; Auge, 1995, 2005; Kruse et al.2004). A pesar de ello no existe una red de monitoreo de los organismos proveedores de agua o del control estatal que sea confiable y permanente en el tiempo. A partir de esfuerzos individuales y no oficializados por los entes estatales o privados encargados de la problemática se conoce la progresiva disminución de las reservas, asociadas a

urbana, donde existe un uso del agua destinado a la producción florihortícola. A su vez se han incrementado en esta zona los cultivos bajo cubierta, factores que se deben considerar para la planificación y gestión del agua subterránea.

Hidroquímica

Las caracterización hidroquímica más recientes disponible se refiere a 2004 (Auge et al, 2004).

En este trabajo se presenta una actualización química del acuífero Puelche, con respecto a los iones mayoritarios, flúor y arsénico. Se efectúa de acuerdo a un muestreo de 16 pozos seleccionados de la red de abastecimiento de ABSA, Aguas Bonaerenses S.A., empresa a cargo de los servicios de agua. La campaña de muestreo se desarrolló en diciembre de 2012. Las muestras corresponden a la llanura alta y están distribuidas en el casco urbano y área periurbana.

El tratamiento de los datos se realizó mediante gráficos de relaciones iónicas. A fin de reconocer la evolución de la calidad química del acuífero Puelche se evaluaron los datos disponibles del período 1988-1997 obtenidos por la empresa distribuidora de agua potable en ese momento y de 2004 que son indicados en la publicación Vulnerabilidad a la Contaminación por Nitratos del Acuífero Puelche en La Plata, Auge (2004). Se seleccionaron pozos coincidentes con los pozos censados en este estudio.

Los valores de conductividad eléctrica oscilan varían entre 700 y 1700 $\mu\text{S}/\text{cm}$, siendo en general, los bicarbonatos y el sodio los iones mayoritarios predominantes. El valor promedio de bicarbonato es de 470 mg/L y el de sodio, 132 mg/L. Los menores valores de conductividad están en las cabeceras de la cuenca del Arroyo del Gato y se incrementan hacia los pozos ubicados dentro del casco urbano.

De acuerdo a los diagramas de Piper (1944) existen diferentes tipos de agua para el área periurbana y urbana, las cuales muestran un cambio gradual de salinidad, dada principalmente por aumento de sodio y cloruro (Figura 3).

En el área periurbana las aguas son bicarbonatadas sódicas, exceptuando cuatro muestras que presentan características bicarbonatadas cálcicas y/o magnésicas, ubicadas próximas a la posición actual del ápice del cono de depresión generado por el bombeo. Los cloruros que oscilan entre 21 y 50 mg/L; los

sulfatos entre 4 y 15 mg/L y bicarbonatos con valores extremos de 355 y 555 mg/L. La diferencia de estos dos tipos de agua está dada por una disminución en las aguas bicarbonatadas cálcicas y/o magnésicas del porcentaje promedio del sodio en un 11% y aumento del magnesio en un 7%.

La totalidad de las muestras presentan $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$, las aguas sódicas con porcentajes promedios, según la secuencia, de 51%, 25% y 19%, mientras que los valores porcentuales de las aguas cálcicas y/o magnésicas son de 40%, 32% y 21%.

Dentro del área urbana, se diferencian dos grupos, uno ubicado hacia el suroeste y otro hacia el noreste, próximo a la planicie costera. En el primer caso las aguas son bicarbonatadas sódicas con tendencia a cloruradas sulfatadas, los cloruros varían entre 77 y 100 mg/L; los sulfatos entre 60 y 200 mg/L y bicarbonatos comprendidos entre 455 y 635 mg/L. Comparada con los dos tipos de aguas descriptas arriba, el bicarbonato disminuye en un 20%, el sulfato y cloruro se incrementan en un 12% y 6% respectivamente. En el segundo grupo, las aguas registran los valores de mayor conductividad (1706 y 1743 $\mu\text{S}/\text{cm}$) caracterizadas como cloruradas y/o sulfatadas sódicas. Los porcentajes de cloruro y bicarbonato son similares, 39% y 40% respectivamente. Las concentraciones de cloruros son del orden de 270 mg/L y los sulfatos de 125 mg/L. Estas características se sitúan en la zona la transición de la Llanura Alta hacia la Planicie Costera.

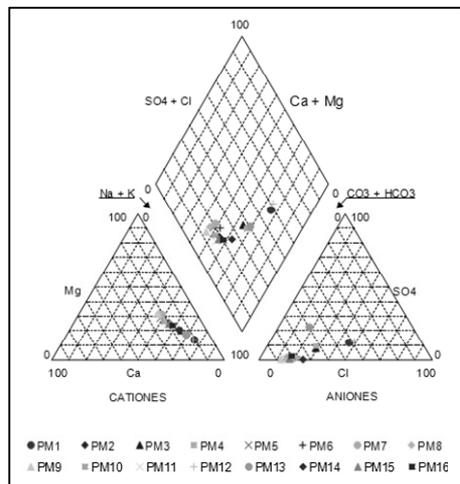


Figura 3. Diagrama de Piper. Acuífero Puelche

Los valores de arsénico en todas las muestras están por debajo del límite establecido por Código Alimentario Argentino (0,01 mg/L). Los fluoruros oscilan entre 0,19 mg/L y 0,51 mg/L, siendo el límite fijado por dicho organismo 1,2 mg/L.

En forma general, si se comparan estos datos con los de Auge (2004) no se reconocen para esa fecha aguas bicarbonatadas cálcicas y/o magnésicas. A su vez los gráficos de las figuras 4 y 5 permiten comparar datos desde 1988 a 1997, con datos de 2004 y resultados del muestreo de 2012.

Se presentan como ejemplos representativos dos de los pozos que se sitúan en el área urbana y dos en la periurbana. Los datos evidencian que en un período superior a dos décadas no existen cambios significativos en los elementos químicos analizados. Se exceptúa sólo una disminución considerable de cloruros en la perforación P1, registrada también en 2004, donde se pasa de valores medios cercanos a 600 mg/L a 270 mg/L. Esto se podría relacionar con que actualmente varios pozos ubicados en el área urbana dejaron de operar.

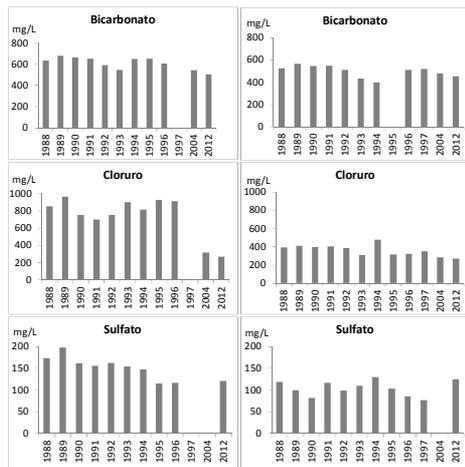


Figura 4. Concentraciones de aniones de los Pozos 1 y 12.

Conclusiones

El caso de estudio presentado pone de manifiesto que el monitoreo de las aguas subterráneas en un área urbanizada debe formar parte de la evaluación del agua subterránea, siendo el registro continuo de

datos un elemento básico para ello. Es una herramienta fundamental para establecer el

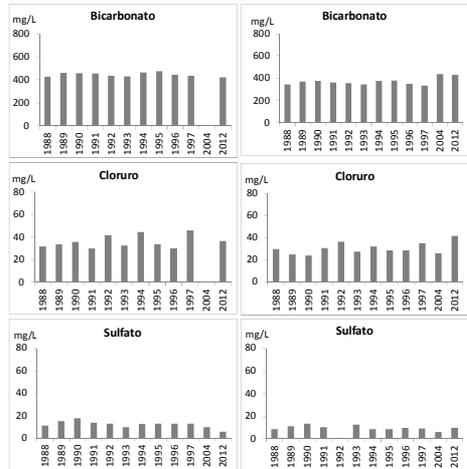


Figura 5. Concentraciones de aniones de los pozos 7 y 15.

nivel de referencia, a través del cual se pueden detectar cambios.

Los datos saltuarios de niveles de agua subterránea y los de calidad química presentados, que son los disponibles, indican que resulta imprescindible la instalación y operación de una red de monitoreo.

Si bien la comparación de los resultados obtenidos en unas pocas perforaciones muestra que en los contenidos de iones mayoritarios no se produjeron cambios sustanciales en un período superior a los 20 años, ello no significa que no existan modificaciones en otros compuestos que pueden generar problemas en el abastecimiento de agua a la población.

Es necesario planificar una red de monitoreo estable, con una densidad de pozos y periodicidad de censos adecuados, que esté a cargo de un organismo que pueda garantizar su continuidad en el tiempo. Ello será la única forma de contar con datos suficientes para una evaluación continua de modificaciones hidrodinámicas e hidroquímicas, lo cual es la base para la gestión del recurso subterráneo.

Referencias

Artaza, E. 1943. Saneamiento urbano en la República Argentina. Provisión de agua. Facultad de Ciencias Fisicomatemáticas. Cuaderno N° 6. La Plata.

- Auge, M. 1995. Manejo del agua subterránea en La Plata, Argentina. Convenio Universidad de Buenos Aires - International Development Research Centre, 149 p., inédito. La Plata.
- Auge, M., Hirata, R., López Vera, F. 2004. Vulnerabilidad a la Contaminación por Nitratos del Acuífero Puelche en La Plata Argentina. Centro de Estudios de América Latina (CEAL). 1-195. Buenos Aires.
- Auge, M. 2005. Hidrogeología de La Plata, Provincia de Buenos Aires. Relatorio del XVI Congreso Geológico Argentino. Pág. 293-312. La Plata, Argentina.
- Candela Lledó, L. 1998. La contaminación de las aguas subterráneas por actividades agrarias en España: visión desde la investigación.
- Carrera, J. y Vazquez Suñé. 2008. Sobre la interacción entre acuíferos y obras subterráneas. El agua y las infraestructuras en el medio subterráneo. AIH-GE. Pp21-38. Barcelona.
- Deluchi, M., Kruse E., Laurencena, P., Rojo A. y Carol, E. 2012. Modificaciones en el flujo subterráneo por aumento en la extracción de agua en la ciudad de La Plata. I Congreso Latinoamericano de Ecología Urbana. CD: 624-628. Buenos Aires.
- Deluchi, M., Carol, E., Mancuso, M. Kruse, E; Laurencena, P., Rojo, A. 2011. Evolución hidrológica en un área urbanizada con explotación de agua subterránea. VII Congreso Argentino de Hidrogeología y V Seminario Hispano-latinoamericano sobre temas actuales de la Hidrología Subterránea. Pág.166-173. Salta.
- EASNE. 1972. Contribución al estudio geohidrológico del Noreste de la Provincia de Buenos Aires. EASNE-CFI. Serie. Téc.24, Tomo I y II.
- Kruse, E., Varela, L., Laurencena, P., Deluchi, M., Rojo, A. Y Carol, E. 2004. Modificaciones del ciclo hidrológico en un área del Noreste de la Provincia de Buenos Aires, Argentina, Instituto Geológico Minero de España. Serie Hidrogeología y Aguas Subterráneas 11:131-139. Madrid.
- Laurencena, P., Deluchi, M., Rojo, A. y Kruse, E, 2010. Influencia de la explotación de aguas subterráneas en un sector del área periurbana de La Plata. Revista de la Asociación Geológica Argentina. Volumen 66, N° 4, Pp. 484-489. Geología Urbana, Ordenamiento Territorial y Teledetección.
- Piper, A. 1944. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water - analysis. Transactions of the American Geophysical Union, 25:914-923.
- Quevauviller, P., Fouillac, A., Grath, J., Ward, R. 2009. Groundwater Monitoring. Ed. Wiley. UK.
- Sahuquillo, A., Custodio Gimena, E, Llamas Madurga, M., 2009. La gestión de las aguas subterráneas. Tecnología del agua, 29 (306): 54-67.
- Zárate, M. y Rabassa, J. 2005. Geomorfología de la provincia de Buenos Aires. Relatorio XVI Congreso Geológico Argentino. Pp:119-138.

**MÉTODOS DE APLICACIÓN
EN HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA**

Las nuevas tecnologías para la medición de niveles de agua subterránea

Dardo Guaraglia^{1,2}, *Leandro Rodríguez Capítulo*^{1,3}, *Eduardo Kruse*^{1,3}
y Jorge Pousa^{1,3}

¹ Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

² Facultad de Ingeniería (UNLP) Av. 1 y 47 La Plata (1900), Buenos Aires, Argentina

³ Facultad de Ciencias Naturales y Museo (UNLP) Av. 60 y 122 La Plata (1900), Buenos Aires, Argentina

Mail de contacto: dguaragl@ing.unlp.edu.ar

RESUMEN

La medición de niveles de aguas subterráneas representa un procedimiento frecuente en hidrogeología. En este trabajo se intenta concientizar acerca de los recaudos que se deberían tener, antes, durante y con posterioridad a la utilización de registradores de niveles con sensores de presión. Se han realizado experiencias bajo distintas condiciones y se han examinado sus resultados. Se utilizan en forma comparativa los datos obtenidos con 5 registradores de presión sometidos a similares variaciones. Se analizan las características de estos registradores y se identifican posibles fuentes de error. Teniendo en cuenta las condiciones de campo en las que se realizan estas mediciones, se describe la influencia de la presión atmosférica en la calidad de los datos, los efectos de los cambios de la temperatura, la estabilidad de la calibración y la recalibración. Se resalta la necesidad de verificación del comportamiento del instrumento, en relación a la aplicación a realizar, y la estimación cuantitativa del error en las mediciones.

Palabras clave: aguas subterráneas, registradores de nivel, sensores de presión, calibración, errores.

ABSTRACT

Groundwater level measurements are a common practice in hydrogeology. This work intends the users to be aware about some matters that should be taken into account before, during and after the use of level loggers with pressure sensors. Experiments have been carried out under different conditions and their outcomes have been analyzed. Data from five pressure sensors subject to similar variations have been used comparatively. The characteristics of these sensors have been examined and possible sources of error have been identified. The influence of atmospheric pressure on data quality, the effect of temperature changes, calibration stability and recalibration are described taking into account the field conditions under which usual measurements are performed. The need for verifying the behavior of the instrument as regards the application to be carried out and the quantitative estimation of error are highlighted.

Keywords: groundwater, level loggers, pressure sensors, calibration, errors.

Introducción

Una gran variedad de nuevos instrumentos electrónicos se encuentra al alcance de los profesionales e investigadores que efectúan actividades hidrogeológicas (Yilmaz et al., 2004; Guaraglia et al., 2009; Taniguchi et al., 2007; Devlin et al., 2009; Rusello et al., 2006). En los últimos años se ha avanzado en la exactitud con la que estos instrumentos miden, así como en la capacidad de almacenar, transmitir y procesar datos. Estos instrumentos han facilitado significativamente la recolección de información de campo. Lamentablemente, debido a que los usuarios carecen en general de una formación básica en electrónica, las ventajas que estas nuevas tecnologías

proporcionan, así como sus potencialidades y también sus limitaciones permanecen aún un tanto desconocidas.

La utilización adecuada de los instrumentos modernos requiere entender como éstos funcionan para evitar interpretaciones erróneas de los resultados. Es necesario que los operadores del instrumental posean los conocimientos básicos sobre los principios de su funcionamiento, ya que ello les permitirá juzgar si el instrumento está adecuadamente seleccionado y utilizado.

Con frecuencia los fabricantes de instrumentos tienen una tendencia a mostrar las virtudes de sus productos sin explicar claramente sus limitaciones. A veces, las especificaciones son presentadas de forma

tan complicada que sólo un experto puede descifrarlas. En esos casos, más que atender las indicaciones de los vendedores, es conveniente recurrir al apoyo de profesionales formados en la temática que puedan verificar que el comportamiento del instrumento es el deseado para determinada aplicación.

Por otra parte, los investigadores que utilizan estos instrumentos suelen tener una visión un tanto distorsionada sobre ellos, y confunden sus deseos acerca de cómo sería deseable que el instrumento funcionase, con su real funcionamiento. Ello puede conducir a errores en la recolección de datos o a una interpretación errónea de ciertos fenómenos.

La medición de niveles de aguas subterráneas representa uno de los procedimientos más frecuentes en la actividad hidrogeológica, ya que permite, entre otras cosas, la interpretación del flujo subterráneo, la cuantificación de las propiedades del acuífero y la calibración de modelos de flujo.

Este trabajo intenta plantear los recaudos que se deberían tener antes, durante y con posterioridad al uso de los instrumentos en aplicaciones hidrogeológicas. Para ello se ha realizado una experiencia en la cuál se analizaron las características de una herramienta muy utilizada en hidrogeología (registradores de nivel con sensores de presión), con el fin de identificar sus posibles fuentes de errores.

Metodología

Se deseaba realizar un trabajo de investigación en el cuál era muy importante medir las variaciones en el nivel freático de varios pozos. Los avances en el campo de la electrónica y la computación permiten contar en la actualidad con instrumentos que facilitan la medición continua y el almacenamiento de este dato tan elemental. Para realizar esta tarea se contó con

registradores de nivel con sensores de presión que tenían poco uso. Como práctica habitual, antes de utilizar equipos que no han sido usados por un tiempo es conveniente efectuar algunas mediciones de valores conocidos, en un ambiente controlado, para asegurar su correcto funcionamiento antes de emplearlos en condiciones de campo.

Con el objeto de verificar la calidad de los datos que se podían obtener con estos registradores de nivel se efectuaron algunas pruebas simples que se describirán seguidamente. En total se utilizaron cinco registradores, cuyas especificaciones de fábrica son las siguientes:

Rango: 9 m

Resolución: 0.2 cm

Exactitud: 0.1 % de la escala total.

Exactitud del reloj interno: ± 1 minuto al año.

Temperatura de operación: -20 a 80 °C

Se instalaron los equipos en una pileta de natación en la cual era posible cambiar la profundidad de los instrumentos en valores conocidos. Inicialmente se los colocó a 0.93 m de profundidad durante una semana, luego se cambió a 0.72 m durante un día y finalmente a 0.48 m durante otro día. Los datos registrados en los sensores denominados L1, L2, L3, L4 y L5 se pueden ver en la Figura 1. El gráfico muestra aproximadamente los últimos cuatro días de registros. Los cambios de profundidad se ven claramente a los 8.500 y 10.000 minutos.

En la Figura 1 se observa que las variaciones de presión atmosférica son similares para cuatro de los sensores ensayados. El sensor L4 se comporta bastante diferente del resto; no sólo mide valores menores, sino que además presenta oscilaciones rápidas que tienen una amplitud de hasta 0,08 m. Por lo tanto el sensor L4 debería descartarse para el trabajo de campo que se desea realizar debido a que las oscilaciones que presenta podrían enmascarar el fenómeno a medir.

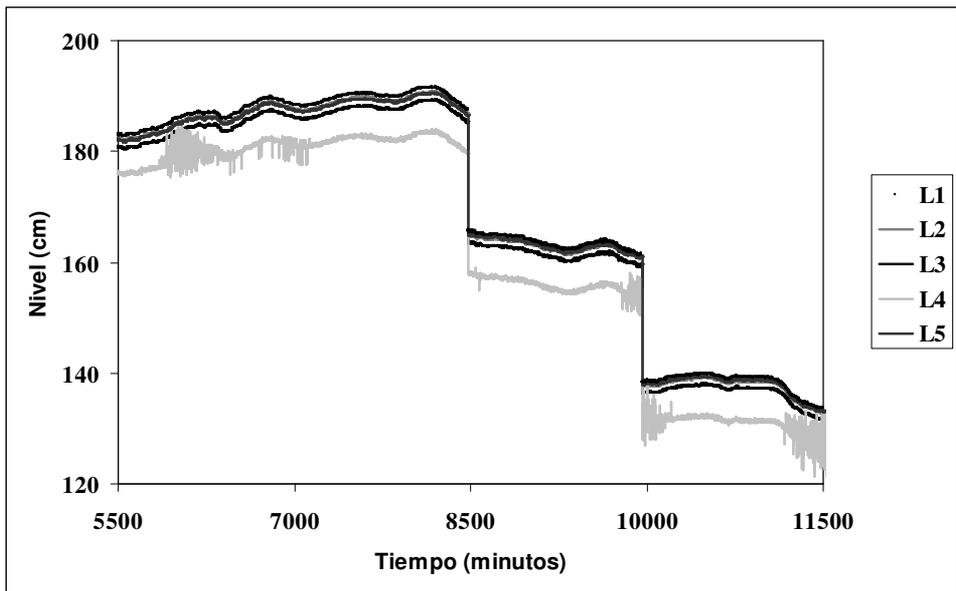


Figura 1. Registro de los sensores en los cuatro últimos días de la experiencia. Se observan claramente las variaciones de la presión atmosférica y los cambios de profundidad.

Resultados

Importancia de la presión atmosférica

Aún cuando la profundidad a la que se encontraban los sensores era constante, se reconocen ondulaciones en los registros que son debidas a los cambios de presión atmosférica. Se observa que la mayoría de los registros siguen en forma similar dichas variaciones. La diferencia entre el máximo y el mínimo de las ondulaciones durante los nueve días que duró el experimento fue de 0,2 m. Esto indica que si se deseara medir el nivel freático en un pozo, resultaría necesario descontar el efecto de la presión atmosférica, ya que ésta introduce cambios que podrían confundirse con variaciones reales del nivel.

En la investigación en la que se desean utilizar los registradores de nivel, todos ellos estarán colocados a poca distancia unos de otros, por lo cual la presión atmosférica que soportarán será la misma. Además, para este estudio, sólo interesa la diferencia de nivel. Por lo tanto, si todos los sensores respondieran aproximadamente igual a la

presión atmosférica, bastaría con medir la diferencia de presión entre los equipos, ya que la presión atmosférica se sumaría a la presión hidrostática de igual manera en todos ellos.

Calidad de los datos obtenidos

Con los datos registrados por los cuatro instrumentos que no presentan problemas de oscilaciones rápidas y que sólo detectan variaciones de la presión atmosférica, se calculó el valor medio de la presión atmosférica para cada instante de muestreo. Luego se procedió a restar al valor medido por cada sensor el valor medio calculado. El resultado se observa en la Figura 2.

Se puede apreciar que, al restar el valor medio, las variaciones debidas a la presión atmosférica se compensan adecuadamente. Esto significa que los sensores miden de manera relativamente similar y que se pueden realizar medidas diferenciales con una influencia moderada de las variaciones de presión atmosférica. Es importante destacar que se pueden efectuar las mediciones diferenciales, siempre que en el

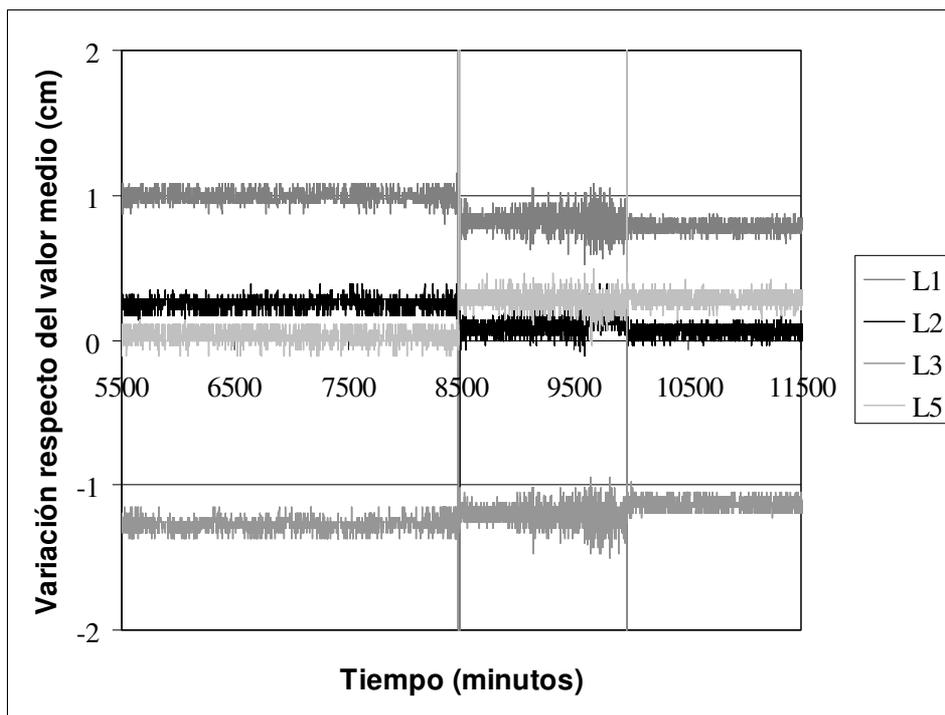


Figura 2. Curvas del valor medido al que se le ha restado el valor medio de la presión atmosférica. Se observa que el ruido de fondo tiene un valor similar a la resolución indicada por el fabricante.

área en la que se encuentran todos los sensores la presión atmosférica sea la misma.

Los sensores presentan un cierto ruido de fondo que es de alrededor de 0,002 m y que corresponde a la resolución mencionada en las especificaciones del sensor. En algunos casos, el ruido de fondo llega a 0,004 m. Los sensores L2 y L5 presentan diferencias de alrededor de 0,004 m respecto del valor medio, representado por la línea horizontal correspondiente al cero de las ordenadas. El sensor L1 presenta una diferencia de hasta +0,01m y el L3 una diferencia de -0,012 m. Entonces, se puede concluir que tomando en forma indistinta cualquiera de estos sensores se podría medir en forma diferencial con un error máximo esperable de 0,022 m.

Un punto importante de subrayar es que en este ejemplo, la profundidad máxima a la que se probaron los sensores fue de 0,93 m, por lo tanto, el error máximo esperable de 0.022 m es solamente válido para este

rango. En general, se debe tomar como una práctica saludable efectuar los ensayos de verificación de funcionamiento de los instrumentos en todo el rango de utilización de ellos. Como se verá no es posible extrapolar este resultado a otros rangos.

En la Figura 2, también se aprecia que las diferencias cambian a los 8.500 y los 10.000 minutos, en coincidencia con el cambio de profundidad de los instrumentos. Esto indica que cada registrador responde en diferente forma al cambio de profundidad. Este comportamiento es característico de instrumentos que tienen diferencias en las constantes de calibración.

Si se supone que los instrumentos tienen una transferencia lineal, las transferencias tendrían pendientes y/u ordenadas al origen ligeramente diferente. Por lo tanto, para reducir los errores en las medidas, sería recomendable ajustar la constante de calibración de los registradores mediante un ensayo de laboratorio que abarque todo el rango de uso del instrumento.

Como se advirtió previamente, el error de calibración para todo el rango podría ser bastante mayor que el máximo esperable para 0,93 m que es de 0,022 m. Por ejemplo, si se considerase que las diferencias encontradas fueran debidas a diferentes ganancias (pendientes de cada transferencia) y los instrumentos se utilizaran para medir 9 m de columna de agua, probablemente los errores aumentarían proporcionalmente y llegarían a ser de alrededor de 0,2 m.

En particular, en los registradores ensayados, se pudo determinar que las diferencias en las transferencias se deben a discrepancias tanto en la pendiente como en el cero (ordenada al origen). Esto se pudo verificar estudiando el escalón registrado en el instante en el cuál se cambia la profundidad del sensor (a los 8.500 y 10.000 minutos aproximadamente). Esos cambios, al introducir una diferencia respecto del valor anterior, permiten evaluar la ganancia de los instrumentos, independientemente del error

en el cero. Es decir, las diferencias entre los escalones registrados por los equipos se deberían sólo a la diferencia en la pendiente de la transferencia. La Tabla 1 presenta el cambio en la profundidad a la se encuentran los instrumentos, las mediciones de cada uno de ellos y la ganancia (G), entendida como el cociente entre el cambio medido por el instrumento y el cambio real.

Si no hubiese habido cambio en el cero, ambas ganancias deberían ser iguales. Dado que el método utilizado para verificar el funcionamiento de los instrumentos es muy elemental, no es posible cuantificar con exactitud cuál es el error de cero y cuál el de pendiente para cada uno de los equipos. Para cuantificar mejor los errores es necesario realizar otro tipo de ensayo como se describirá más adelante.

Tabla 1 Ganancia de cada instrumento ante los dos sucesivos cambios de profundidad

Tiempo (minutos)	8.500	10.000	G 1	G 2
Cambio real en la profundidad (m)	0,210	0,240		
Instrumento L1 (m)	0,220	0,231	1,047	0,963
Instrumento L2 (m)	0,220	0,232	1,047	0,965
Instrumento L3 (m)	0,217	0,230	1,034	0,957
Instrumento L5 (m)	0,215	0,231	1,026	0,960

Efecto de los cambios de temperatura

Es interesante señalar que los cambios de profundidad medidos inicialmente al momento de sumergir los instrumentos no fueron tenidos en cuenta para el análisis porque antes de sumergirlos los instrumentos estaban a la temperatura del aire (25 °C) y fueron introducidos en el agua que tenía una temperatura inferior (11 °C). Entonces, el instrumento sufrió, simultáneamente con el cambio de presión, un cambio de temperatura que modificó la curva de transferencia (ganancia y corrimiento del cero). Como sucede con la mayoría de los

instrumentos un shock térmico modifica el comportamiento de los circuitos electrónicos.

En la Figura 3 se muestran las variaciones de nivel registradas por los instrumentos en el momento en el cuál se introducen al agua. Se advierte que se requieren diez minutos, luego de sumergidos los instrumentos, para que comiencen a estabilizar su registro de presión. Este período de tiempo es el mismo que tardan todos los elementos que constituyen el registrador en adoptar la nueva temperatura. Esto se puede verificar por medio de los registros de temperatura que realizan los mismos instrumentos.

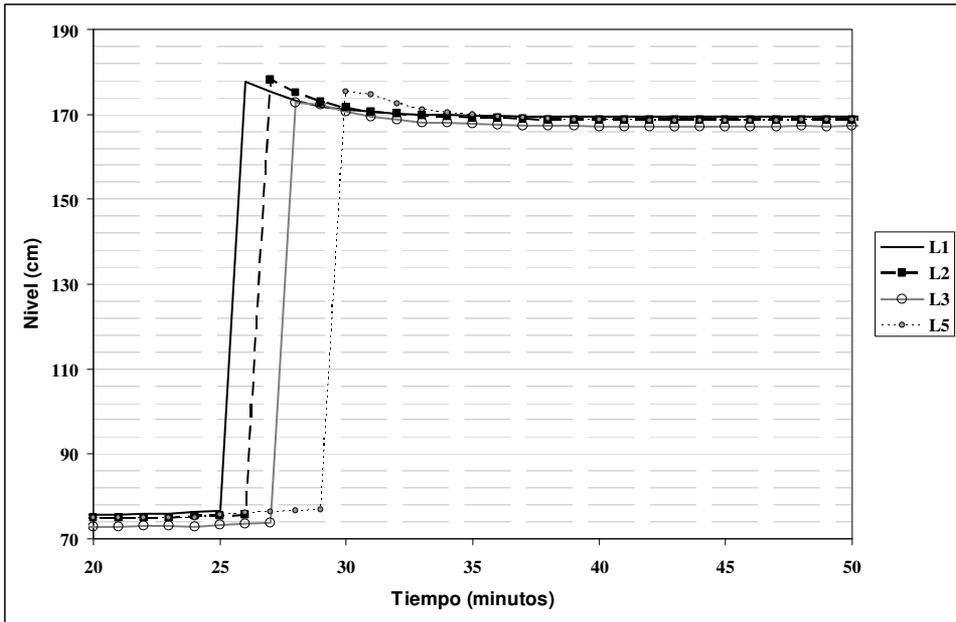


Figura 3. Variaciones de nivel de los instrumentos en el momento de su inmersión en el agua.

Afortunadamente, la temperatura de un acuífero se mantiene bastante constante y no varía significativamente en períodos cortos, por lo cuál no sería necesario tener en cuenta los cambios de ganancia debido a la temperatura. Pero si se deseara medir niveles en un medio cuya temperatura variase ampliamente, por ejemplo en una laguna de escasa profundidad, habría que sumar a los errores ya señalados, los errores debidos a los cambios de temperatura.

Se advierte que para un cambio de nivel de aproximadamente 1 m, el cambio en el nivel medio, debido al efecto de la temperatura es del orden de 0,05 m, es decir 5 %.

Estabilidad de la calibración

En la Figura 2 se observa que durante los 9 días que duró el ensayo, los sensores presentan mediciones bastante constantes. Esto demuestra que su calibración se mantiene estable con el transcurso del tiempo. Este comportamiento hace pensar que podría ser conveniente recalibrar los sensores para reducir los errores ya que existen muchas probabilidades de que la

calibración se mantenga constante durante el período de las mediciones de campo.

Recalibración

Para encontrar las nuevas transferencias de los registradores de nivel (es decir, efectuar una curva de entrada / salida que permita reducir el error en la medición de los niveles, se podría calibrar cada instrumento en forma independiente, aplicando presiones (altura de columna de agua) conocidas, y registrando los valores medidos por cada uno de ellos.

Una forma más eficiente y más exacta para detectar diferencias en las transferencias es calibrar los instrumentos simultáneamente. Para eso, habría que conectar las entradas de presión de todos los sensores en paralelo, obteniendo una entrada común para todos ellos, y posteriormente, colocarlos en un mismo plano (por ejemplo sobre un piso liso). Luego se debería conectar la entrada común de los sensores a una manguera con agua, y para aplicar distintas presiones a los instrumentos, ir variando de a pasos el nivel del agua dentro de la manguera. Hay que tener especial precaución de que no queden burbujas en el agua, por lo cuál sería

conveniente utilizar una manguera transparente.

En cada paso se debe anotar el valor real del nivel de agua en la manguera y el valor medido por los sensores. Así se confecciona una tabla con varios puntos dentro del rango de utilización de los sensores (un número razonable es utilizar entre 5 y 10 puntos). Finalmente, con los valores de la tabla se pueden calcular los coeficientes de corrección para que todos los sensores tengan una curva similar.

Un detalle importante es que el ensayo para determinar la transferencia de los sensores debe hacerse en un tiempo suficientemente corto como para que las variaciones de presión atmosférica y de temperatura sean despreciables. También, es prudente que si las mediciones deben ser muy exactas las calibraciones se realicen pocos días antes de las pruebas de campo, ya que aquéllas podrían variar con el tiempo.

Por último, si se desea tener una mayor certeza respecto de la calidad de los datos, con posterioridad a las pruebas de campo, se deberían repetir las calibraciones. Si ellas se mantuviesen constantes, sería razonable estimar que los errores permanecieron dentro de lo esperado.

Si las calibraciones posteriores a las mediciones de campo fueran muy diferentes a las iniciales, se deberían descartar los datos. Si en cambio, fueran ligeramente diferentes, se podría suponer que fueron variando linealmente en el tiempo y efectuar una corrección lineal de los datos medidos.

Resumen de la información obtenida del ensayo

Se desea efectuar un resumen de la información que se pudo obtener de este simple ensayo.

1) Se determinó que uno de los instrumentos no era apto para las mediciones de campo, evitando así la recolección de datos erróneos que generalmente dificultan el análisis de los fenómenos que se desean estudiar.

2) Se comprobó que si las variaciones de nivel que se desean medir fueran menores que 1 m, el error en una medición de diferencia de nivel realizada con dos sensores seleccionados al azar podría llegar a ser aproximadamente 0,02 m. Si en cambio se seleccionaran los instrumentos L2 y L5, el error sería menor de 0,005 m.

3) No es posible medir variaciones de nivel menores de 0,004 m debido al ruido de fondo introducido por la resolución de los instrumentos y los ruidos ambientales.

4) Para medir niveles absolutos de la capa freática es necesario descontar las variaciones de presión atmosférica. En los nueve días de ensayo introdujeron variaciones en los registros de presión de 0,2 m.

5) Cuatro de los cinco instrumentos ensayados miden en forma similar la variación de presión atmosférica. Por lo tanto, es posible efectuar medidas diferenciales si ambos sensores se encuentran a una distancia tal que estén sometidos a la misma presión atmosférica.

6) La calibración de los cuatro sensores seleccionados es ligeramente distinta y si se deseara disminuir los errores de medición habría que recalcular las transferencias de los instrumentos.

7) La calibración de los instrumentos se mantuvo estable durante el período de ensayo (nueve días).

8) Un cambio de temperatura de 14 °C en el instrumento produjo una variación en la medición de aproximadamente 5 %. Es decir, en aquellos casos en los cuales el medio sufra variaciones de temperatura, el error aumentará.

Conclusiones

Se advierte que una herramienta tan sencilla como son los medidores de nivel con sensores de presión, puede generar errores por diversas causas. Si el investigador utiliza los instrumentos como cajas negras, de características perfectas e invariables en el tiempo, es posible que los datos recogidos no sean adecuados para los objetivos del estudio que pretende realizar. Incluso, en algunas aplicaciones, estos errores pueden conducir a conclusiones erróneas.

Realizar ciertos ensayos sencillos con los instrumentos, en condiciones controladas y conocidas, pueden ayudar a comprender la verdadera utilidad de los instrumentos. Una actitud inquisidora acerca de las prestaciones reales de los instrumentos puede evitar ulteriores inconvenientes.

Se resalta la necesidad de verificación del comportamiento de los instrumentos en relación a la aplicación, ya que de lo contrario podrían obtenerse resultados erróneos. Además, sería recomendable que, en las publicaciones de hidrogeología, las

estimaciones cuantitativas del error de las mediciones de los niveles de agua subterránea se convirtieran en una práctica habitual, especialmente en estudios de sus fluctuaciones en el tiempo.

Referencias

- Yilmaz, M., Bernard, E. and Migliacio, P. 2004. Broadband Vibrating Quartz Pressure Sensors for Tsunameter and Other Oceanographic Applications, Oceans 2004. Kobe, Japan.
- Guaraglia D., Pousa, J., Kruse, E. and Mayosky, M. 2009. A rotary thermal probe for measuring groundwater velocity, Instrumentation Science and Technology, 37: 1-16.
- Taniguchi, M., Ishitobi, T., Burnett, W., and Wattayakorn, G. 2007. Evaluating ground water-sea water interactions via resistivity and seepage meters. Ground Water, 45(6): 729-735.
- Devlin J.F., Tsofilias, G., McGlashan, M. and Shilling, P. 2009. An inexpensive multilevel array of sensors for direct water velocity measurements. Ground Water Monitoring and Remediation, 29: 73-77.
- Rusello, P.J., Lohrmann, A., Siegel, E. and Maddux, T. 2006. Improvements in Acoustic Doppler Velocimetry. The 7th Int. Conf. on Hydrosience and Engineering (ICHE-2006), Sep 10 – Sep 13, Philadelphia, USA.

Automatización del sistema de bombeo en el aprovisionamiento de agua potable a la ciudad de Nogoyá, Entre Ríos

Eduardo Pujato¹, Mario Nudelman², Daniel Rocca³ y Luis Porcaro²

¹ Dirección de Obras Sanitarias de Entre Ríos, 25 de Mayo 328, (3100) Paraná, Entre Ríos, Argentina.

² CEGELAH - Facultad de Ciencia y Tecnología (UADER), Corrientes y Andrés Pazos, (3100) Paraná, Entre Ríos, Argentina.

³ Municipalidad de Nogoyá, Caseros 965, (3150) Nogoyá, Entre Ríos, Argentina.

Mail de contacto: eduardopujato@gmail.com

RESUMEN

En la provincia de Entre Ríos, los proveedores de agua potable y saneamiento a cargo de los municipios, no siempre dan prioridad a la inversión requerida. Este trabajo demuestra que es posible reducir los costos de producción con pequeños aumentos en los presupuestos asignados. Podrían conseguirse ahorros significativos además de preservar los recursos hídricos, a través de una adecuada planificación. La ciudad de Nogoyá tiene una población de alrededor de 25.000 personas. La red de agua potable cubre el 98%, abastecida por 10 pozos equipados con bombas sumergibles, que eran operados por un sistema manual - empírico. El objetivo se basó en alternar la operación de las bombas y la aplicación de la automatización de la operación para minimizar los gastos. Por el momento, se logró reducir los costos operativos entre 8 y 24% y disminuir los conos de depresión de bombeo.

Palabras clave: Nogoyá, energía, agua potable, automatización

ABSTRACT

In the province of Entre Rios, suppliers of drinking water and sanitation in charge of municipalities, do not always prioritize the investment required. This work shows that it is possible to reduce costs of production with small increases in the assigned budgets. Significant savings could be achieved besides to preserve water resources through an appropriate planning. Nogoyá city has a population of around 25.000 people. The drinking water network covers 98%, supplied by 10 boreholes equipped with submersible pumps, which were operated by a manual - empirical system. The objective was based on alternating the pumps operation, implementing the automation of the operation to minimize expenses. At the moment, we managed to reduce operating costs between 8 and 24% and reduce pumping cones of depression.

Keywords: Nogoyá, energy, drinking water, automation

Introducción

El departamento Nogoyá se sitúa en el centro-sur de la provincia de Entre Ríos, posee una superficie de 4.282 km² y linda con los departamentos Villaguay, Tala, Gualaguay, Victoria, Diamante y Paraná. Su ciudad cabecera es Nogoyá, la que se ubica al sur del departamento y a una distancia de 110 km de la capital provincial, Paraná. La localidad cubre una superficie de 7,13 km² con un total de 435 manzanas que conforman su planta urbana, y está enmarcada por el arroyo Chañar hacia el Oeste y Norte, y por el arroyo Nogoyá hacia el Este. Su población es de 23.702 habitantes distribuidos en 7.224 hogares (Indec, Censo 2010).

Red de Agua Potable

La red distribuidora cubre todas aquellas cuadras de la planta urbana donde se encuentra una vivienda habitada. Esto implica que el 98 % de las mismas se encuentran abastecidas con agua potable (Encuesta de Hogares Munic. de Nogoyá, 2008).

La producción de agua cruda está dada por una batería de diez pozos semisurgentes. Uno de ellos bombea directamente a la red, dos abastecen a tanques elevados subsidiarios ubicados en zonas críticas, y los siete restantes (del sistema heredado de Obras Sanitarias de la Nación) con bombeo al tanque de reserva de la ciudad.

La explotación de la fuente de agua subterránea se realiza utilizando la Formación

Paraná (Fili et al, 1995), que se extiende desde la ciudad de Paraná hacia el sur, y que es aprovechada no solo para el abastecimiento de agua potable sino también para el riego complementario. Los caudales oscilan entre los 50 y los 200 m³/hora, siendo estos últimos valores conseguidos en algunas perforaciones para riego (Tomas et al, 1999).

Como marco de referencia al tratamiento de las unidades que componen la columna hidrogeológica, se describen brevemente las unidades litoestratigráficas que se han identificado para la secuencia sedimentaria, de acuerdo a Fili et al (1995) y Aceñolaza (2007):

Formación Paraná (Mioceno Superior)

Esta unidad de origen marino está constituida en su parte superior y media por bancos de calcáreos fosilíferos, arcillas verdes y arenas grises, finas y medianas, en partes con restos de bivalvos. Las perforaciones realizadas en esta Formación, lo hacen en algunos casos penetrando en arcillas verdes, en calcáreos arenosos o arenas grises arcillosas. La parte superior presenta una capa acuífera de espesor variable pero poco potente (2 o 3 metros) y su localización en profundidad también es variable, debido a la heterogeneidad que presenta la Formación. Generalmente por debajo de cota 10 m la unidad es predominantemente arenosa, constituyendo el acuífero principal de la región. La base de la Formación está constituida por arcillas de extensión regional y es comúnmente identificada como "arcilla azul" en los perfiles de las perforaciones más profundas.

Formación Alvear (Pleistoceno)

Se ha designado formalmente bajo este nombre a los calcáreos tabicados que sobreyacen aquí a la Formación Paraná y más al norte, entre las ciudades de Paraná y La Paz, a la Formación Itzaingó. Hacia el sur se extiende hasta la entrada del arroyo Nogoyá en el delta. Entre los tabiques de tosca se incluyen limos arcillosos castaños y verdosos con manchas de manganeso. Suele formar bancos compactos y muy duros; en las perforaciones realizadas en la región se la conoce vulgarmente como "piedra mora".

Grupo Punta Gorda (Pleistoceno)

Los autores agrupan aquí a las unidades del "Pampeano" que se depositaron "antes de establecerse la actual red de drenaje". La unidad descrita precedentemente integra la base del grupo y se le superponen arcillas grises verdosas y rojizas, en partes limoarenosas, con abundante contenido de calcáreo. La parte superior del grupo equivale a

lo que al norte de la ciudad de Paraná se conoce como Formación Hernandarias. En la zona de Oro Verde no se ha detectado presencia de bancos yesíferos en estos sedimentos como es frecuente en la Formación Hernandarias.

Formación Tezanos Pinto (Pleistoceno Superior)

Esta designación formal, comprende a los loess que coronan la parte superior de las barrancas del Paraná.

Red de Saneamiento

La cobertura del sistema de saneamiento de Nogoyá sigue el mismo criterio que el enunciado para la red distribuidora de agua, con el 98 % de las fincas enlazadas a red (encuesta citada). Funciona mayormente por gravedad con excepción de un 15 % que converge a una estación de bombeo, donde el líquido es impulsado hasta un punto de vinculación en el que comienza nuevamente su escurrimiento por gravedad.

El tratamiento de los efluentes cloacales se realiza mediante dos lagunas encadenadas: una primaria con tratamiento anaeróbico y una secundaria con tratamiento facultativo; el efluente tratado se conduce hacia el arroyo Nogoyá, que es el cauce receptor, Figura 1.



Figura 1. Red de cobertura año 1964 --- Red de cobertura año 1992 (perímetro)

Metodología

El sistema sanitario de la ciudad de Nogoyá pasó por dos hechos significativos que marcaron puntos de inflexión en el funcionamiento del mismo; el primero de ellos fue en noviembre del año 1981 cuando se produjo la transferencia de la prestación del servicio de la Nación a la Provincia y,

específicamente en Entre Ríos, de ésta a los Municipios. A esa fecha, solamente un 15 % de la población de la ciudad contaba con ambos servicios.

El segundo hecho significativo ocurrió a partir del año 1984, ya que en el quinquenio siguiente se desarrolló un plan integral que extendió la red de saneamiento a toda cuadra de la planta urbana donde se encontrara una vivienda habitada. A la culminación de este plan el radio servido de saneamiento pasó de la zona resaltada en gris oscuro, a la zona enmarcada con el perímetro de la Figura 1, que coincide con la planta urbana de la ciudad. La consecuencia directa fue una expansión similar de la red distribuidora, que cubría al momento de la transferencia igual área diferenciada.

Si bien este modelo aplicado elevó la disponibilidad del acceso de la población a la red de agua potable, comenzaron también a aparecer problemas en la calidad de la prestación, siendo el más relevante el de la intermitencia en la provisión de agua, llegándose a la interrupción de la misma en época estival.

El origen de esta deficiencia era el “equilibrio inestable” del sistema de producción respecto al de distribución: en época veraniega; este equilibrio colapsaba por efecto del mayor consumo, agravándose a medida que se incorporaban nuevas urbanizaciones, dando lugar a la ampliación de las zonas críticas de abastecimiento existentes.

Ante esta contingencia fue necesario encarar una acción para anteponerla a la situación problemática, acción que fue el cambio de paradigma en el modelo de prestación.

Este nuevo modelo se enmarcó en el concepto de Desarrollo Sostenible aplicado al Ciclo Urbano del Agua, concepto definido en el Informe Bruntland “Nuestro Futuro Común” (ONU, 1987).

El planteo general fue la mejora en el sistema de abastecimiento de agua a la ciudad dentro del nuevo marco referido, accionando sobre la producción de agua cruda con el objetivo de mejorar la eficiencia energética en particular.

Partiendo de la premisa que la energía consumida para la extracción de agua es producto de la potencia instalada y el tiempo de funcionamiento de los equipos de bombeo de los pozos, y estudiando la relación de las variables involucradas, se detectó que algunas de ellas podían modificarse en lo inmediato, otras en lo mediato aportando inversión, y un resto permaneciendo inmodificables.

El primer análisis se realizó sobre el rendimiento de las bombas, ya que éste puede tener un valor inapropiado por una mala selección del equipo, o porque el mismo sea viejo y con varias reparaciones en su haber.

Se concluyó que el servicio de la ciudad de Nogoyá contaba con un parque de bombas antiguo y con varias reparaciones, que traía aparejada incertidumbre en su punto de funcionamiento, es decir, se bombeaba el caudal solicitado pero no se sabía a qué nivel de eficiencia.

Por ello se realizaron estudios para la determinación del punto de funcionamiento teórico de un equipo nuevo con un rendimiento aceptable, y una vez seleccionado éste se comenzó, a partir del año 2008, con el recambio paulatino de los equipos existentes por nuevos con características similares a las calculadas, junto a la complementación necesaria de los tableros de comando de tecnología correspondiente a estas electrobombas.

Culminada la etapa de renovación e instalación, el segundo motivo de análisis fue el tiempo de funcionamiento de los pozos de bombeo.

Al momento del inicio del análisis, el sistema era prácticamente idéntico al de sus orígenes de funcionamiento.

Salvo dos perforaciones, que se encuentran en el mismo predio donde se ubica el tanque de reserva de la ciudad, el resto se localiza distante del mismo.

La operación de arranque y parada de los pozos se hacía en forma manual-empírica y el tablero de comando se encontraba en la ubicación de cada emplazamiento.

Por estos inconvenientes, era muy incierta la información que se tenía sobre el funcionamiento del conjunto del sistema, y sobre todo de la relación necesaria entre el caudal aportado por bombeo a tanques y el inyectado a red, y la vinculación con el nivel correspondiente del tanque de reserva.

La principal incertidumbre radicaba en el desconocimiento del posible exceso de la producción de agua por sobre el consumo, en determinadas horas del día y épocas del año, lo que podía provocar un rebalse en el tanque de reserva a través de su sistema de desborde, que se canalizaría hacia la red de desagües pluviales de la ciudad sin llegar a advertirse y pudiendo afectar al acuífero explotado.

Ante este problema se inició una modernización específica para ese sector, avanzando en una primera etapa en la instalación de un comando a distancia para la

operación de todos los pozos que alimentan el tanque de reserva.

Buscando sustento en la metodología para conseguir la eficiencia energética en la producción de agua para consumo, se desarrollaron conceptos teóricos que fueron aplicados con éxito.

Posteriormente, y con el apoyo del Área de Energías Renovables y Eficiencia Energética de la Secretaría de Energía del Gobierno de Entre Ríos, que aportó equipamiento y movilidad entre otras cosas, y el acompañamiento técnico del CEGELAH (FCyT-UADER) que lo hizo a través del conocimiento aportado por la investigación desarrollada por profesionales de la Universidad de Paraíba, Brasil (Pimentel Gomes et al, 2009), se trabajó en forma simultánea en la automatización y el control de distintas variables del sistema, como medición de caudales reales de las cañerías de impulsión, presiones en cañerías de distribución mediante transmisores de presión Siemens D-76181 Karlsruhe conectados a Data Logger (en ambos casos en distintas situaciones y con registros continuos y prolongados), registro de niveles piezométricos de los pozos productivos, etc.

Básicamente el sistema instalado se compone de una estación remota en cada pozo, una centralita ubicada en el puesto de guardia del predio donde se encuentra el tanque de reserva, y la conectividad entre ambos.

Este sistema permite monitorear en tiempo real el funcionamiento de cada pozo, proteger las bombas ante eventos externos y controlar a distancia el arranque/parada en todos los casos.

Una vez consolidada esta etapa se avanzó en dispositivos de arranque/parada de los equipos en forma automática, relacionando esta acción con un parámetro indicativo del consumo, que fue definido como la altura del nivel de agua en el tanque. Se establecieron

dos condiciones de borde extremas: el nivel de tanque vacío y el nivel de tanque en desborde.

En el primer caso todo el sistema se encontrará en plena producción y en el segundo caso el sistema estará totalmente parado, sin bombeo.

Resultados

En octubre del año 2012 se dieron por finalizadas las acciones sobre el sistema productor de agua, realizándose una primera comparación en el consumo de energía interanual para los pozos involucrados (setiembre 2011-setiembre de 2012), detectándose un descenso en este ítem de un 8,75% entre las perforaciones 1 al 8, Tabla 1.

Tabla 1. Consumo de energía eléctrica

Pozo N°	Mes 09/2011 kWh	Mes 09/2012 kWh
1 y 2	11.076	10.075
3	21.914	14.997
4	15.554	14.616
5	10.930	9.194
6	17.929	22.371
8	20.183	17.798
10 y 12	13.384	12.895

Con la habilitación del sistema ya en su fase final (1/10/2012) se comenzó con la recolección de datos y una rotación determinada, que fue corregida al mes siguiente ya que no dio los resultados esperados.

En esta primera regulación el sistema funcionó automáticamente pero con las mismas limitaciones del sistema previo operado en forma manual.

Tabla 2. Consumo de energía interanual-ciudad de Nogoyá

Fuente: Municipalidad de Nogoyá-Dirección de Obras Sanitarias

Período	Oct. 2011	Oct. 2012	Nov. 2011	Nov. 2012	Dic. 2011	Dic.2012
Consumo kWh	95.579	91.904	101.622	90.574	119.794	103.257

En una segunda etapa se ha comenzado a valorar la variable piezometría, como elemento determinante de la evaluación de la eficiencia energética en pozos de explotación.

El objetivo de esta etapa es detectar acciones que puedan traducirse en correcciones que mejoren la productividad de la extracción de agua subterránea, para avanzar en propuestas de medidas de control y monitoreo.

Si bien se empezó a medir con equipos manuales, el ahorro logrado hasta el momento permitió demostrar la necesidad de adquirir equipamiento de precisión, convenciendo a los decisores de que se trata de una inversión para lograr una mayor eficiencia energética al disminuir los costos operativos.

La próxima etapa consistirá en la instalación de un piezógrafo de rango adecuado a los niveles encontrados.

La sostenibilidad lograda con el conocimiento y la preservación de las fuentes de aprovisionamiento de agua, ha redundado además en beneficios económicos importantes.

Se compararon los consumos de energía del sistema ex antes y ex post de la automatización.

Los resultados obtenidos del consumo de energía interanual de la provisión de agua a la ciudad se presentan en la Tabla 2.

Así, el control de las variables del sistema de extracción, almacenamiento y distribución del agua subterránea, destinado a la provisión de agua potable de la ciudad de Nogoyá, permitirá lograr ahorros significativos a través de la búsqueda de la eficiencia energética del mismo.

Conociendo el caudal real de producción de cada perforación se podrá determinar la eficiencia del pozo y del equipo instalado, comparando los caudales característicos o específicos (Q/s) de cada uno. Para tal fin se cuenta con un caudalímetro, marca ODIN, modelo TIL-3300, de turbina de inserción, con válvula esférica, que permite cambiar la longitud de inserción para distintos diámetros de cañería, acoplado a una unidad electrónica de lectura mod. 2506 con indicación de caudal, volumen parcial y total, autónomo a batería, equipamiento también provisto por la Secretaría de Energía de Entre Ríos.

Por otro lado se ha caracterizado la respuesta del acuífero explotado a los niveles de suministro de caudales actuales, tomando como referencia sus niveles estáticos históricos.

Se considera que para lograr una mayor precisión se deberán instalar pozos de monitoreo estratégicamente ubicados para la siguiente etapa de la investigación.

Finalmente en las condiciones actuales se están registrando caudales, niveles piezométricos en las perforaciones, y realizando un monitoreo hidroquímico del agua extraída.

La piezometría medida permitió sospechar rangos de ineficiencia hidráulica en el bombeo de algunos pozos, probablemente debido a la antigüedad de algunos de ellos, el material y el tipo de área abierta de los filtros utilizados, y la falta de mantenimiento anual requerida por no contar con el equipamiento y el conocimiento necesarios.

La próxima etapa, consistirá en relacionar las automatizaciones con un rango predeterminado de descensos admisibles de los niveles dinámicos de las perforaciones de abastecimiento, asociado con el control de las características hidroquímicas, para avanzar en un modelo de gestión integral del servicio, que permita disminuir las pérdidas hidráulicas detectadas que inciden directamente sobre el gasto energético de los equipos de bombeo.

Conclusiones

Se puede concluir que la instrumentación alcanzada a la fecha, ha permitido disminuir los costos operativos del sistema de bombeo entre un 8 y 24%, atenuando los conos de depresión locales por efecto del bombeo.

Pese a algunas dificultades iniciales con la medición de caudales reales de funcionamiento, se han podido detectar caudales característicos de alrededor de 13 m³/h.m (Pozo N° 8), que permiten estimar caudales máximos de alrededor de 160 m³/h, para niveles estáticos que permanecen dentro de los medidos inicialmente en los primeros pozos, según los antecedentes de Obras Sanitarias de La Nación.

La implementación de la próxima etapa permitirá desarrollar en el corto plazo un sistema de monitoreo permanente y automatizado, un plan de mantenimiento con equipos y personal local, para poder también así desarrollar propuestas y planificaciones de mediano y largo plazo derivadas de estas investigaciones y en el marco de un manejo sostenible de los recursos hídricos subterráneos, quedando demostrada la importancia del círculo virtuoso que se ha generado.

Agradecimientos

A la Municipalidad de Nogoyá que realizó el mayor esfuerzo para llevar adelante las mediciones y el control de los consumos energéticos, ejecutando las acciones y adquisiciones que posibilitaron los logros obtenidos.

Al Área de Energías Renovables y Eficiencia Energética de la Secretaría de Energía del Gobierno de Entre Ríos, que aportó a las investigaciones con la provisión de los equipos mencionados, movilidad y apoyo logístico.

Al Centro para la Gestión Local Sostenible del Agua y el Hábitat Humano (CEGELAH), Facultad de Ciencia y Tecnología de la Universidad Autónoma de Entre Ríos, que mediante el Proyecto "Diagnóstico de Eficiencia Hidro_Energética en el Servicio Municipal de Agua y Saneamiento de Nogoyá – Entre Ríos", dirigió las investigaciones realizadas.

Referencias

- Aceñolaza, F.G. 2007. "Geología y Recursos Geológicos de la Mesopotamia Argentina".
- Comisión Mundial Sobre El Medio Ambiente y El Desarrollo De Las Naciones Unidas. 1987. "Nuestro Futuro Común" (Informe Brundtland). Alianza Editora, Madrid (España).
- Encuesta de Hogares Municipalidad de Nogoyá. 2008
- Fili, M.; Tujchneider, O.; Perez, M.; Paris, M. y D'Elia, M. 1995. "Ground Water Researches in the Entre Ríos Province. Argentina. XXVI Congress of the International Association of Hydrogeologist. Edmonton. Canada.
- Pimentel Gomes H. y P. S. Oliveira De Carvalho. 2009. Manual de Sistemas de Bombeamento-Eficiencia Energética. Editorial Universitaria-UFPV.
- Tomas, J.; R. Valenti; O. Duarte; S. Graizaro y H. Sione, H. 1999. "Aptitud del Agua subterránea con destino a riego en sectores de los departamentos Paraná, Diamante y Nogoyá de la provincia de Entre Ríos". Serie Correlación Geológica 13, 279-286.
- <http://www.censo2010.indec.gov.ar>

Resistividad eléctrica y cargabilidad del acuífero Puelche en La Plata, provincia de Buenos Aires

Santiago Perdomo^{1,2}, Jerónimo E. Ainchil¹, Eduardo E. Kruse^{3,4}, Joaquín Nigro^{2,5}, Mario Tessone⁵, Soledad Lagos¹ y Martín Pensa¹

¹ Departamento de Geofísica Aplicada, Facultad de Ciencias Astronómicas y Geofísicas (UNLP), Paseo del Bosque s/n. (1900) La Plata, Buenos Aires, Argentina.

² Comisión de Investigaciones Científicas de la provincia de Buenos Aires. (CIC)

³ Cátedra de Hidrología General, Facultad de Ciencias Naturales y Museo (UNLP), Cátedra de Hidrología General, Calle 64 n° 3 (1900) La Plata, Buenos Aires, Argentina.

⁴ Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Universidad Nacional de La Plata. (CONICET-UNLP)

⁵ Instituto de Recursos Minerales (INREMI-UNLP-CIC) Calle 64 n° 3 (1900) La Plata, Buenos Aires, Argentina.

Mail de contacto: santiago.perdomo@fcaglp.unlp.edu.ar

RESUMEN

Las técnicas geoelectricas de superficie permiten la caracterización del medio a reducidos costos, posibilitando delimitar el desarrollo de un acuífero. En este trabajo se valora el uso de la tomografía eléctrica en la evaluación hidrogeológica del acuífero Puelche en una zona de La Plata, donde presenta fuertes variaciones laterales en el espesor y la granulometría. La aplicación de esta técnica genera modelos en forma de perfil o imágenes de Resistividad Eléctrica (IRE) y de Cargabilidad. Mediante esta caracterización se intenta mejorar el conocimiento del sistema y aportar información para la ubicación y diseño de perforaciones. Las mediciones fueron realizadas con un resistivímetro IPR-12 de Scyntrex, usando una configuración electródica dipolar axil de 50m de separación y hasta 8 niveles de medición, permitiendo explorar hasta 120m de profundidad. El análisis conjunto de la resistividad y la cargabilidad, permite una interpretación más precisa, incorporando información acerca de las características litológicas.

Palabras clave: acuífero Puelche, imágenes de resistividad eléctrica, cargabilidad.

ABSTRACT

Geoelectrical methods allow a fast and low cost characterization of an aquifer in the subsurface by studying the electrical properties of the ground. The technique provides useful complementary data in a hydrogeological study. The aim of this work is to apply the electrical tomography to evaluate the possible lateral variations in thickness and grain size in the Puelche aquifer near the city of La Plata in the province of Buenos Aires, Argentina. A dipole-dipole array of 50m separation was used, reaching a final depth of exploration of 120m, measuring electrical resistivity and chargeability of the fresh water aquifer zone. The results presented here are additional information for improving hydrogeological models of the area.

Keywords: Puelche aquifer, electrical resistivity imaging, chargeability.

Introducción

Conocer en detalle las características de un acuífero es relevante, no sólo para mejorar su explotación, sino para protegerlo de posibles contaminaciones, tanto naturales como antrópicas y evaluar la eficiencia de posibles procesos de remediación.

Un estudio hidrogeológico a través de perforaciones resulta costoso y su distribución

espacial condiciona los resultados y conclusiones.

Las técnicas geofísicas en superficie permiten una rápida caracterización del medio, pudiendo aumentar la distribución espacial de la información, lo cual se constituye en una herramienta complementaria adecuada para la extrapolación de información reconocida a partir de las perforaciones.

Con el método eléctrico en particular, es posible delimitar las zonas de desarrollo de un

acuífero, por contraste de las propiedades eléctricas de los sedimentos.

En el área considerada Ainchil et al (2006) señala que la asociación de registros geofísicos en los perfiles de perforaciones es de utilidad para delimitar los sedimentos y los niveles acuíferos, en particular en el esquema hidrogeológico que se describirá a continuación. A su vez se reconoce, que existen fuertes variaciones laterales en el espesor y granulometría del principal nivel acuífero de la región, constituido por las denominadas Arenas Puelches. Ello tiene una influencia directa en variaciones significativas en la transmisividad y conductividad hidráulica (Perdomo et al, 2011)

En este trabajo se aplica y valora el uso de la tomografía eléctrica con el objetivo de reconocer e identificar dichas variaciones laterales en las características del acuífero en la ciudad de La Plata y sus alrededores.

Los modelos obtenidos se presentan en forma de perfil o sección de resistividades en 2D, denominadas Imágenes de Resistividad Eléctrica (IRE) (Loke, 2004). Mediante la caracterización planteada se busca aportar información adicional para la ubicación y diseño de perforaciones y mejorar el entendimiento del comportamiento del sistema acuífero subterráneo.

Área de estudio

Las características estratigráficas de la región son descriptas por Auge et al. (2002), Laurencena et al. (2010), entre otros. Las unidades presentes y de mayor interés hidrogeológico serán enumeradas y descriptas a continuación en forma decreciente temporalmente, efectuando una síntesis de los citados autores.

Los Sedimentos Pospampeanos corresponden a limos, arcillas, arenas,

conchillas y conglomerados calcáreos de diferente origen (fluvial, eólico, marino, lacustre), acumulados en ambientes topográficamente deprimidos, como valles fluviales y bañados o lagunas.

Los Sedimentos Pampeanos están compuestos por limos arenosos y arcillosos de origen eólico y fluvial, conocidos genéricamente como loess. Poseen tonalidades castañas, amarillentas y rojizas y suelen estar intercalados por cuerpos calcáreos. La existencia de un estrato limo-arcilloso por encima de las Arenas Puelches, cumple la función de acuitardo.

Las Arenas Puelches están constituidas por una secuencia de arenas cuarzosas, medianas y finas, de colores blanquecinos y amarillentos. Son de origen fluvial y ocupan el Noreste de la Provincia de Buenos Aires, extendiéndose hacia el Norte hasta Entre Ríos y hacia el Noroeste hasta Santa Fe y Córdoba (Auge et al, 2002) En La Plata y alrededores se ha estimado un espesor medio de 20 metros y se ubica entre una profundidad mínima de 20 metros y hasta una máxima que supera los 50 metros.

Por debajo de las Arenas Puelches se constituye la Fm. Paraná, formada por arcillas y arenas de origen marino. En la parte superior pueden encontrarse arcillas plásticas de tonos verdosos y azulados.

La Fm. Olivos se encuentra por debajo y está constituida también por arcillas y arenas pero de origen continental y de tonalidades rojizas.

El basamento hidrológico está constituido por rocas cristalinas de tipo gneis granítico, alcanzado en la ciudad de La Plata por la Perforación Plaza de Armas a 486 m y puede asimilarse al que aflora en las Sierras de Tandil, en la isla Martín García y en la costa uruguaya.

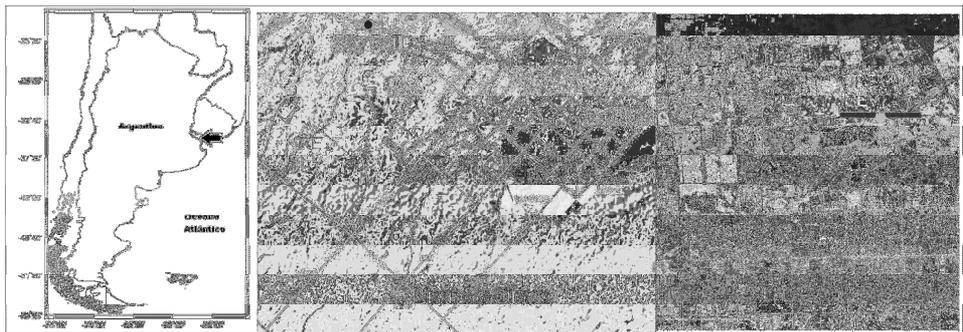


Figura 1. Mapa del área de estudio y ubicación de la tomografía eléctrica y el SEV.

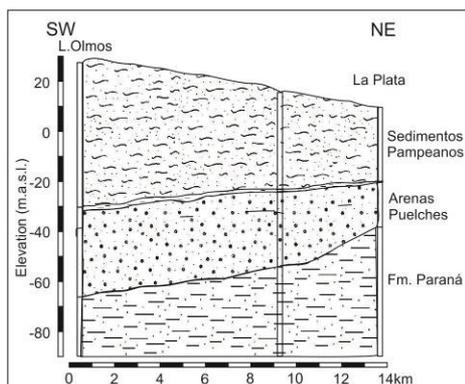


Figura 2. Esquema de la sección estratigráfica en la zona de La Plata.

Según González (2005), el comportamiento hidrogeológico del Acuífero Puelche lo convierte en la principal fuente de almacenamiento y explotación de agua potable de la región. En general, el Pampeano se comporta como un acuífero de baja a media productividad, y funciona como recarga y descarga del anterior. Las arcillas de la Fm. Paraná funcionan como acuícludo y son la base de dicho nivel acuífero.

Materiales y métodos

Principio del método eléctrico

La conductividad eléctrica en corriente continua se denomina σ_0 (expresada en Sm^{-1}) y manifiesta la facilidad con la que puede establecerse un flujo a través de cualquier material (Orellana, 1982; Sharma, 1997). La magnitud recíproca es la resistividad ρ_0 ($1/\sigma_0$) y se mide en unidades de Ohm m [Ωm].

La ecuación que gobierna la conducción de corriente eléctrica es la ley de Ohm, $J = \sigma_0 E$. Donde J es la densidad de corriente y E es el campo eléctrico que por ser conservativo deriva de un potencial eléctrico escalar, $E = -\partial V$.

El caso más simple para estudiar este fenómeno es considerar la resistencia eléctrica de una muestra cilíndrica de roca de longitud L , resistividad ρ y sección transversal A : $R = \rho L/A$. El factor (A/L) es puramente geométrico y en los estudios de campo viene dado por la posición relativa de los electrodos en el terreno.

La resistencia se obtiene aplicando la ley de Ohm: $\Delta V = RI$, donde ΔV es la diferencia de potencia medida entre los extremos (Volts) de la muestra e I es la intensidad de corriente inyectada (Ampere).

Cuando se explora la resistividad del medio se debe considerar que los electrodos resultan

fuentes puntuales, así el potencial eléctrico medido en un punto cualquiera sobre la superficie se obtiene resolviendo la ecuación de Laplace.

De la solución obtenida se puede despejar y obtener la siguiente expresión para la resistividad: $\rho = G\Delta V/I$, donde G es un factor "geométrico" que contiene la información de las posiciones relativas de los electrodos. Para el caso más general de un medio heterogéneo, la magnitud calculada mediante esta expresión se denomina resistividad "aparente", la cual es necesario invertir para obtener una distribución de resistividades "verdaderas".

Polarización Inducida

El método de polarización inducida (PI) permite medir la capacidad de almacenar carga de las rocas además de su conducción eléctrica. Este fenómeno de acumulación reversible de cargas en el subsuelo puede estudiarse en el dominio del tiempo, midiendo el decaimiento del voltaje transitorio luego de interrumpida la energización, o también en el dominio de la frecuencia, determinando la impedancia y la fase (Revil et al. 2012).

La unidad de cargabilidad, M , se expresa en mV/V y se utiliza la siguiente expresión para calcularla: $M = \sum V_i/V_p$, donde V_p es un voltaje medido durante la energización y V_i son los voltajes medidos durante la etapa de descarga. Esta magnitud se calcula en el dominio del tiempo y su determinación depende del instrumento utilizado, por esta razón es útil normalizar M por la conductividad (Frye et al. 1998). De esta manera la cargabilidad normalizada (M_n), es más sensible a efectos de conducción superficial, predominante en las arcillas por sobre conducción volumétrica, la cual depende del contenido electrolítico (Slater et al. 2000).

Los cambios observados en las secciones de resistividad pueden ser causados por variaciones litológicas en la sección explorada pero también por cambios en la concentración de sales contenidas en el agua presente, por ello se plantea la necesidad de incorporar mediciones de cargabilidad y el cálculo de la sección de cargabilidad normalizada. Con esta información adicional es posible discriminar la naturaleza de los efectos eléctricos observados.

Metodología

Los sondeos eléctricos verticales (SEV), permiten conocer la distribución vertical de resistividades, a partir de mediciones en superficie y su posterior inversión, a través de la cual se obtienen modelos que suponen un

comportamiento lateralmente homogéneo para cada una de las electrocapas (Orellana, 1982).

Para contemplar posibles variaciones laterales de la resistividad es necesario realizar estudios de mayor detalle como son las tomografías eléctricas, que combinan mediciones en profundidad y en dirección horizontal. Los modelos obtenidos se presentan en forma de perfil o imagen de resistividad eléctrica (IRE).

El trabajo de campo consiste en obtener valores de resistividad aparente a partir de hacer circular una corriente continua I por el circuito de emisión (C1 y C2) y medir la diferencia de potencial V generada entre los electrodos de recepción (P1 y P2), teniendo en cuenta su disposición espacial (Sharma, 1997). El dato de resistividad “aparente” obtenido se ubica en forma de pseudo sección o perfil (Figura 3).

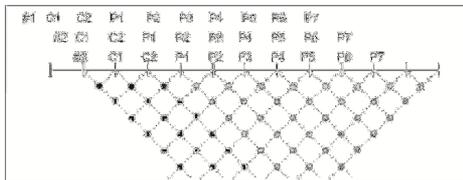


Figura 3. Esquema de la pseudo sección para el arreglo dipolar axil. Se muestran los electrodos activos para 3 mediciones sucesivas.

El modelo de resistividades “verdaderas” se obtiene de manera iterativa, y por medio de algoritmos matemáticos se calcula su respuesta eléctrica que es comparada con los datos medidos. La diferencia entre la sección calculada y las mediciones viene dada por un error medio cuadrático, que indica la bondad del ajuste (Loke, 2004).

En el área de estudio se utilizó un arreglo dipolar axil de 50m de separación eléctrica y hasta 8 niveles de medición, permitiendo explorar hasta 120m de profundidad. La sensibilidad de este arreglo a las variaciones horizontales de resistividad lo hace apropiado para diferenciar variaciones laterales en el comportamiento eléctrico de una estratificación horizontal, como son las Arenas Puelches. Este arreglo minimiza los efectos de perturbaciones electromagnéticas de los dipolos, debido a que necesita menos cantidad de cables que otros arreglos en el terreno, facilitando además las tareas de campo (Loke, 2004).

Las mediciones fueron realizadas con un resistivímetro IPR-12, desarrollado por Scyntrex, que trabaja en el dominio del tiempo. El equipo

trabaja con una fuente de emisión, inyectando corriente continua por un período suficientemente largo de tiempo (hasta alcanzar el equilibrio) y midiendo el decaimiento del voltaje en los electrodos de recepción cuando se interrumpe la energización. Este instrumento muestrea el voltaje en una ventana de tiempo posterior y ajusta un modelo “exponencial” de decaimiento. (Scyntrex, 1997)

Resultados

Como parte del estudio se efectuó un Sondeo Eléctrico Vertical (SEV) previo a la adquisición de datos 2D para estimar la profundidad del techo y base del acuífero, en el lugar tomando como base tres perforaciones próximas. Las profundidades obtenidas se detallan en la Tabla 1.

Tabla 1. Resultados e Interpretación del SEV.

Profundidad (m)	Resistividad (Ω m)	Asignación Litológica
3.2	20	Sedimentos Superficiales
50	10	Limo arenarcilloso
80	66	Arenas
490	1.1	Arcilla/Limo arcilloso
INF	500	Gneis granítico

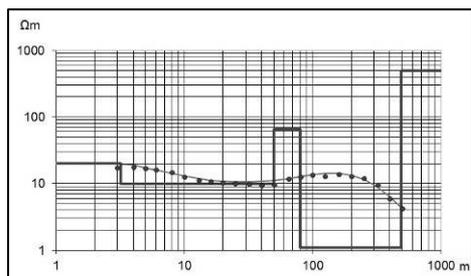


Figura 4. Curva de Campo (puntos), Modelo de Resistividades Verdaderas (trazos rectos) y respuesta calculada (curva continua). El modelo generó un ajuste de 4.1%.

El corte geoelectrico propuesto consta de 5 capas y un error de ajuste de 4.1%. Se observa

una primera capa superficial de pocos metros de espesor, subyace una capa de 10 Ω m resistividad hasta los 50m, atribuible a los sedimentos Pampeanos. Luego aparece una capa con un espesor de 30m y una resistividad de 66 Ω m, asignable al acuífero Puelche. Finalmente, se evidencia un marcado descenso de la resistividad, que estaría caracterizando a las arcillas de la Fm. Paraná. También se incorporó la presencia de un basamento resistivo próximo a los 500m de profundidad (señalado en los antecedentes), aunque su efecto no es evidente en los datos medidos, se utiliza como un valor condicionante.

Siguiendo la interpretación de este sondeo se programó la adquisición de la IRE viendo que fue posible reconocer fácilmente la profundidad del techo y base de las Arenas Puelches debido a los contrastes eléctricos observados.

Modelos de Resistividad y Cargabilidad

Para el procesamiento de los datos se utilizó un modelo inicial de referencia, siguiendo la interpretación del SEV, que contempla la presencia de la formación Pampeano, Paraná y la presencia del basamento resistivo a los 500m, pero sin imponer condiciones iniciales a la resistividad del acuífero Puelche. La inversión de los datos de cargabilidad se realizó simultáneamente con la de resistividad y se obtuvo un ajuste de 1% y 6.1 %, respectivamente al cabo de 7 iteraciones.

En la IRE planteada (Figura 5) se ve el comportamiento conductivo (1-16 Ω m) de los

aumento de la resistividad hasta valores de 40 Ω m. Este aumento de la resistividad sería atribuible a la presencia de material más arenoso y a la presencia de agua de bajo contenido salino (acuífero Puelche), hasta una profundidad aproximada de 80m donde disminuyeron los valores de resistividad.

La sección de cargabilidad presenta tres anomalías de alta cargabilidad entre las progresivas 400 y 500m; 550-650m y 800-850m y una anomalía de baja cargabilidad más allá de la progresiva de 900m por debajo de los 50m de profundidad.

Las anomalías de alta cargabilidad serían asociadas a la presencia de arcilla, sin embargo, la sección de cargabilidad normalizada sólo muestra valores altos por debajo de los 75m entre la progresiva de 600-900m y por encima de los 50m entre los 300 y 600m. Esta sección permite suponer que el material arcilloso dentro de las Arenas Puelches estaría presente cerca de la progresiva de 800m.

Conclusiones

Las IRE permitirían la correcta identificación del acuífero Puelche de agua de bajo contenido salino (resistivo) en relación a los sedimentos limos arcillosos del Pampeano por encima y a los sedimentos arcillosos de la Fm. Paraná por debajo (ambas más conductivas).

El contraste eléctrico observado entre las unidades acuíferas y su entorno haría que las IRE y la metodología planteada sean adecuadas para el reconocimiento del sistema

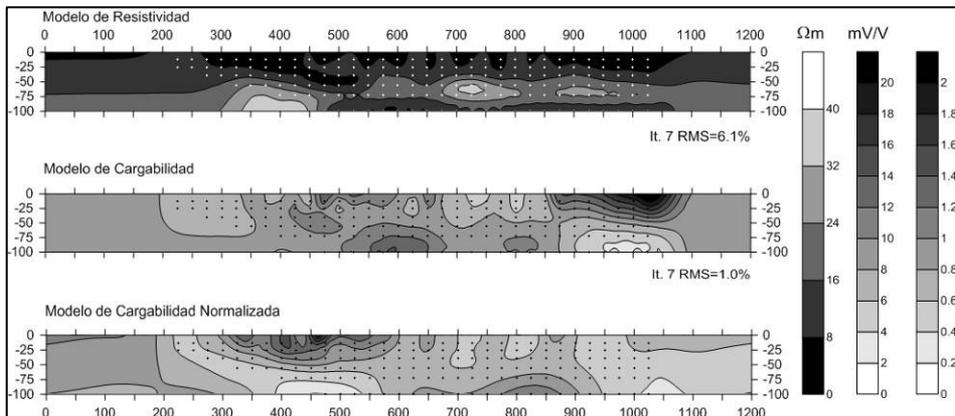


Figura 5. IRE, Cargabilidad y Cargabilidad Normalizada. Las distancias y profundidades están en metros.

limos Pampeanos hasta una profundidad aproximada de 50m, por debajo se observa un

hidrogeológico, así como la identificación de sus posibles variaciones laterales.

Esta técnica permitiría una adecuada cuantificación del espesor y profundidad del acuífero Puelche debido a que los valores observados se corresponden con los citados por otros autores para la región.

La ocurrencia de zonas anómalas en la sección de cargabilidad y cargabilidad normalizada serían atribuibles a un mayor contenido de material arcilloso dentro del espesor asignado a la capa acuífera por el método SEV.

El análisis conjunto de distintos perfiles como la resistividad y la cargabilidad, así como la cargabilidad normalizada, permitiría realizar una interpretación más precisa de las condiciones del sistema acuífero incorporando información acerca de las características litológicas de las formaciones estudiadas.

Agradecimientos

Los autores desean expresar su especial agradecimiento a José Luis Molina, Ezequiel Valeff, Gustavo Tinto e Ignacio Otero, por su colaboración en las tareas de campo, a la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC) y al Instituto de Recursos Minerales (INREMI).

Referencias

- Ainchil, J., Kruse, E., Calahorra, P. (2006). Variaciones Laterales den los sedimentos de los acuíferos Pampeano y Puelche (Noreste de la Provincia de Buenos Aires, Argentina). Memorias del VII Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea. Asunción, Paraguay.
- Auge, M.; Hernández, M.; Hernández, L. (2002). Actualización del conocimiento del acuífero semiconfinado Puelche en la Provincia de Buenos Aires - Argentina. XXXIII International Hydrogeology Congress, (págs. 624-633). Mar del Plata, Argentina.
- Frye, K., Lesmes, D., Morgan, F. (1998). The influence of pore fluid chemistry on the induced polarization response of rocks and soils. Proceedings of the Symposium on the Application of Geophysics and Engineering and Environmental Problems, 771-780.
- Gonzalez, N. (2005). Los ambientes hidrogeológicos de la Provincia de Buenos Aires. Relatorio del XVI Congreso Geológico Argentino, (págs. 359-374). La Plata, Argentina.
- Laurencena, P., Deluchi, M., Rojo, A., Kruse, E. (2010). Influencia de la explotación de aguas subterráneas en un sector del área periurbana de La Plata. Revista de la Asociación Geológica Argentina, 66(4), 484 – 491.
- Loke, M. (2004). Tutorial: 2-D and 3-D electrical imaging surveys.
- Orellana, E. (1982). Prospección Geoeléctrica en corriente continua (2 ed.). Madrid: Paranainfo.
- Perdomo, S., Ainchil, J., Kruse, E. (2011). Relación entre la conductividad hidráulica de un acuífero y parámetros geoeléctricos en un sector del noreste de la provincia de Buenos Aires. VII Congreso Argentino de Hidrogeología, (pág. 8). Salta.
- Revil, A.; Karaoulis, M.; Johnson, T.; Kemma, A. (2012). Review: Some low-frecuency electrical methods for subsurface characterization and monitoring in hydrogeology. Hydrogeology Journal(20), 617-658.
- Scyntrex. (1997). IP/Resistivity Receiver Operator's Manual. Ontario, Canadá.
- Sharma, P. (1997). Enviromental and engineering geophysics. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press.
- Slater, L., Lesmes, D., Sandberg, S. (2000). IP interpretation in enviromental investigations. Proceedings of the Symposium on the Application of Geophysics to Engineering and Enviromental Problems, 935-944.

Los sondeos eléctricos verticales aplicados a la prospección de las aguas termales en la provincia de Entre Ríos

Daniel Mársico⁽¹⁾, *Eduardo Díaz*⁽²⁾, *Oscar Dalla Costa*⁽³⁾ y *Bautista Aceñolaza*⁽³⁾

⁽¹⁾ Ente de Termas de Entre Ríos. (3260) Artusi 40- Teléfono y fax 03442 - 433245 Concepción del Uruguay. Entre Ríos. Argentina.

⁽²⁾ Departamento Ciencias de la Tierra. Universidad Nacional de Entre Ríos. Ruta 11km 10.5. (3100) Oro Verde. Entre Ríos. Argentina.

⁽³⁾ Consultores Independientes. Pasaje Vignas 1876. (3000) Santa Fe. Argentina.

Mail de contacto: errter@entrieros.gov.ar

RESUMEN

Los Sondeos Eléctricos Verticales (SEVs) aplicados en Entre Ríos se han convertido en una valiosa herramienta a la hora de conocer las características y yacencia de acuíferos termales. Por ello se han recopilado los estudios que reúnen la información generada por el empleo de esta técnica con el objetivo de brindar un elemento de base para nuevos proyectos no solo con el objetivo de prospectar aguas termales profundas, sino que también como guía en la caracterización de reservorios someros. La metodología utilizada consistió en la recopilación y análisis de la información antecedente y de los trabajos de campo realizados en diversas localidades de la provincia. Se logró centralizar la información y proporcionar un conocimiento del subsuelo entrerriano incluyendo las características de las capas sedimentarias subsuperficiales capaces de alojar un recurso factible de ser utilizado con otros fines y de las que alojan los efluentes termales objeto de los estudios específicos.

Palabras Claves: Entre Ríos, termales, geofísica

ABSTRACT

The Electrical Vertical Sounding (SEVs) applied in Entre Rios has become a valuable tool when yacencia know the characteristics and thermal aquifer. Therefore we have compiled studies that gather the information generated by the use of this technique with the aim of providing a base for new projects with the aim not only to prospect deep thermal waters, but also as a guide in the characterization of shallow reservoirs

The methodology involved the collection and analysis of background information, the field work in various locations throughout the province. It was possible to centralize information and provide knowledge of the subsol entrerriano including the characteristics of subsurface sedimentary layers capable of hosting a resource feasible to be used for other purposes and the thermal effluent hosting object of specific studies

Keywords: Entre Rios, thermal, geophysical

Introducción

La técnica de prospección geofísica como los Sondeos Eléctricos Verticales (SEVs) ha logrado un gran desarrollo en la provincia de Entre Ríos; no solo por su empleo en la búsqueda de acuíferos profundos y someros sino también por su empleo en la exploración de yacimientos minerales.

Pero su mayor desarrollo se encuentra sin duda íntimamente ligado a la importancia que ha adquirido desde el año 1993 la actividad termal en Entre Ríos

Desde esa fecha a la actualidad se han realizado dentro del territorio provincial alrededor de 25 SEVs ya que el empleo de este procedimiento constituye el primer paso en los estudios para alumbrar aguas termominerales y

tal es su importancia que los documentos legales vigentes para la exploración de fuentes termales condicionan la exploración directa a la realización previa de este tipo de estudio.

También es necesario mencionar que si bien hoy se practican otros métodos de investigación indirecta del subsuelo como son los AMT y MT siguen siendo los SEVs los más empleados por su bajo costo y considerable precisión.

Por último se señala que este cúmulo de información hasta la fecha se encuentra dispersa en trabajos individuales realizados por profesionales u organismos independientes dificultando su acceso como material de consulta.

Objetivos

Teniendo presente lo mencionado anteriormente el objetivo del presente texto es centralizar la información generada por la mayor parte de los sondeos eléctricos verticales realizados en Entre Ríos con la finalidad de determinar la presencia de formaciones geológicas capaces de alojar fluidos termominerales.

Paralelamente esta agrupación de la información permite generar un elemento más de juicio a la hora de evaluar las características de yacencia de los acuíferos más someros, al brindar valores de las resistividades verdaderas y espesores de los mismos.

Metodología

El trabajo consistió en la recopilación y análisis de los antecedentes existentes y procesamiento de los valores de resistividades verdaderas de las diferentes capas eléctricas.

Dicho tratamiento consistió en alcanzar un valor promedio de los datos de campo medidos ya que en todos los casos se realizaron más de una línea geoelectrónica.

Resultados

Antes de desarrollar los productos obtenidos se realiza una breve reseña de la técnica del sondeo eléctrico vertical para continuar con la ubicación de las localidades donde se ha puesto en práctica dicha modalidad de estudio para presentar y finalmente los valores medidos en cada una de los lugares detallados en el mapa.

La teoría del Sondeo Eléctrico Vertical ha sido desarrollada desde principios de siglo

pasado por varios autores; merece destacarse entre ellos los trabajos iniciales de Bewley (1934) y Orellana (1982).

Se entiende por Sondeo Eléctrico Vertical. Para ello resulta muy apropiado transcribir la definición dada por Orellana (1982): "Se llama Sondeo Eléctrico Vertical a una serie de determinaciones de resistividad aparente, efectuadas con el mismo tipo de dispositivo y separación creciente entre los electrodos de emisión y recepción". Cuando el dispositivo es simétrico y durante la medición permanece fijo el del mismo y el centro del segmento de recepción MN, se suele denominar Sondeo Eléctrico Vertical (SEV)- Del tratamiento de las curvas SEV o SMT se deduce la base teórica de los métodos interpretativos el modelo eléctrico conceptual. Es una función de las resistividades verdaderas del subsuelo, de los espesores de las distintas capas y del dispositivo de medición utilizado, como así también de la ubicación geométrica de los electrodos de potencial y de corriente.

Se asume que es un medio heterogéneo compuesto de una serie de capas o estratos heterogéneos e isotrópos, de extensión areal infinita en el sentido x y, y con interfaces de separación entre sí paralelas, a un mismo valor de z. (Figura 1).

Cada capa está caracterizada por una resistividad y se extenderá en un espesor determinado. Pero la última capa al estar definida solo por la componente nombrada tendrá una extensión infinita,

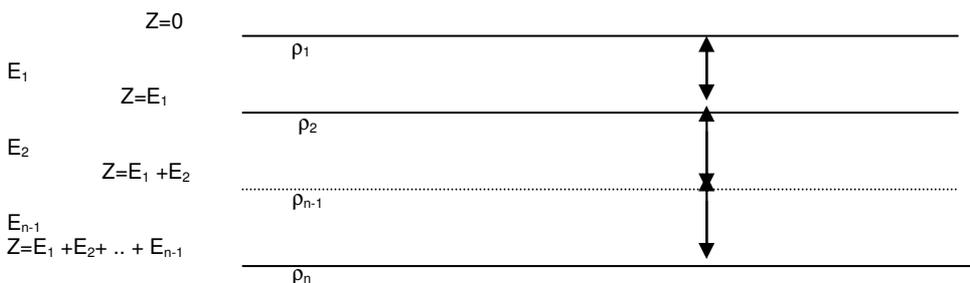


Figura 1. Modelo Geoelectrónico unidimensional de una serie de capas paralelas e isotrópicas

En la Figura 2 y la Tabla 1 se presentan las localidades donde se han aplicado las técnicas que fueron analizadas y procesadas.

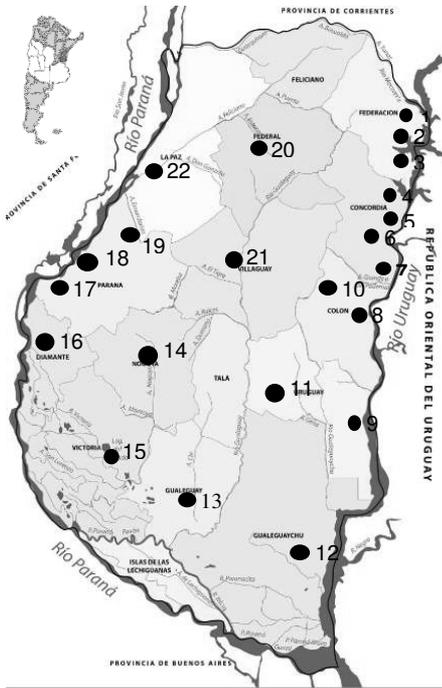


Figura 2. SEVs en Entre Ríos

Los resultados promedios obtenidos de las mediciones de campo se presentan en las tablas 2 a 23.

En la localidad de Chajarí antes de concretar la ejecución del pozo exploratorio se efectuaron diferentes estudios geofísicos pero el más significativo fue el realizado por el INGEP S.R.L. en el año 1998 con 9 SEV que permitieron diferenciar 3 (UG) Unidades Geoeléctricas. Tabla 2

U. G.	Capa	Resistividad (Ohm.m)	Litología
1º U.G	1	55	Cobertura supra basáltica
2º U.G	2	125	Coladas basálticas
3º U.G	3	48	Sedimentos infra basálticas

SEV	Localidad
1	Chajarí
2	Santa Ana
3	Federación
4	Concordia
5	PRODINTA S.A. (Cdia)
6	Puerto Yerúa
7	Ubajay
8	San José
9	C. del Uruguay
10	Villa Elisa
11	Basavilbaso
12	Gualeguaychú
13	Gualeguay
14	Nogoyá
15	Victoria
16	Diamante
17	Paraná
18	Villa Urquiza
19	María Grande
20	Federal
21	Villaguay
22	La Paz

Los estudios realizados en la localidad de Santa Ana fines del año 2006 permitieron diferenciar de forma general 4 capas. Los valores promedios registrados son consignados en la tabla 3.

Capa	Resistividad (Ohm.m)	Litología
1	293	Sedimentos suprabasálticos
2	1268	Basaltos
3	600	Basaltos con intercalaciones
4	5	Sedimentos infrabasálticos

La ciudad de Federación fue la pionera de la actividad termal en la provincia, ya que en Diciembre de 1992 inicia la prospección geofísica realizando 3 perfiles geoelectrónicos con un total de 8 SEV; los resultados obtenidos se sintetizan en la tabla 4.

Tabla 4. SEV – Federación. Fuente INGEP SRL 1992

Perfiles	Resistividad (Ohm.m)	Litología
1	71	Sedimentos suprabasálticos
2	208	Basaltos
3	20	Sedimentos infrabasálticos

En el año 1995 Concordia se suma a las localidades del corredor del río Uruguay que realiza estudios geofísicos para localizar, a través de la geoeléctrica, formaciones geológicas capaces de actuar como reservorios de agua termal. Para cumplir con este objetivo Agua y Energía Eléctrica realiza 4 tomografías eléctricas. Los valores de resistividad promedio obtenidos se enuncian en la tabla 5.

Tabla 5. SEV – Concordia. Fuente Agua y Energía Eléctrica. 1995

SEV	Resistividad (Ohm.m)	Litología
1	80	Cobertura sedimentaria
2	26	
3	140	Basaltos
4	22	Sedimentitas infrabasálticas

A los SEVs ya realizados en la localidad antes mencionada en el año 1998 se le suma la prospección de la firma PRODINTA S.A. que tiene como objetivo el determinar en el subsuelo profundo la presencia de litologías capaces de actuar como reservorios de aguas termominerales. Tabla 6

Tabla 6. SEV – Concordia. Fuente GEOCONSULT 1998

Capas	Resistividad (Ohm.m)	Litología
Geoeléctrica Superior	31	Sedimentos
Geoeléctrica Intermedia	163	Basaltos
Geoeléctrica Profunda	61	Sedimentos

La localidad de Puerto Yeruá ubicada sobre la margen izquierda del río Uruguay en el año 1995 a través de la Dirección de Promoción Minera e Hidrogeológica de la provincia realiza estudios geofísicos con el fin de obtener

información que le permita conocer la existencia de aguas termominerales; los resultados de campo se muestran en la tabla 7.

Tabla 7. SEV - Puerto Yeruá. Fuente Agua y Energía Eléctrica. 1995

SEV	Resistividad (Ohm.m)	Litología
1	20	Sedimentos
2	120	Basaltos
3	19	Sedimentos

A comienzos del año 2008 el municipio de Ubajay decide realizar una prospección geofísica con el objetivo de determinar los niveles de yacencia de aguas termominerales. Para cumplir con dicho objetivo se realizan dos líneas de testificación cuyos resultados promedios se resumen en la tabla 8.

Tabla 8. Valores de campo para la localidad de Ubajay. Fuente Resett (2008)

Unidad Eléctrica	Resistividad (Ohm.m)	Litología
1	117	Sedimentos suprabasálticos
2	211	
3	168	
4	386	Coladas Basálticas
5	36	Sedimentos infrabasálticos
6	136	
7	116	
8	51	

A mediados del año en San José se realizan en estudios geofísicos para determinar la probabilidad de yacencia de acuíferos termales, mediante la ejecución de dos SEV que permitieron diferenciar 7 unidades eléctricas. Los resultados promedios se reúnen en la tabla 9.

Tabla 9. Valores de campo para San José. Fuente Ponti (2003)

Unidades Eléctricas	Capa	Resistividad (Ohm.m)	Litología
	1	29	Sedimentos Suprabasálticos
2			
3			
4			
5			
6	265	Basaltos	
7	51	Sedimentos Infrabasálticos	

La localidad de Villa Elisa comienza con la prospección geofísica en el año 1994, dicha tarea es desarrollada por profesionales de la UNLP-FCAYG, quienes ejecutan cuatro SEV permitiendo diferenciar de 5 capas geoelectricas. Sus resultados son presentados en la tabla 10.

Tabla 10. SEV en Villa Elisa. Fuente Ainchil (1994)

Capas	Resistividad (Ohm.m)	Litología
1	6	Supra basálticos
2	75	
3	6	
4	170	Basaltos
5	4,50	Infra basálticos
	1000	Basamento

Los antecedentes geofísicos para la ubicación del sondeo A.E.R.Xp.CdelU-2 en Concepción del Uruguay, emprendimiento privado de la firma Aguas Claras S.A., se circunscriben a los realizados por el INGEIS, Instituto de Geocronología y Geología Isotópica (Tabla 11) durante el año 2004.

Tabla 11. SEV para C del U 2. Fuente Favetto 2004

Capa	Resistividad (ohm.m)	Litología
1	6 y 50	Sedimentitas suprabasálticas
2	25 y 29	Coladas basálticas
3	> 1000	Basamento

En el año 2003 en la localidad de Gualeguay se ejecutaron 5 Sondeos Eléctricos Verticales (SEV) con el fin de determinar la presencia de niveles portadores de agua termominerales. Los resultados se resumen en la Tabla 12 indicando el valor promedio obtenido

Tabla 12. Valores de resistividad para Gualeguay. Fuente Ainchil, (2003)

Capa	Resistividad (Ohm.m)	Litología
1	9	Sedimentos suprabasálticos
2	6	
3	34	Basaltos
4	22	Basaltos con intercalaciones
5	41	Basamento resistivo

Los estudios geofísicos realizados en Basavilbaso comprendieron 4 SEV y posibilitaron diferenciar 8 capas geoelectricas que fueron agrupadas en tres Unidades Geoelectricas, cuyas resistividades se señalan en la tabla 13.

Tabla 13. SEV en Basavilbaso. Fuente SEGEMAR 2003

U G	Capa	Resistividad (Ohm.m)	Litología
1º U.G.	1	de 4 a 9	Sedimentos
	2	de 17 a 27.	
	3	de 17 a 105	
	4	de 11 a 37	
	5	de 5 a 7	
2º U.G.	6	de 26 a 30	Basaltos
3º U.G.	7	de 5 a 6.	Sedimentos
	8	de 34 a 36	Basamento

En el año 2002 en la ciudad de Gualeguaychú el Departamento de Geotermia del SEGEMAR realiza 5 SEV permitiendo diferenciar en cada uno de ellos 4 capas geoelectricas. Los resultados de campo se vuelcan en la tabla 14.

Tabla 14. SEV - Gualeguaychú 2 –Fuente SEGEMAR 2002

	Capas	Resistividad (Ohm.m)	Litología
1º U G	1	13	Sedimentos Supra basálticos
	2		
	3		
	4		
2º U G	5	16	Basaltos
3º UG	6	5	Infra basálticos
4º UG	7	242	Basamento

Como una nueva alternativa para el turismo local de la ciudad a Nogoyá fines del año 2001 el SEGEMAR realiza 5 TEV para determinar la presencia de aguas termales en la localidad mencionada, estos estudios permiten diferenciar 6 capas eléctricas cuyos valores de resistividad se presentan en la Tabla 15.

Tabla 15. Valores de los SEVs -Nogoyá.
Fuente SEGEMAR 2002

Capas	Resistividad (Ohm.m)	Litología
1	5	Cobertura sedimentaria
2	22	
3	4	
4	2	
5	5	Basaltos
6	3	Sedimentitas

La ciudad de Victoria es otra de las localidades que a principios de la presente década decide sumarse a la propuesta termal de Entre Ríos, para eso encomienda a la firma PROINSA la realización de 3 sondeos eléctricos verticales que le permitan determinar la yacencia de acuíferos termales. Tabla 16

Tabla 16. SEV – Victoria. Fuente PROINSA 2003

Capas	Resistividad (Ohm.m)	Litología
1	17	Cobertura sedimentaria
2	5	
3	18	Basaltos
4	2	Sedimentos
5	754	Basamento resistivo

Durante el mes de Abril de 2005 el municipio de Paraná con el objetivo de localizar niveles portadores de aguas termominerales realiza 3 SEV los valores promedios de campo obtenidos para esta localidad se sintetizan en la tabla 17.

Tabla 17. Resultados de los SEV-Paraná.
Fuente Resett (2005)

U E.	Resistividad (Ohm.m)	Litología
1	14	Sedimentos suprabasálticos
2	100	
3	24	
4	4	
5	46	Basaltos masivos
6	10	Basaltos c/intercalaciones
7	< 5000	Basamento

En el año 2004 el SEGEMAR llevó a cabo en la localidad de Diamante 4 SEV, que permitieron distinguir tres Unidades Geoelectricas divididas a su vez en diferentes capas, según se presenta en la tabla 18

Tabla 18. SEVs en la localidad de Diamante.
Fuente: SEGEMAR 2004

U.G	Capa	Resistividad (Ohm.m)	Litología
1º U.G	1	Valor medio de 15	Sedimentos
	2	de 8 a 11	
	3	1	
	4	1	
2º U.G	5	de 11. a 16	Basaltos
3º U.G	6	1,20 solo en uno de los SEV	

Durante el año 2011 se llevaron a cabo en Villa Urquiza 2 SEV que sirvieron para complementar lo ya realizado por los mismos autores en el año 2004. La tabla 19 presenta los valores promedios de resistividad medidos en el campo de la última intervención

Tabla 19. Valores SEV Villa Urquiza – Fuente: Díaz (2011)

Capa	Resistividad (Ohm.m)	Litología
1	19	Cobertura Sedimentaria
2	6	
3	88	
4	2	
5	545	Basaltos
6	30	Sedimentos
7	2500	Basamento

En el año 1998 en la ciudad de María Grande la empresa CAMSSA. Compañía Argentina de Minería y Sondaje S.A. realizó 9 SEV cuyos resultados promedios se exponen en la tabla 20.

Tabla 20. Valores de la SEV – María Grande.
Fuente Pastore (1998)

Capa	Resistividad (Ohm.m)	Litología
1	10	Cobertura sedimentaria
2	2	
3	86	Basaltos
4	21	Sedimentos
5	155	Basamento

En el año 2011 la ciudad de Federal se suma a las localidades de la provincia que pretende explotar aguas termales, para cumplir con dicho fin se realizan 4 SEV en esta localidad y los resultados se exponen en la tabla 21

Tabla 21. Resistividades en Federal. Fuente: Díaz (2011)

Capa	Resistividad (Ohm.m)	Litología
1*	19	Cobertura sedimentaria
2	264	Basaltos masivos
3	42	Basaltos con intercalaciones
4	2500	Basamento hidrogeológico

En la Tabla 22 se representan los valores máximos y mínimos de los SEV realizados en la localidad de La Paz

Tabla 22. SEV en La Paz. Fuente: GEOCONSULT 1996

Capa	Resistividad (Ohm.m)	Litología
1	4 y 20	Sedimentos suprabasálticos
2	6 y 108	
3	0.3 y 2.2	
4	25 y 130	Coladas basálticas
5	10 y 20	Sedimentitas subyacentes

En Villaguay se han realizado dos campañas con el objetivo de determinar la presencia de formaciones geológicas capaces de contener aguas termales; la primera de ellas se llevó a cabo en el año 1997 y estuvo a cargo de la empresa INGEP SRL; la segunda se llevó a cabo en marzo del año 2001 y la realizó el SEGEMAR (Servicio Geológico Minero de la República Argentina) y cuyos resultados promedios se muestran en la tabla 23.

Tabla 23. Resistividades medidas en la localidad de Villaguay. Fuente SEGEMAR 2001

U.G.	Resistividad (Ohm.m)	Litología
Superficial	11	Cobertura
UG Resistiva	33	

Tabla 23. Continuación

1º Unidad Medio Resistiva	19	Basaltos
Unidad Conductiva	5	Basaltos con intercalaciones
2º Unidad Medio Resistiva	18	Basaltos masivos
Unidad resistiva de fondo	S / D	Basamento hidrogeológico

Otros estudios realizados en la provincia con el mismo fin fueron llevados a cabo por Favetto, A. en el año 2005 en las localidades de San José, Villa Elisa, Aldea San Antonio y Gualeguaychú con un total de 14 sondeos. Los resultados obtenidos confirman las litologías que se han venido exponiendo: formaciones suprabasálticas con resistividades que oscilan entre 12 y 50 ohm-m. Estas sedimentitas sobreyacen a las coladas basálticas de Serra Geral con valores medidos entre los 80 y 200 ohm-m, por último se diferencian de la unidad geoelectrica anterior los sedimentos infrabasálticos a los cuales se le atribuyeron resistividades del orden de 3 y 25 ohm-m.

Conclusiones

La aplicación del método resulta conveniente por su bajo costo frente a otras técnicas, y confirman la presencia de las unidades geológicas prospectadas. Los métodos geofísicos de superficie, tanto el sondeo eléctrico vertical (SEV) como el sondeo magnético telúrico (SMT) han demostrado la aptitud y poder resolutivo para caracterizar los ambientes y sus profundidades, determinados por las resistividades y espesores de las distintas capas eléctricas resultantes de la interpretación por métodos informáticos basados en software de amplia y reconocida difusión. Los contrastes existentes en las mediciones permite diferenciar claramente las tres grandes unidades geológicas que conforman el subsuelo de la provincia: los sedimentos infrabasálticos, las coladas de Serra Geral y las sedimentitas que las sobreyacen. En cuanto a estas últimas las variaciones de resistividad observadas en el intervalo definen la presencia de distintas litologías capaces de albergar acuíferos más someros.

Agradecimientos

Los autores agradecen al esfuerzo y empeño de aquellos municipios, empresas y profesionales que apostaron a la búsqueda de un recurso que hasta unos años atrás se suponía inexistente y que hoy gracias a ellos fue posible contar con la información que es volcada en este trabajo.

A las autoridades del directorio del Ente Regulador de Termas de la provincia por haber permitido el acceso y uso de la Base de Datos de la Institución conforme a lo establecido en el Decreto 1169 - Directiva 29/07 del Poder Ejecutivo Provincial que da derechos de acceso a la información pública dentro del ámbito provincial

Referencias

- Ainchil, J. y Giusso, E. M. 1996. Perforación hidrotermal profunda en Villa Elisa (ER) el ajuste de la factibilidad geoelectrica y los criterios interpretativos. 1° Congreso Nacional de Hidrogeología. Universidad Nacional del Sur. Actas: 97-103, Bahía Blanca
- Ainchil, J., Giusso, M. 1994. Prospección geoelectrica para el proyecto de aguas termales - Municipalidad de Villa Elisa UNLP - FCAyG.
- Ainchil, J. 2003. Prospección geoelectrica con fines hidrotermales en Gualaguay. Entre Ríos. Universidad Nacional de La Plata. Inédito.
- Agua y Energía Eléctrica .1995. Dirección de Promoción Minera e Hidrogeológica Aprovechamiento del recurso termal en el corredor del río Uruguay. Puerto Yerúa .Inédito.
- Bewley L.V. 1934. Theory and Tests of the Counterpise. *American Institute of Electrical Engineers, Transactions* (Volume: 53 , Issue: 8)
- Díaz, E. L., Dalla Costa, O. A. 2006. Estudios geoelectricos para alumbramiento de aguas termominerales en Santa Ana. Licitación privada N° 06/2006, 19 páginas. Inédito.
- Díaz, E. L., Dalla Costa, O. A. 2011. Estudios para la realización de una perforación de explotación con fines termales en la ciudad de Federal. FUNDAGRO. Paraná. Entre Ríos. Inédito.
- Díaz, E. L., Dalla Costa, O. A. 2011. Estudios para la realización de una perforación de explotación con fines termales en la localidad de Villa Urquiza. Inédito
- Favetto A., Pomposiello C. 2004. Estudio geofísico para la evaluación del recurso geotérmico en el establecimiento La Soñada S.A. Concepción del Uruguay, Entre Ríos. *Serie Informes Especiales INGEIS*. Inédito.
- Favetto, A. et al. 2005. Estudio geofísico aplicado a la evaluación del recurso geotermal en el sudeste de Entre Ríos. Rev. Asociación Geológica Argentina
- GEOCONSULT S.A. 1996. Prospección hidrotermal por métodos geoelectricos en la ciudad de La Paz. Inédito
- GEOCONSULT S.A. 1998. Prefactibilidad de explotación del recurso hídrico termal Proyecto Villa Zorraquin Concordia. Entre Ríos .
- INGEP S.R.L. 1988. Método Geoelectrico por corriente continua SEV en la localidad de Chajarí - Configuración simétrica de Schlumberger. INGE S.R.L. Inédito.
- INGEP S.R.L. 1992. Estudio geofísico para la evaluación de Acuíferos Profundos en Federación (Entre Ríos).Inédito
- Orellana, E. 1984. *Prospección Eléctrica por corriente continua*. Editorial Paraninfo, Madrid. 523 pp.
- Pastore, S. 1998. Estudios geofísicos acuíferos profundos. Municipalidad de la ciudad de María Grande. CAMSSA. Compañía Argentina de Minería y Sondaje S.A. Inédito
- Ponti, N. 2003. Prospección geoelectrica para determinación de aguas termales en la localidad de San José. Inédito
- PROINSA. 2003. Prospección geoelectrica para la detección de acuíferos profundos en Victoria. Comitente Sol de Victoria S.A. Inédito
- SEGEMAR. 2001. Prospección Geoelectrica. Zona Villaguay, provincia de Entre Ríos. Informe Final. Inédito
- SEGEMAR. 2002. Evaluación del recurso geotérmico en la zona de Gualaguaychú, provincia de Entre Ríos. Área Pueblo Belgrano. Inédito.
- SEGEMAR. 2002. Proyecto de perforación termal en la localidad de Nogoyá, provincia de Entre Ríos. Estudio de Prefactibilidad, Informe complementario síntesis geofísica
- SEGEMAR. 2003. Evaluación del recurso geotérmico en la zona de Basavilbaso, Entre Ríos. Consideraciones geofísicas. SEGEMAR Departamento de Geotermia Inédito.
- SEGEMAR. 2004. Proyecto de perforación termal en la localidad de Diamante, Entre Ríos. Estudio de Prefactibilidad. SEGEMAR Departamento de Geotermia 2004.-
- Resett, R. S. 2005. Estudio de Prefactibilidad para la explotación del recurso termal. Municipalidad de Paraná. Entre Ríos. Inédito.
- Resett, R. S. 2008. Estudio de Prefactibilidad para la explotación del recurso termal. Municipalidad de Ubajay. Entre Ríos. Inédito.

Interfaz de comunicación común para diversos dispositivos de medición hidro-ambiental

Gabriel García¹, Emiliano López¹, Virginia Venturini¹ y Leticia Rodríguez¹

¹ Centro de Estudios Hidro-Ambientales, Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas (UNL). Ciudad Universitaria, CC217, Paraje el Pozo (3000) Santa F. Argentina. Tel: 54342-4575233 int 190.

Mail de contacto: gabiagus@gmail.com

RESUMEN

En Argentina es común abordar el monitoreo de manera integral siendo una práctica normal instalar en un mismo sitio de campo equipamiento de diversos fabricantes. La diversidad de dispositivos, los costos elevados para la transmisión de datos y el mantenimiento son el principal inconveniente para la instalación de redes de medición, por lo que frecuentemente se realiza la descarga del dato y la configuración del equipamiento in-situ. Dichos dispositivos se operan a partir del software propietario distribuido por el fabricante, algunos en forma exclusiva mientras que otros brindan la información técnica necesaria para establecer el diálogo desde el desarrollo de software propio. Con el fin de dar solución a esta problemática, se propuso desarrollar un software que funcione como una interfaz de comunicación común que permita gestionar en forma automática diferentes equipos de medición de variables hidro-ambientales independientemente del tipo de dispositivo, dando como resultado un sistema colector de datos único.

Palabras clave: monitoreo automático, estaciones de medición, sistema colector de datos.

ABSTRACT

In Argentina monitoring the environment in an integral way is commonplace, being common practice to instrument a field site with various manufacturers. The main setback for setting a network of equipments are the device diversity, high costs of data transmission and maintenance, reason why frequently in-situ data collection is the only option to download the devices memories. Those devices operates from proprietary software distributed by the manufacturer, some in exclusive form while others provide the necessary technical information to establish the dialogue from the tailored software. To solve this problem, a communication interface that allows to automatically manage different hydro-environmental devices regardless of type of device was developed, resulting a manifold system single data.

Keywords: automatic monitoring, measuring stations, manifold system single data.

Introducción

Vereecken et al. (2008) plantearon la necesidad de tener acceso a los sitios de monitoreo de campo y a las bases de datos que incluyen información detallada sobre variables y parámetros hidro-ambientales con el fin de avanzar en la hidrología operativa.

Contrariamente a la experiencia de los países desarrollados, donde la plena disponibilidad de instrumental de monitoreo hidro-ambiental es asequible, los países en desarrollo por lo general cuentan con escasa financiación para abordar el tema de manera integral siendo una práctica común instalar en un mismo sitio de campo equipamiento de diversos fabricantes, esquema que se repite en diferentes puntos geográficos.

Esta diversidad de dispositivos, y frente al costo de los equipos de transmisión de datos, frecuentemente la captura del dato y la configuración del equipamiento se realizan in-situ, utilizando un software diferente por cada estación, datalogger y/o sensor, dificultado la automatización integral de los diversos sistemas comerciales de forma automática y a un bajo costo.

En este trabajo se presenta un software basado en desarrollos previos (López, 2012) que funciona como una interfaz común de comunicación que permite dialogar en forma transparente con diversos dispositivos de medición comerciales, de origen nacional y extranjero instalados en diversos puntos de observación geográficamente dispersos en la cuenca del Arroyo Cululú, Provincia de Santa Fe, Argentina (Figura 1).

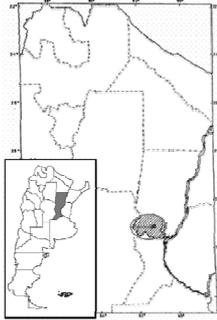


Figura 1. Cuenca del Arroyo Cululú, Santa Fe, Argentina.

Objetivos

El objetivo de este trabajo es desarrollar una interfaz común de comunicación que permita gestionar en forma automática diferentes estaciones, dataloggers y/o sensores de medición de variables hidro-ambientales independientemente del tipo de dispositivo, dando como resultado un sistema colector de datos único, flexible y económico.

Materiales y Métodos

La automatización de la gestión de diferentes dispositivos comerciales se realizó a partir del desarrollo de un software que permite interactuar con cuatro tipos de equipos de medición:

i) Dataloggers cerrados: aquellos en los que el acceso a los datos almacenados son posibles únicamente desde la aplicación con interfaz de usuario gráfica (GUI) específica que provee el fabricante.

ii) Dataloggers abiertos: dispositivos cuyas especificaciones permiten descargar los datos a partir de comandos, con la posibilidad de desarrollar software propio o bien utilizar la aplicación del fabricante.

iii) Sensores cerrados: el acceso a la variable que se mide es posible solamente desde el software con el que se comercializa el sensor.

iv) Sensores abiertos: permiten acceder a la variable medida desde comandos específicos lo que posibilita el desarrollo de software para tal fin.

El software desarrollado posibilita el diálogo con dispositivos heterogéneos permitiendo una comunicación transparente, independizándose de las particularidades del software de cada equipo de medición (Figura 2).



Figura 2. Diagrama en capas de la interfaz de comunicación.

La aplicación desarrollada es multiplataforma, corre sobre sistemas Windows y GNU/Linux funcionando sobre computadoras (aquí denominados nodos de comunicación) de diferente arquitectura de hardware (x86, mips, arm, etc) en función del tipo de dispositivo con el que deba comunicarse.

Para los dataloggers/sensores cerrados, donde la comunicación solo es posible es a través de la aplicación GUI de fábrica se utilizó como nodo de comunicación una mini-motherboard de propósito general de bajo consumo.

Para el caso de dataloggers/sensores abiertos, el nodo de comunicación donde se ejecuta el software desarrollado consiste en un dispositivo de red hogareño (Router/Access Point) de bajo costo cuyo firmware fue reemplazado por un sistema operativo GNU/Linux embebido (Openwrt) para hacer posible el diálogo con los equipos de medición.

Los nodos de comunicación utilizados (Figura 3) se conectan físicamente a través de cables serie RS-232 o USB a los diferentes dataloggers/sensores encuestando y configurando un equipo por vez.

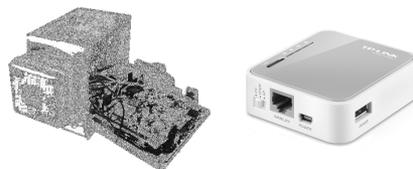


Figura 3. Nodos de comunicación: Mini-motherboard x86 (izquierda) y Router/Access-Point mips (derecha).

Las funciones principales de la interfaz de comunicación desarrollada consisten en la captura de la información registrada, la configuración de los dataloggers y, finalmente la transmisión de los datos capturados a un servidor público en Internet. Estas tareas se describen en mas detalle a continuación.

Captura de datos

El diálogo con dispositivos abiertos, tanto para dataloggers como para sensores se realizó utilizando el lenguaje de programación Python y, para aquellos dispositivos cerrados donde la única vía posible de comunicación es a través del software del fabricante el lenguaje utilizado fue Autoit. Esta tarea se realiza en forma automática a intervalos de tiempo regulares previamente configurados.

Configuración de dispositivos

La configuración de los dataloggers (frecuencia de muestreo, unidades de medición, etc) es realizada por el software desarrollado utilizando parámetros que son descargados automáticamente de Internet modificables por un usuario autorizado utilizando un sitio web implementado para tal fin. Esta configuración es aplicada a cada equipo previo a la re-inicialización de los mismos.

Transmisión de la información

Los datos capturados se envían a un repositorio de archivos en un servidor público, utilizando como tecnología de acceso a Internet la red de telefonía celular GSM/3G o enlaces inalámbricos Wireless 802.11 centralizando de esta manera la información, registrada en sitios geográficos distantes.

La interfaz de comunicación es el componente principal de un sistema de captura y transmisión automático de bajo costo que permite integrar dispositivos de medición comerciales heterogéneos.

Resultados

La interfaz desarrollada fue usada con tres dataloggers cerrados, un freatógrafo de origen nacional (Genica Ingeniería) y dos estaciones climáticas norteamericanas (Spectrum Technologies M800 y M400) que registran entre otras variables la humedad y temperatura del suelo a diferentes profundidades, y ambiente. Además se realizó satisfactoriamente el diálogo con dispositivos abiertos, una estación Eddy Covariance (datalogger Campbell Scientific CR1000) que registra velocidad del viento en tres dimensiones, humedad ambiente, vapor de agua y flujo de calor latente entre otras; y un datalogger Stevens Dotlogger junto a un sensor de humedad Hydra-Probe II (Figura 4).

Para corroborar el correcto funcionamiento se instalaron en campo dos nodos de comunicación, uno alimentado mediante batería y panel solar y otro por la red eléctrica, ambos conectados a los dispositivos de medición

mencionados, transmitiendo la información capturada hacia Internet dando como resultado un sistema colector de datos automático, robusto y escalable a un costo reducido.



Figura 4. Dataloggers y sensores utilizados

Conclusiones

El desarrollo de la interfaz común de comunicación permitió integrar diversos dispositivos comerciales suplantando tecnologías de transmisión de datos de elevado costo, generalmente un módulo por cada equipo, por una solución única, escalable, robusta y económica.

El sistema desarrollado brinda una solución atractiva para centros de investigación, universidades o, entidades públicas o privadas que comúnmente cuentan con variado equipamiento que, o bien no cuenta con la posibilidad de transmitir los datos automáticamente a Internet, o los módulos de transmisión presentan costos muy elevados.

A partir del trabajo implementado fue posible mejorar y ampliar la funcionalidad de dispositivos de medición comerciales reduciendo de este modo los costos implicados en la descarga in-situ de los datos registrados en campo.

La flexibilidad y escalabilidad del desarrollo aquí presentado permite incorporar dispositivos de diversa índole adaptando la interfaz de comunicación con un mínimo esfuerzo.

Referencias

López, E. 2012. "Captura y transmisión automática de datos hidro-meteorológicos". MSc. Tesis. FICH. UNL.

Vereecken, H., Huisman, J., Bogena, H., Vanderborght, J., Vrugt, J., and Hopmans, J. 2008. "On the value of soil moisture measurements in vadose zone hydrology: A review". *Water Resour. Res.*, 44:W00D06.

**MODELOS Y SISTEMAS
DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA**

El modelo de flujo de la Loma de Úbeda (España): una herramienta de gestión sostenible y de investigación

Javier Heredia¹; Marisol Manzano²; Antonio González-Ramón³; Lucia Ortega²;

Javier Rodríguez Arévalo⁴; David Muñoz de la Varga⁴

¹ Instituto Geológico y Minero de España, Ríos Rosas 23, 28003 Madrid, España.

² Universidad Politécnica de Cartagena, Paseo Alfonso XIII 52, 30203 Cartagena, España.

³ Instituto Geológico y Minero de España, Urb. Alcázar del Genil 4, 18006 Granada, España.

⁴ Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, Paseo Bajo Virgen del Puerto 3, 28005 Madrid, España.

Mail de contacto: j.heredia@igme.es

RESUMEN

El Sistema Acuífero Profundo de Úbeda (España) se explota para el riego del olivar de la Loma de Úbeda, cuya producción destaca mundialmente. El sistema es complejo: estructura multicapa, fuerte explotación, estado de carga variable, la acción tectónica lo compartimenta e interconecta y un 60 % se sitúa entre 400 m y 800 m de profundidad. La carencia de planificación acrecentó el impacto de los bombeos. El Instituto Geológico y Minero de España (IGME) realizó estudios de caracterización para establecer una gestión hídrica sostenible; en ello contribuyó Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX). La conceptualización y la representación numérica evolucionó de un modelo bidimensional a uno tridimensional, cuya consistencia permitió definir una explotación sectorizada y sostenible. El desarrollo del modelo demandó la modelación estocástica de su geometría. El modelo ha venido siendo usado para apoyar estudios hidroquímicos e isotópicos, en particular en la investigación del ²²²Rn como posible trazador (proyecto MICINN-REDESAC).

Palabras clave: Úbeda (España), modelo multicapa, kriging, gestión sostenible, ²²²Rn

ABSTRACT

The Úbeda Deep Aquifer System (Spain) supplies the water to irrigate the olive plantations of Loma de Úbeda area, whose production stand in the world. The system is complex: multilayer structure, intense exploitation, unconfined/confined conditions, tectonic complexity, and deep location (60 % is between 400 and 800 m depth). The lack of planned management increased the impacts of groundwater exploitation. The Geological Survey of Spain (IGME) has carried out hydrogeological studies to define a sustainable exploitation of the aquifer system, with the collaboration of the Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX). The conceptualization and the numeric representation evolved from a two-dimensional model to a three-dimensional one whose consistence allowed designing a regionalized and sustainable exploitation. The development of the numeric model required a stochastic modeling of the geometry. The model is also being used to support hydrochemical and isotopic studies, as is the case of ²²²Rn use as tracer (MICINN-REDESAC Project).

Keywords: Úbeda (Spain), multilayer flow model, kriging, sustainable management, ²²²Radón.

Introducción

La producción olivarera en la comarca de Úbeda (Jaén, España) destaca en el mundo. En las últimas décadas el olivar bajo regadío sufrió un fuerte incremento en producción y superficie cultivada. El regadío explotó fundamentalmente las aguas subterráneas. Sin embargo, la falta de ordenación hídrica acrecentó el impacto de los grandes bombeos. El Instituto Geológico y Minero de España (IGME), en convenio con la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir (CHG), ha realizado estudios para definir una gestión hídrica sostenible del sistema acuífero.

En este marco, y con el objetivo de utilizar la modelación numérica como herramienta de gestión, inicialmente el IGME desarrolló un modelo bidimensional y, posteriormente, otro tridimensional (Heredia et al., 2011). El primer modelo contribuyó a establecer las concesiones a los regantes por la CHG y el segundo a su actualización. Los modelos se desarrollaron con el código en diferencias finitas MODFLOW (Mc Donald y Harbaugh, 1988).

Los modelos numéricos integran explícita e implícitamente la información disponible de un sistema, lo que permite contrastar la coherencia de los datos obtenidos con las distintas técnicas

o las interpretaciones que de estos resulten. No obstante, estos contrastes se deben interpretar asumiendo las incertidumbres y limitaciones debidas a la adecuación del modelo conceptual respecto al sistema que idealiza, así como de la representación numérica a la conceptualización en que se basa (Poeter y Anderson, 2005). Debido a estas características de la modelación numérica, el modelo del Sistema Acuífero Profundo de Úbeda (SAPU), además de una herramienta de gestión, es una herramienta de investigación metodológica y conocimiento del medio. En este trabajo se presenta el modelo y se reseña la experiencia de su aplicación como herramienta de investigación.

Marco hidrogeológico y modelo conceptual

El SAPU está constituido por formaciones triásicas del Buntsandstein y el Keuper y por carbonatos jurásicos, a techo de las anteriores. Sus dimensiones son: 1275 km² y 160 m; 990 km² y 80 m y 880 km² y 96 m, respectivamente. El sistema aflora en su tercio norte, donde

funciona como acuífero libre y, en algunos sectores, el espesor saturado posee poca entidad. En este tercio, a techo del sistema quedan restos discontinuos de materiales margo-arenosos miocenos. Al sur, el SAPU está confinado por margas miocenas sobre las que se sitúa, al suroeste, el acuífero detrítico de Úbeda, formado por calcarenitas del Mioceno Superior (Fig. 1). Los límites del sector libre lo definen los afloramientos de materiales triásicos y jurásicos. En el sector confinado, hacia el oeste los carbonatos desaparecen por acuñamiento; al este lo limitan los cabalgamientos prebéticos y al sur el límite se establece en el contacto con la Unidad Oligoestrómica de la Depresión del Guadalquivir.

Los carbonatos jurásicos y las formaciones triásicas buzan suavemente entre 5° y 15° hacia el sur-sureste. En el sector confinado a la profundidad del techo del Jurásico varía entre aproximadamente 100 m, a 1-2 km al sur de su afloramiento, y unos 800 m en el límite sur. El 60 % del sistema se halla entre 400 m y 800 m de profundidad.

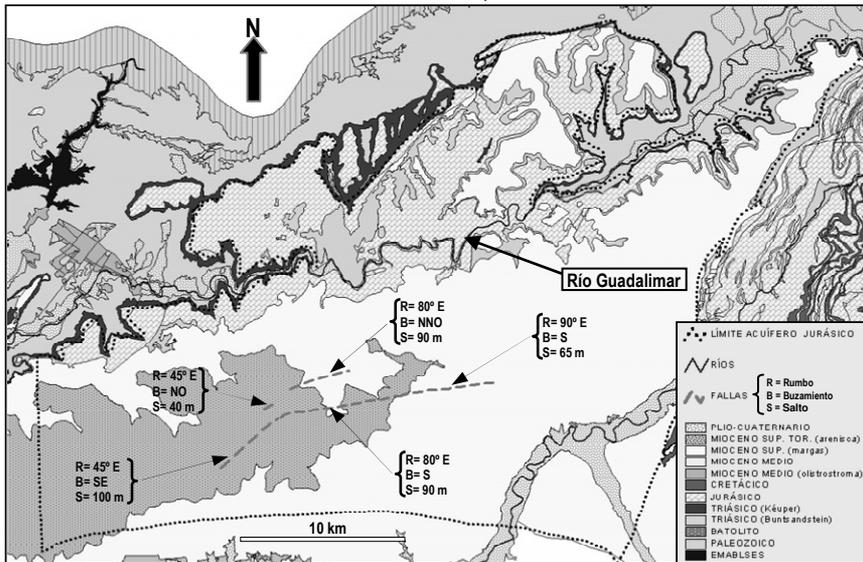


Figura 1. Esquema geológico general del Sistema Acuífero Profundo de la Loma de Úbeda.

El SAPU está muy tectonizado, con fallas, fracturas, pliegues y escamas que lo compartimentan e interconectan a las distintas formaciones, resultando un patrón de flujo de gran complejidad.

El río Guadalquivir cruza el SAPU por su tercio norte a lo largo de 56,25 km, de NE a SO (Fig. 1). En su tramo superior, de 17,5 km, el río atraviesa los depósitos del Buntsandstein y es

efluente. En los siguientes 26,25 km el río discurre sobre afloramientos del Jurásico, siendo efluente en gran parte del tramo, con excepción de un meandro de origen tectónico y quizás también en otro meandro próximo a su salida de las calizas. En su tramo final aguas abajo, de 12,5 km, el río atraviesa nuevamente los depósitos del Buntsandstein y es efluente.

En el año 2005 se estimó la extracción total en 35 hm³/año, con 233 sondeos de bombeo. La incertidumbre de esta evaluación sería algo mayor al 30 % (González-Ramón et al., 2007). Las areniscas del Buntsandstein son explotadas por numerosos sondeos en el tercio norte del sistema y en algunos del sector confinado de los carbonatos jurásicos. La complejidad tectónica del sistema y el potente factor movilizador que resultan los bombeos, hace que la explotación de alguna de las formaciones termine impactando en las otras.

Inicialmente los carbonatos se consideraron aislados y sin continuidad entre las márgenes del Guadalimar. En IGME (2004) se identificó su continuidad a ambos lados del río y en IGME (2008) el modelo conceptual incorporó la compartimentación resultante de la tectónica y una recarga por percolación desde el acuífero detrítico mioceno de Úbeda a través de las margas miocenas. Hoy en día se considera que las estructuras tectónicas compartimentan los carbonatos, pero también los conectan al Buntsandstein. El nuevo modelo conceptual considera un sistema hidrogeológico multicapa, constituido por carbonatos jurásicos y niveles triásicos (Keuper y Buntsandstein) vinculados por caminos preferentes de flujo definidos por accidentes tectónicos (Heredia, 2012).

Restitución de la geometría del SAPU

La restitución geométrica del sistema se realizó a partir de modelar la geometría de los carbonatos, pues a estos corresponde la casi totalidad de la información disponible (Heredia et al., 2013). El modelo aborda dos aspectos complejos: 1) la anisotropía por el buzamiento de la formación y sus pliegues y 2) la alteración discreta de su evolución espacial causada por grandes fallas regionales, cuyos saltos superan o son del mismo orden que su potencia. La modelación tridimensional emuló la evolución geológica de los carbonatos: a) se restituyeron como depósito plegado sin discontinuidades; b) se introdujeron las discontinuidades conocidas debido a saltos de fallas regionales y c) se impuso el proceso erosivo. Primero se obtuvieron las superficies de techo y muro sin considerar las fallas, por estimación con krigeado ordinario y según estos pasos: 1) se estudió la anisotropía con variogramas superficiales; 2) se obtuvo el variograma experimental direccional acorde a la anisotropía; 3) se ajustó el variograma teórico; 4) se contrastó el variograma calibrado por validación cruzada y 5) se interpoló por estimación con el variograma calibrado. La superficie de la potencia de los carbonatos fue la diferencia

entre las superficies de techo y muro. Después se redefinió el techo restituido considerando las fallas regionales. Se adoptó la hipótesis que en la traza de las fallas el techo restituido ofrecía la cota media y, a partir de ésta y en base al salto y buzamiento, se calcularon las cotas de los labios hundido y elevado. Estas nuevas cotas se sumaron a la información existente y se estimó la superficie del techo afectado por las fallas según los pasos 1 a 5 (Fig. 2). La superficie del muro afectado por fallas se calculó sustrayendo la potencia a la superficie del techo afectada por fallas. Donde afloraban las calizas se impuso como techo al modelo de elevación del terreno. Al considerar las formaciones triásicas sub-paralelas a los carbonatos y conocerse su potencia, se calcularon las superficies de los respectivos muros a partir del muro de los carbonatos. Igualmente, en los afloramientos de estas formaciones se les impuso como techo al modelo de elevación del terreno.

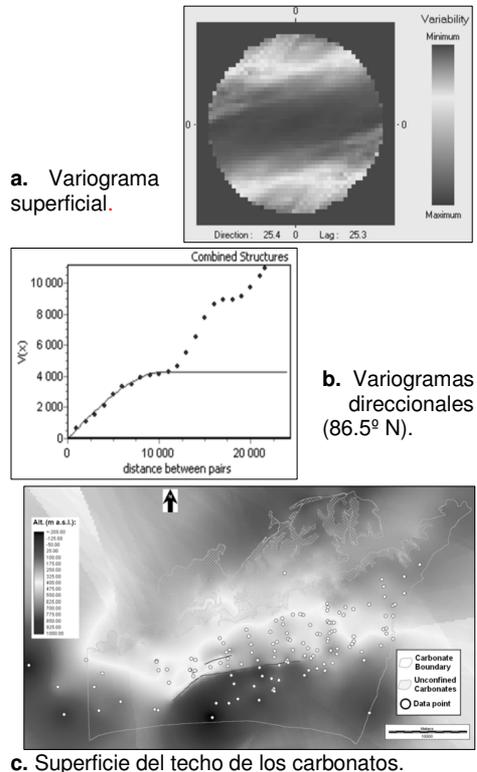


Figura 2. Restitución del techo de los carbonatos considerando las fallas regionales.

Los datos procedieron de 143 sondeos y los contactos en superficie entre formaciones. Se

aplicó el código Gstat (Pedesma y Wessling, 1998), en Idrisi ANDES (Eastman, 2006), GIS con el que se operó algebraicamente.

Modelo numérico

Una divisoria de aguas subterráneas define el límite N del modelo para el Buntsandstein. Los carbonatos jurásicos y el Keuper se representan "in extenso". Los límites O y S son comunes y los establecen la desaparición de los carbonatos por acuñamiento y la Unidad Olistostrófica de la Depresión del Guadalquivir. El límite E también es común y se fijó donde se estimó que desaparecía la estructura tabular de los carbonatos dando paso a una estructura en escamas. En estos límites se define un borde impermeable.

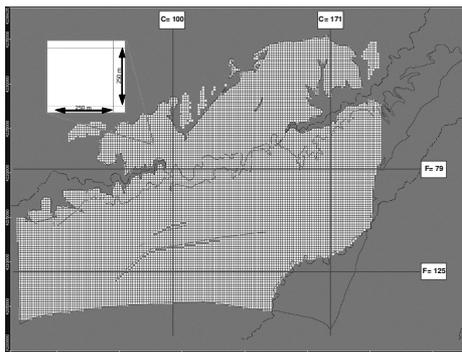
La discretización espacial lo define en planta una malla de 240 columnas y 160 filas de celdas de 250 m x 250 m y en vertical 4 capas, donde la superior representa los carbonatos jurásicos, la subyacente al Keuper y las dos inferiores al Buntsandstein (Fig. 3). Las celdas suprayacentes a los afloramientos de las formaciones triásicas se definen inactivas.

El dominio temporal del modelo en régimen transitorio representa el período entre los años hidrológicos 2000/01 y 2005/06, cuando la explotación del acuífero fue importante y se evidenció un notorio descenso de niveles. La partición temporal fueron intervalos mensuales.

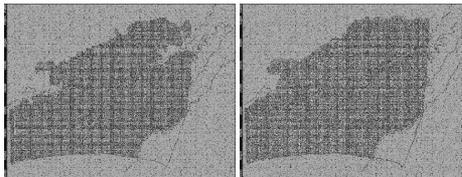
La relación del SAPU y el río Guadalimar se representa con la Condición de Contorno de río. Ésta se impuso a lo largo de las formaciones que atraviesa el cauce. Sus parámetros son una carga hidráulica de 0,5 m y una conductividad hidráulica del lecho de 1000 m²/día.

En las zonificaciones de permeabilidades y almacenamiento se definen 8 zonas (Tabla 1): 2 zonas en los carbonatos libres, una de ellas en el meandro donde existe un ambiente singular debido al condicionamiento tectónico; 2 zonas en el sector confinado de los carbonatos, según la profundidad fuera mayor o menor a 500 m; 1 zona en el Keuper; 1 zona en el Buntsandstein; 1 zona en los depósitos aluviales donde el río atraviesa a esta última formación y 1 zona para las fracturas representadas.

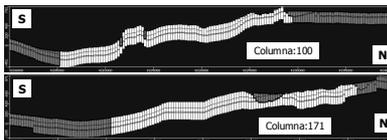
La recarga se origina por infiltración de la precipitación en los afloramientos del sistema y donde las areniscas miocenas cubren los carbonatos jurásicos. Se consideró que no existe recarga en el sector libre de los carbonatos donde lo cubren las margas miocenas. Existe una recarga por percolación desde las areniscas del acuífero detrítico mioceno de Úbeda a través de las margas miocenas.



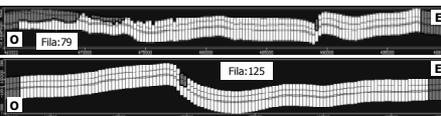
a. Capa 1: Carbonatos jurásicos.



b. Capa 2: Keuper c. Capas 3-4: Buntsand.



d. Corte : Columnas, N-S



e. Corte : Filas, O-E

Figura 3. Discretización espacial del modelo (celdas inactivas en gris).

Tabla 1. Permeabilidades y almacenamientos

FORMACIÓN	Potencia (m)	K (m/d)	T (m ² /d)	S _e (1/m)	S _v (1/m)
Carbonatos Jurásicos Libres	85	0,25	21,25	1 x 10 ⁻³	0,05
Carb. Jur. Confi. (prof. < 500 m)	96	3,0	288	5 x 10 ⁻³	0,01
Trias: Keuper	80	0,001	0,08	5 x 10 ⁻³	0,001
Aluvial Guadalimar	5	10,0	50	5 x 10 ⁻³	0,05
Trias Buntsandstein	160	0,5	80	1 x 10 ⁻⁴	0,02
Carb. Jur. Confi. (prof. > 500 m)	96	3,0	288	5 x 10 ⁻³	0,01
Fracturas	100	0,5	50	1 x 10 ⁻³	0,01
Meandro Guadalimar (Carb. Libr.)	85	5,0	42,5	1 x 10 ⁻³	0,1

En el modelo se representaron 208 pozos de los 233 identificados (Fig. 4). Las series anuales del inventario se extendieron al período modelado, modulándolas acorde a la evolución hidroclimática y acrecentándolas atendiendo a estimaciones actualizadas.

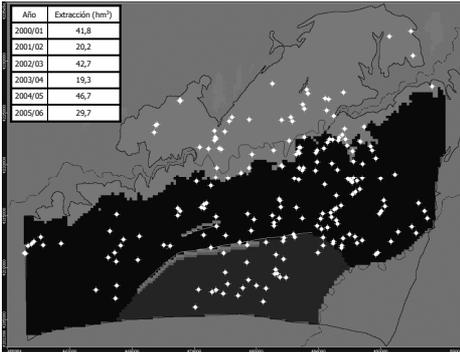


Figura 4. Pozos en explotación del modelo en régimen transitorio. Explotación media anual.

La calibración en régimen transitorio se basó en 200 datos piezométricos de 22 pozos. Los puntos de observación se agruparon por ambientes hidrogeológicos. La bondad del ajuste (Fig. 5) permitió utilizar el modelo como apoyo a la gestión hídrica del SAPU.

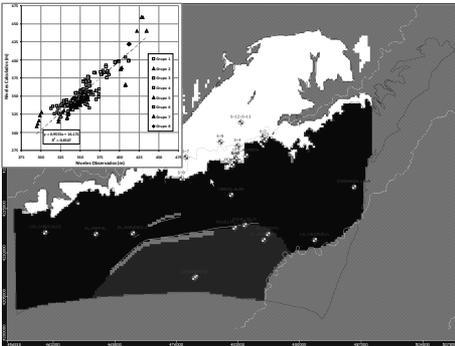
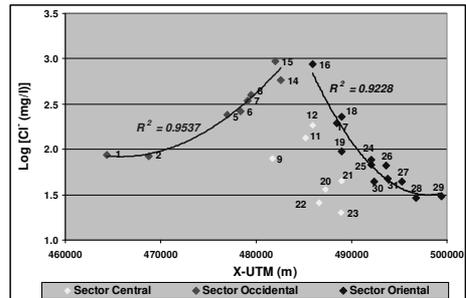


Figura 5. Pozos de observación y ajuste de niveles para el régimen transitorio

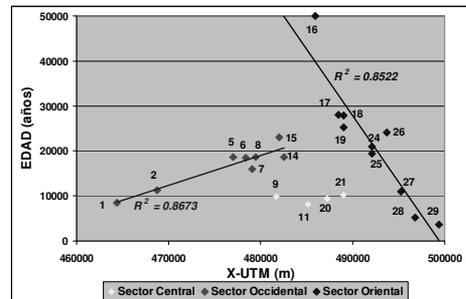
Apoyo del modelo a estudios hidroquímicos e isotópicos

En el año 2006 el Laboratorio de Técnicas Aplicadas del CEDEX realizó un estudio sobre la evolución espacial de la concentración de los iones mayoritarios en disolución y la datación con ^{14}C en las aguas de los carbonatos jurásicos (Rodríguez et al., 2007). Las concentraciones de Cl^- y las edades de las aguas presentaban respecto a la coordenada X UTM unas claras correlaciones logarítmica y lineal, respectivamente (Fig 6.a-b), indicando una estructuración espacial de los datos. Así, se identificaron sendos grupos de puntos muestreados, en los sectores oriental y occidental de los carbonatos. En las gráficas se

aprecia la evolución de las aguas de ambos grupos hacia el centro del acuífero (X UTM-30N \approx 483000 m) al incrementar su contenido en Cl^- y su edad. Además, se observa cómo difieren las respectivas condiciones iniciales: las aguas del grupo occidental presentan un mayor contenido de Cl^- y una edad notoriamente mayor (\approx 10000 años). Esta diferencia en las condiciones iniciales hizo pensar en un origen distinto para ambos grupos de aguas.



a. Relación Log 10 (Cl^- -mg/l) vs X-UTM (m).



b. Edad de las aguas (años) vs X-UTM (m).

Figura 6. Estructuración espacial de los datos hidroquímicos e isotópicos. (Modificado de Rodríguez et al., 2007).

La información piezométrica anterior a la explotación de los carbonatos era escasa y poseía cierta incertidumbre. Sin embargo, era coherente con la estructuración espacial que sugería el contenido de Cl^- y la datación con ^{14}C (IGME, 2008). Ello llevó a proponer en los carbonatos el patrón de flujo siguiente (Fig. 7): en el sector oriental, el flujo tiene un sentido de ENE a OSO y la recarga se produciría en el afloramiento de la formación y, quizás, desde las escamas jurásicas de Gazorla y, en el sector occidental, el flujo tiene un sentido de ONO a ESE y la recarga se originaría igualmente en los afloramientos y por percolación a través de las margas miocenas desde las areniscas del

acuífero detrítico de Úbeda. Sería durante la recarga a través de las margas cuando estas aguas de recarga evolucionarían hidrogeoquímicamente incrementando su contenido de Cl⁻ y su edad. Posteriormente, las aguas de ambos grupos evolucionarían por los aportes que recibirían desde el Triásico y, eventualmente, las margas miocenas. La modelación numérica reprodujo adecuadamente el patrón de flujo sugerido (Fig. 8).

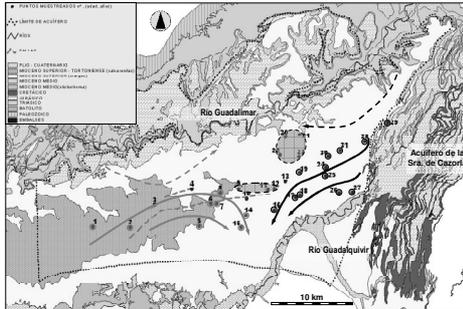
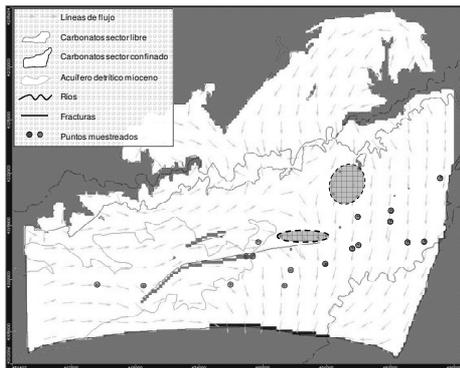


Figura 7. Puntos muestreados (CEDEX, 2006).



Patrón de flujo en régimen natural.

Figura 8. Modelación numérica: patrón de flujo.

Nuevos estudios hidroquímicos e isotópicos. Proyecto REDESAC

En el marco del proyecto MICINN-REDESAC, en septiembre de 2011 se realizó un muestreo hidroquímico de 32 puntos del SAPU (4 en aguas superficiales) y se midió in situ la actividad de ²²²Rn en 14 de ellos (1 en el río Guadalquivir) con el fin de explorar la capacidad del ²²²Rn como trazador geoquímico (Fig. 9). La interpretación de esa campaña (Ortega et al., 2012) y la reinterpretación de la información hidrogeoquímica precedente (González-Ramón et al., 2013) concluyen que la mayoría de las aguas del sistema son mezcla, en distinta

proporción, de agua que ha circulado por los carbonatos jurásicos, por las areniscas y arcillas triásicas y por las margas miocenas.

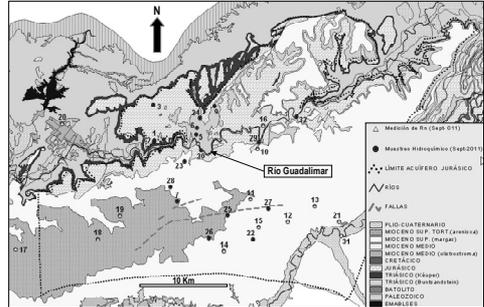


Figura 8. Pozos muestreados en la campaña de septiembre de 2011.

Síntesis de la interpretación isotópica e hidrogeoquímica

El quimismo de las aguas de los sondeos 10 y 16, junto al río Guadalquivir, de los manantiales ubicados al N del río (1 a 6 y 8) y de dos lugares del río separados 7 km (30 y 32) indican la circulación de esas aguas por materiales jurásicos y triásicos. Sin embargo, la casi nula actividad de ²²²Rn en el sondeo 16 sugiere que recibe agua del río, que químicamente es similar a las aguas de los sondeos y manantiales.

El estudio de las aguas de los sondeos al O y centro del SAPU (17, 18, 19, 11) indica que todas ellas son mezclas con aportes principalmente del Jurásico y en segundo lugar del Triásico. No obstante, de SO a NE las aguas de esos sondeos (17-18-19-11) muestran un aumento de salinidad, del contenido en Cl⁻, SO₄²⁻ y Na y de la actividad de ²²²Rn. Basada en esta evolución se propone la hipótesis que estos sondeos también reciben agua del Mioceno, sugiriendo un sentido de circulación de O a E que es coherente con el patrón de flujo definido en los estudios hidroquímico e isotópico previos (CEDEX, 2006) y reproducido por los modelos.

Las aguas de los sondeos más profundos muestreados (12, 13, 14, 15 y 21), en el SE del SAPU y en una zona donde el modelo de flujo indica que confluyen líneas de flujo de largo recorrido procedentes del NE y del O, son de tipo clorurado-sódico. Esto indica que reciben agua principalmente del Jurásico y del Mioceno. Además, los valores de la relación SO₄/Cl en los sondeos 13 y 14 sugieren que estos también tienen aportes del Triásico. En los sondeos 21 y 12 la evolución creciente del contenido de Cl y Na es coherente con la hipótesis de la contribución de agua del Mioceno. En contraste, si bien los sondeos 13, 14 y 15 tienen

salinidades comparables a las de los sondeos 21 y 12 sus actividades de ^{222}Rn son mucho menores, del mismo orden que las aguas superficiales. La divergencia entre la interpretación de la hidroquímica no isotópica y de la actividad de ^{222}Rn en las aguas de los sondeos 13, 14, 15, 21 y 12 sugiere que la actividad de ^{222}Rn en las aguas de cada sondeo debe estar controlada por algún factor no hidrogeoquímico. De hecho, se sabe que la actividad del Rn en agua subterránea depende de las condiciones para la emanación del gas desde la matriz hasta los poros y grietas del medio y de las condiciones de transporte por el flujo del agua subterránea. Todo ello hace que los patrones de distribución del Rn en un acuífero puedan ser muy complejos.

Simulaciones numéricas: resultados y discusión

Con el objetivo de contribuir a interpretar los resultados químicos e isotópicos de la campaña de septiembre de 2011 y orientar sobre la divergencia observada en algunos puntos entre la interpretación hidrogeoquímica y la actividad del ^{222}Rn se realizaron simulaciones con el modelo de flujo del SAPU. Para ello se analizaron el patrón de flujo y los balances hídricos en los sondeos muestreados resultantes de las simulaciones. Es relevante considerar que el modelo no representa explícitamente a las formaciones miocenas, esto es con un conjunto de celdas activas; si no que lo hace de forma implícita, mediante la recarga resultante de la percolación desde las areniscas del acuífero detrítico de Úbeda a través de las margas miocenas. Ello limita parcialmente el análisis propuesto, pues en el balance hídrico de los sondeos muestreados, sólo los situados bajo esta zona de recarga acusarán una aportación desde el Mioceno. Sin embargo, el patrón de flujo sí permite inferir una eventual contribución desde el Mioceno a sondeos situados más allá de su zona de recarga.

Patrón de flujo

El patrón de flujo resultante del modelo brinda un contraste general y cualitativo de los estudios hidroquímicos e isotópicos. Este patrón indica que en los carbonatos la componente vertical del flujo tiene sentido descendente en los tercios O y E de su sector libre, recargando los niveles triásicos subyacentes. En la zona central del sector libre y todo el sector confinado de los carbonatos la componente vertical del flujo es ascendente, indicando que reciben aportes desde el Triásico. El Buntsandstein se recarga en sus afloramientos y por percolación

desde los carbonatos en los tercios O y E del sector libre y, a través de éstos, donde están secos. El Triásico descarga hacia los carbonatos en todo su sector confinado y en la zona central de su sector libre. El patrón de flujo indica que los sondeos muestreados en 2011 recibirían, en mayor o menor medida, algún aporte de agua que ha circulado parcial o totalmente por el Triásico. Esta observación conceptual resultante de la simulación se ajusta aproximadamente a la interpretación de la información hidrogeoquímica reciente y la reinterpretación de la información previa.

Balance hídrico en los sondeos muestreados

Si bien el modelo de flujo ofrece resultados cuantitativos del balance hídrico en los sondeos analizados, éste no es el recurso numérico más adecuado para contrastar los resultados del estudio hidroquímico. La herramienta numérica pertinente para abordar esta tarea es un modelo de transporte.

Los balances se hicieron para las celdas que atravesaba parcial o totalmente un sondeo, identificando la formación de procedencia de las entradas. Ello permitió evaluar la mezcla de aguas en cada sondeo muestreado. Se asumió que las celdas vecinas presentaban igual grado de mezcla.

Los balances hídricos resultantes de la simulación sugieren el agrupamiento de sondeos siguiente:

1. Los sondeos 10 y 16 se encuentran secos en los carbonatos debido a los bombeos, por ello las aguas que extraen procederían mayoritariamente del Triásico. Es probable que esto no sea enteramente correcto, pues estos sondeos reciben algún aporte de agua desde los carbonatos jurásicos. Además, se sabe que el sondeo 16 puede recibir agua del Guadalimar a través de los carbonatos. El secado indebido de las celdas se debió a las limitaciones de la discretización espacial
2. El agua del manantial 5 sería una mezcla de aguas procedentes de los carbonatos jurásicos y del Triásico.
3. En los sondeos 13, 15, 12 y 18 una porción pequeña de sus aguas procedería del Triásico y, además, el 18, recibiría aportes del Mioceno
4. En los sondeos 14 y 19 la casi totalidad de sus aguas procedería de los carbonatos. No obstante, si bien en términos de balance hídrico el aporte del Triásico es marginal, ello no es óbice para que el agua de estos sondeos ostente, aunque mitigada, la marca hidroquímica de su paso por esta formación. En el caso del sondeo 19, la complejidad de

la tectónica dificultó la restitución de la geometría de los carbonatos, por ello es probable que el modelo minusvalore la penetración del sondeo en el Triásico y con ello las aportaciones que recibe de éste.

- Los sondeos 11 y 21 se encontrarían en una situación intermedia entre los grupos 2 y 3. El sondeo 17 queda fuera del modelo.

Conclusiones

El modelo de flujo del Sistema Acuífero Profundo de Úbeda (España) describe un sistema muy complejo durante un período de explotación intensa. Su objetivo primero, apoyar la gestión hídrica, lo alcanzó cumplidamente. En este trabajo se presentan los aspectos de la modelación ligados a la investigación numérica, hidroquímica e isotópica. La geometría del Sistema se restituyó mediante modelación estocástica que, en una metodología original, emuló el proceso geológico. Así, se pudieron representar en el modelo de flujo las grandes fallas regionales que condicionan la circulación del SAPU. Posteriormente, al contrastar con el modelo de flujo la información hidrodinámica, hidroquímica (Cl) e isotópica (^{14}C) y reproducir la circulación que sugerían, se identificó la recarga al SAPU desde el acuífero detrítico de Úbeda. Esta conclusión implicó un importante avance en el modelo conceptual del sistema. Finalmente, en el proyecto REDESAC, en el que se investiga al ^{222}Rn como marcador litogénico en las aguas subterráneas, el contraste con el modelo se basó en el análisis de su patrón de flujo y la mezcla de aguas resultante en los pozos muestreados. La circulación resultante del modelo fue coherente con la interpretación hidroquímica, mientras que la interpretación isotópica abría nuevas líneas de trabajo.

Agradecimientos

La modelación numérica se desarrolló en proyecto específico CHG-IGME. Las campañas de campo y los estudios resultantes han sido ejecutados por el Laboratorio de Técnicas Isotópicas (CEDEX) y el proyecto MICINN 2009-2910-CO3, REDESAC (UPCT, IGME, CEDEX).

Referencias

Eastman R. 2006. *IDRISI Andes Guide to GIS and Image Processing*. Clark University, Worcester, MA, USA

González-Ramón, A.; Gollonet, J.; Rubio, J.C.; Nuñez, I. (2007) "Los acuíferos de la Loma de Úbeda". In: González-Ramón; Rubio; López-Geta (Eds.) IGME, Madrid, 56 pp.

González-Ramón, A.; Rodríguez-Arévalo, J.; Martos-Rosillo, S.; Gollonet, J. (2013)

"Hydrogeological research on intensively exploited deep aquifers in the 'Loma de Úbeda' area (Jaén, Spain)". *Hydrogeological Journal*. En prensa

Heredia, J.; González-Ramón, A.; Gollonet, J.; Moreno, A. y López-Geta, J.A. 2011. Un modelo tridimensional de flujo una herramienta para la planificación de la explotación sostenible de un sistema acuífero profundo: la Loma de Úbeda (España). *Congreso Ibérico: "Las aguas subterráneas: desafíos de la gestión para el siglo XXI"*. Zaragoza, España

Heredia, J.; Manzano, M.; Ortega, L.; Rodríguez-Arévalo, J.; González-Ramón, A. y Muñoz, D. 2012. Contraste numérico de las aportaciones preliminares del ^{222}Rn al modelo conceptual de funcionamiento del Sistema Acuífero Profundo de Úbeda. *7^º AHPGG San Sebastián, España*

Heredia, J., Pardo, E., González-Ramón, A. 2013. Stochastic modeling of the 3D geometry of a faulted and folded deep carbonate aquifer Loma de Úbeda (Spain). *IAMG 2013*. Madrid, Spain

IGME 2008. *Investigación de la respuesta de acuíferos profundos a la explotación intensiva: El acuífero carbonatado de La Loma de Úbeda (U.H. 05.23). Modelo numérico de flujo*. IGME, 79 pp. y Anexos

McDonald, M.G. & Harbaugh, A.W. 1988 *A modular three dimensional finite-difference groundwater flow model*. USGS Techniques of Water Resources Investigations, book 6, 586 pp

Ortega, L.; Manzano, M.; Heredia, J.; Rodríguez-Arévalo, J.; González-Ramón, A. y Muñoz, D. 2012. Información preliminar del ^{222}Rn como trazador de la red de flujo del sistema acuífero de la Loma de Úbeda *7^º AHPGG San Sebastián, España*

Pedasma, E.J. and Wesseling C.G. 1998. Gstat: a program for geostatistical modeling, prediction and simulation-. *Computer & Geosciences*. 24 (1): 17-31

Poeter, E., Anderson, D., 2005. Multimodel ranking and inference in ground water modeling. *Ground Water*, 43 (4): 597-605.

Rodríguez-Arévalo, J.; Pérez, E.; Díaz, M.F.; Heredia J. 2007. A contribution to characterize of a deeply confined carbonate aquifer in Úbeda (Spain) from a reinterpretation of existing geological and geophysical data and new data on environmental isotopes. *XXXV IAH Congress*. Lisboa, Portugal

Modelación del flujo no saturado a partir de mediciones del potencial hidráulico del suelo

Sebastián Dietrich^{1,2,3}, Pablo Weinzettel^{1,3,4} y Marcelo Varni^{1,3}

¹ Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo J. Usunoff" (UNCPBA – CIC – Municipalidad de Azul), República de Italia 780, (B7300) Azul, Buenos Aires, Argentina.

² Conicet

³ Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires

⁴ Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC)

Mail de contacto: sebadietrich@faa.unicen.edu.ar

RESUMEN

Se presentan los resultados de la simulación numérica matemática de potenciales matriciales provenientes de una parcela experimental para el estudio de la zona no saturada. La modelación se realizó mediante el código HYDRUS. Para modelar los procesos actuantes se definió una columna de suelo hasta los 600 cm de profundidad. El modelo conceptual sólo contempla flujos verticales. Como resultado se obtuvieron las tensiones matriciales para las profundidades correspondientes a los nodos de observación, las cuales fueron comparados con los datos medidos en la parcela experimental. A su vez, los volúmenes de agua entrante y saliente se contrastaron con cálculos de evapotranspiración y recarga calculados a partir de mediciones de la parcela experimental. Los resultados permiten afirmar que se trata de un suelo con muy bajas conductividades hidráulicas que no superan los 180 mm d⁻¹ para el caso del material parental (loess) y que disminuyen hacia la zona edáfica.

Palabras clave: zona no saturada, simulación numérica, evapotranspiración, recarga.

ABSTRACT

This work presents the results of a numerical modeling of matrix heads, coming from an unsaturated zone experimental plot. The simulation was done by means of HYDRUS code. To simulate the involved processes a column of 600 cm deep was defined. The conceptual model only took into account vertical fluxes. As a result, matrix heads for every observation node were obtained, later compared with field data. In addition, incoming and outgoing water volumes were also collated with evapotranspiration and recharges calculated from field data. The results show a soil with extremely low hydraulic conductivities which do not exceed 180 mm d⁻¹ in the case of parental material (loess). Upwards, hydraulic conductivity decreases even more.

Keywords: unsaturated zone, numerical simulation, evapotranspiration, recharge.

Introducción

La presente contribución tiene como objetivo mostrar los resultados de la simulación numérica de la zona no saturada en un área de llanuras de la región pampeana. Esta herramienta de utilización corriente permite realizar cálculos de parámetros como la conductividad hidráulica que son de difícil cuantificación por métodos empíricos, debido a su dependencia con la humedad. En esta oportunidad se definieron cinco materiales en correspondencia con la composición de los diferentes horizontes del suelo y los sedimentos subyacentes. Se contempló además el fenómeno de extracción de agua por parte de las raíces de las plantas. Todo avalado por una cuantiosa información de campo.

Sitio de estudio

La parcela experimental que se utilizó para el estudio de la hidrodinámica de la zona no saturada se encuentra instalada en las afueras de la ciudad de Azul, provincia de Buenos Aires. El suelo estudiado pertenece al Gran Grupo Argiudol y al Orden Molisol (Soil Survey Staff, 1999).

En su porción superior el suelo presenta un horizonte A, de estructura granular abierta, hasta los 18 cm. Por debajo, y hasta los 66 cm, se presenta un horizonte Bt, muy arcilloso, con prismas medios fuertes y barnices arcillo húmicos. Por debajo, el horizonte Ck se presenta de 66 a 104 cm, franco limoso, masivo muy firme, con carbonato de calcio en canalículos y/o poros de raíces. Lateralmente y

en profundidad puede transformarse en el horizonte Ckm, comúnmente conocido como "tosca", cuya tenacidad y dureza es mucho mayor que el anterior. El suelo en su conjunto y el horizonte petrocálico yacen sobre los sedimentos pampeanos (Weinzettel et al., 2009a).

Periodo de estudio

El periodo que se decidió modelar corresponde al año 2011. Durante este año, las precipitaciones anuales totalizaron 974 mm. La evapotranspiración real, calculada según el método del plano de flujo cero (Lerner, 1990), fue de 666,3 mm, correspondiendo a un 66,4% de la precipitación. La recarga, estimada mediante igual método, fue de 103,2 mm, equivalente a un 10,3% de la precipitación.

Metodología

Instrumentación de campo

La parcela experimental cuenta con seis tensiómetros, para la medición del potencial hidráulico total (*H*), ubicadas a 15, 30, 60, 90, 120 y 150 cm de profundidad. Es importante recordar que la capacidad máxima de medición es de -1000 cm, aunque pueden existir tensiones mucho mayores. La medición de la humedad volumétrica se realizó mediante una sonda de capacitancia Senti 200 AP, desarrollada por Troxler, a intervalos de 10 cm, hasta los 170 cm de profundidad. También cuenta con un tanque evaporímetro, un pluviómetro y varios piezómetros para conocer la posición de la superficie freática. Las mediciones se efectuaron en forma diaria a excepción de la humedad, que se obtuvo con frecuencia semanal o a continuación de eventos importantes de precipitación.

Con estas mediciones fue posible calcular las recargas y la evapotranspiración utilizando la metodología del plano de flujo cero (Lerner, 1990), y sirvieron para contrastar los valores surgidos de la simulación numérica.

La vegetación que domina la cubierta vegetal de la parcela experimental y zonas aledañas, son las gramíneas, entre otras especies. A su vez, el sector de estudio no ha sido afectado por actividades antrópicas desde, al menos, 25 años por lo que se considera que el flujo se produce en condiciones naturales.

Simulación numérica

La simulación numérica se realizó mediante el código HYDRUS, de dominio público, y su interfaz gráfica HYDRUS-1D (Simunek et al., 2008). El código resuelve la ecuación de

Richards para condiciones variables de saturación, incorporando un término sumidero para contemplar la extracción de agua por parte de las plantas

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial t} \left[K \left(\frac{\partial h}{\partial x} + \cos \beta \right) \right] - r \quad (1)$$

donde β es el ángulo entre la dirección de flujo y el eje vertical (i.e $\beta = 0$ para flujo vertical), θ es la humedad volumétrica, h es la tensión matricial, K es la conductividad hidráulica y r es el término fuente sumidero. HYDRUS resuelve la Ec. 1 mediante métodos numéricos ejecutados en forma iterativa, utilizando elementos finitos en el espacio y diferencias finitas en el tiempo.

Estrategia de modelación

Para modelar las tensiones matriciales surgidas de las mediciones en la parcela experimental, se definió una columna de suelo que se extiende desde la superficie hasta los 600 cm de profundidad, de modo de poder incluir las variaciones de la superficie freática a lo largo del periodo de estudio. La unidad de longitud utilizada es el centímetro y la unidad de tiempo el día. El modelo conceptual sólo contempla flujos verticales, tanto descendentes como ascendentes. El dominio fue discretizado en 300 elementos, todos de 2 cm de longitud. Siendo que un nodo se encuentra en la intersección de dos elementos, la malla quedó integrada por 301 nodos.

El dominio fue dividido en capas, denominadas materiales por HYDRUS, que representan las diferentes litologías que componen el sistema. Cinco fueron las capas empleadas, semejando la distribución de los horizontes en el suelo y zona no saturada. En la Tabla 1 se definen los intervalos que corresponden a cada capa.

Tabla 1. Intervalos de profundidad de las cinco capas utilizadas para definir el sistema

Capa	Intervalo (cm)	Litología
1	0-20	A
2	20-66	Bt
3	66-94	Ck
4	94-140	Ckm
5	140-600	Loess y limos

Como condición de contorno superior se

optó por una condición dependiente del sistema, con intercambio con la atmósfera, de modo que los flujos (entrantes y salientes) se calculan a partir de los ingresos por precipitaciones y los egresos por evapotranspiración. La misma exige la construcción de una función dependiente del tiempo que contemple justamente estos ingresos y egresos. De manera que las tasas de precipitación diaria se obtuvieron a partir de las mediciones pluviométricas y la evapotranspiración a partir de la evaporación de tanque (FAO, 2006). Por otro lado, dado que el suelo se encuentra totalmente cubierto con vegetación durante todo el año, se consideró que todas las pérdidas por evapotranspiración son debidas exclusivamente a la transpiración.

Para el límite inferior se utilizó una condición de contorno de tipo Dirichlet. El nivel fijo correspondiente a esta condición de contorno fue obtenido de la medición de la profundidad de la superficie freática.

Los nodos de observación se ubicaron a las mismas profundidades que los tensiómetros en la parcela experimental. Para cada uno de estos nodos se introdujo una condición inicial, que es la tensiometría para esa profundidad obtenida de la medición de campo.

La calibración de los parámetros que definen la forma de la curva de retención se realizó en forma manual, es decir que se resolvió el problema directo (Carrera y Neuman, 1986). Este método tiene la ventaja de que durante el proceso de calibración se va adquiriendo un entendimiento más acabado de cómo funcionan los diferentes parámetros hidráulicos. Como punto de partida se utilizaron valores de un trabajo de Weinzettel et al. (2005a) para esta misma zona. La calibración se realizó con una serie de datos de tres años consecutivos, correspondiente a 2007, 2008 y 2009.

El modelo matemático de curva de retención utilizado es el de van Genuchten (1980) con la distribución de tamaño de poro de Mualem (1976), sin considerar la histéresis. El mismo se expresa según la Ec. 2

$$K(S_e) = K_s S_e^l [1 - (1 - S_e^{1/m})^m]^2 \quad (2)$$

siendo S_e la saturación específica y K_s la conductividad hidráulica saturada. Por su parte, m y l son parámetros empíricos.

Dentro del término r de la Ec. 1 se incluye la extracción de agua por parte de las plantas. En esta oportunidad se optó por el modelo de Feddes et al. (1978), que se describe según

$$S(h) = \alpha_F(h) T_p \quad (3)$$

En la Ec. 3, $S(h)$ es la extracción de agua por parte de las raíces que depende de la tensión matricial, $\alpha_F(h)$ es la función de respuesta al estrés hídrico y T_p es la máxima tasa de extracción posible. Este último parámetro depende de la distribución de raíces, del tipo de vegetación y del estado fenológico de la misma. Hydrus lo escribe matemáticamente como:

$$S_p = b(x) T_p \quad (4)$$

siendo T_p la transpiración potencial. El parámetro $b(x)$ es la distribución de extracción de agua normalizada en función de la profundidad, cuya formulación correspondiente es la que describe la Ec. 5:

$$b(x) = \frac{b'(x)}{\int b'(x) dx} \quad (5)$$

donde $b'(x)$ es otro parámetro de ajuste que depende de la densidad de raíces en el suelo (Simunek et al., 2009).

Para la calibración de $b'(x)$, se utilizó como base el trabajo de Kumar et al. (2010), quienes presentan la distribución de densidad de raíces para las gramíneas, vegetación dominante en la área de estudio. Además, en la descripción de la calicata de la zona de estudio, Weinzettel (2005) describe la presencia de raíces esporádicas por lo menos hasta los 104 cm. Respecto de este parámetro se supuso que la vegetación se mantuvo sin actividad durante todo el año, siendo también constante la longitud de las raíces. También, se realizó la asunción de que el estado fenológico de la vegetación se mantuvo constante.

Resultados

Simulación numérica

En la Fig. 1 se muestran los ajustes correspondientes a los nodos de observación de 30 y 120 cm. Además, se evaluó en forma numérica la bondad de todos los ajustes mediante el coeficiente de determinación y la raíz del error cuadrático medio (RECM), que han sido incluidos en la Tabla 2. Para estos últimos cálculos no se tuvieron en cuenta las tensiones simuladas que superaban la capacidad de medición de los tensiómetros.

Para los momentos de menor humedad es posible que se alcancen valores de tensión mayores a los que son capaces de registrar los tensiómetros (-1000 cm). Para estos momentos, las diferencias serán apreciables. Vale aclarar también que para 150 cm, se perdió el contacto hidráulico entre el suelo y el tensiómetro, por lo

que el ajuste es sumamente bajo.

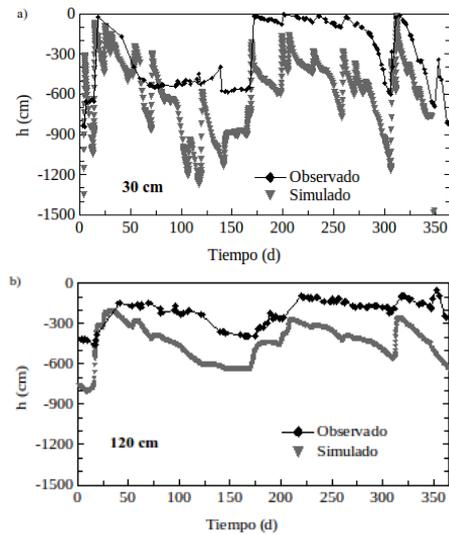


Figura 1. Tensiones observadas y simuladas para las profundidades de a) 30 cm y b) 120 cm.

Si bien los ajustes no presentan coeficientes de determinación superiores a 0,6, se considera que las tendencias se reproducen correctamente y son aceptables para la descripción del funcionamiento de este sistema.

Tabla 2. Bondad de los ajustes entre valores observados y simulados, mediante el coeficiente de determinación (r^2) y la raíz del error cuadrático medio (RECM)

Profundidad (cm) □	r^2	RECM (cm)
15	0,19	400
30	0,41	362
60	0,28	303
90	0,25	377
120	0,56	254
150	0,03	317

Otra manera de mostrar la coherencia del modelo es analizando el balance de masas. En la Fig. 2 se muestra la variación de almacenamiento hasta los 120 cm. Esta figura indica los valores determinados a partir de las mediciones con sonda de capacitancia y los simulados. Se observa una muy buena coherencia entre datos medidos y simulados.

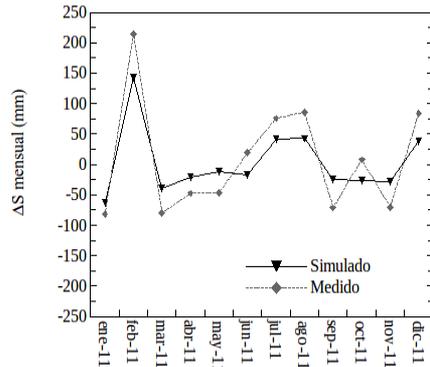


Figura 2. Balance mensual hasta los 120 cm. Valores medidos y simulados

El coeficiente de determinación calculado para estos valores es $r^2 = 0,904$. A pesar de que los ajustes mencionados anteriormente no son los óptimos, las mayores diferencias se producen hacia las altas tensiones. Sin embargo, en estos sectores de la curva de retención el volumen de agua movilizado es muy pequeño. Entonces, en la Fig. 1 se observan diferencias apreciables entre curvas pero las diferencias entre volúmenes de agua movilizados son mucho menores, como lo demuestra el gráfico de la Fig. 2.

Análisis de los resultados

En la Tabla 3 se muestran los resultados de la calibración manual de los parámetros de la curva de retención. En términos generales puede afirmarse que es un suelo con muy bajas conductividades hidráulicas, que no superan los 180 mm d^{-1} en el caso del material parental (loess) y que disminuye todavía más en la zona edáfica.

Tabla 3. Parámetros calibrados de la curva de retención. θ_r ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$): humedad residual; θ_s ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$): humedad saturada; α (cm^{-1}): inversa de la presión de entrada de aire; K_s (mm d^{-1}): conductividad hidráulica saturada.

Capa	θ_r	θ_s	α	n	K_s
1	0,15	0,46	0,0053	1,62	130
2	0,20	0,48	0,0035	1,46	75
3	0,18	0,41	0,0063	1,49	82
4	0,17	0,37	0,0057	1,60	95
5	0,20	0,41	0,0113	1,70	180

Posee valores de entrada de aire muy

elevados (valores de α muy pequeños), lo que implica que es capaz de retener grandes volúmenes de agua por periodos de tiempo considerables. Como ejemplo, el horizonte Bt posee un valor de entrada de aire $h_a = -286$ cm, lo que explica las altas tensiones que deben desarrollarse para que se produzca la liberación de agua. Este horizonte es uno de los principales responsables de las lentas velocidades de infiltración que caracterizan estos suelos. Por su parte, los bajos valores del parámetro n , inferiores a 1,7, también son indicadores de lentos drenajes.

Evapotranspiración

La calibración manual incluyó también una estimación de $b'(x)$ (Ec. 5), que describe en forma relativa el aporte de cada porción del suelo a la transpiración. El resultado de la misma se muestra en la Fig. 3.

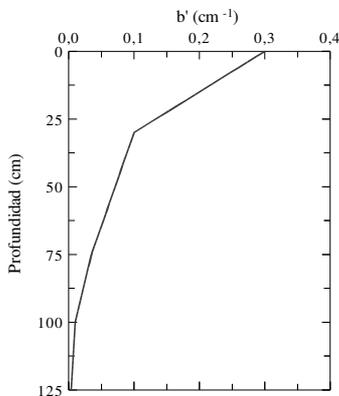


Figura 3. Distribución calibrada de la extracción potencial $b'(x)$ en función de la profundidad.

Es interesante comentar que, de acuerdo a este modelo, la extracción se produce incluso hasta los 120 cm aproximadamente. Esto se condice con las observaciones que realizara Weinzettel (2005) en una calicata cercana, en la que describe la presencia de raíces esporádicas a los 104 cm de profundidad. A su vez, durante el proceso de calibración manual, se comprobó el importante papel que desempeñan las raíces en la extracción de agua del suelo. De no incluirse una distribución de raíces que alcanzara estas profundidades, el modelo no era capaz de reproducir las altas tensiones observadas en la profundidad de 120 cm.

La calibración de estos parámetros permitió conocer la extracción de agua por parte de las plantas. En la Fig. 4 se compara la

evapotranspiración calculada mediante el plano de flujo cero con la transpiración simulada. Al respecto cabe recordar que se consideró para la simulación que toda la evapotranspiración se produce a partir de la transpiración por parte de la vegetación exclusivamente.

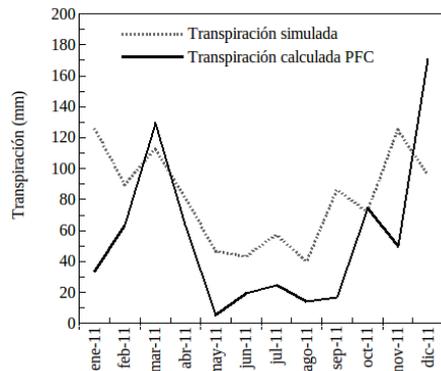


Figura 4. Transpiración mensual calculada mediante plano de flujo cero (PFC) y simulada.

Se observa una coherente respuesta entre ambos, especialmente desde marzo a noviembre. Se produce, sin embargo, una sobreestimación de la transpiración por parte del modelo con respecto a lo que fue calculado mediante el método de plano de flujo cero. La mayor diferencia se advierte para el mes de enero, momento en el que acontecieron abundantes precipitaciones. Esto constituiría una posible explicación a estas diferencias según se discutirá más adelante. No obstante lo dicho, se considera que la simulación es capaz de reproducir el patrón estacional de la pérdida de agua por evapotranspiración.

Recarga y flujos

En la Fig. 5 se muestran los flujos descendentes por debajo de los 120 cm de profundidad. Los mismos se muestran junto con las mediciones de la profundidad de la superficie freática.

En primer lugar se destaca la coherencia entre las recargas y los momentos en los que se producen flujos descendentes por debajo de los 120 cm. Por otro lado es interesante resaltar las bajas velocidades de flujo que, en los momentos de recarga en los que la velocidad de flujo es máxima, durante este año no superaron los 4,5 mm d^{-1} . En concordancia con esto último, Weinzettel et al. (2005b) obtuvieron para esta misma zona de estudio, velocidades de flujo de

6,5 mm d⁻¹ para las recargas durante abril de 1999.

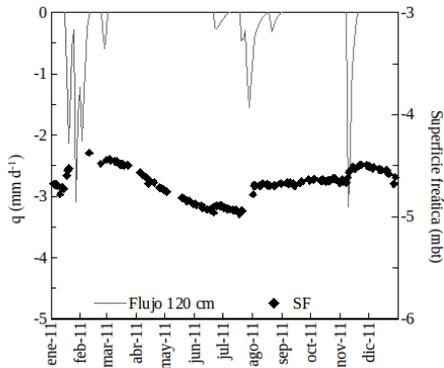


Figura 5. Velocidades de flujo a 120 cm simuladas y profundidad de la superficie freática (SF).

El valor de las funciones $K(h)$ es un producto importante de la simulación matemática ya que es un parámetros de difícil obtención mediante métodos experimentales. En la Fig. 6 se muestra la variación de $K(h)$ en relación a las recargas calculadas mediante el plano de flujo cero. Estas funciones $K(h)$ corresponden a la profundidad de 120 cm.

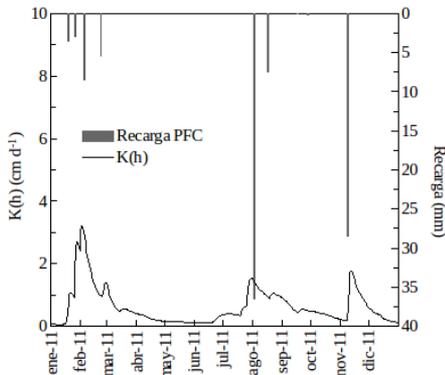


Figura 6. Funciones $K(h)$ simuladas y recargas calculadas con el método del plano de flujo cero (PFC).

En estrecha relación con lo que se comentaba en los párrafos anteriores, $K(h)$ aumenta en forma considerable durante los momentos de recarga, debido al aumento de la humedad en dichos periodos. El valor de la

misma decrece rápidamente luego de los eventos de precipitación y toma valores muy bajos, por lo que los flujos son despreciables (Fig. 5).

También es importante señalar que los valores simulados para $K(h)$ en los diferentes momentos son inferiores a las conductividades hidráulicas saturadas teóricas (K_s) que se calibraron durante el proceso de simulación. La presencia de aire entrampado, que causan una reducción en la sección de paso, es la responsable principal de esta diferencia.

Finalmente, la recarga total obtenida con la simulación para este año fue de 65 mm, un 6,7 % de la precipitación.

Discusión

A lo largo del trabajo se han mostrado los resultados de la simulación numérica del medio no saturado en el ámbito de una región de llanuras. El mismo ha contemplado cinco materiales diferentes para representar matemáticamente la composición del subsuelo. Además de la calibración de los parámetros hidráulicos del modelo de van Genuchten (1980) se logró obtener parámetros para el modelo de Feddes et al. (1978) para un tipo de gramíneas en estado natural, que permitió calcular la extracción de agua por parte de las raíces.

Las tensiones simuladas mostraron una coherente respuesta respecto de los valores observados. La similitud entre variaciones en el almacenamiento otorga robustez a dichas simulaciones.

Respecto de la evapotranspiración, se pudo apreciar en la Fig. 4 que existe, en general, una sobreestimación de la misma por parte del modelo con respecto a lo que se calculó mediante el método del plano de flujo cero. El hecho de no considerar cambios en el estado fenológico de la vegetación y en la actividad metabólica a lo largo del año, bien podría ser una explicación de estas discrepancias. A su vez, para el mes de enero se observa una diferencia significativa, momento en el que ocurrieron importantes precipitaciones del orden de los 200 mm. Ante situaciones como esta, el método del plano de flujo cero requiere una gran frecuencia de mediciones para poder realizar estimaciones precisas de la evapotranspiración y la recarga. En casos como este es deseable tener una buena frecuencia de mediciones de la humedad para lograr estimaciones precisas de la recarga y la evapotranspiración. La medición semanal significó una subestimación de la evapotranspiración.

Respecto de las velocidades de flujo, los resultados obtenidos muestran suma coherencia

con los adquiridos mediante métodos independientes como el plano de flujo cero y la aplicación de la ecuación de Darcy a un plano de 120 cm.

Finalmente, en cuanto a la recarga, lo que se obtuvo mediante el modelo es inferior a lo que se calculó usando el plano de flujo cero. La mayor extracción de agua por parte de la vegetación explicaría también esta diferencia.

Conclusiones

Se realizó la simulación numérica de las tensiones matriciales provenientes de una parcela experimental ubicada en una cuenca de llanuras. La serie simulada corresponde al año 2011. La misma incluyó la definición de cinco materiales diferentes para definir el medio no saturado y la simulación logró reproducir los datos observados para las profundidades de 15, 30, 60, 90, 120 y 150 cm. Todas las interpretaciones estuvieron respaldadas por una cuantiosa información de campo.

Como resultado se obtuvieron los parámetros hidráulicos y velocidades de flujo que caracterizan este medio.

Se realizó también la calibración manual de la función $b(x)$ que describe la extracción de agua por parte de las plantas.

Los resultados indican lentas velocidades de flujo que no superan los $4,5 \text{ mm d}^{-1}$ para el nivel de 120 cm. Por su parte, la conductividad hidráulica máxima es de 180 mm d^{-1} para los sedimentos del loess, decreciendo hacia la zona edáfica.

Agradecimientos

Se reconoce el aporte de fondos de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica a través del PICT 1988/06 y de la Comisión de Investigaciones Científicas de la provincia de Buenos Aires (CIC).

Referencias

Carrera, J. y Neuman, S., 1986. El problema inverso de la hidrología subterránea: estado del arte y método de solución. *Revista internacional de métodos numéricos para cálculo y diseño en ingeniería*, 2, 3-25.

FAO, 2006. Evapotranspiración del cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. Estudios FAO: Riego y drenaje, 56.

Feddes, R.A., Kowalik, P.J. Zaradny, H., 1978. Simulation of field water use and crop yield. John Wiley & Sons, New York, NY.

Kumar, S., Udawatta, R.P. y Anderson, S.H., 2010. Root length density and carbon content of agroforestry and grass buffers under grazed pasture systems in a Hapludalf. *Agroforest Syst.*, 80:85-96.

Lerner, D., 1990. General principles of techniques for estimating recharge. En: Lerner, et al. (Eds). *Groundwater Recharge. A guide to understanding and estimating natural recharge*. IAH, Hannover, 111-147.

Mualem, Y., 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resour. Res.*, 12:513-522.

Simunek, J., Sejna, M., Saito, H., Sakai, M. y van Genuchten, M.Th., 2009. The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media, versión 4.08. University of California Riverside, California, USA.

Simunek, J., van Genuchten, M.Th. y Sejna, M., 2008. Development and applications of the HYDRUS and STANMOD, software packages, and related codes. *Vadoze Zone J.*, 7:587-600.

Soil Survey Staff, 1999. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys, 2nd Ed. Agriculture Handbook, 436. USDA-NRCS, Washington, DC.

Usunoff, E., Varni, M., Weinzettel, P y Rivas, R. 1999. Hidrología de grandes llanuras: la pampa húmeda argentina. *Boletín Geológico y Minero de España*, 110(4):391-406.

van Genuchten, M. Th., 1980. A closed - form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44:892-898.

Weinzettel, P.A., 2005. Hidrodinámica de la zona no saturada en suelos argiudoles de la cuenca del Arroyo Azul. Tesis doctoral en geología. UNS. Inédito.

Weinzettel, P., Alcolea, A., Vives, L., Medina, A. y Usunoff, E., 2005a. Metodología de modelación de la zona no saturada, aplicación a un suelo argudol en la cuenca del arroyo Azul. *IV Congreso Argentino de Hidrogeología*, II:187-195, Río Cuarto.

Weinzettel, P., Usunoff, E. y Vives, L., 2005b. Groundwater recharge estimations from studies of the unsaturated zone. En: E Bocanegra, M Hernández y E Usunoff (eds.). *Groundwater and human development*. Balkema Publishers, Londres, 133-143.

Weinzettel, P., Varni, M., Dietrich, S y Usunoff, E., 2009. Evaluación de tres dispositivos de tomografía eléctrica para la identificación de horizontes petrocálcicos en el suelo. *Ci. Suelo* 27(1):135-146.

Determinación del coeficiente de almacenamiento o porosidad drenable mediante mediciones de gravedad *in situ*

Luis Guarracino¹ y Claudia N. Tocho²

¹ Facultad de Ciencias Astronómicas y Geofísicas, Universidad Nacional de La Plata, Paseo del Bosque s/n, (1900) La Plata, Buenos Aires, Argentina.

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas.

Mail de contacto: luisg@fcaglp.unlp.edu.ar

RESUMEN

El coeficiente del almacenamiento o porosidad drenable se suele definir como la cantidad de agua por unidad de volumen de suelo que se drena durante un descenso unitario del nivel freático. En el presente trabajo se propone una metodología para su determinación que combina mediciones de gravedad *in situ* con variaciones de niveles freáticos. Los ascensos y descensos de los niveles freáticos producen variaciones locales de gravedad que pueden ser medidas utilizando gravímetros de alta precisión. Para estimar el coeficiente de almacenamiento se deriva una fórmula teórica que se basa en la medición relativa de la gravedad entre dos estaciones que se encuentran sobre la misma formación geológica. Estas mediciones deben realizarse en dos épocas distintas donde se haya producido una variación significativa del nivel freático. Para ilustrar la aplicación de la metodología se calcula el coeficiente de almacenamiento del acuífero Pampeano.

Palabras clave: coeficiente de almacenamiento, métodos geofísicos, gravimetría.

ABSTRACT

The specific yield or drainable porosity is usually defined as the amount of water per unit of soil volume released during a unit decline in water table level. In this study we present a new methodology to estimate specific yield using *in situ* measurements of gravity field and water table levels. The fluctuations of water table produce local gravity variations than can be measured with high-precision gravimeters. In order to estimate the specific yield we derive a theoretical formula based on relative measurements of gravity between two test sites situated on the same geological unit. The gravity measurements must be made at two different times, when a significant change in water levels is observed. Finally, the proposed methodology is used to estimate the specific yield of the Pampeano loessial aquifer.

Keywords: specific yield, geophysical methods, gravity.

Introducción

El coeficiente de almacenamiento de un acuífero libre se suele definir como el volumen de agua por unidad de volumen de suelo liberado durante un descenso unitario del nivel freático (Freeze y Cherry, 1979). Durante el descenso del nivel freático el agua es desplazada por la fuerza de gravedad y sustituida por aire. Debido a la acción conjunta de fuerzas moleculares y la tensión superficial, una cierta fracción de agua permanece en los intersticios de los granos que conforman el suelo. Como consecuencia, el coeficiente de almacenamiento resulta menor a la porosidad del medio y es por ello que también se lo denomina "porosidad drenable" o "porosidad eficaz" (Bear, 1988). Cuando se asume que el acuífero es homogéneo y el nivel freático se encuentra muy profundo, el coeficiente de almacenamiento se puede estimar como la

diferencia entre la porosidad y la capacidad de campo.

La cuantificación de este parámetro resulta de importancia en numerosos problemas hidrogeológicos ya que afecta el caudal de los pozos de abastecimiento, el transporte de solutos y las fluctuaciones del nivel freático (Saha y Agrawal, 2006; Song y Chen, 2010). Los métodos más utilizados para la estimación del coeficiente de almacenamiento se basan en ensayos de bombeo, experimentos de drenaje, balances de agua y mediciones de gravedad (Johnson, 1967; Walton, 1970; Neuman, 1987; Pool y Eychaner, 1995). Más recientemente se ha propuesto una metodología de cálculo basada en mediciones satelitales de gravedad provistas por la misión espacial GRACE (Gravity Recovery and Climate Experiment) (Guarracino et al., 2011).

En el presente trabajo se propone una metodología de cálculo que se basa en

mediciones relativas de gravedad en pozos de monitoreos ubicados sobre la misma formación geológica. Las variaciones de gravedad permiten estimar la masa de agua liberada por el descenso de nivel freático y a partir de ella calcular el coeficiente de almacenamiento. Con este fin se derivará una fórmula teórica sencilla que será utilizada para estimar el valor del coeficiente de almacenamiento del acuífero Pampeano en la región de La Plata-Ensenada.

Metodología

Supongamos que se dispone de dos pozos de observación ubicados sobre el mismo acuífero libre cuyas posiciones son x_1 y x_2 . Consideremos que en cada uno de los pozos se observa una variación del nivel freático entre los tiempos t_1 y t_2 , como se ilustra en la Fig. 1. Estas variaciones de nivel freático evidencian un cambio de la masa de agua almacenada en el subsuelo que producirá un leve cambio de la gravedad local. El método de cálculo propone estimar el coeficiente de almacenamiento relacionando las variaciones relativas de gravedad entre los dos pozos de observación con las variaciones de los niveles freáticos.

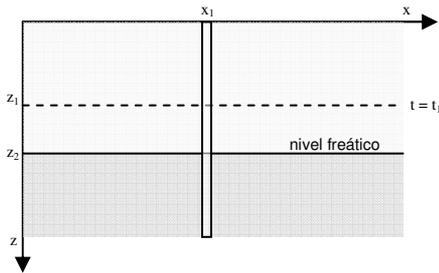


Figura 1. Esquema de la variación del nivel freático en un pozo de observación y sistema de coordenadas utilizado.

La variación del nivel freático en el pozo ubicado en la posición x_1 (Pozo 1) se expresa del siguiente modo:

$$\Delta z(x_1) = z(x_1, t_2) - z(x_1, t_1) \quad (1)$$

siendo z la profundidad del nivel freático medida desde la superficie del terreno. La gravedad al tiempo t_2 puede estimarse con la siguiente fórmula:

$$g(x_1, t_2) = g(x_1, t_1) + 2\pi G \Delta \rho \Delta z(x_1) \quad (2)$$

donde el último término de la ecuación representa el cambio en la gravedad local producida por el desplazamiento de la masa de

agua entre los tiempos t_1 y t_2 , siendo G la constante de gravitación universal y $\Delta \rho$ el cambio en la densidad de la roca producida por el cambio en la saturación de agua. Este término se obtiene calculando la atracción gravitatoria de una placa infinita de espesor constante denominada placa de Bouguer.

Cuando la roca se encuentra completamente saturada por agua su densidad puede expresarse como:

$$\rho_{zs} = \rho_m (1 - \varphi) + \varphi \rho_w \quad (3)$$

siendo ρ_m y ρ_w las densidades de la matriz sólida y del agua, respectivamente; y φ la porosidad. Al producirse el descenso del nivel freático cierta fracción del agua contenida en los poros de la roca es reemplazada por aire. En este caso la densidad de la roca parcialmente saturada por agua se expresa:

$$\rho_{zs} = \rho_m (1 - \varphi) + (\varphi - S_y) \rho_w + S_y \rho_a \quad (4)$$

donde S_y es el coeficiente de almacenamiento o porosidad drenable y ρ_a la densidad del aire.

La variación de densidad que sufre la roca por el descenso del nivel freático se puede calcular restando las ecuaciones (4) y (3):

$$\Delta \rho = \rho_{zs} - \rho_{zns} = S_y (\rho_w - \rho_a) \quad (5)$$

Luego, reemplazando esta última ecuación en (2) se tiene

$$g(x_1, t_2) = g(x_1, t_1) + 2\pi G S_y (\rho_w - \rho_a) \Delta z(x_1) \quad (6)$$

Notar que la ecuación (6) relaciona las variaciones de gravedad en un mismo punto de observación con las variaciones del nivel freático. Si se dispusiera de un gravímetro absoluto con suficiente precisión, entonces podríamos calcular el coeficiente de almacenamiento S_y despejándolo de la ecuación (6). Lamentablemente, las mediciones absolutas de gravedad son difíciles de realizar ya requieren instrumental sofisticado de muy difícil acceso. Es por ello que la metodología de cálculo se basará en mediciones relativas de gravedad que son factibles de realizar con gravímetros de alta precisión. Estos instrumentos permiten cuantificar las diferencias de gravedad entre dos puntos de medición sin la necesidad de determinar los correspondientes valores de gravedad absoluta.

Luego, si se dispone de un segundo pozo sobre la misma formación se tendrá una expresión análoga a la (6):

$$g(x_2, t_2) = g(x_2, t_1) + 2\pi G S_y (\rho_w - \rho_a) \Delta z(x_2) \quad (7)$$

siendo x_2 la posición del Pozo 2.

Finalmente, restando las ecuaciones (7) y (6) se obtiene la siguiente fórmula que nos permite estimar el coeficiente de almacenamiento:

$$S_y = \frac{\Delta g(t_2) - \Delta g(t_1)}{2\pi G(\rho_{agua} - \rho_{aire})(\Delta z(x_1) - \Delta z(x_2))} \quad (8)$$

donde $\Delta g(t) = g(x_2, t) - g(x_1, t)$ es la variación relativa de la gravedad entre los dos pozos medida con el gravímetro. En la siguiente sección se ilustrará la aplicación de la fórmula (8) para estimar el coeficiente de almacenamiento del acuífero Pampeano.

Resultados

Con el fin calcular el coeficiente de almacenamiento en acuífero Pampeano se realizaron dos campañas gravimétricas, una en diciembre del 2007 y otra en abril de 2008. El gravímetro utilizado fue un Lacoste & Romberg Modelo D, perteneciente al Departamento de Gravimetría de la Facultad de Ciencias Astronómicas y Geofísicas (UNLP). Este instrumento es un dispositivo de lectura a cero que utiliza una masa de prueba adosada a un resorte de alta sensibilidad para medir el campo gravitatorio terrestre. Las mediciones se realizan ajustando la longitud del resorte para equilibrar su tensión con la fuerza gravitacional terrestre actuando sobre la masa de prueba. La lectura se obtiene con una precisión estimada en 0,001 mGal (10^{-8} m/s^2). Cada relevamiento consistió en un recorrido cerrado, partiendo de una estación de referencia. Luego se tomaron medidas de gravedad relativa y de la profundidad del nivel freático en los pozos de monitoreo, para finalmente volver a la estación de referencia y así determinar el error de cierre del instrumento. Este relevamiento se repitió luego de algunos meses para determinar variaciones en los valores relativos de gravedad medidos. En los dos relevamientos se tomó como estación de referencia un pozo de monitoreo ubicado en la estación meteorológica de la Facultad de Ciencias Astronómicas y Geofísicas (Mason, 2009).

A los valores medidos de gravedad se los corrigió por el efecto de drift instrumental y mareas terrestres. Para realizar las correcciones del efecto de mareas se utilizó un programa que calcula la fuerza de marea causada por la Luna y el Sol en un punto sobre la superficie terrestre. El algoritmo de cálculo del efecto de mareas se basa en las expresiones de Longman (1959). De acuerdo con el trabajo de Pool y Eychaner (1995) las variaciones de gravedad originadas

por efectos atmosféricos se consideran lineales y se eliminan junto con el drift instrumental.

Las estaciones de medición utilizadas para calcular el coeficiente de almacenamiento del acuífero Pampeano corresponden a un pozo de monitoreo ubicado en el predio de la Facultad de Cs. Astronómicas y Geofísicas ($-34^\circ 54' 25,2''$, $-57^\circ 55' 57,6''$) y otro pozo situado a pocos kilómetros de distancia en la localidad de Ensenada ($-34^\circ 52' 22,0''$, $-57^\circ 55' 45,7''$). En ambas estaciones se realizaron mediciones de gravedad y del nivel freático los días 18 de diciembre de 2007 (t_1) y 11 de abril del 2008 (t_2). En la Tabla 1 se presentan las mediciones de las variaciones de gravedad (Δg) corregidas por el efecto de mareas y drift instrumental junto con las mediciones de los niveles freáticos (z). El Pozo 1 corresponde a la estación de medición ubicada en el predio de la Facultad y el Pozo 2 a la estación situada en la localidad de Ensenada.

Tabla 1. Mediciones relativas de la gravedad y profundidades de los niveles freáticos

	$\Delta g(t_1)$ (mGal)	$\Delta g(t_2)$ (mGal)	$z(t_1)$ (m)	$z(t_2)$ (m)
Pozo 1	0	0	9.55	9.48
Pozo 2	1.783	1.786	2.23	1.77

Sustituyendo en la ecuación (8) el valor de la constante de gravitación universal ($G=6,67 \cdot 10^{-11} \text{ Nm}^2/\text{kg}^2$) y considerando valores típicos para las densidades del aire y agua ($\rho_a=0.0012 \text{ gr/cm}^3$, $\rho_w=1 \text{ gr/cm}^3$) se tiene:

$$S_y = 23,895 \frac{\Delta g(t_2) - \Delta g(t_1) \text{ mGal}}{\Delta z(x_1) - \Delta z(x_2) \text{ m}} \quad (9)$$

Reemplazando los valores de la Tabla 1 en la fórmula anterior se obtiene un valor del coeficiente de almacenamiento de 0,18. Como era de esperar, este valor resulta menor a la porosidad de los sedimentos Pampeano que ha sido estimada entre 0.35 y 0.39 (Mascioli et al., 2005)

El valor obtenido con la metodología propuesta es el doble del valor estimado en la localidad de Azul para la misma formación utilizando dos técnicas de cálculo distintas. Mediante el análisis de eventos individuales de recarga, Varni y colaboradores (2010) obtuvieron un valor del coeficiente de almacenamiento de 0.09 para el acuífero Pampeano de la región. Similares resultados fueron obtenidos con una técnica basada en

mediciones satelitales de gravedad provistas por la misión espacial GRACE (Guarracino et al., 2011). Estos antecedentes indican una posible sobrestimación del coeficiente de almacenamiento obtenido con la técnica propuesta. Sin embargo debe tenerse en cuenta que el acuífero no es completamente homogéneo y que las características texturales de los sedimentos en la región de La Plata-Ensenada pueden diferir de las correspondiente a la localidad de Azul. Por otra parte resulta importante remarcar que la variación relativa de los niveles freáticos en el período considerado es de aproximadamente 40 cm, es decir poco significativa. En consecuencia las variaciones de gravedad son muy pequeñas y su medición resulta cercana al límite de precisión del gravímetro.

Conclusiones

En el presente trabajo se ha presentado una técnica geofísica para estimar el coeficiente de almacenamiento o porosidad dreenble mediante mediciones relativas de gravedad *in situ*. Con este fin se derivó una fórmula teórica sencilla que se basa en la medición de la gravedad y los niveles freáticos en dos estaciones ubicadas sobre el mismo acuífero libre. La aplicación de la técnica propuesta al acuífero Pampeano en la región de La Plata-Ensenada ha permitido estimar un valor del coeficiente de almacenamiento de 0,18. El resultado obtenido se encuentra en el rango de valores esperables para este coeficiente pero debe ser validado mediante nuevas mediciones en las que se registren variaciones de los niveles freáticos de mayor amplitud.

Referencias

- Bear, J. 1988. *Dynamics of fluids in porous media*. Dover Publications, Inc., New York.
- Freeze, R. A. y Cherry, J. A. 1979. *Groundwater*, Prentice-Hall, Upper Saddle River, N. J.
- Guarracino, L., Tocho, C. y Varni, M. 2011. Estimación del coeficiente de almacenamiento en un acuífero libre a partir de datos gravimétricos satelitales. Estudios en la Zona no Saturada del Suelo, Vol. X, 327-330. Salamanca, España.
- Johnson, A. I. 1967. Specific yield-compilation of specific yields for various materials. *Hydrologic Properties of Earth Materials, U.S Geological Survey Water-supply Paper*, 1662-D.
- Longman, I. M. 1959. Formulae for Computing the Tidal Accelerations due to the Moon and the Sun. *Journal of Geophysical Research* 64 (12): 2351-2355.
- Mascioli, S., Benavente, M. y Martínez D. 2005. Estimation of transport hydraulic parameters in loessic sediment, Argentina: Application of column tests. *Hydrogeology Journal* 13: 849-857.
- Mason M. V. 2009. Correlación de mediciones de niveles freáticos con variaciones temporales de gravedad. *Tesis de Grado*, Facultad de Ciencias Astronómicas y Geofísicas, UNLP.
- Neuman, S. P. 1987. On methods of determining specific yield. *Ground Water* 25: 679-684.
- Pool, D. R. y Eychanner, J. H. 1995. Measurement of aquifer-storage change and specific yield using gravity surveys. *Ground Water* 33: 425-432.
- Saha, D. y Agrawal, A. K. 2006. Determination of specific yield using a water balance approach-case study of Torla Odha watershed in the Deccan Trap province, Maharastra State, India. *Hydrogeology Journal* 14: 625-635.
- Song, J. y Chen, X. 2010. Variation of specific yield with depth in an alluvial aquifer of the Platte River valley, USA. *International Journal of Sediment Research* 25: 185-193.
- Varni, M., Comas, R., Weinzettel, P. y Dietrich S. 2010. Análisis de 18 años de registros diarios de nivel freático en la zona central de la cuenca del arroyo Azul, Buenos Aires, Argentina. *I Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras*, Tomo I: 209-215. Azul.
- Walton, W.C. 1970. *Groundwater resource evaluation*. Mc Graw Hill, New York.

Modelado y análisis del efecto de las Sudestadas en acuíferos costeros

M. Gabriela Goñi¹, Leonardo B. Monachesi^{1,2} y Luis Guarracino^{1,2}

¹ Facultad de Ciencias Astronómicas y Geofísicas, Paseo del Bosque s/n, 1900, La Plata, Tel: 0221-4236593.

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Av. Rivadavia 1917, C1033AAJ, Ciudad de Buenos Aires, Tel: 011-5983-1420.

Mail de contacto: gabygoni@carina.fcaglp.unlp.edu.ar

RESUMEN

Las Sudestadas son un tipo de marea meteorológica que produce periódicamente un aumento del nivel del Río de La Plata cuya consecuencia más visible son los anegamientos en las zonas costeras. Sin embargo, este fenómeno también afecta a los acuíferos costeros, constituyendo un caso particular de interacción entre aguas superficiales y aguas subterráneas. En este trabajo se presenta un modelo teórico sencillo que permite analizar y cuantificar el efecto de una Sudestada en un acuífero costero. En primer lugar, la señal mareográfica correspondiente a un evento de Sudestada se descompone mediante una serie de Fourier. Luego, asumiendo un modelo simplificado de acuífero costero y utilizando la señal mareográfica como condición de borde en las ecuaciones de flujo, se estima la marea meteorológica inducida en el acuífero. Mediante el método propuesto es posible cuantificar el efecto de una Sudestada y delimitar la zona afectada durante este tipo de eventos.

Palabras clave: Sudestadas, marea inducida, acuíferos costeros.

ABSTRACT

Southeasterns are a type of meteorological tides which periodically produces an increase of water level in La Plata River, whose most visible consequence is flooding in coastal areas. However, this event also affects coastal aquifers and can be considered a particular case of interaction between surface water and groundwater. In this work we present a simple theoretical model that allows to analyze the temporal pattern of a Southeastern and quantify its effect on coastal aquifers. First the time series of the water level registered during of a Southeastern event is decomposed using a Fourier series. Then, assuming a simplified model of a coastal aquifer and using the time series as a boundary condition in the flow equations, the induced meteorological tide in the aquifer is estimated as a function of the distance to the coast. The proposed method can be used to quantify the Southeastern effect and delimitate the zone affected by this type of events.

Keywords: Southeasterns, induced tide, coastal aquifer.

Introducción y objetivos

Las Sudestadas son causadas por sistemas de vientos frontales fuertes de dirección sudeste-noroeste que pueden alcanzar velocidades de hasta 100 Km/h. Usualmente las Sudestadas están asociadas a tormentas que pueden afectar el área por varios días produciendo anegamientos en las zonas costeras (Rodríguez y Lanfredi, 1996; Piedra-Cueva y Borelli, 2003).

El efecto que produce un evento de Sudestada sobre las variaciones del nivel del Río de La Plata ha sido estudiado por varios autores. Piedra-Cueva y Borelli (2003) desarrollan un modelo numérico bidimensional para estimar las variaciones del nivel del río

originadas por mareas astronómicas y mareas meteorológicas. Escobar et al., (2004) realizan una clasificación de las Sudestadas a partir de su efecto sobre el nivel del Río de la Plata. En un trabajo reciente, Santoro et al., (2013) llevan a cabo un estudio integral del efecto de una Sudestada sobre el patrón de flujo regional del Río de La Plata mediante simulación numérica, utilizando un gran número de registros de estaciones mareográficas.

Además de producir variaciones en el nivel del río, y por lo tanto en el patrón de flujo superficial, las Sudestadas pueden tener un efecto significativo sobre el flujo subterráneo en los acuíferos costeros. Durante la ocurrencia de una marea meteorológica se produce una inversión del sentido del flujo de agua del río a los acuíferos, lo que constituye un caso

particular de interacción entre aguas superficiales y aguas subterráneas. A pesar de su importancia este fenómeno en particular no ha sido lo suficientemente estudiado desde el punto de vista hidrogeológico.

El objetivo del presente trabajo es desarrollar un método de análisis basado en modelos teóricos simples que permitan caracterizar en términos matemáticos el patrón temporal de una Sudestada y cuantificar su efecto en los acuíferos costeros. En primer lugar se analizará una serie temporal del nivel observado en una estación mareográfica del Río de la Plata durante un evento de Sudestada con el fin de establecer su amplitud máxima y duración aproximada. La serie ha sido provista por el Grupo Mareas del Servicio de Hidrología Naval.

En segundo lugar se planteará un problema de valores de contorno basado en ecuaciones clásicas de flujo, utilizando la señal mareográfica como condición de borde. La solución del problema será obtenida tanto para el caso de un acuífero homogéneo como para uno heterogéneo. Para ello se utilizarán dos soluciones analíticas que han sido derivadas para una única componente armónica: la solución clásica de Jacob (1950) válida para un acuífero homogéneo y otra solución recientemente publicada para un acuífero heterogéneo (Monachesi y Guarracino, 2011). Por último, las soluciones obtenidas en ambos casos serán analizadas contemplando distintos escenarios hipotéticos.

Metodología

Análisis de la serie temporal

La serie temporal considerada corresponde al nivel del Río de La Plata medido en la estación mareográfica Puerto Buenos Aires (Palermo) ubicada en el muelle del Club de Pescadores de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina (34° 33' 41,29" S; 58° 23' 59,47" W). La serie fue registrada durante el mes de mayo del año 2000, con un intervalo de muestreo de una hora. Los valores del nivel del río están expresados en centímetros respecto del cero del mareógrafo siendo el nivel medio del mes 107,5 cm. Como puede observarse en la Figura 1 el evento de Sudestada tuvo lugar entre los días 16 y 20 de mayo, aproximadamente. El evento se manifiesta como un rápido aumento del nivel del río, alcanzando su valor máximo de 357 cm (249,5

cm por encima del nivel medio) a las 21 horas del día 16 de Mayo. Luego el nivel registra una disminución progresiva recuperando el valor medio mensual 3 días después de la ocurrencia del máximo.

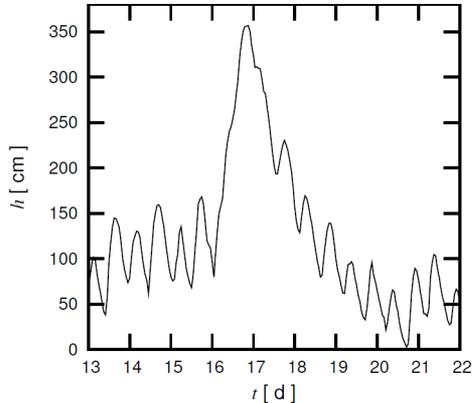


Figura 1. Señal registrada en la estación mareográfica de Palermo.

También puede observarse que la señal mareográfica registrada posee una fuerte componente de período principalmente semidiurno atribuible a la marea astronómica.

Con el objeto de facilitar el análisis y el cálculo de la marea inducida se realiza un desarrollo en serie de Fourier en cosenos de la serie temporal. Luego, el nivel de altura mareográfica $f(t)$ puede expresarse del siguiente modo:

$$f(t) = \frac{a_0}{2} + \sum_{n=1}^{N-1} a_n \cos(\omega_n t), \quad (1)$$

siendo a_0 y a_n los coeficientes de Fourier calculados a partir de la serie que observada y ω_n las frecuencias angulares correspondientes.

Marea inducida en un acuífero costero

Para estimar la marea inducida se considera un modelo simplificado de acuífero costero, como el que se ilustra en la Figura 2. El acuífero es horizontal, semi-infinito, confinado y se encuentra en contacto hidráulico con el río. El eje x es horizontal, con origen en la línea de costa y positivo en dirección tierra adentro. Se asume que el flujo en el acuífero es horizontal y

obedece la ley de Darcy. El almacenamiento específico S_s , $[L^{-1}]$ se asume constante y se desprecian las variaciones en la densidad del agua.

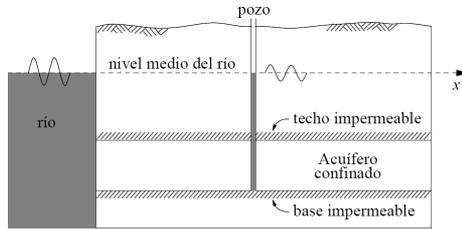


Figura 2. Representación esquemática de un acuífero costero confinado.

Bajo las mencionadas hipótesis, la ecuación que gobierna el flujo de agua en el acuífero es (Bear, 1988):

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K(x) \frac{\partial h(x,t)}{\partial x} \right) = S_s \frac{\partial h(x,t)}{\partial t}, \quad (2)$$

donde $h(x,t)$ es la altura piezométrica en el acuífero $[L]$; $K(x)$ la conductividad hidráulica $[LT^{-1}]$; x la distancia a la costa $[L]$ y t el tiempo $[T]$. La ecuación (2) se obtiene combinando la ley de Darcy con la ecuación de continuidad. Aunque es estrictamente válida para acuíferos confinados puede ser aplicada a acuíferos libres si las fluctuaciones en h son pequeñas en comparación con el espesor del acuífero (Bear, 1988).

Para resolver la ecuación (2) es necesario imponer condiciones de borde en los límites del acuífero. En la interfase río-acuífero ($x=0$) la altura piezométrica coincide con el nivel del río, por lo tanto:

$$h(0,t) = f(t). \quad (3)$$

En el infinito la condición de borde impuesta es:

$$\lim_{x \rightarrow \infty} K(x) \frac{\partial h(x,t)}{\partial x} = 0, \quad (4)$$

la cual establece que el flujo tiende a cero con el aumento de la distancia a la costa.

A continuación se presentan dos soluciones analíticas del problema (2)-(4). En primer lugar se considera un modelo de acuífero homogéneo

y en segundo lugar un modelo heterogéneo en que la conductividad hidráulica aumenta linealmente con la distancia a la costa.

Modelo homogéneo

El problema (2)-(4) fue resuelto por Jacob (1950) asumiendo un acuífero homogéneo e imponiendo como condición de borde en la interfase río-acuífero una función armónica de tipo cosenoidal. Siguiendo las ideas de Jacob y utilizando el desarrollo en serie de Fourier (1) puede demostrarse que la solución del problema (2)-(4) es:

$$h(x,t) = \frac{a_0}{2} + \sum_{n=1}^{N-1} a_n e^{-\alpha_n x} \cos(\omega_n t - \alpha_n x), \quad (5)$$

siendo

$$\alpha_n = \sqrt{\frac{\omega_n S_s}{2K}}. \quad (6)$$

Como puede observarse la solución es una superposición de funciones armónicas. Si se compara la solución (5) con la señal mareográfica dada por (1) puede observarse que la amplitud de cada componente armónica decae según un factor exponencial $\exp(-\alpha_n x)$, registrando además un retraso temporal dado por el término $\alpha_n x / \omega_n$ en el argumento de la función cosenoidal. Notar además que ambas señales poseen el mismo valor medio, dado por $a_0/2$.

Modelo heterogéneo

La hipótesis de homogeneidad en la conductividad hidráulica no siempre resulta adecuada, en particular si se trata de acuíferos costeros de origen aluvial. En estos acuíferos los sedimentos más finos se acumulan aguas abajo en la zona deposicional (cerca de la costa) dando como resultado un aumento progresivo de la conductividad hidráulica con la distancia a la línea de costa. Un primer intento por modelar estas variaciones consiste en asumir que la conductividad hidráulica aumenta linealmente con x de la siguiente manera:

$$K(x) = K_0(1 + bx), \quad (7)$$

siendo K_0 $[LT^{-1}]$ la conductividad hidráulica en $x=0$ y b $[L^{-1}]$ la tasa de aumento de la

conductividad hidráulica. Monachesi y Guarracino (2011) proponen una solución aproximada del problema (2)-(4) asumiendo una condición de borde tipo armónica y considerando el modelo de variación lineal de K dado por (7). Utilizando esta solución y procediendo del mismo modo que en el caso homogéneo se puede demostrar que la altura piezométrica en el caso heterogéneo tiene la forma:

$$h(x,t) = \frac{a_0}{2} + \sum_{n=1}^{N-1} a_n \frac{e^{-L_n(x)}}{(1+bx)^{1/4}} \cos[-L_n(x) + \omega_n t], \quad (8)$$

siendo

$$L_n(x) = 2 \frac{\alpha_n}{b} (\sqrt{1+bx} - 1). \quad (9)$$

La solución (8) es válida para valores de b que cumplan con la siguiente relación:

$$b \square 2^{7/2} \alpha_n \approx 10 \alpha_n. \quad (10)$$

Las soluciones (6) y (8) permiten predecir la marea inducida como función de la distancia a la costa y de los parámetros hidráulicos del acuífero. En la sección siguiente se presentan ejemplos hipotéticos que permiten analizar el efecto de la Sudestada en función de la distancia a la línea de costa.

Ejemplos

Caso homogéneo

Para el estudio del caso homogéneo se consideraron los parámetros hidráulicos correspondientes a los sedimentos postpampeanos. La conductividad hidráulica utilizada fue $K(x)=K=0,22$ m/día, que resulta de promediar los valores propuestos por Auge (2004). El almacenamiento específico utilizado fue $S_s=5,3 \times 10^{-5}$, valor estimado por Lissa (2010).

A modo de ilustración, la Figura 3 muestra el nivel registrado en la estación mareográfica junto con las curvas de altura piezométrica en tres puntos de observación ubicados a 20, 60 y 120 metros de la costa, respectivamente. Como puede observarse, a medida que aumenta la

distancia a la costa la amplitud de la señal decae, produciéndose además un retraso temporal. Notar que las altas frecuencias (debidas a la marea astronómica) se atenúan fuertemente con el aumento de la distancia. En particular la amplitud de la componente semidiurna es muy pequeña para $x=60$ m y prácticamente nula para $x=120$ m.

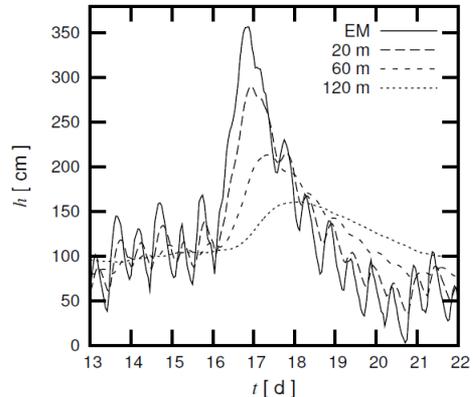


Figura 3. Nivel registrado en la estación mareográfica (EM) y altura estimada en pozos ubicados a 20, 60 y 120 metros de la costa para un acuífero homogéneo.

Para simplificar el análisis de la respuesta del acuífero se calculó el nivel máximo alcanzado durante la Sudestada en función de la distancia a la costa. En la Figura 4 se muestran las curvas de amplitud máxima de la altura piezométrica para el evento considerado y para la componente armónica semidiurna. Las amplitudes están normalizadas por sus correspondientes valores en $x=0$.

A partir del análisis de la Figura 4 se observa que la caída de amplitud de la Sudestada es mucho menor que la de la marea astronómica semidiurna. Esto se debe a que el espectro de la señal de la Sudestada está principalmente constituido por componentes de baja frecuencia cuya caída de amplitud es menor que la caída correspondiente a las altas frecuencias (ver ecuaciones (5) y (6)). Este hecho permite concluir que la señal de Sudestada puede penetrar a mayores distancias que la marea astronómica, pudiendo ser registrada en pozos más alejados de la línea de costa.

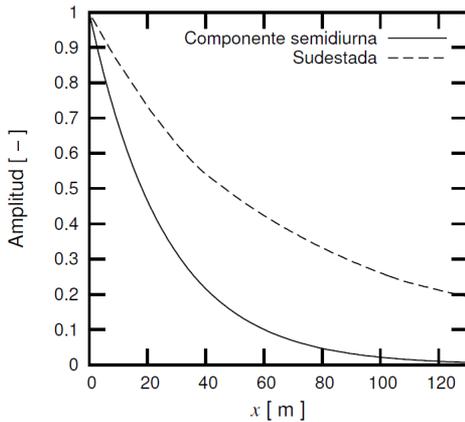


Figura 4. Curvas de amplitud máxima de la señal de Sudestada y de la componente semidiurna de la marea astronómica.

Caso heterogéneo

En el caso del acuífero heterogéneo se utilizó el mismo valor de almacenamiento específico que para el caso homogéneo. Para modelar la conductividad hidráulica se tomó como valor de conductividad K_0 el valor medio de Auge (2004) y para la tasa de conductividad hidráulica se asumió $b=0,1 \text{ m}^{-1}$.

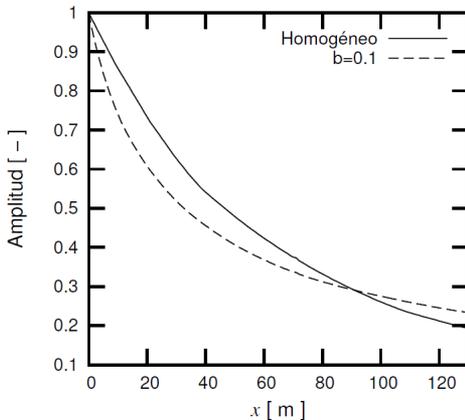


Figura 5. Curvas de amplitud máxima de la señal de Sudestada para los acuíferos homogéneo y heterogéneo.

Del mismo modo que para el caso homogéneo se efectuó el cálculo de la curva de amplitud máxima en función de x . Esta curva se muestra en la Figura 5, junto con la curva de

amplitud correspondiente al caso homogéneo. Como puede observarse, para distancias cercanas a la costa la amplitud de la señal es menor para el caso heterogéneo. Sin embargo lejos de la línea de la costa esta situación se invierte, resultando mayor la amplitud para el caso heterogéneo.

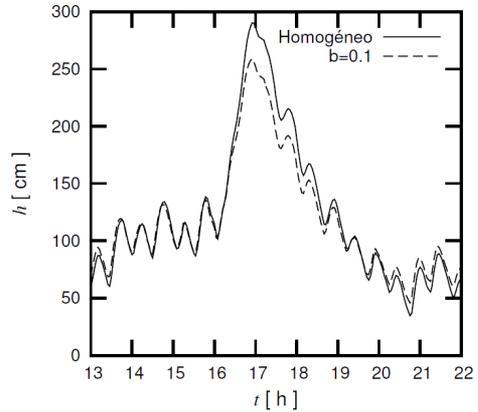


Figura 6. Altura piezométrica en un pozo ubicado a 20 metros de la costa.

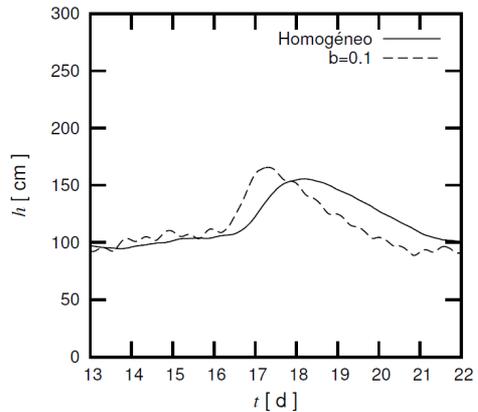


Figura 7. Altura piezométrica en un pozo ubicado a 130 metros de la costa.

En las Figuras 6 y 7 se muestran las alturas piezométricas en pozos ubicado a 20 metros y 130 metros de la costa respectivamente. Al comparar las figuras es posible verificar la inversión de las amplitudes correspondientes a los acuíferos homogéneo y heterogéneo que

predice la Figura 5. Puede observarse además que en el pozo más alejado (Figura 7) las altas frecuencias se encuentran más atenuadas en el caso homogéneo y que existe un pequeño desfase temporal entre ambas señales.

Conclusiones

En este trabajo se ha presentado una metodología para estimar las mareas inducidas durante una Sudestada en acuíferos costeros. Para realizar el análisis se utilizaron soluciones analíticas desarrolladas para el caso particular de mareas astronómicas inducidas tanto en acuíferos homogéneos como en acuíferos que presentan un aumento lineal de la conductividad hidráulica. La metodología propuesta fue utilizada para analizar la marea inducida en los sedimentos de la formación Postpampeano durante un evento típico de Sudestada en el Río de La Plata. Los resultados muestran claramente que las mareas astronómicas se atenúan más rápidamente que la Sudestada. Esta última puede ser detectada en pozos más alejados de la costa y su análisis puede ser de utilidad para determinar la zona afectada por este fenómeno. Por otra parte, se ha analizado el efecto que produce un aumento de la conductividad hidráulica con la distancia a la línea de costa. En términos generales la inclusión de esta heterogeneidad produce una moderada disminución de la amplitud de la marea inducida cerca de la costa y un menor retraso temporal que se evidencia a distancias mayores de la costa. Los resultados obtenidos contribuyen a un mejor entendimiento del efecto de las Sudestadas en los acuíferos costeros y sientan las bases para trabajos futuros en los que se contrastarán las estimaciones de los modelos con mediciones de los niveles freáticos.

Agradecimientos

Deseamos expresar nuestro agradecimiento al Grupo Mareas del Servicio de Hidrología Naval por brindarnos los datos utilizados en el presente trabajo.

Referencias

Auge, M., 2004. Hidrogeología Ambiental II. Asociación Latinoamericana de Hidrología

- Subterránea para el Desarrollo. www.alhsud.com/public/ebooks/hidro2.pdf
- Escobar, G., Vargas W. and Bischoff S. 2004. Wind tides in the Río de La Plata estuary: Meteorological conditions. *International Journal of Climatology*, 24: 1159-1169.
- Jacob, C.E. 1950. Flow of groundwater, in Rouse H (ed) Engineering hydraulics. Wiley Press- New York.
- Lissa, Simón 2010. Correlación de fluctuaciones de niveles freáticos con variaciones del nivel del Río de la Plata. Tesis de grado en Geofísica, Universidad Nacional de La Plata.
- Monachesi, L.B. and Guarracino L. 2011. Exact and approximate analytical solutions of groundwater response to tidal fluctuations in a theoretical inhomogeneous coastal confined aquifer. *Hydrogeology Journal*, 19:1443-1449.
- Piedra-Cueva, I. and Rodríguez Borelli H. 2003. Finite element modeling of the Río de La Plata. *International Conference on Estuaries and Coasts*: 872-878. Hangzhou China.
- Rodrigues Vieira, J. and Lanfredi N.W. 1996. A hydrodynamic model for the Río de La Plata, Argentina. *J. Coastal Res.*, 12:430-446.
- Santoro, P.E., Fossati, M. and Piedra-Cueva, I. 2013. Study of the meteorological tide in the Río de La Plata. *Continental Shelf Research* (in press).

Evaluación de campo y simulación de cloruros en solución en un suelo afectado por la actividad de Feedlot

Emiliano A. Veizaga^{1,2}, Leticia Rodríguez², Carlos J. Ocampo³

¹ Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas – CCT Santa Fe. Colect. Ruta Nacional N° 168 - Km 472 Paraje "El Pozo". (3000) Santa Fe.

² Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas. Ciudad Universitaria. Ruta Nacional N° 168 - Km 472,4. (3000) Santa Fe.

³ University of Western Australia. 35 Stirling Highway Crawley WA 6009 Perth, Australia.

Mail de contacto: e.veizaga@conicet.gov.ar

RESUMEN

El objetivo del trabajo es evaluar el flujo y el transporte de cloruros en la zona no saturada (ZNS) de una parcela de suelo adyacente a un corral de engorde entre el 18-08-2012 y el 26-01-2013 mediante simulaciones numéricas con el software Hydrus 1D calibrado con datos de campo. Para ello, se instrumentó un sitio experimental y se obtuvieron observaciones continuas de parámetros de interés en relación al perfil del suelo, distribución de humedad y cloruros en solución del suelo.

Hydrus 1D consiguió representar satisfactoriamente la variación de humedad en todo el perfil de suelo, mientras que el transporte de cloruro se vio afectado por las características texturales. Las desviaciones encontradas entre la concentración simulada y la observada podrían estar indicando la presencia de flujo lateral y preferencial a través de macroporos, no tenidos en cuenta en este caso.

Palabras clave: Feedlot, Cloruro, Hydrus 1D, Modelación.

ABSTRACT

The objective of this study is to evaluate flow and transport of chloride in the unsaturated zone (ZNS) of a parcel of land adjacent to a feedlot between 18-08-2012 and 26-01-2013 by numerical simulations with Hydrus 1D calibrated with field data. To do this, experimental site was instrumented and continuous observations of parameters of interest were obtained in relation to the soil profile, moisture and chloride distribution in soil solution.

Hydrus 1D satisfactorily represents the moisture evolution throughout the soil profile, while chloride transport was affected by the textural characteristics. Deviations found between the simulated and observed concentrations could indicate the presence of lateral flow or preferential flow through macropores not taken into account in this case.

Keywords: Feedlot, Chloride, Hydrus 1D, Modeling

Introducción

La demanda de carne vacuna en los 90' ha intensificado la producción mediante sistemas controlados denominados feedlots. Estos establecimientos se caracterizan por la concentración de animales en corrales de engorde, la alimentación mediante dietas con alto grado de digestibilidad y la acumulación de grandes volúmenes de estiércol sobre el suelo. Estimaciones de producción de estiércol sostienen que un bovino de 450 kg excreta entre un 3,4% y 3,8% de su peso en heces frescas y 1,2% a 1,8% de orina (Pordomingo, 2003). La salinización del perfil de suelo es uno de los impactos principales de esta actividad (Andriulo et al., 2003).

Parte de los residuos generados en los feedlots se utiliza como fertilizante orgánico, el

resto queda depositado sobre el suelo de los corrales o apilados fuera de ellos, sin una adecuada disposición y sujeto a factores climático/ambientales. En consecuencia, una cantidad no controlada de este residuo orgánico es arrastrado por el lavado superficial después de cada evento de precipitación y depositado en los alrededores, constituyendo una nueva fuente de los mismos en forma difusa (Viglizzo, 1997).

El suelo de los corrales y alrededores experimentan cambios físicos y biogeoquímicos que los diferencian de los suelos naturales o cultivables. La compactación de los horizontes superficiales dentro de los corrales se manifiesta con elevados valores de densidad aparente, lo que se traduce en niveles muy bajos de infiltración y un contenido de humedad uniforme en el tiempo (Mielke et al., 1974), favoreciendo el escurrimiento superficial de los

residuos en dirección de la pendiente, que acaban depositándose en los alrededores. Por el contrario, las parcelas adyacentes a los corrales presentan baja compactación y esto facilita el avance de frentes de humedad, el transporte de solutos así como también la evapotranspiración y el crecimiento de vegetación (Sommerfeldt et al., 1973).

El ion cloruro (Cl⁻) es comúnmente utilizado como trazador natural para evaluar el movimiento del agua proveniente de los corrales gracias a que el mismo constituye un elemento móvil en el suelo y además no está sujeto a reacciones biológicas (Vaillant et al., 2009; García et al., 2012).

Por ello, el objetivo del trabajo es: (i) caracterizar la física del perfil de suelo y la química de la solución del suelo, con énfasis en la concentración de cloruros; (ii) analizar la variación vertical tanto del flujo de agua como del transporte de cloruros mediante mediciones sistemáticas para diferentes eventos de precipitación; (iii) verificar las mediciones de campo mediante simulación numérica.

Materiales y Métodos

Sitio de estudio

El estudio se llevó a cabo en la localidad de San Justo, provincia de Santa Fe, dentro de un feedlot cuya capacidad máxima es de 8000-9000 cabezas de ganado (Fig. 1). La superficie total del feedlot es de 23,7 Has, de las cuales 11,4 Has pertenecen a corrales de engorde.

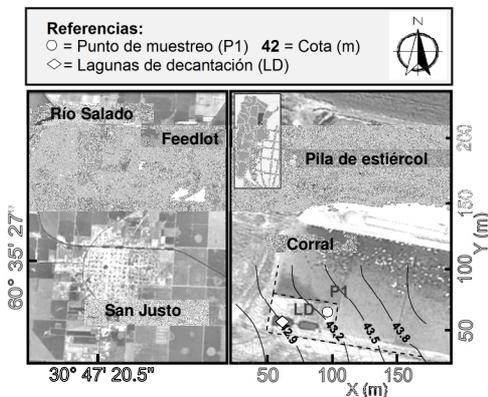


Figura 1. Ubicación del establecimiento y sitio de estudio.

El establecimiento se encuentra situado en una zona de pendientes suaves a moderadas, donde los excedentes pluviales son

interceptados por dos lagunas de decantación. Los excedentes pluviales convertidos ya en un efluente luego del ingreso y consecuente desborde de las lagunas de decantación escurren libremente en dirección del gradiente topográfico (NE-SO) por las vías preferentes de flujo originadas por la erosión, que acaban infiltrando en el suelo (Fig. 1 y 2).



Figura 2. Escurrimiento superficial de estiércol luego del desborde de la laguna de decantación.

Características del suelo

La Tabla 1 muestra el resultado del análisis de la calicata excavada en el sitio de estudio. La región se caracteriza por un perfil moderadamente profundo bien desarrollado, con un contenido de arena en los horizontes superiores que varía entre 10% y 20%.

Tabla 1. Propiedades texturales de los horizontes de suelo encontrados.

H (cm)	D _{ap} (g.cm ⁻³)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Textura (USDA)
5-10	1,07	24,03	48,18	27,79	CL
10-15	1,27	18,13	48,11	33,76	SCL
15-20	1,57	17,70	46,32	35,97	SCL
20-25	1,37	13,76	48,29	37,95	SCL
25-30	1,43	12,13	34,52	53,36	C
30-55	1,54	4,91	39,54	55,55	C
55-84	1,58	5,49	36,47	58,04	C
84-106	1,50	6,12	44,09	49,79	SC
106-146	1,43	5,40	46,64	47,97	SC

(CL: Clay Loam; SCL: Silty Clay Loam; C: Clay; SC: Silty Clay).

El contenido de arena disminuye rápidamente a los 21 cm de profundidad, con la aparición del horizonte B1 de 11-15 cm de espesor, seguido por un B2t extremadamente

duro y muy firme, que se extiende hasta los 84-95 cm, con un contenido de arcilla que supera el 50%. Este horizonte le confiere al suelo una conductividad hidráulica muy baja en húmedo y la posibilidad de generar grietas en periodos secos que actúan como canales de flujo preferencial, donde es posible encontrar raíces de la vegetación.

Instrumentación del sitio

Con el objetivo de capturar las variaciones temporales en la dirección vertical (1D) de las variables de estado del sistema (humedad de suelo, temperatura) se instalaron sensores de potencial matricial tipo Watermark® a 30 cm, 60 cm y 100 cm de profundidad conectados a un datalogger Wachdog® para el monitoreo continuo de la humedad del suelo a través de los valores de succión, entre otros. El periodo de estudio comprende 162 días comenzando el 18-08-2012 hasta el 26-01-2013.

Estos sensores se constituyen de una cápsula granular que consta de dos electrodos introducidos en una matriz de referencia, la cual está envuelta por una membrana que lo protege. Presenta a su vez una malla metálica exterior agujereada que permite el paso de la humedad, a la vez que proporciona rigidez al conjunto. El movimiento de agua a través del suelo y la cápsula es captado como cambios en la resistencia eléctrica ($K\Omega$) entre los electrodos que posee internamente el dispositivo. Estos valores son luego convertidos a un valor de potencial matricial mediante el uso de fórmulas de calibración (por lo general provistas por el fabricante).

La fórmula de Shock et al. (1998a) (ecuación 1) es la recomendada por el fabricante para convertir la medida de resistencia eléctrica en tensión o potencial matricial.

$$SMP [kPa] = \frac{4.093 + (3.213 \cdot K\Omega)}{(0.009733 \cdot K\Omega) - (0.01205 \cdot T_s)} \quad (1)$$

donde SMP es el potencial matricial del suelo en kPa y T_s es la temperatura del suelo en $^{\circ}C$ medida a la profundidad donde se encuentra el sensor. El sensor tiene una calibración de fábrica realizada a $21,1^{\circ}C$. El rango de medición va de 0 kPa para un suelo completamente saturado a 200 kPa , situación intermedia entre la capacidad de campo y el punto de marchitamiento (1500 kPa).

En forma paralela a los sensores de potencial se instalaron extractores de succión a las mismas profundidades, con el objeto de extraer muestras de la solución del suelo

durante y después de los eventos de precipitación más importantes cuando la infiltración de agua consiguió saturar el perfil. Debido al alto contenido de finos que presentó el perfil de suelo en estudio, la operación de extracción de agua estuvo siempre controlada por el monto precipitado y la humedad antecedente. Las muestras de agua fueron analizadas "in situ", con sonda multiparamétrica para conocer el valor de temperatura (T_w), pH, conductividad eléctrica (CE_w), sólidos disueltos totales (TDS_w), y luego analizadas en laboratorio mediante técnicas estandarizadas para obtener la concentración de cloruros (Cl^-), entre otras determinaciones.

Se instaló un pluviógrafo al que se le incorporó un registrador continuo (datalogger) para capturar la duración e intensidad de los eventos de precipitación ocurridos y un sensor de temperatura a 10 cm de profundidad para medir las variaciones temporales de esta variable. Se accedió a los datos de dos estaciones meteorológicas completas situadas en la zona con las cuales se pudo calcular la evapotranspiración diaria [ET_d] para el periodo estudiado. La profundidad de agua del acuífero freático también fue monitoreada de forma continua a través de la instalación de un sensor-datalogger. Durante el periodo de medición (162 días) la profundidad del nivel freático osciló entre 6 y 7 m. La Figura 3 muestra el esquema de instalación de los instrumentos de medición, los cuales se ubicaron fuera del corral de engorde a una distancia inferior a 1 metro.

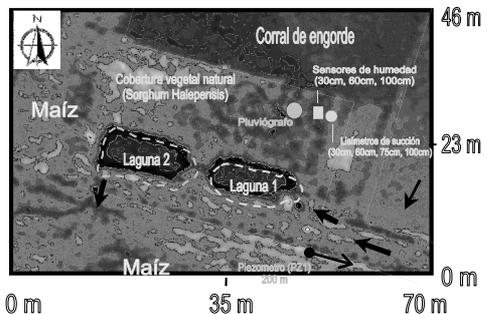


Figura 3. Diagrama en planta de la instalación de sensores de potencial matricial, lisímetros y pluviógrafo.

Ecuaciones de gobierno

El movimiento del agua a través de un medio poroso, rígido y parcialmente saturado, está caracterizado por la ecuación de Richards (Richards, 1931).

$$\frac{\partial \theta(h)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[K(h) \left(K_{ij}^A \frac{\partial h}{\partial x_j} + K_{iz}^A \right) \right] - S(h) \quad (2)$$

$$K(h, x, y, z) = K_s(x, y, z) \cdot K_r(h, x, y, z)$$

donde $S(h)$ es un término de pérdida de agua que representa la toma de agua por las raíces de las plantas [$L^3 L^{-3} T^{-1}$], t es el tiempo [T], z es la profundidad medida positiva hacia arriba desde la superficie freática [L], $K(h)$ es la conductividad hidráulica no saturada [$L T^{-1}$] y $h(\theta)$ o PM, es el potencial matricial [L]; ambas varían con la posición z y con el tiempo a través de θ , siendo θ el contenido volumétrico de agua [$L^3 L^{-3}$]; K_{ij}^A es la componente adimensional del tensor anisotrópico, el cual se reduce a la unidad si el medio es isotrópico, K_r la conductividad relativa y K_s la saturada.

La ecuación general de transporte para solutos se deriva de la ecuación de balance de masa, que aplicada a la zona no saturada del suelo, resulta de la siguiente forma:

$$\frac{\partial (\rho_b s + \theta c + a g)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\theta D_{eij} \frac{\partial c}{\partial x_j} \right) + \frac{\partial}{\partial x_i} \left(a D_{eij}^s \frac{\partial g}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial (q_i)}{\partial x_i} - r_a - \phi$$

$$\phi = (\mu_w + \mu_w') \theta c + (\mu_s + \mu_s') \rho_b s + (\mu_g + \mu_g') a g - \rho_b \gamma_s - \theta \gamma_w - a \gamma_g \quad (3)$$

donde ρ_b [ML^{-3}] es la densidad aparente del suelo, a [$L^3 L^{-3}$] el contenido volumétrico de aire, c , s y g , son concentraciones del soluto en el líquido [ML^{-3}], sólido [MM^{-1}] y gas [ML^{-3}], respectivamente, q [$L T^{-1}$] el flujo volumétrico de agua, D_{eij} [$L^2 T^{-1}$] es el tensor de dispersión para la fase líquida, D_{eij}^s [$L^2 T^{-1}$] es el tensor de difusión para la fase gaseosa, r_a es el término de toma de nutrientes por las plantas [$ML^3 T^{-1}$] el cual se transforma en el producto de $S(h)$ de la ecuación de flujo y la concentración máxima a la cual la raíz extrae nutrientes en forma pasiva c_r [ML^{-3}], y ϕ es un término que puede representar varias reacciones químicas o biológicas siendo μ_w , μ_s y μ_g las constantes de reacción de primer orden para solutos en el agua, suelo y aire, respectivamente, mientras que μ_w' , μ_s' y μ_g' representan constantes de reacción de primer orden pero asociadas a una cadena de reacción de una especie individual, γ_w , γ_s , γ_g , representan las constantes de reacción de orden cero para el soluto en el agua, el sólido y el aire, respectivamente. Para el caso de solutos no volátiles y no reactivos como el Cl⁻ el cual se

transporta con el agua, la ecuación para el transporte 1D es la siguiente:

$$\frac{\partial (\theta C_l)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\theta D_e \frac{\partial C_l}{\partial z} \right) - \frac{\partial (q C_l)}{\partial z} \quad (4)$$

Modelo numérico

Se utilizó el modelo Hydrus 1D (Šimůnek et al., 1998) para reproducir el flujo de agua y transporte de cloruros (Cl⁻) de la solución del suelo estudiado. Hydrus 1D simula el movimiento de agua, calor y solutos en un medio parcialmente saturado/saturado, resolviendo las ecuaciones respectivas (2 y 3), mediante el método de elementos finitos. El perfil de suelo puede ser discretizado en una o varias capas. Las propiedades hidráulicas de la zona no saturada del suelo (relaciones constitutivas) pueden ser descritas usando las funciones analíticas de van Genuchten (1980), entre otras. Incorpora también un término de toma de agua y solutos por las plantas. El software utiliza una interface gráfica para la gestión de entrada de datos, la edición y discretización de nodos, la asignación de parámetros, la simulación del escenario adoptado y la visualización de resultados, incluyendo un pequeño catálogo de propiedades hidráulicas de suelos no saturados (Cassel y Parish, 1988), y un conjunto de funciones de pedotransferencia basado en redes neuronales. Es posible también llevar adelante simulaciones inversas con el propósito de ajustar los parámetros del modelo; esto se lleva a cabo mediante una función objetivo que minimiza las discrepancias respecto de los datos observados.

Resultados

Características de la solución del suelo

Se realizaron cuatro campañas sucesivas (Tabla 2) durante y en los días posteriores a eventos de precipitación, en las que se recolectaron muestras de agua cada 24 hs a diferentes profundidades para su análisis y se midieron parámetros fisicoquímicos in situ.

La concentración de cloruros [Cl⁻] en las muestras de agua colectadas en las cuatro campañas muestra un incremento con la profundidad (Fig. 4). Como se observa en la Fig. 5, la conductividad eléctrica de la solución del suelo [CE_w] mostró una buena correlación con la concentración de cloruros. Una relación inversa se observa entre la concentración de cloruros [Cl⁻] y la precipitación. Entre la primera campaña (y toma de muestras) y la siguiente se

registraron tres eventos similares de 35 mm aproximadamente (Fig. 6), es decir un total de 111 mm de lluvia caída y cuyos efectos en el perfil de suelo en términos de concentraciones no fue medido.

Tabla 2. Fechas de las campañas de medición y condiciones de campo

Fecha	Monto precipitado (mm)	Potencial Matricial antecedente (cm)
06-10-2012/ 10-10-2012	228	-958.2
22-11-2012	40	-336.4
03-12-2012/ 04-12-2012	56	-366.9
18-12-2012/ 21-12-2012	89	-509.7

Teniendo en cuenta la intensidad y duración de los episodios de lluvia registrados, podrían haberse producido procesos de concentración y dilución dentro del perfil de suelo entre las tomas de muestras colectadas que demuestran la variabilidad temporal de la concentración de cloruros (Cl⁻). No obstante, la concentración de cloruros (Cl⁻) medida en el agua del piezómetro (PZ1) nunca superó los 30 mg l⁻¹. Dada la profundidad a la freática, y la constancia de la concentración de Cl⁻ medida en el acuífero, podría pensarse que el mismo no será afectado por el feedlot, al menos para los datos recolectados.

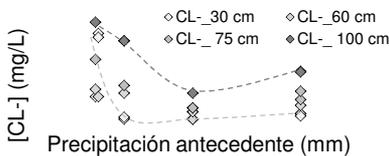


Figura 4. Influencia de la lluvia en la concentración de cloruros [Cl⁻].

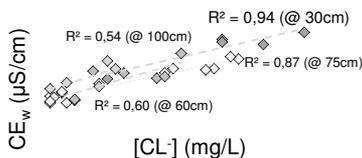


Figura 5. Correlación entre la conductividad eléctrica [CE_w] y la concentración de cloruros

[Cl⁻] para las diferentes profundidades (ver explicación de símbolos en Fig. 4).

Simulaciones

Se simuló el flujo de agua y el transporte de cloruro (Cl⁻) a lo largo del periodo de estudio. Las primeras muestras de agua se tomaron el día 10-10-2012 (día 53). El perfil de suelo se representó mediante cuatro horizontes cuyos espesores se incluyen en la Tabla 3. Una particularidad de destacar del suelo estudiado es su alto contenido de arcilla, superior al 55 %, a partir de los 25 cm de profundidad, lo que condiciona fuertemente el flujo y el transporte en las capas inferiores del perfil.

La condición de borde superior adoptada para la simulación del flujo estuvo representada por datos meteorológicos y para la condición de borde inferior se adoptó el flujo libre, la que se considera apropiada, dada la profundidad del nivel freático relevada en las cercanías del sitio de estudio. Se calculó la evapotranspiración potencial [ET_o] mediante la ecuación propuesta por FAO (1990), la cual calcula la ET_o mediante la combinación de términos aerodinámicos [ET_{rad}] y de radiación solar [ET_{aero}]. Para ello fue necesario introducir al modelo los datos meteorológicos de radiación solar, temperatura, velocidad de viento y humedad relativa del aire a paso diario.

Además se incorporó el término de toma de agua por las raíces de las plantas y se adoptó una profundidad de raíces constante de 25 cm, la cual fue medida en campo. En el periodo simulado se registró el crecimiento de la vegetación sobre la parcela de estudio y se incorporó también al modelo haciendo una interpolación lineal a paso diario entre las alturas registradas el día de medición. De la rutina de simulación en gabinete, se observó que los datos correspondientes a la vegetación juegan un papel primordial en la partición de la evapotranspiración [ET_o] en la evaporación del suelo y la transpiración de la planta que se calculó a través del coeficiente de área foliar (LAI), teniendo este último una fuerte sensibilidad al ajuste de los datos de potencial matricial medidos. En este caso se adoptó la ecuación siguiente:

$$LAI = 0.24 * \text{Altura de la planta} \quad (5)$$

El potencial matricial simulado se ajustó satisfactoriamente a los datos registrados por los sensores ubicados a 30 cm, 60 cm y 100 cm (Figuras 7, 8 y 9, respectivamente). A 30 cm los procesos de humedecimiento/desecamiento son

notorios en respuesta a los patrones de la precipitación (Figura 6), observándose un marcado desecamiento del suelo desde fines de diciembre de 2012 hasta el final del período simulado. A 60 cm se observa un patrón similar aunque la fluctuación del potencial matricial entre estadios secos/húmedos es menor que a 30 cm debido a la mayor cantidad de material fino que posee el suelo a esa profundidad. A los 100 cm el potencial se mantiene prácticamente constante, cercano a las condiciones de saturación, en consonancia con el alto porcentaje de arcilla que caracteriza a este horizonte (49 %), sólo registrando variaciones notorias cuando la precipitación supera cierto umbral o el período sin lluvias es prolongado. Los parámetros ajustados del modelo de van Genuchten se muestran en la Tabla 3, los que son coherentes con los esperables para el tipo de suelo presente en el perfil acorde a la bibliografía consultada.

Tabla 3. Parámetros calibrados del modelo constitutivo.

H (cm)	Θ_r ($\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$)	Θ_s ($\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$)	α (cm^{-1})	η (-)	K_s ($\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$)
0-10	0.086	0.44	0.0135	2.1	3.44
10-25	0.088	0.42	0.0012	1.92	3
25-84	0.095	0.40	0.00107	1.18	1
84-146	0.096	0.41	0.00672	1.13	1



Figura 6. Registro de precipitaciones.

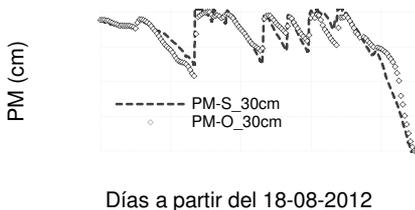


Figura 7. Potencial matricial a 30 cm de profundidad.

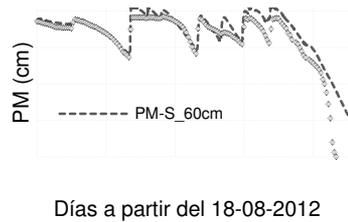


Figura 8. Potencial matricial a 60 cm de profundidad.

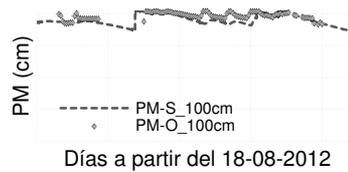


Figura 9. Potencial matricial a 100 cm de profundidad.

Una vez ajustadas las variables inherentes al flujo en el espacio y en el tiempo, se simuló el transporte de cloruros, una sustancia conservativa, con el fin de calibrar parámetros como el coeficiente de dispersión, tortuosidad, entre otros (Tabla 4) que servirán para simular el transporte de otros compuestos no conservativos como el nitrato (NO_3^-). Se utilizó el esquema temporal de Crank-Nicholson para la discretización del tiempo y un esquema tipo Galerkin para la discretización espacial. Se simuló en condiciones de equilibrio y se incorporó el factor de tortuosidad propuesto por Millington y Quirk, (1961) (ecuación 6), el cual interviene en el cálculo del coeficiente de dispersión longitudinal propuesto por Bear, (1972) (ecuación 7):

$$\tau_w = \frac{\theta^{7/3}}{\theta_s^2} \quad (6)$$

$$\theta D^w = D_L |q| + \theta D_w \tau_w \quad (7)$$

siendo D^w [L^2T^{-1}] el coeficiente de dispersión en la fase líquida, D_L [L], el coeficiente de dispersividad longitudinal, Iq [LT^{-1}], representa la densidad de flujo de fluido, D_w [L^2T^{-1}], el coeficiente de difusión molecular y T_w el factor de tortuosidad adimensional.

Tabla 4. Parámetros utilizados para la ecuación de transporte para cada horizonte de suelo.

H (cm)	ρ_b ($mg.cm^{-3}$)	D_L (cm)	D_w ($cm^2.d^{-1}$)	T_w (sat) (-)
0-10	1.07	26	1.19	0.761
10-25	1.4	25	1.19	0.749
25-84	1.51	5	1.19	0.737
84-146	1.47	5	1.19	0.743

(ρ_b : Densidad aparente; D_L : Dispersividad longitudinal; D_w : Coeficiente de difusión; T_w : Factor de tortuosidad)

Para la ecuación de transporte se utilizó como condición inicial el perfil de concentración obtenido el día 53 correspondiente a la primera toma de muestras. Como condición de borde superior se adoptó la condición de Dirichlet (ecuación 8) correspondiente a la concentración de cloruros $[Cl^-]$ medida a los 30 cm de profundidad debido a la imposibilidad de capturar y analizar el agua de escurrimiento superficial. Como condición de borde inferior, se adoptó la condición tipo Neumann (ecuación 9).

$$[Cl^-]_z(z,t) = [Cl^-]_b(z,t) \quad \text{para } z=0 \quad (8)$$

$$\theta D \frac{\partial [Cl^-]}{\partial z} = 0 \quad \text{para } z=L \quad (9)$$

Respecto del transporte, fue difícil obtener un buen ajuste entre las concentraciones observadas y simuladas. Los pulsos de concentración medidos son suavizados por el modelo a medida que aumenta la profundidad, para valores de los parámetros adoptados, consistentes con la textura del suelo estudiado. La causa del ajuste deficiente podría deberse a procesos de flujo preferencial a través de macroporos o flujo lateral en dirección del escurrimiento, no tenidos en cuenta en esta ocasión. Por otro lado, los eventos de precipitación intermedios a las campañas realizadas, de los cuales no se cuenta con valores de concentración, indudablemente tienen su efecto diluyente de la concentración de cloruros en el perfil de suelo. No obstante, la facilidad de implementación del

modelo numérico, hace de él una herramienta sumamente importante para el entendimiento de la dinámica de la zona no saturada en pos de deducir posibles efectos sobre el recurso hídrico subterráneo.

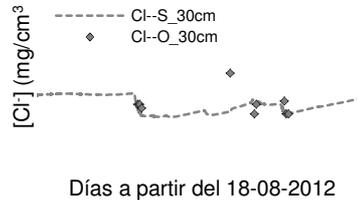


Figura 10. Concentración de cloruros $[Cl^-]$ a 30 cm de profundidad.

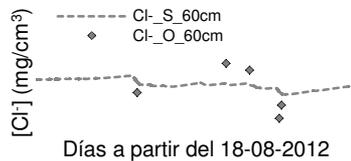


Figura 11. Concentración de cloruros $[Cl^-]$ a 60 cm de profundidad

Conclusiones

De la caracterización del suelo efectuada se pudo determinar la presencia de un horizonte B muy firme que condiciona el flujo de agua y el transporte de sustancias solubles en agua en profundidad. Del punto de vista de la vulnerabilidad local del acuífero freático, se puede concluir a priori que la misma estaría reducida, siempre que no existan fenómenos de jerarquización de flujo (porosidad dual) de agua en profundidad que puedan elevar el riesgo de impacto en el mismo.

Por otra parte el modelo Hydrus 1D, ampliamente usado por la comunidad científica para representar la dinámica del flujo y transporte de agua y solutos en la zona no saturada de suelos con variadas características texturales (Ventrella et al., 2000; Crevoisier et al., 2008) ha demostrado en este caso poder representar el flujo y transporte de solutos conservativos en un suelo complejo caracterizado por su alto contenido de finos. Cabe aclarar que el conocimiento detallado del funcionamiento de los horizontes del suelo de estudio en relación a la facilidad o dificultad con

que estos transfieran agua, es esencial para interpretar y definir con criterio los parámetros de flujo de los modelos constitutivos adoptados.

Referencias

- Andriulo, A., Sasal, C., Améndola, C., y 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.
- Bear, J., Dynamics of Fluid in Porous Media, *Elsevier*, New York, NY, 1972.
- Carsel, R. F., & Parrish, R. S. 1988. Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics. *Water Resources Research*, 24(5), 755-769.
- Crevoisier, D., Popova, Z., Mailhol, J. C., & Ruelle, P. 2008. Assessment and simulation of water and nitrogen transfer under furrow irrigation. *Agriculturalwater management*, 95(4), 354-366.
- FAO 1990. Penman-Monteith Formula, Rome Italy. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Expert consultation on revision of FAO methodologies for crop water requirements, ANNEX V.
- García, A. R., Maisonnave, R., Massobrio, M. J., de Iorio, F., y Alicia, R. 2012. Field-Scale Evaluation of Water Fluxes and Manure Solution Leaching in Feedlot Pen Soils. *Journal of environmental quality*, 41(5), 1591-1599.
- Mielke, L. N., Swanson, N. P., and McCalla, T. M. 1974. Soil profile conditions of cattle feedlots. *Journal of environmental Quality*, Vol. 3, No. 1, pp. 14-17.
- Millington, R. J., and J. M. Quirk, 1961. Permeability of porous solids, *Trans. Faraday Soc.*, 57, 1200-1207.
- Pordomingo, A. J. 2003. Gestión ambiental en el feedlot. Guía de buenas prácticas. *INTA Anguil*, 90.
- Richards, L. A. 1931. Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Physics*, 1(5), 318-333.
- Shock, C.C., J.M. Barnum, y M. Seddigh. 1998a. Calibration of Watermark soil moisture sensors for irrigation management, pp.139-146, *Proceedings of the International Irrigation Show, San Diego, CA. Irrigation Association*.
- Šimůnek, J., M. Šejna, and M. Th. van Genuchten. 1998. The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably- saturated media, Version 2.0. IGWMC - TPS - 70, *International Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado*, 162pp.
- Sommerfeldt TG, Pittman UJ, Milne RA. 1973. Effect of feedlot manure on soil and water quality. *Journal of Environmental Quality*. 2:423-427.
- Vaillant, G. C., Pierzynski, G. M., Ham, J. M., & DeRouchey, J. 2009. Nutrient accumulation below cattle feedlot pens in Kansas. *Journal of environmental quality*, 38(3), 909-918.
- Viglizzo, E. F., Roberto, Z. E. 1997. El componente ambiental en la intensificación ganadera. *Rev. Arg. Prod. Anim.* 17:271-292
- Van Genuchten, M. T. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44(5), 892-898.
- Ventrella, D.; Mohanty, B. P.; Šimůnek, J.; Losavio, N.; van Genuchten, M. T. 2000. Water and Chloride Transport in A Fine-Textured Soil: Field Experiments and Modeling. *Soil Science*, 165(8), 624-631.

Cálculo del flujo de agua en la zona no saturada a partir de la aplicación de un trazador conservativo

Sebastián Dietrich¹, Pablo Weinzette² y Marcelo Varni³

¹ CONICET – UNCPBA - Instituto de Hidrología de Llanuras (IHLLA) (Rep. de Italia 780, (B7300) Azul, Buenos Aires, Argentina).

² CIC – UNCPBA - IHLLA.

³ UNCPBA - IHLLA

Mail de contacto: sebadietrich@faa.unicen.edu.ar

RESUMEN

El objetivo de esta investigación fue obtener valores de flujo de agua en la zona no saturada mediante la utilización de bromuro como trazador conservativo y contrastar los resultados obtenidos con otros métodos de cálculo como ser el plano de flujo cero. La extracción de las muestras del medio no saturado se realizó mediante cápsulas de succión, para lo cual se instalaron cinco de ellas a las profundidades de 30, 60, 90, 120 y 150 cm, en forma adyacente a una parcela experimental. Los cálculos se realizaron utilizando el avance del pico de concentración y por otro lado, mediante el cálculo de la velocidad de desplazamiento del centro de gravedad (o centro de masa) de las concentraciones. La recarga obtenida desde el inicio del ensayo hasta que el pico alcanzó los 120 cm fue de 301 mm, lo cual representa un 44 % de la precipitación.

Palabras claves: trazadores, flujo de aguas, recarga

ABSTRACT

The objective of this work was to obtain water flow velocities in the unsaturated zone by means of the application of bromide as a conservative tracer. The results were compared with other independent methods such zero flow plane. Ceramic cups were installed in order to obtain soil samples at 30, 60, 90, 120 and 150 cm depth. These samplers were located besides an experimental plot where hydrological variables are measured. Calculations were done by applying both the concentration tracer peak advance and the displacement of tracer mass center. The recharge from 30 cm up to 120 cm was 301 mm which represents 44 % of precipitation.

Keywords: tracers, water flow, recharge.

Introducción

La utilización de trazadores en la zona no saturada es una metodología que ha sido muy utilizada en la estimación de la recarga y las velocidades de infiltración (Butters et al., 1989; Sharma, 1989; Sophocleous et al., 1990). En este sentido, Lexow et al. (1998) hicieron uso de esta metodología para la estimación de las velocidades de infiltración en suelos similares al aquí estudiado.

Se muestran aquí los resultados obtenidos mediante la aplicación de bromuro en un ensayo realizado en un sector de la cuenca media del arroyo del Azul, ubicada en el centro de la provincia de Buenos Aires (Usunoff, et al., 1999).

En la aplicación de trazadores en el medio no saturado se realiza la asunción de que el flujo es de tipo pistón, el cual es un modelo conceptual sencillo que permite explicar el flujo de agua y solutos. El mismo establece que el agua que desciende por la zona no saturada

empuja hacia abajo el agua ya presente en el medio, sin que se produzca mezcla entre ellas (Healy, 2010). Equivale a un flujo puramente advectivo, con un frente de avance plano (Radcliffe y Simunek, 2010). Si bien este tipo de flujo no existe en la naturaleza, es un término comúnmente utilizado para referirse a un flujo uniforme con poca dispersión. En contraposición, existe el flujo preferencial que se refiere a un flujo más rápido que el que caracteriza a la velocidad promedio del medio poroso y que se desplaza por una pequeña fracción del volumen de suelo denominada, en términos genéricos, vía preferencial (Gerke et al., 2010).

Si se asume que no hay efectos de adsorción ni ninguna fuente o sumidero para el trazador, la ecuación de transporte para el medio no saturado sólo en la dirección vertical puede escribirse como

$$\frac{\partial(\theta C)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\theta D_r \frac{\partial C}{\partial z} \right) - \frac{\partial(qC)}{\partial z} \quad (1)$$

donde θ es la humedad volumétrica y D_e el coeficiente de dispersión efectiva y representa en forma conjunta los efectos de la difusión molecular y la dispersión hidrodinámica. Si se desprecian los gradientes laterales de concentración en un flujo unidimensional a través de la zona no saturada, la dispersión D_e se da sólo en el sentido de movimiento del flujo, reduciéndose a la expresión:

$$D_e = \alpha_L v + T(\theta) D_m \quad (2)$$

en la que $T(\theta)$ es la tortuosidad que depende del contenido de humedad. Si los términos θ y q se mantienen constantes, es decir, que el flujo es estacionario y el coeficiente D_e también lo es, se obtiene:

$$\theta \frac{\partial C}{\partial t} = \theta D_e \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - q \frac{\partial C}{\partial z} \quad (3)$$

Luego, dividiendo por el contenido de humedad, la ecuación se reduce a:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_e \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - v \frac{\partial C}{\partial z} \quad (4)$$

donde

$$v = \frac{q}{\theta} \quad (5)$$

La Ec. 4 se conoce en la literatura como la ecuación de convección – dispersión (ECD), dado que el primer término del lado derecho considera el efecto de la dispersión y el segundo el transporte advectivo o convectivo (Parker y van Genuchten, 1984).

El desplazamiento del trazador normalmente se mide con el cambio de posición del pico de máxima concentración en función del tiempo, de modo que

$$v = \frac{\Delta z}{\Delta t} \quad (6)$$

donde Δz es precisamente dicho cambio de posición. Para sistemas dispersivos, sin embargo, puede ser difícil determinar la posición de estos picos, por lo que es conveniente utilizar el cambio de posición del centro de gravedad de la distribución de concentraciones (Sharma, 1989).

Metodología

El estudio se realizó sobre un suelo Argiudol. En los primeros 18 cm presenta un horizonte A de estructura granular abierta. Por debajo, se encuentra el horizonte Bt, de textura arcillosa con prismas medios fuertes y barnices.

Después de los 66 cm aparece el horizonte Ck, franco limoso, masivo y muy firme. Finalmente, aparece el horizonte Ckm, con mayor tenacidad que el anterior. Todo el suelo descansa sobre los sedimentos pampeanos.

Como trazador se eligió el anión Br^- ya que su interacción con el medio es prácticamente nula, no siendo adsorbido ni precipitado. Si bien puede ser capturado por las raíces de las plantas, lo es en mucho menor grado que el NO_3^- . Para el ensayo se utilizó una solución de KBr, con una concentración de 6 g l^{-1} . Se prepararon 60 l de dicha solución que fueron regados sobre un área circular de 2 m^2 de superficie. La fecha de aplicación fue el 9 de setiembre de 2011.

La extracción de las muestras del medio no saturado se realizó mediante cápsulas de succión, para lo cual se instalaron cinco de ellas a las profundidades de 30, 60, 90, 120 y 150 cm en forma adyacente a una parcela experimental. Esta ubicación permitió tener control de la humedad volumétrica que se requiere para los cálculos de la velocidad de flujo (Ec. 6). En la Figura 1 se muestra la ubicación de las mismas.

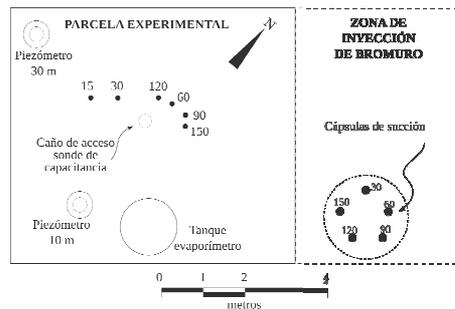


Figura 1. Ubicación y profundidad de las cápsulas de succión instaladas junto a una parcela experimental.

Con el objeto de obtener un gran volumen de muestra, se utilizaron cápsulas de succión de cerámica porosa de 2" de diámetro.

Los tensiómetros ubicados en la parcela experimental permitieron tener noción de cuál era la tensión que debían tener las cápsulas para vencer la retención del suelo y extraer parte de la solución poral. Cada vez que se realizaba una extracción de muestras se procedía también a medir la humedad correspondiente en la parcela experimental, mediante una sonda de capacitancia.

El muestreo en campo se efectuó periódicamente intentando, en la medida de lo posible, aumentar la frecuencia de muestreo en

los momentos posteriores a una precipitación. En total se recuperaron 123 muestras.

Las determinaciones analíticas se llevaron a cabo mediante un electrodo de ion selectivo Orion 94-35 conectado a un milivoltímetro Orion 720A. Esta técnica analítica, realizando las calibraciones adecuadas, otorga resultados sumamente confiables, especialmente si se trabaja con concentraciones por encima de 1 ppm, como en este caso.

Resultados

En la Figura 2 se exhiben perfiles verticales para diferentes fechas que muestran el avance del picos del trazador.

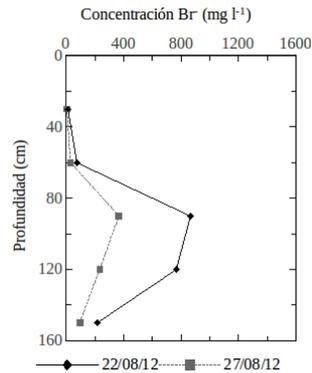
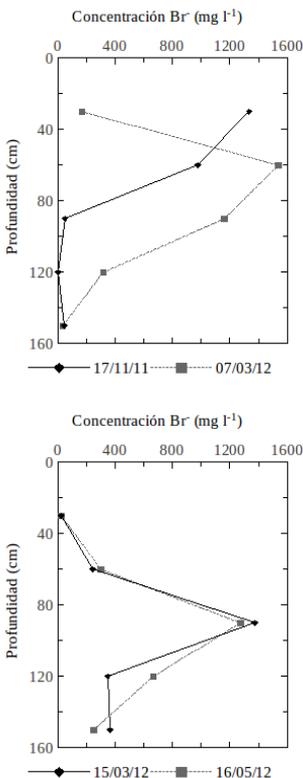


Figura 2. Avance del trazador para distintas fechas.

El mismo es más evidente hasta los 90 cm, ocurriendo un rápido desplazamiento entre 60 y 90 cm coincidente con las recargas de marzo de 2012 (Fig. 3). Hacia junio, comienza a incrementarse la concentración a 120 cm acompañado por una disminución en 90 cm, indicando un avance del trazador. Este último periodo, comprendido entre fines de mayo y los primeros días de agosto, coincide con meses en que la precipitación fue muy escasa, sin registros para el mes de julio (Fig. 3).

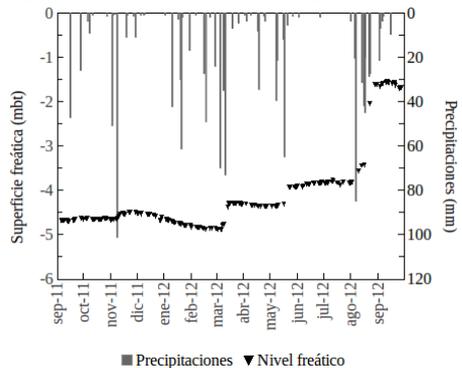


Figura 3. Evolución del nivel freático en respuesta a las precipitaciones para el periodo correspondiente al ensayo de trazadores.

A partir de principios de agosto, sobrevienen grandes eventos de precipitación, que significaron importantes recargas al acuífero. En total, se produjeron dos recargas, la primera no tan significativa en lo que respecta al ascenso del nivel y la segunda, que culminó con el nivel freático a 1,5 m bajo el terreno (Fig. 3). Tal volumen de agua precipitada, que alcanzó sólo en agosto los 300 mm, produjo un

rápido lavado del trazador, no alcanzándose a desarrollar un pico de concentraciones como los anteriores a 120 ni a 150 cm. En resumen, se pudieron identificar claramente el pasaje del pico de concentraciones por las profundidades de 30, 60 y 90 cm, mientras que a 120 cm no se alcanzó a desarrollar completamente. Las precipitaciones de agosto de 2012 produjeron abruptamente el final del ensayo, con un rápido y prácticamente total lavado del perfil.

Una observación interesante es que a partir de marzo se detectó la presencia del trazador a 150 cm, en momentos en que el pico del mismo se encontraba a 90 cm. Esto ha sido interpretado como un flujo *bypass* hacia zonas más profundas. Lexow et al. (1998) también evidenciaron este fenómeno en un ensayo de similares características.

Cálculos de flujo

Para el cálculo de flujo se asumió el modelo de flujo pistón, que permite explicar en términos generales el comportamiento del trazador. Este cálculo asume un contenido de humedad constante por lo que las velocidades de flujo también lo son, es decir, que asume flujo estacionario. Por otra parte, la aplicación de la Ec. (6) se utilizó tanto para el avance del pico del trazador como para el del centro de masa de la distribución de concentraciones.

En general, son velocidades de flujo bajas y que por tratarse de un flujo no saturado dependen del contenido de humedad. Las magnitudes medias son del orden de 1 mm d^{-1} .

En la Tabla 1 se incluyen las velocidades medias, entre intervalos de profundidad y en la Figura 4 se grafican los flujos calculados según la velocidad del pico de concentraciones. Vale aclarar que se tomó como punto de partida la llegada del trazador a los 30 cm y no la fecha de inyección (Sharma, 1989).

Tabla 1. Velocidades de flujo medias (\bar{q} , en mm d^{-1}) calculadas entre intervalos de profundidad (en cm). Se indican las humedades medias ($\bar{\theta}$) y los intervalos de tiempo (Δt , en días) utilizadas en los cálculos

Intervalo	$\bar{\theta}$	\bar{q}	Δt
30 - 60	0,299	0,808	111
60 - 90	0,401	8,024	15
90 - 120	0,333	0,459	92

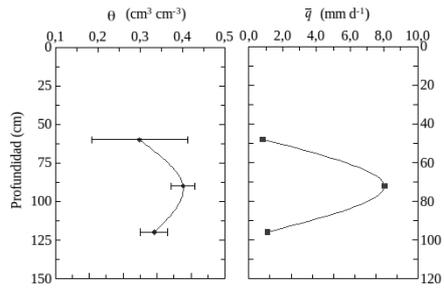


Figura 4. Flujos calculados según la velocidad del pico de concentraciones, entre intervalos de profundidad. Se muestran las humedades medias para cada intervalo y las barras de error corresponden a un desvío estándar hacia cada lado.

Por otra parte en la Tabla 2 se incluyen las velocidades medias, con respecto a la llegada del pico del trazador a los 30 cm de profundidad, como punto inicial.

Tabla 2. Velocidades de flujo medias (\bar{q} , en mm d^{-1}) tomando como referencia la llegada del pico del trazador a los 30 cm.. Se indican las humedades medias ($\bar{\theta}$) y los intervalos de tiempo (Δt , en días) utilizadas en los cálculos

Intervalo	$\bar{\theta}$	\bar{q}	Δt
30 - 60	0,299	0,808	111
30 - 90	0,316	1,503	126
30 - 120	0,335	1,382	218

Las heterogeneidades texturales y estructurales dentro del mismo perfil pueden ejercer un fuerte control sobre la velocidad de flujo. También, la presencia de las raíces de la vegetación pueden modificar el flujo haciendo que los datos se aparten de lo que predice el modelo de flujo pistón (Sharma, 1989). En este caso particular, donde el suelo presenta un perfil con horizontes bien definidos, se observa que la humedad media hasta alcanzar el nivel de 120 cm es más elevada que en el intervalo superior y sin embargo las velocidades de flujo son más bajas. Esto puede asociarse a la presencia del horizonte petrocálcico, en el que el CaCO_3 que cementa las partículas puede provocar una disminución de la conductividad hidráulica (Elbersen, 1982).

En sistemas dispersivos es posible que los picos de concentraciones no queden bien definidos, hecho que aumenta con la profundidad. Esto sucedió aquí hacia los 120 cm. Para estos casos, y según se mencionó

más arriba, es conveniente utilizar la velocidad de desplazamiento del centro de gravedad de las concentraciones. Para el cálculo de los flujos medios se consideraron dos intervalos, el primero comprende desde la fecha correspondiente a la posición más elevada del centro de gravedad hasta el final del periodo, de modo de tener un valor medio para todo el ensayo. Y el segundo se extiende desde mediados de mayo hasta el final, por tratarse de un avance más gradual. Los resultados se consignan en la Tabla 3.

Tabla 3. Velocidades de flujo medias (\bar{q} , en mm d^{-1}) según la velocidad de avance del centro de masa de las concentraciones. Se indican las humedades medias ($\bar{\theta}$) y los intervalos de tiempo (Δt , en días) utilizadas en los cálculos

Intervalo	$\bar{\theta}$	\bar{q}	Δt
37 – 117	0,326	0,783	335
94 – 117	0,353	0,658	127

Recarga

Con las velocidades de flujo calculadas según ambos métodos se obtuvieron estimaciones de las recargas. En el caso del pico del trazador, corresponde al tiempo de tránsito entre los 30 y los 120 cm de profundidad, y en el caso del centro de masa, desde los 37 a los 117 cm de profundidad. Ambos cálculos se comparan en forma separada con los obtenidos mediante el método del PFC (Lerner, 1990), considerando en cada caso el periodo respectivo (Tabla 5).

Tabla 5. Comparación entre la recarga calculada según el método de plano de flujo cero (PFC) y las velocidades de avance del trazador, centro de masa (CM) y pico del trazador (Pico). Los valores entre paréntesis indican los porcentajes respecto de la precipitación.

Intervalo	CM	Pico	PFC	P
28/10/11 al 27/09/12	262,3 (22,2 %)	---	303,2 (25,7 %)	1181,2
17/11/11 al 22/06/12	---	301,3 (44,5 %)	235,7 (34,8 %)	676,9

Se advierte una gran similitud entre la recarga calculada con el método del PFC y aquella estimada con la velocidad de avance del centro de las distribuciones. En cambio, si se utiliza la velocidad de avance del pico del

trazador se observa una sobreestimación con respecto al PFC.

Discusión

Según se comentó anteriormente, en sistemas con alta dispersión es conveniente utilizar la posición del centro de gravedad para estimar la velocidad de avance del trazador. A juzgar por la similitud con respecto a otro método totalmente independiente, resultaría más apropiado para este tipo de suelos.

Para el cálculo de las velocidades de flujo se utilizaron dos métodos, la velocidad de avance del pico del trazador y el desplazamiento del centro de gravedad de la distribución de concentraciones. En el primer caso, el valor medio de flujo hasta alcanzar los 120 cm fue de 1,382 cm d^{-1} , mientras que de acuerdo al segundo método, el flujo medio hasta los 117 cm fue de 0,783 cm d^{-1} . Al respecto, puede decirse que el primer método es más apropiado para cuantificar el flujo ya que los picos en las zonas más profundas son difíciles de identificar.

La recarga calculada por el avance del pico del trazador desde los 30 cm hasta la detección a 120 cm fue de 301 mm lo que significa un 44 % de la precipitación. Por otra parte el cálculo realizado mediante el centro de masa arroja un resultado de 22,2 % de la precipitación, es decir, 262,3 mm.

La buena frecuencia de datos permitió tener indicios de la existencia de flujo preferencial, donde parte de la masa del trazador saltea las cápsulas situadas a menor profundidad. Se detectó la presencia de Br⁻ a los 150 cm cuando el pico de máxima concentración se encontraba hacia los 90 cm.

Conclusiones

Por medio de la realización de un ensayo de trazadores fue posible estimar las velocidades de flujo al atravesar el suelo y la zona no saturada. En este caso se utilizó el anión Br⁻ como trazador dado que posee una serie de ventajas para su aplicación.

Las recargas obtenidas según el avance del pico del trazador y el desplazamiento del centro de masa fueron comparadas con los calculados según el método del plano de flujo cero, para igual periodo en cada caso. La similitud fue mayor al utilizar el método del centro de masa de las concentraciones. El pico del trazador evidenció una sobreestimación de la recarga.

Agradecimientos

Los ensayos del presente trabajo fueron realizados gracias al apoyo de la Agencia

Nacional de Promoción Científica y Tecnológica a través del PICT 1988/06 y a subsidios de la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC).

Referencias

- Butters, G.L., Jury, W.A. y Ernest, F.F., 1989. Field scale transport of bromide in an unsaturated soil. 1. Experimental methodology and results. *Water Resources Research*. 25(7):1575-1581.
- Elbersen, G.W.W., 1982. Mechanical replacement processes in mobile soft calcic horizons: their role in soil and landscape genesis in an area near Mérida, Spain. Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen.
- Gerke, H.H., Germann, P. y Nieber, J., 2010. Preferential and unstable flow: from the pore to the catchment scale. *Vadose Zone J.*, 9, 207-212.
- Healy, R.W., 2010. Estimating groundwater recharge. Cambridge University Press, Reino Unido.
- Lerner, D., 1990. General principles of techniques for estimating recharge. En: Lerner, et al. (Eds). *Groundwater Recharge. A guide to understanding and estimating natural recharge*. IAH, Hannover, 111-147.
- Lexow, C., Albouy, E.R., y A.G. Bonorino, 1998. "Ensayo de infiltración con un trazador conservativo en la zona no saturada", 4^o Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea, Montevideo, Uruguay. Actas, 1260-1269.
- Parker, J.C. y van Genuchten, M. Th., 1984. Flux-averaged and volume-averaged concentrations in a continuum approaches to solute transport. *Water Resour. Res.*, 20, 866-872.
- Radcliffe, D.E. y Simunek, J., 2010. Soil physics with HYDRUS. Modeling and applications. CRC Press.
- Sharma, M.L., 1989. Use of applied tracers in studies of natural groundwater recharge. En: Sharma, M.L. (Ed). *Groundwater recharge*. A.A. Balkema, Rotterdam, 11-23.
- Sophocleous, M., Towsend, M.A y Whittemore, D.O., 1990. Movements and fate of atrazine and bromide in central Kansas croplands. *Journal of Hydrology* 115:115-137
- Usunoff, E., Varni, M., Weinzettel, P y Rivas, R. 1999. Hidrología de grandes llanuras: la pampa húmeda argentina. *Boletín Geológico y Minero* 110(4):391-406.

Evaluación de la disposición de arenas de fundición en relación a la protección del recurso hídrico subterráneo.

Programa I.W.E.M.

Roberto E. Miguel, Robert S. Dungan, Roxana B. Banda Noriega y Atilio A. Porta

^{1,3} Centro de Investigaciones y Estudios Ambientales (FCH-UNCPBA), Pinto 390, (7000) Tandil, Buenos Aires, Argentina.

² Northwest Irrigation and Soil Research Laboratory (USDA) 3793 North 3600 East, (83341) Kimberly, Idaho, USA.

⁴ Atilio A. Porta Centro de Investigaciones Medio Ambientales (FCE-UNLP) Calle 115 y 47, (1900) La Plata, Buenos Aires, Argentina.

Mail de contacto: estebanmiguel@gmail.com

RESUMEN

El modelo de evaluación de gestión de residuos industriales (IWEM) es una herramienta para la toma de decisión y prevención de la contaminación del recurso hídrico subterráneo. El objetivo del trabajo fue determinar la modalidad adecuada de disposición de arenas descartadas de fundición (ADF) al aplicar el software IWEM. Se utilizaron las concentraciones de Ag, Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn determinadas en 96 ADF sometidas al procedimiento de lixiviación EPA-1310B. Se corrieron en el IWEM las concentraciones bajo condiciones de clima húmedo, subhúmedo y seco. Este programa se corrió bajo determinadas condiciones hidrogeológicas de pH, permeabilidad, espesor y profundidad del nivel freático, y como carga contaminante se utilizó un relleno de 10.000 m³. Los resultados indican que en climas húmedos y subhúmedos los metales lixiviados no presentan un peligro para la calidad del recurso hídrico subterráneo a excepción de algunas ADFs que deben disponerse en rellenos con barrera compuesta debido a las concentraciones de Pb.

Palabras clave: gestión de residuos, prevención de la contaminación, lixiviado, metales pesados, recurso hídrico subterráneo.

ABSTRACT

The industrial waste management model (IWEM) is a tool used to prevent the pollution of groundwater resources. The aim was to determine the appropriate mode of disposal of waste foundry sands (WFS) using the software IWEM. The concentration of Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn was analyzed in 96 WFS subjected to leaching procedure EPA 1310b. The concentrations were run in the IWEM taking into account humid, median tendency and dry weather conditions. The program was run with hydrogeological condition of pH, permeability, depth and thickness, and the landfilled area was a 10,000 m³. The results indicate that in humid and median tendency weather the leached metals do not present a danger to the quality of groundwater resources except for some WFS that It need to be disposed in landfills with composite barrier due to the Pb concentrations.

Keywords: waste management, pollution prevention, leaching, heavy metals, groundwater.

Introducción

Los residuos industriales deben gestionarse de acuerdo a su naturaleza, como primer criterio si responde o no a un residuo peligroso. Los peligrosos deben tratarse y/o disponerse en rellenos de seguridad, los considerados no peligrosos pueden enviarse directamente a disposición final en forma conjunta con otros residuos sólidos. Sin embargo, generalmente los residuos industriales no son correctamente identificados y su modalidad de disposición es no controlada. En este contexto, el recurso

hídrico subterráneo se expone a una carga contaminante, que dependiendo de sus condiciones hidrogeológicas y climáticas, lo pondrá en peligro en diferente grado. Las agencias de regulación ambiental en Argentina no cuentan con modelos de simulación como herramienta que soporten la toma de decisiones sobre la modalidad de disposición adecuada de un residuo industrial, sobre todo, cuando este no sobrepasa los valores de los parámetros de la regulación ambiental para considerarlo peligroso. Las arenas descartadas de fundición (ADF) son ejemplo de un residuo industrial que

ha comenzado a estudiarse recientemente y cuya modalidad de disposición en numerosos países, incluido Argentina y Brasil, ha sido no controlada. Los antecedentes disponibles demuestran que la mayoría de las ADF deben ser consideradas como residuos no especiales (Dungan y Dees, 2009; Deng, 2009; Miguel et al, 2012). Sin embargo, los tomadores de decisión son renuentes a viabilizar su uso como subproductos en otros procesos productivos con demostrada factibilidad técnica como hormigones, (Sota et al, 2007; Sidique, 2009), mezclas asfálticas en caliente (Marcozzi et al, 2009) cemento portland (Elizalde et al, 2010) y suelo (Dayn et al, 2010). Esta situación conlleva a que los ADF se dispongan mayormente de manera no controlada (Miguel et al, 2009) sin un mínimo estudio previo por parte de fundidores y tomadores de decisión acerca del peligro o no de efectuar dichas disposiciones. Algunas empresas han enviado una fracción de estos materiales a disposición final controlada en rellenos sanitarios e inclusive de seguridad pero los grandes volúmenes generados y los costos asociados al transporte y disposición final imposibilitan absorber los costos. Si bien el uso de las ADF como subproducto en otros procesos productivos

debe ser el objetivo primordial para tender a su gestión integral (Miguel et al, 2005) este parece ser un camino lento y dificultoso. Mientras tanto las ADF continúan disponiéndose de manera no controlada sin contar con herramientas que apoyen y faciliten la toma de decisión sobre como disponerlos a fin de proteger el recurso hídrico subterráneo. En un estudio reciente efectuado con doce muestras de ADF se concluyó que en áreas con extrema vulnerabilidad a la contaminación con climas húmedos y sub-húmedos algunas ADF deben ser dispuestas en rellenos con barrera compuesta (Miguel et al, 2013).

El modelo de evaluación de gestión de residuos industriales (IWEM, por sus siglas en Ingles) desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental es utilizado en Estados Unidos como una herramienta para la toma de decisión y la prevención de la contaminación del recurso hídrico subterráneo (USEPA, 2002). El programa simula el aporte de elementos desde una masa de residuos hacia el recurso hídrico subterráneo a diferentes distancias a partir de la advección y dispersión del contaminante en zona no saturada y saturada en estado estacionario (Figura 1).

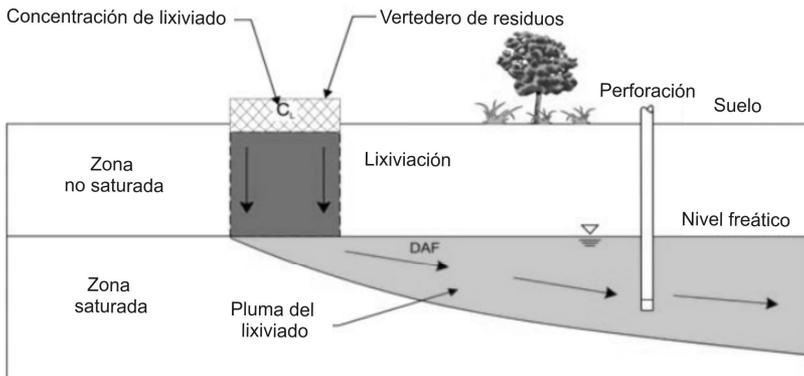


Figura 1. Sección transversal del modelo conceptual subsuperficial utilizado por I.W.E.M. Fuente USEPA, 2002 (modificado por el autor)

La relación entre la concentración del lixiviado en el vertedero y la exposición de las aguas subterráneas en la perforación localizada aguas abajo se representa en la Figura 2. La figura 2a muestra cómo la concentración de lixiviados liberados desde el vertedero disminuye gradualmente con el tiempo como resultado del agotamiento del elemento contaminante en la masa de residuos del vertedero. Como se

muestra en la figura 2b, el constituyente no llega al pozo hasta algún tiempo después de que comience la lixiviación, pero al final la concentración en agua subterránea alcanzará un valor máximo, y luego comenzará a disminuir debido a que la lixiviación desde la unidad del vertedero se produce sólo durante un período finito de tiempo. La concentración máxima de un elemento en la perforación será generalmente

menor que la concentración del lixiviado original como resultado de diversos procesos de dilución y de atenuación que se producen durante el transporte a través de la zona no saturada y saturada. El modelo tiene la capacidad para calcular el promedio máximo de la concentración en las aguas subterráneas en un período de tiempo determinado, según lo representado por la línea horizontal discontinua en la figura 2b.

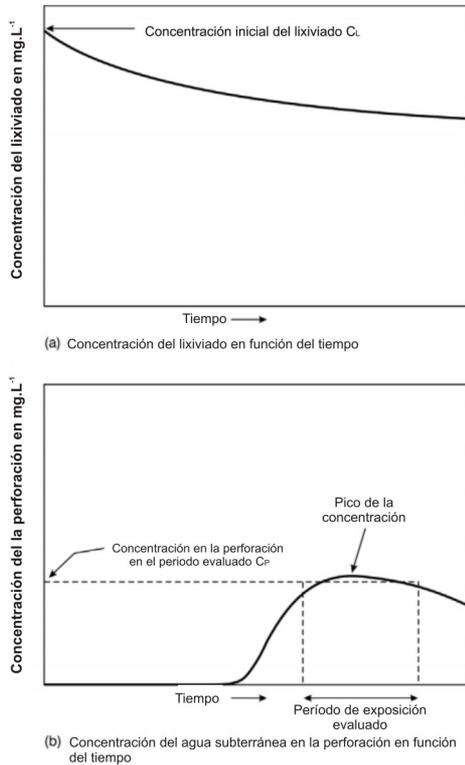


Figura 2. Relación conceptual entre la concentración en lixiviado y la concentración de exposición en agua subterránea. Fuente: USEPA, 2002 (modificado por el autor)

El I.W.E.M. posee dos niveles de trabajo, ambos son sencillos y tienen sus limitaciones especialmente cuando el área donde se dispone un material posee cambios estacionales en la recarga, está sometida a bombeos o cuando la hidrodinámica es compleja, no obstante brinda información útil para la toma de decisión.

Para correr el modelo se requiere conocer la concentración de los elementos extraídos por lixiviación desde un residuo, las características

de la masa de residuo –volumen, altura, profundidad y permeabilidad– y las características hidrogeológicas de un área en estudio –pH del agua, nivel freático, gradiente hidráulico, espesor de acuífero, tipo de suelo y recarga.

Teniendo en cuenta la actual disposición de ADF y la renuencia de los tomadores de decisión a utilizarlas como subproductos, el objetivo del trabajo fue determinar la modalidad adecuada de disposición de ADFs al aplicar el programa I.W.E.M.

Materiales y métodos

Arenas descartadas de fundición

96 muestras de ADF fueron colectadas por método de cuarteo en 18 fundiciones localizadas en la ciudad de Tandil y localidades del Gran Buenos Aires –General Las Heras, General Pacheco y La Matanza- Provincia de Buenos Aires, Argentina. Las muestras fueron sometidas al ensayo de lixiviación EPA SW 846 1310b (Extraction Procedure) establecido en la Ley 24.051 de Residuos Peligrosos de la República Argentina como el método a aplicar para determinar la peligrosidad o no de un material. El ensayo se efectuó en una relación residuo - agua bidestilada 1:16 a pH $5 \pm 0,2$ con agregado de ácido acético 0,5N y se agitó por rotación a 30 RPM durante 24 hs. Luego el extracto se filtró por $0,45 \mu\text{m}$ y se determinó en lixiviado los elementos Ag, Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn por espectroscopia de emisión atómica por plasma acoplado inductivamente.

Programa I.W.E.M.

Como datos de ingreso al programa I.W.E.M. se corrieron las concentraciones máximas y mínimas para cada analito estudiado en los lixiviados extraídos a las 96 ADF. También se corrieron aquellas concentraciones medias y percentil 0,95 superiores a los límites del Código Alimentario Argentino (C.A.A.). Se utilizaron condiciones hidrogeológicas arbitrarias aportadas por el programa por defecto (Tabla 1) y como aporte de contaminante se utilizó un relleno de 10.000 m^3 de residuo, dimensiones de áreas de disposición final relevadas en campo. A modo comparativo se evaluaron las concentraciones esperadas a 1, 10, 50, 100 y 500 metros desde el límite del relleno para diferentes recargas en condiciones de clima húmedo, subhúmedo y seco. Las concentraciones en lixiviado se corrieron en primera instancia para un relleno sin protección. En los casos en que la concentración resultante fue mayor a los límites de regulación del C.A.A. en alguna de las distancias estudiadas, el

modelo se corrió para el analito que corresponda considerando un relleno con protección simple (barrera de arcilla). De

superar los valores del C.A.A se lo corrió para un relleno de barrera compuesta (geomembrana y barrera de arcilla).

Tabla 1. Parámetros del relleno, medio físico-natural y condición climática

Parámetros del relleno			
Volumen de material dispuesto	10.000 m ³		
Altura del relleno	1 m		
Profundidad del relleno bajo subsuelo	1 m		
Permeabilidad del residuo	Alta permeabilidad		
Parámetros subsuperficiales			
pH de agua subterránea	7,0		
Profundidad del nivel freático (m)	5,18 m		
Gradiente hidráulico	0,0057		
Conductividad hidráulica (m.año ⁻¹)	1,89E4		
Espesor del acuífero (m)	10,1		
Suelo (peor condición)	Franco arenoso		
Recarga según modalidad de disposición m.año ⁻¹			
Condición climática	Sin barrera	Barrera simple	Barrera compuesta
Seco (Phoenix, AZ)	1,0E-5	1,7E 5	
Subhúmedo (Indianápolis, IN)	0,130	0,044	Monte Carlo
Húmedo (Seattle, WA)	0,439	0,043	
Coef. de partición suelo-agua: modelo de especiación geoquímica MINTEQA2 (USEPA, 2002)			

Resultados y discusión

Lixiviados en arenas de fundición

Las concentraciones de Ag, Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn en el lixiviado extraído a las arenas descartadas de fundición se presentan en la Tabla 2. Las concentraciones de los elementos Ag, Cd y Ni se encontraron por debajo del límite de detección del método (LDM) en todas las muestras analizadas. Para los elementos Ba, Cr, Cu y Zn la concentración máxima detectada fue de 0,151; 0,087; 0,015 y 1,90 mg.L⁻¹; respectivamente. Para el total de 96 muestras analizadas estos elementos se hallaron por debajo de los límites de la Ley Nacional de Residuos Peligrosos de Argentina (L.N.R.P.) y el Código Federal de Regulaciones de Estados Unidos (C.R.F.), además los valores no superaron los límites de potabilidad determinados en el Código Alimentario Argentino (C.A.A.)

Respecto al Pb se advierte que 72 de las 96 muestras presentaron concentraciones por debajo de LDM, sin embargo se detectó una concentración máxima de 7,77, un percentil 0,95 de 0,532 y una media de 0,219 mg.L⁻¹. De las 24 muestras con concentraciones por encima del LDM sólo 4 superan el límite de la L.N.R.P., sin embargo 23 superan el límite de agua potable establecido en el C.A.A. (datos no presentados). Estas muestras corresponden a ADF generadas

en procesos de producción que utilizan para la elaboración de moldes resinas químicas con Pb como constituyente. Si se eliminaran del análisis las muestras de ADF procedentes de este proceso productivo los resultados de Pb se encontrarían por debajo del límite del C.A.A. (datos no presentados).

Tabla 2. Concentración máxima, percentil 0,95, media y mínima de elementos en lixiviado

	Concentración (mg.L ⁻¹) †						
	Min	Max	0,95	Media	LRP	CRF	CAA
Ag ^{†96}	<0,007	--	--	0,004	5	5	0,05
Ba ⁶	<0,004	0,151	0,073	0,021	1	100	1
Cd ⁹⁶	<0,003	--	--	0,002	0,5	1	0,005
Cr ⁸⁴	<0,007	0,087	0,007	0,004	5	1	0,05
Cu ⁷³	<0,005	0,015	0,009	0,003	100		1
Ni ⁹⁶	<0,02	--	--	0,010	1,34		0,02
Pb ⁷²	<0,042	7,77	0,532	0,219	1	5	0,05
Zn ²⁶	<0,006	1,90	0,390	0,068	500	-	5

† Valores por debajo del LDM se consideraron a la mitad para cálculos de media y percentil 0,95

‡ Cantidad de muestras por debajo del LDM LRP, Ley Nacional Residuos Peligrosos de Argentina; CRF, Código de Regulaciones Federales de Estados Unidos; concentraciones del CAA, Código Alimentario Argentino.

Por otro lado, es importante considerar que los vertederos de ADF están conformados casi

exclusivamente por este material, aunque en ocasiones suelen disponerse junto a residuos inertes provenientes de fundiciones o productos de demolición (ladrillos, hormigón, tierra) debido a su uso como material de relleno (Miguel, 2009). En dos trabajos con ADF sometidas al ensayo ASTM D3897 se advirtió que el pH medio fue de 8,27 (Deng, 2009) y $7,6 \pm 1,2$ (Miguel et al, 2013). El método ASTM utiliza agua bidestilada como extractante sin controlar el pH, situación similar a lo que acontece en un vertedero. En el método EPA 1310B el pH se controla en $5 \pm 0,2$ para simular el lixiviado de residuos dispuestos en rellenos sanitarios junto a residuos sólidos urbanos domiciliarios. Por lo tanto, utilizar los resultados de metales en lixiviados extraídos en el método EPA 1310B para correr el I.W.E.M. es un criterio conservador debido a que este último extrae mayor cantidad de elementos a la fase acuosa que el método ASTM (Miguel et al, Op Cit).

Resultados de las corridas en I.W.E.M.

Las concentraciones máximas y mínimas para cada uno de los analitos determinadas en las 96

ADFs fueron corridas en el I.W.E.M. bajo diferentes condiciones climáticas y distancias del límite del relleno aportando la concentración esperada en agua subterránea a percentil 0,90. Para el analito Pb, se corrió adicionalmente la concentración media y percentil 0,95 debido a que superaban los límites de potabilidad del C.A.A.

Bajo condiciones de clima húmedo

En la tabla 3 se presentan las concentraciones en agua subterránea para vertederos localizados en regiones húmedas. Los resultados muestran, como es de esperar, una reducción de las concentraciones de los distintos elementos a medida que nos alejamos del límite del relleno sin barrera de protección. La concentración máxima de Cr corrida en el modelo arrojó valores en agua subterránea por encima del límite del C.A.A. hasta los 50 metros del límite del relleno ($0,06 \text{ mg.L}^{-1}$). Por otro lado, la concentración máxima, percentil 0,95 y media de Pb arrojaron valores superiores al límite de potabilidad en todas las distancias estudiadas con concentraciones a 500 metros del relleno de 1,82; 0,125 y 0,052 mg.L^{-1} , respectivamente.

Tabla 3. Concentraciones mg.L^{-1} esperadas aguas debajo de un vertedero en agua para clima húmedo bajo diferentes barreras de protección

Concentración en lixiviado		1 m	5 m	10 m	50 m	100 m	500 m
Sin barrera							
Ag	Max	0,007	0,006	0,006	0,005	0,005	0,002
Ba	Max	0,151	0,114	0,113	0,113	0,011	0,081
	Min	0,004	0,004	0,004	0,003	0,003	0,001
Cd	Max	0,005	0,003	0,003	0,002	0,002	7,5E-04
Cr	Max	0,087	0,079	0,078	0,077	0,06	0,045
	Min	0,007	0,006	0,006	0,006	0,004	2,1E-05
Cu	Max	0,015	0,014	0,013	0,013	0,011	0,008
	Min	0,003	0,005	0,004	0,044	0,003	7,1E-04
Ni	Max	0,02	0,018	0,018	0,018	0,014	0,005
Pb	Max	7,77	7,11	6,99	6,89	5,45	4,23
	0,95	0,532	0,487	0,479	0,471	0,37	0,288
	Med	0,219	0,201	0,197	0,194	0,154	0,119
	Min	0,042	0,038	0,038	0,037	0,029	0,011
Zn	Max	1,90	1,74	1,71	1,69	1,32	1,03
	Min	0,006	0,005	0,005	0,005	0,004	0,001
Concentración en lixiviado		1 m	5 m	10 m	50 m	100 m	500 m
Barrera simple							
Cr	Max	0,087	6,4E-11	2,3E-08	5,9E-08	6,6E-07	--
Pb	Max	7,77	1,72	1,45	1,25	0,797	0,52
	0,95	0,532	0,119	0,101	0,088	0,055	0,036
	Med	0,219	0,05	0,042	0,038	0,023	0,014
Concentración en lixiviado		1 m	5 m	10 m	50 m	100 m	500 m
Barrera compuesta							
Pb	Max	7,77	0	6,3E-18	2,7E-16	0	0
	0,95	0,532	0	2,7E-10	1,8E-14	5,0E-17	--
	Med	0,219	0	--	--	--	--

Cuando se corrió el modelo para un vertedero con barrera simple de arcilla la concentración máxima

de Cr se encontró muy por debajo de los límites de C.A.A. Respecto al Pb, la concentración

máxima hallada en ADF superó nuevamente los límites del C.A.A. con 0,161 mg.L⁻¹ a 500 metros del relleno. Sin embargo, la concentración percentil 0,95 y media superaron el límite del C.A.A. a 100 y 1 m de distancia del relleno; respectivamente. Al correr el modelo con barrera compuesta de arcilla y geomembrana se advierte que ninguna de las concentraciones supera el límite C.A.A.

Bajo condiciones de clima subhúmedo

Las concentraciones esperadas para vertederos localizados en regiones subhúmedas se presentan en la tabla 4. A excepción de Pb todas las concentraciones corridas para un vertedero no controlado se hallaron por debajo del límite del C.A.A. La concentración máxima y percentil 0,95 de Pb arrojaron concentraciones superiores al límite de potabilidad en todas las distancias estudiadas con valores a 500 metros del relleno de 1,10 y 0,076 mg.L⁻¹, respectivamente. La concentración media de Pb a 500 m se encontró

por debajo del límite de potabilidad. Para rellenos con barrera simple, la concentración máxima de Pb superó nuevamente los límites del C.A.A. con 0,286 mg.L⁻¹ a 500 metros del relleno. Sin embargo, la concentración percentil 0,95 y media superaron el límite del C.A.A. a 100 y 1 m de distancia del relleno; respectivamente. Se advirtió que las concentraciones a distintas distancias para clima subhúmedo para un vertedero con barrera simple (arcilla) presenta concentraciones levemente superiores a éstos rellenos clima húmedos (ver Tabla 1 y 3). Ésta situación, a priori no esperable, se debe a que el valor de recarga utilizado en el modelo es mayor para sitios impermeabilizados con arcilla en regiones subhúmedas. Los datos de recarga del modelo provienen de trabajos de campo antecedentes en rellenos con las condiciones estudiadas (USEPA, 2002). Al correr el modelo con barrera compuesta de arcilla y geomembrana se advierte que ninguna de las concentraciones supera el límite C.A.A.

Tabla 4. Concentraciones mg.L⁻¹ esperadas aguas debajo de un vertedero en agua subterránea para clima subhúmedo bajo diferentes barreras de protección

Concentración en lixiviado		1 m	5 m	10 m	50 m	100 m	500 m
		Sin barrera					
Ag	Max	0,007	0,004	0,004	0,004	0,003	0,002
Ba	Max	0,151	0,098	0,094	0,090	0,067	0,052
	Min	0,004	0,002	0,002	0,002	0,002	0,001
Cd	Max	0,003	0,003	0,003	0,002	9,6E-6	0,001
Cr	Max	0,087	1,0E-5	0,001	0,005	0,016	0,016
	Min	0,007	7,6E-7	7,5E-7	7,7E-7	7,4E-6	1,7E-4
Cu	Max	0,015	0,009	0,009	0,009	0,008	0,005
	Min	0,003	0,003	7,5E-7	0,003	0,002	0,002
Ni	Max	0,02	0,013	0,012	0,012	0,009	0,007
Pb	Max	7,77	5,04	4,85	4,65	3,49	2,71
	0,95	0,532	0,343	0,327	0,313	0,237	0,184
	Med	0,219	0,141	0,135	0,130	0,098	0,077
Zn	Min	0,042	0,027	0,026	0,025	0,019	0,015
	Max	1,90	1,23	1,18	1,13	0,850	0,656
	Min	0,006	0,003	0,004	0,004	0,003	0,002
Concentración en Lixiviado		1 m	5 m	10 m	50 m	100 m	500 m
		Barrera simple					
Pb	Max	7,77	1,713	1,513	1,385	0,991	0,731
	0,95	0,532	0,124	0,106	0,098	0,068	0,050
	Med	0,219	0,056	0,045	0,040	0,028	0,021
Concentración en lixiviado		1 m	5 m	10 m	50 m	100 m	500 m
		Barrera compuesta					
Pb	Max	7,77	0	7,9E-18	4,1E-16	0	0
	0,95	0,532	0	3,1 E-16	2,1E-14	2,9E-13	0
	Min	0,219	0	--	--	--	--

Bajo condiciones de clima seco

Para vertederos localizados en regiones secas sin barrera de protección las concentraciones

esperadas en agua subterránea para todos los analitos estudiados a distintas distancias se hallaron muy por debajo de los límites del C.A.A.

Tabla 5. Concentraciones mg.L⁻¹ esperadas aguas debajo de un vertedero en agua subterránea para clima húmedo bajo diferentes barreras de protección

Concentración en		1 m	5 m	10 m	50 m	100 m	500 m
lixiviado		Sin barrera					
Ag	Max	0,007	4,3E-12	1,8E-10	1,5E-9	1,1E-8	8,1E-13
Ba	Max	0,151	1,7E-8	5,1E-8	6,2E-8	9,0E-7	8,6E-6
	Min	0,004	1,1E-15	3,1E-6	2,10E-9	1,2E-8	0
Cd	Max	0,003	4,3E-15	1,6E-10	2,0E-9	1,1E-8	1,8E-8
	Max	0,087	2,2E-17	5,6E-11	4,7E-10	4,0E-9	9,0E-12
Cr	Min	0,007	6,6E-10	9,3E-9	1,4E-9	1,1E-8	1,1E-8
	Max	0,015	2,7E-16	9,8E-11	1,2E-9	7,5E-9	2,2E-9
Cu	Min	0,003	1,1E-15	5,6E-9	2,0E-9	1,1E-8	1,8E-8
	Max	0,02	4,9E-18	7,7E-10	2,7E-9	6,8E-9	2,8E-9
Ni	Max	0,02	4,9E-18	7,7E-10	2,7E-9	6,8E-9	2,8E-9
	Max	7,77	2,9E-17	6,3E-12	1,2E-11	7,6E-12	8,1E-17
Pb	0,95	0,532	2,1E-18	2,1E-11	1,6E-10	1,3E-9	0
	Med	0,219	8,7E-18	3,4E-11	2,2E-10	2,7E-9	5,7E-14
	Min	0,042	4,9E-17	1,2E-9	7,3E10	5,0E-9	0
	Max	1,90	3,1E-16	1,5E-11	3,8E-11	1,6E-10	1,5E-15
Zn	Min	0,006	6,9E-16	1,2E-9	1,6E-7	1,0E-8	0

Conclusiones

Del estudio de metales en lixiviados se determinó que cuatro de las 96 muestras de arenas descartadas de fundición superan los límites de Pb establecido en la Ley de Residuos Peligrosos 24.051 (1 mg.L⁻¹). 23 lixiviados de muestras de ADF superaron el límite de potabilidad del Código Alimentario Argentino (0,05 mg.L⁻¹). Estas muestras se corresponden con un proceso productivo particular de elaboración de moldes que posee Pb como constituyente.

Las concentraciones máximas de los elementos Ag, Ba, Cd, Cr, Cu, Ni y Zn en lixiviados corridas en el I.W.E.M. arrojaron que en climas húmedos, subhúmedos y secos estos metales no presentan un peligro para la calidad del recurso hídrico subterráneo si las ADF se disponen en rellenos sin protección. Sin embargo, las ADF provenientes de moldes elaborados con resinas con Pb como constituyente deben disponerse en rellenos con barreras simples (arcilla) o compuestas (arcilla y geomembrana) en regiones con climas húmedos y subhúmedos para proteger el recurso.

Más allá de los resultados aquí alcanzados, es necesario que cada industria analice sus residuos y evalúe junto a las autoridades de aplicación el tipo de vertedero a utilizar teniendo en cuenta las condiciones del medio físico natural de disposición.

No obstante, la valorización de las arenas descartadas de fundición como subproductos en otros procesos productivos debe ser el objetivo a seguir en pos de tender a la gestión integral de este material.

Agradecimientos

Este trabajo se efectuó gracias a las Becas de Posgrado Tipo I y Tipo II otorgadas por CONICET al primer autor. Se destaca el apoyo del personal técnico del Northwest Irrigation and Soil Research Laboratory, USDA, Kimberly, Idaho en los análisis de Laboratorio, especialmente al Dr. Jim Ippolito.

Referencias

- Argentina, Administración Nacional de Medicamentos, Alimentos y Tecnología Médica. Código Alimentario Argentino Ley 18284. Capítulo XII, Bebidas Hídricas, Agua y Agua Gasificada (on line). Disponible en: <http://www.anmat.gov.ar/alimentos/codigoa/CAPITULO_XII.pdf> [28 de mayo de 2013].
- Argentina, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Niveles de guía de calidad de suelos Anexo II, Tabla 9. Ley Nacional de Residuos Peligrosos 24.051 Decreto 831/93 (on line). Disponible en: <<http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/normativa/File/AnexoVI.pdf>> [28 de mayo de 2013].
- Dayton, A.A., Whitacre, S.D., Dungan, R.S. y Basta, N.T. 2010. Characterization of physical and chemical properties of spent foundry sands pertinent to beneficial use in manufactures soils. *Journal Plant Soil*. 329:27-33.
- Deng, A., 2009. Contaminants in waste foundry sands and its leachate. *International Journal Environment and Pollution*. 38:425-443.
- Dungan, R.S., Dees, N.H., 2009. The characterization of total and leachable metals in foundry molding sands. *Journal of Environmental Management* 90:539-548.

- Elizalde, S., Di Maio, A y Miguel, R.E. 2010. Valorización de Residuos de Arenas de Fundición en la Fabricación del Cemento Portland. *Congreso Latinoamericano de Fundición COLFUN 2010*. Actas en CD. CABA; Buenos Aires, Argentina.
- Marcozzi, R.G., Miguel, R.E., Sota, J.D. y Banda Noriega, R.B. 2009. Comportamiento técnico – ambiental de mezclas asfálticas en caliente con incorporación de residuos de arenas de diferentes procesos de fundición. *XV Congreso Ibero-Latinoamericano del Asfalto (CILA) I*: 1481-1490. Lisboa, Portugal.
- Miguel, R. E., Banda Noriega, R.B. y Sota, J.D. 2005. Residuos de Arenas de Fundición. Bases para la Gestión Sustentable. Congreso *Internacional ISWA*. Actas en CD. CABA, Buenos Aires, Argentina.
- Miguel, R.E. 2009. Gestión de residuos de arenas de fundición en Tandil y su impacto en el sistema hídrico subterráneo. Tesis de maestría de la Facultad Regional La Plata de la Universidad Tecnológica Nacional, La Plata, Argentina. Pag 130- Inédita.
- Miguel, R.E., Ruiz de Galarreta, V.A. y Banda Noriega, R.B. 2009 Impact to groundwater resources by landfill foundry industries waste in Tandil, Buenos Aires, Argentina. A preliminary study, en: *Boletín Geológico y Minero*, 120(4):583-594.
- Miguel, R.E., J.A. Ippolito, A.B. Leytem, A.A. Porta, R.B. B. Noriega y R.S. Dungan. 2012. Analysis of total metals in waste molding and core sands from ferrous and non-ferrous foundries. *Journal of Environmental Management*, 110:77 - 81.
- Miguel, R.E., Ippolito, J.A., Porta, A.A., Banda Noriega, R.B. y Dungan, R.S. 2013 Use of Standardized Procedures to Evaluate Metal Leaching From Waste Foundry Sands. *Journal of Environmental Quality*. 42(2): 615-620.
- Miguel, R.E., Porta, A.A., Banda Noriega, R.B. 2013. Modelo de evaluación de gestión de residuos industriales aplicado en arenas descartadas de fundición. Ciencia, Docencia y Tecnología. Trabajo aceptado, En edición.
- Siddique, R., Schutter, G y Noumowe, A. 2009. Effect of used-foundry sand on the mechanical properties of concrete. *Construction and Building Materials* 23:976-980.
- Sota J.D., Barreda M.L., Monzon J.D., Banda Noriega R.B. y Miguel R.E. 2007. Hormigones de cemento Pórtland con arenas de fundición. *Revista Cemento Hormigón*. 900:46-55.
- U.S. EPA. (2002). Industrial Waste Management Evaluation Model (IWEM) Technical Background Document. EPA530-R-02-012. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Solid Waste and Emergency Response. Washington, DC. <http://www.epa.gov/osw/nonhaz/industrial/tools/iwem/sect-int.pdf> > [28 de mayo de 2013].
- U.S. EPA. 2004. Test Method for Evaluation of Solid Waste, Physical/Chemical Methods SW 846. Method 1310B, Extraction Procedure (EP) Toxicity Test Method and Structural Integrity Test. Disponible on line en: <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/1310b.pdf> [28 de mayo de 2013].

Modelo de soporte de decisión para evaluar el peligro de contaminación del agua subterránea en la cuenca del Arroyo Dulce

María Lourdes Lima^{1,2}, Asunción Romanelli^{1,2}, Héctor Massone²

¹Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, (CONICET), Buenos Aires, Argentina

²Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario, Universidad Nacional de Mar del Plata, Funes 3350 Nivel 1, 7600, tel 2234754060, Mar del Plata, Argentina.

Mail de contacto: mlima@mdp.edu.ar

RESUMEN

Este trabajo presenta un modelo lógico basado en el conocimiento experto para evaluar el peligro de contaminación del agua subterránea. El conocimiento base fue desarrollado en el software NetWeaver y evaluado en el sistema Ecosystem Management Decision Support (EMDS). El uso de este sistema fue aplicado en la cuenca del Arroyo Dulce, la cual presenta un área de 1000 km² y abarca un total de 27 subcuencas. Los resultados obtenidos mostraron cinco subcuencas con muy alta evidencia para el peligro de contaminación del agua subterránea, coincidiendo con condiciones de baja profundidad del nivel freático, textura franco-limosa del suelo y un uso agropecuario de la tierra. La aplicación del EMDS es un ejemplo claro de cómo los sistemas de soporte de decisión pueden ser utilizados no sólo como herramientas de gestión, sino también como herramientas para comunicar claramente la temática bajo estudio.

Palabras clave: Modelo lógico, Peligro de contaminación del agua subterránea, Sistema de soporte de decisión.

ABSTRACT

This paper gives an account of the design of a knowledge base as a logical framework for assessing aquifer pollution hazard. The knowledge base was developed with the NetWeaver software and evaluated in the Ecosystem Management Decision Support (EMDS) system. The use of this system is demonstrated with an example from Dulce Stream Basin (1,000 km² encompassing 27 subwatersheds). The results showed five subwatersheds with high evidence for aquifer pollution hazard, coinciding with the natural conditions of the basin due to low water table depth, loam soil texture and agricultural land use. The implementation of the EMDS is a clear example of how decision support systems can be used not only as a management tool, but also as tools to clearly communicate a specific environmental issue.

Keywords: Logic Model, Pollution hazard of groundwater, Decision support system.

Introducción

Los Sistemas de Soporte a la Decisión (SSD) facilitan el proceso de toma de decisiones de una manera cualitativa basada en el conocimiento de los expertos (Sewilam et al., 2007). Una característica importante de estos sistemas es que permiten el uso y la captura de los conocimientos especializados de un amplio espectro de las ciencias naturales, y además pueden aplicarse efectivamente a una variedad de temáticas/problemáticas vinculadas a la gestión ambiental (Rizzoli y Young, 1997). Muchos investigadores han estado trabajando en el desarrollo de diversos modelos y herramientas de soporte de decisiones para hacer frente a la complejidad de la gestión de los recursos hídricos (Salewicz y Nakayama, 2004). Diversas fuentes en la literatura demuestran que se ha

avanzado considerablemente en las últimas décadas en SSD. Las áreas generales de aplicación incluyen la planificación y gestión de cuencas (Reynolds et al., 2000), la evaluación de riesgos de contaminación de las aguas subterráneas (Chowdary et al., 2005.), la evaluación del paisaje y planificación de la recuperación de ecosistemas (Reynolds y Hessburg, 2005), la gestión integrada de los humedales (Janssen et al., 2005) y el análisis del impacto de las políticas de restricción de agua (Recio et al., 2005).

Con la creciente disponibilidad de bases de datos espaciales, modelos físicos del medio, técnicas de visualización y las capacidades analíticas de los Sistemas de Información Geográfica (SIG), los SSD pueden ser desarrollados con mayor eficacia para la planificación del paisaje.

Los objetivos de este estudio fueron diseñar un modelo lógico basado en el conocimiento experto para evaluar el peligro de contaminación del agua subterránea e ilustrar su aplicación en el análisis del paisaje dentro del sistema Ecosystem Management Decision Support (EMDS) (Reynolds et al. 2003). El EMDS integra el formalismo lógico basado en el conocimiento experto tal como se aplica en el sistema NetWeaver (Reynolds et al. 2003) dentro de un SIG. Se demuestra la utilidad del modelo con un ejemplo en una cuenca representativa de la llanura pampeana, la Cuenca del Arroyo Dulce.

Área de estudio

La Cuenca del Arroyo Dulce se encuentra situada en el Sudeste de la Provincia de Buenos Aires, abarcando la porción Este del Partido de Balcarce y el Sur del Partido de Mar Chiquita, con una superficie de 1000 km². El Arroyo Dulce nace entre las sierras El Volcán y La Vigilancia, y desemboca en la laguna costera de Mar Chiquita (Fig 1). Esta región posee un gran valor de conservación, ya que la UNESCO declaró en 1996 a un sector de la laguna de Mar Chiquita, Reserva de Biosfera MAB (Man and the Biosphere), albergando flora y fauna de diferentes subambientes: planicies mareales, llanura de inundación, marismas, deltas mareales, barrera de medanos, etc (Iribarne, 2001).

El basamento hidrogeológico de la región está constituido por ortocuarcitas eopaleozoicas, sobre éste se disponen sedimentos loessoides pleistoceno-holocenos limo-arenosos y arenosos muy finos. Esta secuencia es la más importante desde el punto de vista hidrogeológico ya que constituye el acuífero principal de la región. El acuífero es definido como tipo "libre y multicapa". Las diferentes capas acuíferas se separan por niveles discontinuos de permeabilidad relativa menor, representados por niveles limoarcillosos e intercalaciones de tosca (Martínez y Massone, 1997).

La principal actividad económica en la cuenca es la agricultura (soja, maíz, girasol y papa son los principales cultivos). Debido al intenso uso agrícola que presenta la zona de Sierras de Tandilia, la erosión de sus suelos y al continuo lavado provocado por lluvias y riego, Menone et al, (2001) describieron procesos de contaminación por plaguicidas órgano-clorados y otros agroquímicos en los sedimentos de la laguna y arroyos tributarios.

Metodología

Delimitación de subcuencas

Se procesó la información hidrológica de la Cuenca del Arroyo Dulce a partir del Modelo Digital del Terreno (MDT) mediante el uso de la herramienta Arc Hydro, con el fin de obtener el modelo de datos hidrológicos superficial. Esta herramienta es una extensión del ArcGis 9.2 (ESRI, 2007), la cual fue desarrollada por el Centro de Investigación en Recursos Hídricos (CRWR) de la Universidad de Texas, en 2001. El Arc Hydro se utilizó para derivar varios conjuntos de datos que describen colectivamente los patrones de drenaje de la cuenca. Se realizó un análisis raster para obtener los mapas de dirección y acumulación de flujos, la red de drenaje, la segmentación de canales y la definición de las zonas de captación (subcuencas). Como resultado, se obtuvieron 27 subcuencas para el área de estudio (Fig. 1).

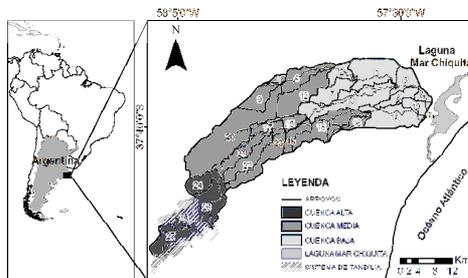


Figura 1. Ubicación del área de estudio.

Sistema de soporte de decisión espacial

El conocimiento experto se llevó a cabo mediante el software NetWeaver para su procesamiento lógico. El modelo lógico NetWeaver se integró en el EMDS, el cual es un sistema de apoyo a las decisiones que opera dentro del ArcGis (Reynolds et al. 2003). Los mapas resultados en el EMDS fueron clasificados utilizando el algoritmo de "natural breaks". Este algoritmo identifica los puntos de ruptura entre las clases utilizando una fórmula estadística llamada optimización de Jenks (Jenks y Caspall 1971; Jenks 1977); básicamente reduce al mínimo la suma de la varianza dentro de cada clase (Murray y Shy 2000).

El marco metodológico para la evaluación propuesta se ilustra en la Fig. 2. El modelo lógico diseñado para evaluar el peligro de contaminación del agua subterránea se centra en dos tópicos principales: condición hidrogeológica y condición del suelo (Tabla

1). Cada t3pico principal se compone de t3picos secundarios. El modelo l3gico muestra el estado de cada subcuenca evaluada con respecto a su posible contribuci3n en el peligro de contaminaci3n al agua subterr3nea, basado principalmente en los par3metros de los m3todos DRASTIC (Aller et al. 1987) y GOD (Foster 1987). Los t3picos secundarios son los siguientes: profundidad del nivel fre3tico, recarga neta y litolog3a del acuífero para la condici3n hidrogeol3gica, y tipo de suelo, topograf3a, conductividad hidr3ulica y cobertura del suelo para la condici3n del suelo. La estructura l3gica completa es una red l3gica difusa. La evaluaci3n depende de los dos t3picos principales, cada uno de ellos contribuye incrementando la evaluaci3n del peligro de contaminaci3n del agua subterr3nea, como se indica con el operador l3gico *uni3n*. Por otra parte, debido a que el operador *uni3n* especifica como premisa contribuir progresivamente al predicado principal, una baja fuerza de evidencia de un t3pico puede ser compensado por una fuerte evidencia de los dem3s. Del mismo modo, cada uno de los t3picos principales tiene su propia especificaci3n l3gica que incluye una serie de t3picos secundarios o locales. Un valor de -1 resulta si todos los par3metros tienen la peor condici3n posible. Un valor de 1 se alcanza cuando todos los par3metros tienen la mejor condici3n posible. Los resultados del modelo l3gico se expresan en t3rminos de fuerza de evidencia en apoyo al predicado general: "El peligro de contaminaci3n del agua subterr3nea es bajo", y los predicados subordinados dentro de este predicado principal (Tabla 1).

Tabla 1. Esquema l3gico para la evaluaci3n del peligro de contaminaci3n del agua subterr3nea. Se estableci3 que todos los predicados toman la forma nula, por ejemplo, una baja

T3pico principal	T3pico primario	T3pico secundario	Predicado (se indica en la forma nula)
Peligro de contaminaci3n del agua subterr3nea (<i>uni3n</i>)			El peligro de contaminaci3n del agua subterr3nea es bajo.
	1. Condici3n hidrogeol3gica (<i>uni3n</i>)		La condici3n hidrogeol3gica no contribuye al peligro de contaminaci3n del agua subterr3nea.
		1.a. Profundidad del nivel fre3tico	La profundidad del nivel fre3tico esperada es alta.
		1.b. Recarga neta	La recarga neta es baja.
		1.c. Litolog3a del acuífero	La litolog3a del acuífero no contribuye al peligro de contaminaci3n del agua subterr3nea.
	2. Condici3n del suelo (<i>uni3n</i>)		La condici3n del suelo no contribuye al peligro de contaminaci3n del agua subterr3nea.
		2.a. Tipo de suelo	La textura del suelo no contribuye al peligro de contaminaci3n del subterr3nea.
		2.b. Conductividad hidr3ulica	La conductividad hidr3ulica esperada es baja.
		2.c. Cobertura del suelo	La cobertura del suelo no contribuye al peligro de contaminaci3n del agua subterr3nea.
		2.d. Topograf3a	La topograf3a no contribuye al peligro de contaminaci3n del agua subterr3nea.

fuerza de evidencia basada en la evaluaci3n subyacente implica que el predicado de bajo peligro de contaminaci3n del agua subterr3nea tiene poco apoyo. La funci3n de pertenencia proporciona una expresi3n matem3tica expl3cita para probar un grado de observaci3n de afinidad por el concepto representado por el subconjunto difuso (Tabla 2). Los valores de pertenencia difusa en el NetWeaver muestran un rango de -1 (totalmente falso, o ninguna evidencia) a 1 (totalmente verdadero o evidencia total).

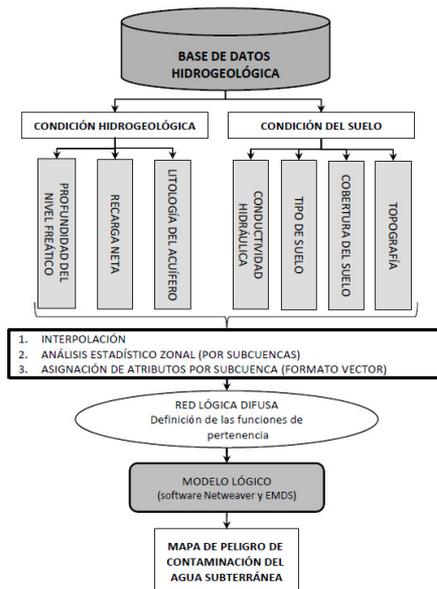


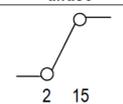
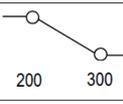
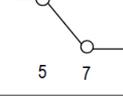
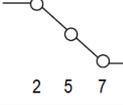
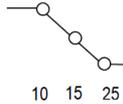
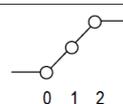
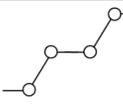
Figura 2. Marco metodol3gico para el modelo l3gico propuesto.

Los datos espaciales utilizados en este trabajo provienen de estudios previos de la regi3n (Auge 2004. Massone et al 2005; Lima et al 2011). Los diferentes mapas tem3ticos necesarios para la evaluaci3n del peligro de

contaminación del agua subterránea se prepararon utilizando el software ArcGis 9.2. Los datos de entrada para esta evaluación fueron combinados en una evaluación cuantitativa de cada parámetro. Para cada subcuenca, mediante un análisis estadístico zonal, se determinó el promedio de cada parámetro que contribuye a la evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea

Posteriormente, se realizó una transformación de cada mapa a formato vectorial (como entidades poligonales) utilizando el módulo de análisis espacial de ArcGIS. Se utilizó una resolución espacial de 100 m × 100 m.

Tabla 2. Definición de los datos evaluados por tópicos, fuente de datos, condiciones de referencia para cada dato y argumento difuso.

Tópicos	Definición	Fuente de datos	Condiciones de referencia		Argumento difuso
			Totalmente verdadero (1)	Totalmente falso (-1)	
Profundidad del nivel freático (m)	Evalúa el espesor de la zona no saturada, es decir, la distancia que debe recorrer el agua para alcanzar el acuífero.	Trabajos previos (Lima et al., 2011)	> 15	< 2	
Recarga neta (mm)	Este parámetro evalúa la cantidad de agua que entra en el acuífero, el principal vehículo de transporte de los contaminantes.	Balance hídrico de la zona de estudio.	< 200	> 300	
Litología del acuífero ^a	Representa las características del acuífero, particularmente la capacidad del medio poroso y / o fracturado para transmitir los contaminantes.	Antecedentes geológicos (Massone, 2005)	5	7	
Tipo de suelo ^b	Este parámetro estima la capacidad de los suelos para retardar el movimiento de los contaminantes, incluyendo la parte superior de la zona no saturada.	Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Mapa de suelos INTA (1989)	2	7	
Conductividad Hidráulica (m/día)	Determina la cantidad de agua que fluye a través del acuífero por unidad de tiempo y por unidad de sección.	Estudios previos sobre parámetros hidráulicos en los sedimentos pampeanos (Auge, 2004)	< 10	> 25	
Cobertura del suelo ^c	Determina la carga potencial de contaminación del acuífero, a través de las actividades agrícolas de la zona.	Información previa de cobertura del suelo (Zelaya et al. 2009, Lima et al. 2011)	2	0	
Topografía ^(c)	Determina la pendiente de la superficie topográfica. Es un factor relevante en la recarga del acuífero, en el drenaje y en el transporte de los contaminantes por escorrentía superficial.	Modelo digital del terreno y cartografía del Instituto Nacional de Geografía Argentina (IGN)	> 8	< 0.1	

^a La litología del acuífero es una variable cualitativa. Se representa como una variable cuantitativa siendo: 5 (acuíferos no consolidados arena y arcilla) y 7 (acuíferos no consolidados arena y grava). ^b El tipo de suelo es una variable cualitativa. Se representa como una variable cuantitativa siendo: 2 (textura de suelo arcillosa), 5 (textura de suelo franca) y 7 (textura de suelo arenosa). ^c La cobertura de suelo es una variable cualitativa. Se representa como una variable cuantitativa siendo: 2 (pastizal natural), 1 (pastura) y 0 (cultivos).

Toda la información GIS se proyectó en el sistema Gauss Krüger, zona 6, Argentina (Campo Inchauspe Datum). Se utilizaron las subcuenca de la Cuenca del Arroyo Dulce como unidades de análisis.

Resultados

Evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea

A fin de aclarar la interpretación de la evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea, las etiquetas de la leyenda en cada mapa parcial y final han sido revertidas, por ejemplo muy bajo apoyo al bajo peligro de contaminación del agua subterránea = muy alto peligro de contaminación del agua subterránea, mientras que muy alto apoyo al bajo peligro

de contaminación del agua subterránea = muy bajo peligro de contaminación del agua subterránea. El mapa resultado ha sido clasificado con el algoritmo de "natural breaks" que acentúa las diferencias de las puntuaciones entre subcuencas. Las clases de evidencia en la evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea se definen de la siguiente manera: muy alta (< -0.18), alta (-0.16 a -0.10), moderada (-0.10 a -0.06), baja (-0.06 a -0.002) y muy baja (-0,002 a 0,28).

Tópico del modelo: Peligro de contaminación del agua subterránea

Hubo diferencias pronunciadas entre las subcuencas de la zona de estudio (Fig. 3). En general, la contribución al peligro de contaminación del agua subterránea fue moderada a muy alta en la cuenca media y baja, aunque se presentaron algunas subcuencas con baja evidencia al predicado principal. Por el contrario, la cuenca alta presentó moderada a muy baja contribución en el peligro de contaminación del agua subterránea. Las condiciones de peligro de contaminación del agua subterránea en la cuenca media y baja se debieron principalmente a las inadecuadas condiciones del suelo. La Fig. 4 muestra los mapas parciales de todo el proceso de evaluación, visualizando esta figura es posible observar las diversas contribuciones al peligro de contaminación del agua subterránea. Un resumen de los resultados parciales se describe a continuación.

Condición hidrogeológica

A lo largo de la cuenca alta, la evaluación de la condición hidrogeológica mostró alta a muy alta contribución en el peligro de contaminación del agua subterránea. La evaluación de esta condición en las subcuencas de la porción media presentó moderada a baja contribución. En contraste, los resultados en la cuenca baja evidenciaron un gran número de subcuencas con baja a muy baja contribución al peligro de contaminación del agua subterránea en la condición hidrogeológica.

Considerando los tópicos secundarios de la condición hidrogeológica, en gran parte de la cuenca alta, la evaluación de la recarga neta y la litología del acuífero mostraron alta a muy alta evidencia a la contribución del peligro de contaminación del agua subterránea. La profundidad del nivel freático

en este sector tuvo muy baja a baja contribución debido a su elevado espesor de la zona no saturada. Las subcuencas de la cuenca media y baja mostraron condiciones que favorecen el bajo peligro de contaminación del agua subterránea por las contribuciones de la litología del acuífero y de la recarga neta. En general, en las subcuencas de la parte media y baja de la zona de estudio, la evaluación sugirió que la profundidad del nivel freático contribuiría al peligro de contaminación del agua subterránea ya que la zona no saturada presenta un delgado espesor.

Condición del suelo

Las subcuencas en la cuenca alta mostraron condiciones favorables al predicado de la condición de suelo. Por otro lado, los resultados en las porciones media y baja fueron mixtos con un considerable número de subcuencas que mostraron moderada a muy alta evidencia en la contribución al peligro de contaminación del agua subterránea. La mayoría de las subcuencas en la cuenca media y baja evidenciaron alta y muy alta contribución al peligro de contaminación del agua subterránea.

En relación a la cobertura del suelo, la parte superior de la cuenca presentó alta contribución al peligro de contaminación del agua subterránea ya que las actividades agrícolas predominan en este sector. Sin embargo, una subcuenca mostró muy baja evidencia para la contribución del peligro de contaminación del agua subterránea, esto se debe a que el área coincide con el sistema de sierras. La evaluación en otras porciones de la cuenca evidenció que las características de la cobertura del suelo no contribuyen al peligro de contaminación del acuífero debido al predominio de las actividades ganaderas. Las características apropiadas del suelo en la parte superior de la cuenca, principalmente textura franco arcillosa, mostraron bajo peligro de contaminación del agua subterránea. La cuenca media tuvo moderada a alta evidencia en la contribución del peligro de contaminación del agua subterránea debido a que la textura del suelo franco a franco arenosa domina el área. Esta zona también contiene pequeñas subcuencas con baja a muy baja contribución al peligro de contaminación del agua subterránea. La presencia de tierras bajas inundables y texturas del suelo franco a franco arcillosa es la explicación de este comportamiento

particular. Por último, la cuenca baja mostró alta contribución al peligro de contaminación del agua subterránea ya que el suelo en la zona presenta textura arenosa.

Conclusiones

El marco metodológico aplicado permite a los tomadores de decisiones rankear el estado de cada subcuenca evaluada con respecto al peligro de contaminación del agua subterránea. El mapa resultado (Fig. 3) permitió identificar cinco subcuencas con muy alta evidencia para el peligro de contaminación del agua subterránea. Puede apreciarse que las subcuencas 21, 22 y 23 presentaron muy alta contribución al peligro de contaminación debido a la baja profundidad del nivel freático (2.86–3.14 m), a la textura del suelo franca a franca limosa y a la actividad agropecuaria que predomina en el sector.

La principal ventaja del EMDS es que los resultados no son respuestas de caja negra. El conocimiento base desarrollado en el NetWeaver proporciona una interfaz gráfica que permite a los usuarios rastrear fácilmente y entender la derivación de las conclusiones. La principal limitación de la aplicación de la metodología propuesta es su incapacidad para llevar a cabo la evaluación sin un valor promedio de entrada por cada subcuenca (por un análisis estadístico zonal). En el modelo este procedimiento genera un valor medio para cada subcuenca que puede conducir a subestimar o sobreestimar las contribuciones de los tópicos evaluados. El modelo lógico representado es uno de los tantos modelos posibles, este diseño actual puede ser adaptado fácilmente, los tópicos primarios y secundarios pueden ser modificados, eliminando o añadiendo nueva información.

Los sistemas de soporte de decisión tal como el EMDS juegan un papel importante en la planificación y gestión de los recursos naturales. Las decisiones relacionadas a la temática de la gestión del agua son complejas y requieren a menudo cierto grado de reflexión, por lo tanto los modelos de lógica difusa son adecuados para representar las complejidades inherentes a la problemática del agua, permitiendo a los tomadores de decisiones conocer el problema a partir del conocimiento experto. La aplicación del EMDS es un ejemplo claro de cómo los sistemas de soporte de decisión pueden ser utilizados no sólo como herramientas de gestión, sino también como herramientas para comunicar claramente la temática bajo estudio.

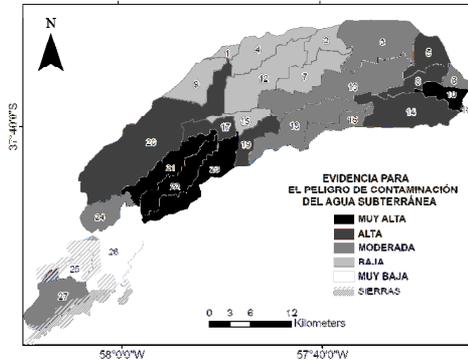


Figura 3. Evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea en la Cuenca del Arroyo Dulce.

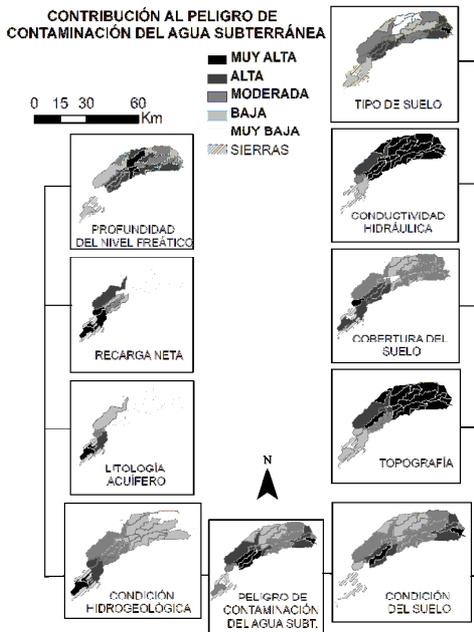


Figura 4. Evaluaciones de los productos parciales que conducen a la evaluación final del peligro de contaminación del agua subterránea en la Cuenca del Arroyo Dulce.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Téc. Químico G. V. Bernava por la realización de los análisis químicos, al Téc. Hidrógrafo A. Ferrante por su colaboración en los muestreos y a Keith M. Reynolds (USDA Forest Service) por el software brindado. Esta investigación se llevó a cabo con la financiación de la Universidad Nacional de Mar del Plata dentro de proyecto "Análisis de los sistemas hídricos en el sudeste bonaerense a través de la interacción modelo conceptual-modelo numérico" (15/E462).

Referencias

- Aller, L.T., Bennett, H. J. R., Lehr, R., Petty, J. y Hackett, G. 1987. DRASTIC: A standardized system for evaluating ground water pollution potential using geo-hydrogeologic settings. US Environmental Protection Agency Report. EPA600/2-EP87/036.
- Auge, M. 2004. Vulnerabilidad de Acuíferos: Conceptos y Métodos. E book: 1-38. RedIRIS. Red Académica y Científica de España en Internet. <http://tierra.rediris.es/hidrored/ebooks/vulnerabilidad.html>. Accessed 10 March 2007.
- Chowdary, V.M., Rao, N.H. y Sarma, P.B.S. 2005. Decision support framework for assessment of non-point-source pollution of groundwater in large irrigation projects. *Agricultural Water Management*, 75 (3): 194-225.
- ESRI (Environment System Research Institute). 2007 <http://www.esri.com>. Accessed 10 May 2007.
- Foster, S. 1987. Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. In: Van Duijvenbooden W, Van Waegeningh HG (eds) Vulnerability of soil and groundwater to pollutants. Committee on Hydrological Research, The Hague, pp 69-86.
- Iribarne, O. 2001. Reserva de Biosfera Mar Chiquita: Características físicas, biológicas y ecológicas. Editorial Martín, Argentina. 320 pp
- Janssen, R., Goosen, H., Verhoeven, M.L., Verhoeven, J.T.A., Omtzigt, A.Q.A. y Maltby, E. 2005. Decision support for integrated wetland management. *Environmental Modelling & Software* 20: 215-229.
- Jenks, G. 1977. Optimal data classification for choropleth maps. Department of Geography occasional paper no. 2, University of Kansas, Lawrence, Kansas.
- Jenks, G. y Caspall, F. 1971. Error on choropleth maps: definition, measurement, and reduction. *Ann Assoc Am Geogr* 61(2):217-244.
- Lima, M.L. Zelaya, K. y Massone, H. 2011. Groundwater Vulnerability Assessment Combining the Drastic and Dyna-Clue Model in the Argentine Pampas. *Environmental Management* 47 (5): 828-839.
- Martínez, D.E., Massone H. 1997 Problemática de acuíferos con recarga en áreas suburbanas. Aspectos de la contaminación en el acuífero de Mar del Plata. Agua: Uso y Manejo Sustentable. Seminario Internacional. Asociación de Universidades. Grupo Montevideo. Editorial Universitaria de Buenos Aires.
- Massone, H., Tomas, M. y Farenga, M. 2005. Una aproximación geológica a la planificación de usos del territorio utilizando técnicas SIG. Balcarce (Argentina) como estudio de caso. XVI Congreso Geológico Argentino, Actas V. La Plata, Argentina. ISBN 987-595-001-9
- Menone M., Aizpun J., Moreno V. 2001. Contaminación Actual de la Laguna Costera Mar Chiquita. Reserva de Biosfera Mar Chiquita: Características físicas, biológicas y ecológicas. Editorial Martín, Argentina. Pp 53 - 64.
- Murray, A. y Shyy, T. 2000. Integrating attribute and space characteristics in choropleth display and spatial data mining. *Int J Geogr Inform Sci*, 14(7):649-667.
- Recio, B., Ibáñez, J., Rubio, F. y Criado, J. A. 2005. A decision support system for analysing the impact of water restriction policies. *Decision Support Systems*, 39 (3): 385-402.
- Reynolds, K.M., Jensen, M., Andreasen, J. y Goodman, I., 2000. Knowledge-based assessment of watershed condition. *Computers and Electronics in Agriculture* 27: 315-333.
- Reynolds, K.M., Rodriguez, S. y Bevans, K. 2003. The Ecosystem Management Decision Support System Version 3.0. USDA Forest Service Jefferson Way.
- Reynolds, K.M. y Hessburg, P. F. 2005. Decision support for integrated landscape evaluation and restoration planning. *Forest Ecology and Management* 20 (7): 263-278.
- Rizzoli, A.E., Young, W.Y. (1997). Delivering environmental decision support systems: Software tools and techniques, *Environmental Modelling and Software*, vol. 12, no. 23, pp. 237-249.
- Salewicz, K. A. y Nakayama, M. 2004. Development of a web-based decision support system (DSS) for managing large

international rivers. *Global Environmental Change*, (14): 25-37.

Sewilam, H., Bartussek, S. y Nacken, H. 2007. Rule-based Decision Support System for the Morphological Rehabilitation of Watercourses, *Water Resources Management*, 21 (12):2037-2047.

Peligrosidad ambiental comparada de los pesticidas organoclorados presentes en aguas de Azul y Tres Arroyos usando el modelo DelAzulPestRisk

Sabrina Dubny^{1,2}, Fabio Peluso^{1,3} y Natalia Othax^{1,4}

¹ Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo J. Usunoff" (UNCPBA – CIC – Municipalidad de Azul), República de Italia 780, (B7300) Azul, Buenos Aires, Argentina.

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

³ Investigador CIC.

⁴ Becaria CONICET (Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas).

Mail de contacto: sabrinad@faa.unicen.edu.ar

RESUMEN

La evaluación de la calidad de aguas superficiales y subterráneas en zonas agrícolas es importante dada la profusa utilización de pesticidas. El objetivo del trabajo es presentar DelAzulPestRisk, modelo que estima el riesgo ambiental de los pesticidas en base al riesgo a la salud humana, de la biota acuática y por la persistencia y potencial de bioconcentración molecular. Se comparan los resultados de su aplicación en aguas superficiales del partido de Azul y de Tres Arroyos, intentando verificar cuales son los pesticidas organoclorados de mayor peligrosidad ambiental en cada caso. Los resultados muestran que si bien la peligrosidad ambiental es muy baja en ambos casos (un orden de magnitud por debajo de los valores umbrales), la situación para Tres Arroyos es levemente más grave. Si bien este modelo se ha aplicado para la evaluación de aguas superficiales, próximamente se aplicará a aguas subterráneas dado que el modelo es perfectamente adaptable. Palabras clave: aguas superficiales, calidad, pesticidas organoclorados, riesgo ambiental.

ABSTRACT

The evaluation of the quality of surface and groundwaters in agricultural areas is important due the significant use of pesticides. The aim of this work is to present DelAzulPestRisk, model which estimates the environmental risk of the pesticides based on the human health and biota risks, and on their persistence and bioconcentration potential. We compare the results of their application on Azul and Tres Arroyos counties, trying to identify which organochlorine pesticides are the most hazardous for the aquatic environmental in each case. The results show that while the environmental risk is very low in both cases (one order of magnitude below the threshold values), the situation is slightly more serious in Tres Arroyos. Although this model was applied for assess the quality of surface waters, the next step is to adapt for their use as a quality monitor of ground waters.

Keywords: surface waters, quality, organochlorine pesticides, environmental risk.

Introducción

La provincia de Buenos Aires es el principal distrito productor agrícola de Argentina. Los plaguicidas son sustancias muy utilizadas actualmente para controlar las plagas de cultivos y aumentar el rinde de los mismos (Bolognesi, 2003). Además, la profusa utilización de agroquímicos trajo aparejada la ocurrencia de casos de contaminación con distintos niveles de gravedad. Dado que la agricultura ha demostrado ser responsable de gran parte de la contaminación que se produce en los sistemas fluviales, varios estudios se centraron en la investigación de zonas agrícolas para la identificación de áreas problemáticas dentro de este uso específico de la tierra. La

evaluación de la calidad de las aguas superficiales en zonas agrícolas es muy importante no solo para estimar la peligrosidad de los mismos para la salud de los usuarios, sino también para organismos no blanco del ecosistema. En los cursos de agua Arroyo del Azul (Partido de Azul), y los que forman el sistema de los Tres Arroyos, el Arroyo Claromecó, Cristiano Muerto y al río Quequén Salado (Partido de Tres Arroyos), se han encontrado diferentes agroquímicos en concentraciones variables producto de que reciben el escurrimiento superficial del suelo agrícola de una cuenca donde se utilizan profusamente. Debido a que algunos de estos cursos son utilizados como balneario durante el verano (Peluso et al., 2012a; b), se monitorea la

calidad de estas aguas.

Más allá del riesgo que generan estas sustancias para el ser humano, es importante considerar también el riesgo que podrían generar para la biota acuática. Por otro lado, las moléculas de los principios activos de estas sustancias poseen otras características que agravan una problemática de contaminación más allá de la toxicidad: por ejemplo, la tendencia de la molécula a la bioacumulación, su persistencia en el medio, su comportamiento en cuanto al transporte, etc. Por ello se desarrolló un modelo denominado DelAzulPestRisk con el fin de estimar el riesgo ambiental por los pesticidas del Arroyo del Azul (Peluso et al., 2012c) basado un índice como una herramienta para caracterizar la calidad del agua. El modelo, que se describe a continuación, se aplicó en los cursos de agua antes mencionados con el fin de evaluar la peligrosidad ambiental de los pesticidas presentes en el medio acuático y ranquear y priorizar las sustancias como causantes potenciales de una disminución de la calidad de ese medio (Peluso et al., 2012c). Si bien el modelo que se presenta hasta el momento solo se ha aplicado para la evaluación de la calidad del agua superficial, dada la estructura modular del mismo, es perfectamente aplicable a aguas subterráneas también.

El modelo, que es una versión modificada del CHEM1 (Swanson et al., 1997), estima los efectos a la salud humana calculando el riesgo para un bañista por la exposición recreativa a esas sustancias tóxicas considerando la ingesta accidental del agua durante el baño y el contacto dérmico. Además, también considera los efectos a la biota en base a la relación concentración presente/concentración de referencia según ensayos de toxicidad para dos organismos representativos de los ambientes (*Daphnia magna* y *Cyprinus carpio*). Y por último, tiene en cuenta un factor de agravamiento, que solo se computa si el riesgo a la salud o a la biota es relevante, que se estima en base a su persistencia y su potencial de bioacumulación.

El objetivo del trabajo es presentar el modelo y comparar los resultados de estos estudios previos intentando identificar los pesticidas de mayor peligrosidad ambiental en cada caso y resaltando los componentes del modelo que mayor importancia tienen sobre los resultados del modelo.

Materiales y métodos

Descripción del modelo DelAzulPestRisk y riesgo a la Salud Humana

El modelo DelAzulPestRisk estima el riesgo ambiental (RA) en base a propiedades ambientales negativas de los pesticidas presentes en los cuerpos de agua considerando sus posibles efectos tóxicos tanto carcinogénicos como no carcinogénicos sobre la salud humana, sobre la biota local, y también por poseer otras propiedades ambientales negativas que disminuyen la calidad del agua, como la persistencia y la bioacumulación. El modelo cuantitativo básico se observa en la ecuación 1.

$$RA = (RSH + RSB) * FA \quad (1)$$

Los riesgos a la salud humana (RSH) se estiman por la sumatoria de los valores de riesgo por vía oral y por contacto dérmico por la toxicidad crónica carcinogénica y no carcinogénica de la sustancia. Los riesgos a la salud de la biota (RSB) se calculan por la sumatoria de los valores de riesgo para microcrustáceos y peces dada la toxicidad aguda de las sustancias. El factor de agravamiento (FA), es la sumatoria de la persistencia y el potencial de bioconcentración acuática de las sustancias.

El modelo calcula el riesgo para la salud humana y para la biota en base a la metodología USEPA probabilística partiendo de las concentraciones de las sustancias peligrosas presentes en el medio acuático. Para el caso del riesgo humano se calcula una dosis de exposición basada en la concentración que se confronta con una dosis referencial; para la biota, en cambio, se compara la concentración con una concentración referencial. Ambos referenciales indican niveles umbrales por debajo de los cuales no existen efectos toxicológicos sobre los individuos (humanos o bióticos) expuestos. Por lo tanto, el valor límite para considerar riesgo ambiental según el modelo es 1 (adimensional).

El RSH se calcula en base a la estimación de la dosis de exposición diaria promedio por ingesta accidental (ADDI, ecuación 2) y por contacto dérmico (ADDC, ecuación 3), para un niño de 10 años como humano target (Peluso et al., 2012c). Los cálculos de ADDI y ADDC, que se basan en USEPA (1989), se realizaron con Crystal Ball software (Decisioneering, 2007), aplicando Monte Carlo.

$$ADDI = \frac{\text{Conc} * I_r * EF * ED * Tevent}{Bw * AT} \quad (2)$$

$$ADDC = \frac{DA_{event} * ESA * EF * ED * FC}{Bw * AT} \quad (3)$$

donde

ADDI: Dosis de ingesta accidental promedio diaria ($\text{mg kg}^{-1} \text{ día}^{-1}$)

ADDC: Dosis por contacto dérmico promedio diario ($\text{mg kg}^{-1} \text{ día}^{-1}$)

Conc: Concentración de la sustancia peligrosa en el agua (mg L^{-1})

Ir: Tasa de ingesta diaria del agua (L día^{-1})

EF: Frecuencia de la exposición (día años^{-1})

ED: Duración de la exposición (años)

Tevent: Duración diaria del evento de exposición (h día^{-1})

Bw: Peso corporal de la persona expuesta (Kg)

AT: Factores de corrección por tiempo promedio para una exposición crónica ($\text{ED} * 365$ días para sustancias no carcinogénicas, y duración estadística de la vida humana (70 años) * 365 días para sustancias carcinogénicas)

DAevent: Dosis absorbida por evento ($\text{mg cm}^{-2} \text{ evento}^{-1}$)

ESA: Extensión de la superficie de contacto entre la piel y el agua (cm^2)

Kp: Coeficiente de permeabilidad dérmica de la sustancia (cm h^{-1})

FC: Factor de corrección de unidades de superficie y volumen ($10.000 \text{ cm}^2 \text{ m}^{-1} * 0.001 \text{ L cm}^{-1}$)

La concentración de exposición se obtuvo, para el estudio de Azul, de 96 muestras bimestrales relevadas entre diciembre de 2005 y diciembre de 2007 de 8 sitios del curso de agua. Para el caso de Tres Arroyos, se obtuvo de 90 muestras cuatrimestrales relevadas entre enero de 2007 y febrero de 2011 de 15 sitios de la cuenca. Para cada sustancia se determinó la curva de mejor ajuste que describe la distribución probabilística de sus valores de concentración, truncando sus extremos izquierdo y derecho usando el valor mínimo y máximo obtenido por muestreo. Este procedimiento se realizó aplicando Crystal Ball software (Decisioneering, 2007). En la Tabla 1 se presentan los percentilos 95 de las concentraciones de las sustancias presentes en Azul y Tres Arroyos, con sus correspondientes distribuciones probabilísticas.

La duración del evento de baño (Tevent), que además de participar en la ecuación 2 es relevante para la dosis dérmica absorbida por evento, DAevent en la ecuación 3) se estimó probabilísticamente en base a encuestas realizadas durante las temporadas de verano de 2010-2011 y 2011-2012 en el Balneario Del Azul (Peluso et al., 2012a). La frecuencia anual (EF, común en las ecuaciones 2 y 3) se estimó en base a parámetros climáticos como la cantidad de días durante la temporada veraniega con días de temperaturas mayores a 27 grados y

ausencia de lluvias durante todo el día. La duración de la exposición (ED, común en las ecuaciones 2 y 3) se trató probabilísticamente, asumiendo una distribución triangular con límites mínimos y máximos de 1 y 30 años, respectivamente, y una moda igual a 15 (Peluso et al., 2012a).

Tabla 1. P⁹⁵ de las concentraciones de los pesticidas comunes encontrados en aguas de Azul y Tres Arroyos (valores en mg L^{-1}).

Pesticidas	Az	TA	T. Dist.
α -HCH	6,44E ⁻⁰⁵	1,36E ⁻⁰⁵	Beta
γ -HCH	2,91E ⁻⁰⁶	8,48E ⁻⁰⁷	Logística
Aldrín	9,36E ⁻⁰⁶	3,05E ⁻⁰⁶	T-student
Endo I	6,82E ⁻⁰³	9,17E ⁻⁰⁷	Min. Ext.
Endo Sul	4,49E ⁻⁰⁶	9,16E ⁻⁰⁶	T-student
γ -Clor	2,83E ⁻⁰⁵	1,82E ⁻⁰⁶	Logística
Hepta	2,84E ⁻⁰⁵	2,16E ⁻⁰⁵	Logística

Referencias: Az: Azul; TA: Tres Arroyos; T.Dist: Modelo de distribución de P; HCH: Hexaclorociclohexano; Endo: Endosulfán; Min. Ext.: Mínimo extremo; Sul: Sulfato; Hepta: Heptacloro

La dosis absorbida por evento (DAevent de la ecuación 3) se estimó en base al modelo de estado estacionario de USEPA que calcula la dosis absorbida por el estrato córneo de la piel en función de la concentración de la sustancia en el medio, la permeabilidad de la piel a esa sustancia y la duración del contacto (USEPA, 2007).

La extensión de la superficie de contacto entre la piel y el agua (ESA), fue calculada en base a la ecuación de DuBois y DuBois (1916), corregida por un factor denominado Patrón de Baño, que representa el porcentaje del cuerpo efectivamente sumergido en función del tiempo dado el comportamiento del individuo durante el evento (Peluso et al., 2012a). La ecuación 4 muestra como se estima ESA.

$$ESA = (H^{0,725} * Bw^{0,425} * 0,007184) * BP \quad (4)$$

donde

ESA: Extensión de la superficie de contacto entre la piel y el agua (cm^2)

H: altura del individuo expuesto (cm)

Bw: peso del individuo expuesto (kg)

BP: Patrón de baño (adimensional)

En Tabla 2 se presentan los percentilos 95 de cada variable probabilística distinta a la

concentración para el cálculo de ADDI y ADDC. Salvo para el caso de DAevent (que depende de las concentraciones) y de EF (que depende de variables climáticas), cuyos valores son propias del sitio, el resto de las variables para el cálculo de la exposición son comunes a ambos sitios estudiados. Los valores de los percentiles 95 de la dosis dérmica absorbida por evento se presentan en la Tabla 3.

El riesgo por efecto no carcinogénico (NC) por sustancia se estima como la razón entre la dosis de exposición para la misma y una dosis referencial basada en información toxicológica (dosis de referencia o RfD) específica para cada vía de exposición (USEPA, 1989). Dado que se consideraron dos vías de exposición el riesgo no carcinogénico correspondiente a cada sustancia se estima como la suma, iteración por iteración de monte carlo, de los riesgos de cada vía de exposición (riesgo agregado). El riesgo por efecto carcinogénico (C) se estimó como el producto de la dosis de exposición de cada sustancia por un valor referencial (factor de pendiente o SF) también específico para cada vía de exposición (USEPA, 1989); en este caso también se calculó el riesgo agregado iteración por iteración. Para hacer coherentes los resultados entre el riesgo NC y C, los resultados de este último también se convirtieron en proporciones respecto del valor 10^{-5} (Peluso et al., 2012a), establecido por normas argentinas de calidad de agua para consumo humano para sustancias carcinogénicas (Goransky y Natale, 1996).

Tabla 2. Valores de P^{95} para las distintas variables para el cálculo de la dosis de exposición.

Parámetros ADDI y ADDC	Az	TA
Tevent (minutos)	27,72E ⁺⁰¹	
EF (días)	46,01	47,59
ED (años)	25,86	
BW (kg)	41,26	
H (cm)	145,00	
BSA (cm ²)	12,40 E ⁺⁰³	
BP (adimensional)	0,83	
ESA (cm ²)	93,37 E ⁺⁰²	

Referencias: Tevent: duración del evento; EF: frecuencia de la exposición; ED: duración de la exposición; BW: peso corporal; H: altura corporal; BSA: superficie corporal total; BP:

patrón de baño; ESA: superficie corporal efectiva

Por lo tanto, el valor de los RSH de los pesticidas se estimaría como la adición de los riesgos NC y de las proporciones de los riesgos C respecto del valor de 10^{-5} tal como se aprecia en la ecuación 5. El resultado es adimensional.

Los valores de RfDI y C y de los SFI y C, se obtuvieron de la base de datos IRIS de USEPA (2012), y pueden apreciarse en la Tabla 3.

$$RSH = \left(\frac{ADDI}{RfDI} + \frac{ADDC}{RfDC} \right) + (ADDI * SFI + ADDC * SFC) / 10^{-05} \quad (5)$$

donde

RSH: Riesgo a la salud humana

I: ingesta

C: Contacto dérmico

Tabla 3. Valores de P^{95} para la Dosis Dérmica por Evento y referenciales toxicológicos, por sustancia.

Pest.	DDE Az	DDE TA	RfD I	RfD D	SF I	SF D
α-HCH	5,98 E ⁻⁰⁹	4,08 E ⁻⁰⁹	3,00 E ⁻⁰⁴	3,00 E ⁻⁰⁴	6,30 E ⁺⁰⁰	6,30 E ⁺⁰⁰
γ-HCH	4,87 E ⁻¹⁰	5,22 E ⁻¹⁰	3,00 E ⁻⁰⁴	3,00 E ⁻⁰⁴	1,30 E ⁺⁰⁰	1,30 E ⁺⁰⁰
Aldrín	1,27 E ⁻⁰⁸	1,61 E ⁻⁰⁸	3,00 E ⁻⁰⁵	3,00 E ⁻⁰⁵	1,70 E ⁺⁰¹	1,70 E ⁺⁰¹
Endo. I	9,46 E ⁻¹¹	3,55 E ⁻¹¹	6,00 E ⁻⁰³	6,00 E ⁻⁰³	N.A.	N.A.
Endo. Sul	4,72 E ⁻¹⁰	3,87 E ⁻¹⁰	6,00 E ⁻⁰³	6,00 E ⁻⁰³	N.A.	N.A.
γ-Clor	4,12 E ⁻⁰⁹	1,17 E ⁻⁰⁹	5,00 E ⁻⁰⁴	4,00 E ⁻⁰⁴	2,50 E ⁻⁰⁴	4,38 E ⁻⁰¹
Hept	1,33 E ⁻⁰⁸	3,27 E ⁻⁰⁸	5,00 E ⁻⁰⁴	5,00 E ⁻⁰⁴	4,50 E ⁺⁰⁰	4,50 E ⁺⁰⁰

Referencias: DDE: dosis dérmica por evento ($\text{mg cm}^{-2} \text{ event}^{-1}$); RfD: dosis de referencia ($\text{mg kg}^{-1} \text{ día}^{-1}$); I: ingesta; D: dérmico; SF: factor de pendiente ($\text{mg kg}^{-1} \text{ día}^{-1}$)⁻¹

Modelo de cálculo y estimación de Efectos a la Salud de la Biota

En el modelo DelAzulPestRisk, el riesgo para la biota (RSB) se estima en base a la relación entre la concentración del agroquímico en el agua y la concentración umbral de base toxicológica para los organismos del ecosistema seleccionados, o relación PEC/PNEC (USEPA, 2004). Si PEC/PNEC < 1, no deberían ocurrir efectos negativos sobre el organismo sobre el cual se escogió el PNEC.

El valor de PEC utilizado es la distribución de probabilidad de las concentraciones de cada

pesticida, la misma que se utilizó para el cálculo del RSH. El resultado del RSB es una distribución de valores obtenida por la adición de las relaciones PEC/PNEC para los dos grupos biológicos escogidos como representativos de la biota local. Esta adición se realiza iteración por iteración mediante la aplicación de Monte Carlo.

Los grupos de organismos seleccionados para ser usados como referentes para estimar la potencialidad de generar efectos a la biota dulceacuática son un microinvertebrado (*Daphnia magna*, "Pulga de agua", Arthropoda Crustacea, cuyo PNEC proviene de ensayos de toxicidad aguda, LC50 de 48 hs), y un pez (*Cyprinus carpio*, "Carpa común", Chordata Actinopteri, con PNEC surgido de LC50 de 96 hs). Se seleccionaron estos organismos debido a su presencia en los cursos de agua estudiados. Estos valores de PNEC se obtuvieron con ECOSAR (USEPA, 2011a). Este software usa la relación estructura-actividad para predecir la toxicidad acuática de una sustancia en base a la similitud estructural de la sustancia con sustancias similares sobre las que sí existe información de toxicidad (USEPA, 2011a). En la Tabla 4 se presentan los valores de PNEC para los dos organismos de la biota.

El valor de los efectos potenciales a la biota de las sustancias entonces se estimaría como la adición de las relaciones PEC/PNEC para estos dos organismos, tal como se presenta en la ecuación 6. El valor de RSB también es adimensional.

$$RSB = \frac{PEC}{PNEC_{D.magna}} + \frac{PEC}{PNEC_{C.carpio}} \quad (6)$$

El modelo realiza la adición de los RSH a RSB, tal como se apreció por la ecuación 1, iteración por iteración durante al aplicación de Monte Carlo.

Tabla 4. Valores PNEC (mg L⁻¹) para el microcrustáceo y pez representativos de la biota

Pest.	Dap.	Cyp.
α-HCH	1,56	2,24
γ-HCH	1,56	2,24
Aldrín	0,02	0,02
Endo. I	10,64	15,13
Endo. Sul	8,50	11,77
γ-Clor	0,02	0,01
Hept	0,11	0,10

Referencias: Dap. *Daphnia sp.*; Cyp. *Cyprinus sp.*

Modelo de cálculo de los Factores de Agravamiento

El término FA de la ecuación 1 funciona como un "agravador" de los efectos potenciales a la salud humana o a la biota de las sustancias en función de que, además, pudieran generar otros efectos ambientales negativos, tales como la alta persistencia o el potencial de bioconcentración. El factor de agravamiento responde a la ecuación 7.

$$FA = \text{Persist} + \text{BCF} \quad (7)$$

donde

Persist: persistencia (hs)

BCF: factor de bioconcentración (es l kg⁻¹)

Ambos valores se estimaron a partir de EPISUITE 4.1 (USEPA, 2011b). En esta herramienta digital, a partir de la identificación de la molécula y de la cantidad de sustancia liberada al medio, estima cuantitativamente el reparto porcentual en base a la fugacidad, y también la vida media en distintos compartimentos ambientales en base a un módulo de cálculo denominado BLOWIN, el cual escala los resultados de la vida media según una serie de valores decrecientes en función de la duración de la misma. Esta sería aproximadamente: 1 (vida media medida en años), 2 (en meses), 3 (en semanas), 4 (en días) y 5 (en horas) (Peluso et al., 2012a).

Dado que los resultados de la vida media se obtienen en una escala decreciente de gravedad (a mayor valor, menor impacto ambiental potencial), para que la persistencia cumpla su rol de "potenciador" debió invertirse la escala. Esto se realizó siguiendo la ecuación 8.

$$\text{Persist} = 5 - \text{VM} \quad (8)$$

donde

VM: valor de vida media en el compartimento acuático

Para el cálculo de BCF, EPISUITE posee un módulo de estimación denominado BCFBAF, que estima el BCF de un compuesto orgánico usando el log del coeficiente de partición octanol-agua de la sustancia. Por lo tanto, el factor de agravamiento quedó como se observa en la ecuación 9.

$$FA = (5 - \text{VM}) + \log \text{BCF} \quad (9)$$

Este factor de agravamiento es

adimensional por definición, y sólo agrava la situación si existe riesgo a la salud o a la biota. Es decir, se estableció que se aplica si el RSH o RSB es ≥ 1 .

Comparación entre ambos estudios

Se compararon los resultados de los estudios de Azul y Tres Arroyos para identificar los pesticidas de mayor peligrosidad ambiental en cada caso, utilizando para ello los percentilos 95 de las distribuciones obtenidas por Monte Carlo. Este indicador estadístico es el que recomienda la USEPA como representativo de los resultados ya que es conservador pero sin caer en el extremo que implicaría usar el valor máximo (USEPA, 1989). Se aplicó una relación porcentual para conocer las diferencias entre los resultados del modelo como totalidad y de cada módulo de manera desagregada.

Resultados

Se consideraron los siete pesticidas organoclorados comunes entre ambos estudios: α y γ -HCH, Aldrín, Endosulfán I, Endosulfán Sulfato, γ -Clordano y Heptacloro. La Tabla 5 presenta los resultados del RSH+RSB en base al 95 percentilo (P^{95}) de la distribución de valores obtenida por Monte Carlo. Los resultados muestran que si bien la peligrosidad ambiental para los ambientes es muy baja (ningún valor se encuentra a menos de dos órdenes de magnitud del valor 1), la situación para Tres Arroyos es levemente más grave dados los valores de Aldrín y Heptacloro.

Tabla 5. Valores de los P^{95} de RSH+RSB para Azul y para Tres Arroyos.

Pest.	Az	TA	TA/AZ
α -HCH	4,34E ⁻⁰²	4,21E ⁻⁰³	0,10
γ -HCH	9,82E ⁻⁰⁴	9,14E ⁻⁰⁵	0,09
Aldrín	3,94E ⁻⁰³	9,85E ⁻⁰²	25,00
Endo I	1,32E ⁻⁰⁶	3,12E ⁻⁰⁷	0,24
Endo Sul	1,09E ⁻⁰⁵	3,23E ⁻⁰⁶	0,30
γ -Clor	7,21E ⁻⁰⁴	2,22E ⁻⁰³	3,08
Hept	6,26E ⁻⁰²	9,23E ⁻⁰²	1,47

Referencias: RSH+RSB: riesgo a la salud humana + riesgo a la salud de la biota

La Tabla 5 muestra también las relaciones entre los percentilos 95 de cada sustancia, comparando los resultados de Tres Arroyos con Azul. Puede verse que la sustancia más peligrosa (Aldrín) genera una situación 25 veces más grave en Tres Arroyos que en Azul. Por

otro lado, la segunda sustancia más peligrosa en Azul (α -HCH) genera un riesgo 10 veces mayor que en Tres Arroyos.

La Tabla 6 permite conocer si los efectos potenciales a la salud humana o a la biota tienen mayor preponderancia. Salvo en un par de casos (γ -Clordano en Azul y Endosulfán Sulfato en Tres Arroyos), el riesgo a la salud humana es mayor. La sustancia que genera el mayor riesgo RSH+RSB (Aldrín en Tres Arroyos, como se dijo) el componente RSH es casi 300 veces mas importante que el RSB. El caso extremo de diferencias entre el valor de RSH respecto del de RSB corresponde al Heptacloro, segunda sustancia de mayor valor de RSH+RSB, cuya diferencia es de casi 3000 veces.

Tabla 6. Valores de los P^{95} de RSH y de RSB, y razón entre ellos, para Azul y para Tres Arroyos.

Pest.	Az			TA		
	RSH	RSB	RSH/RSB	RSH	RSB	RSH/RSB
α -HCH	4,30E ⁻⁰²	7,01E ⁻⁰⁵	613,41	4,20E ⁻⁰³	1,52E ⁻⁰⁵	276,32
γ -HCH	9,69E ⁻⁰⁴	5,81E ⁻⁰⁶	166,78	9,05E ⁻⁰⁵	9,24E ⁻⁰⁷	97,94
Aldrín	3,04E ⁻⁰³	1,06E ⁻⁰³	2,87	9,82E ⁻⁰²	3,45E ⁻⁰⁴	284,64
Endo. I	7,31E ⁻⁰⁷	7,31E ⁻⁰⁷	1,00	1,92E ⁻⁰⁷	1,47E ⁻⁰⁷	1,31
Endo. Sul	5,98E ⁻⁰⁶	5,84E ⁻⁰⁶	1,02	1,69E ⁻⁰⁶	1,86E ⁻⁰⁶	0,91
γ -Clor	3,52E ⁻⁰⁴	4,45E ⁻⁰⁴	0,79	2,01E ⁻⁰³	2,86E ⁻⁰⁴	7,03
Hept	6,06E ⁻⁰²	5,19E ⁻⁰⁴	116,76	9,23E ⁻⁰²	3,23E ⁻⁰⁵	2857,59

Referencias: RSH: riesgo a la salud humana; RSB: riesgo a la salud de la biota

La Tabla 7 permite apreciar los valores de los factores de agravamiento y sus componentes, que, dado que son propios de la sustancia, son iguales en Azul que en Tres Arroyos. En la tabla también se presentan los resultados de la aplicación del modelo, calculando el riesgo ambiental DelAzulPestRisk (RA) para aquellas sustancias en las que se alcanzó un valor de RSH+RSB > 1, aunque ello ocurrió sólo en los valores máximos de la distribución. Esto ocurrió sólo para el Aldrín y para el Heptacloro en Tres Arroyos. Dado que los valores de RA que se presenta corresponden a los 95 percentilo de las distribuciones de valores de (RSH+RSB)*FA de estas sustancias, ninguno de los dos valores llega a la unidad, aunque se acercan.

La Tabla 7 también muestra que Aldrín y Heptacloro, más allá de su mayor gravedad por el riesgo RSH+RSB, además pueden generar un riesgo ambiental mayor por sus altas persistencia y potencial de bioconcentración: estas sustancias poseen el segundo y tercer mayor valor de FA.

Discusión

Existen numerosos ejemplos de modelos integrados para la evaluación de la calidad del agua en la literatura (Peluso et al., 2012c). DelAzulPestRisk es un modelo basado en el riesgo que permite evaluar los efectos negativos potenciales de los pesticidas presentes en los ambientes acuáticos en base a sus propiedades toxicológicas, ecotoxicológicas, fisicoquímicas y de comportamiento en el medio. Tal como otros modelos (por ejemplo, Swanson et al. 1997; Boriani et al. 2010), fue estructurado en módulos integrados para estimar los efectos potenciales a la salud humana y a la biota en particular, y el ambiente como un todo en general.

Tabla 7. Valores del factor de agravamiento y sus componentes, y del riesgo ambiental, para los pesticidas de ambas zonas de estudio.

Pest.	Persist	Log BCF	FA	RA AZ	RA TA
α-HCH	3,48	2,40	5,88		
γ-HCH	3,48	2,40	5,88		
Aldrín	4,28	3,96	8,24		8,11 E ⁻⁰¹
Endo. I	4,38	2,19	6,57		
Endo. Sul	4,41	2,08	6,49		
γ-Clor	4,94	4,12	9,06		
Hept	4,47	3,28	7,75		7,16 E ⁻⁰¹

Referencias: Persist: persistencia; LogBCF: log del factor de bioconcentración; FA: factor de agravamiento.

Se define la evaluación del riesgo integrada como un enfoque basado en la ciencia que combina los procesos de estimación del riesgo para el ser humano, la biota y los recursos naturales en una misma evaluación (IPCS, 2001). Este enfoque integrado, si bien viene siendo pregonado desde hace bastante tiempo (por ejemplo, Harwell et al., 1992; Harvey et al., 1995; Suter et al., 1995; Van Leeuwen y Hermans, 1995, etc.) aún no es muy frecuente de ver en la literatura científica. El modelo DelAzulPestRisk estima de manera integrada el

riesgo a la salud humana y a la biota. Si, además, tiene en consideración otras características que agravan la situación de contaminación de los recursos hídricos (la persistencia y la bioacumulación), se puede decir que el modelo permite generar una "visión general" del riesgo ambiental que ocasionan los pesticidas presentes en el medio no sólo en función de características propias de las sustancias sino también de sus concentraciones.

Este modelo, si bien se ha diseñado y aplicado para evaluar la calidad del agua superficial, es perfectamente adaptable para evaluar aguas subterráneas también, que es el próximo paso. En ese contexto, si bien el uso recreativo estaría en este caso asociado al posible uso del agua para el llenado de una pileta, por ejemplo, el riesgo principal de exposición que debería ser tenido en cuenta sería la ingesta de agua como bebida, y el contacto dérmico y posiblemente la inhalación durante el baño en ducha. Respecto del riesgo ecológico debe analizarse el impacto potencial del agua por su uso para la bebida de animales domésticos o de producción, o para riego. Y el factor de agravamiento es perfectamente aplicable tal cual está, o con leves modificaciones.

Este análisis permitió detectar cuáles sustancias serían importantes de controlar o monitorear. Además, permitió diferenciar los ambientes en un contexto de gestión con cierta vacancia de herramientas de evaluación de la calidad del agua.

Los resultados de DelAzulPestRisk permiten hacer un análisis comparativo de los riesgos, útil para establecer prioridades de análisis de calidad, para complementar normativas, y, eventualmente, aportar al marco legal.

Conclusiones

Los pesticidas organoclorados comunes en aguas del partido de Azul y de Tres Arroyos son α y γ-HCH, Aldrín, Endosulfán I, Endosulfán Sulfato, γ-Clordano y Heptacloro. El riesgo ambiental estimado en base al modelo DelAzulPestRisk es muy bajo ya que ninguna sustancia genera un riesgo mayor a dos órdenes de magnitud por debajo del valor límite del riesgo a la salud humana o a la biota. La situación para Tres Arroyos es levemente más grave dados los valores de Aldrín y Heptacloro con respecto a los de Heptacloro y α-HCH, sustancias generadoras de los mayores valores estimados para Azul. Salvo en un par de casos, uno para cada sitio de estudio, el valor del modelo está principalmente explicado por el

riesgo a la salud humana. El modelo mostró también que esas sustancias, además, podrían generar un riesgo ambiental mayor por sus altas persistencia y potencial de bioconcentración.

La aplicación de DelAzulPestRisk permitió establecer diferencias entre ambos sitios de estudio al hacer un análisis comparativo de los riesgos ambientales, establecer qué tipo de riesgo lo explica, y si además deben considerarse otros agravantes ambientales, tal la persistencia y la bioconcentración. Este modelo puede convertirse en una herramienta de evaluación de la calidad del agua útil en caso de vacancia. Si bien el modelo se ha aplicado a la evaluación de aguas superficiales, es fácilmente adaptable a su uso en aguas subterráneas.

Referencias

- Bolognesi, C. 2003. Genotoxicity of pesticides: a review of human biomonitoring studies. *Mutat. Res.* 543:251-272.
- Boriani E, Mariani A, Baderna D, et al. 2010. ERICA: A multiparametric toxicological risk index for the assessment of environmental healthiness. *Env Int* 36: 665–74.
- Decisioneering (2007). *Crystal Ball*. Version 11.1 software.
- DuBois D and DuBois DF. 1916. A formula to estimate the approximate surface area if height and weight be known. *Arch Intern Med* 17: 863-71.
- Goransky, R., Natale, O. 1996. Bases Metodológicas para el Establecimiento de Normas Locales de Calidad de Agua para Consumo Humano. Informe Final. Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. Instituto Nacional de Ciencia y Técnica Hídricas.
- Harvey, T., Mahaffey, K., Velazquez, S., Dourson, M. 1995. Holistic risk assessment: an emerging process for environmental decisions. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 22(2):110-7.
- Harwell, M., Cooper, W., Flaak, R. 1992. Prioritizing ecological and human welfare risks from environmental stresses. *Environ. Manage.* 16:451-64.
- International Programme on Chemical Safety (IPCS). 2001. In: Suter, G., Vermiere, T., Munns, W., Sekizawa, J. (Eds.). A framework for the Integration of Health and Ecological Risks, December, WHO, Geneva.
- Peluso, F., Gonzalez Castelain, J., Rodríguez, L. y Othax, N. 2012a. Assessment of the chemical quality of recreational bathing water in Argentina by health risk analysis. *Hum Ecol Risk Assess*, 18(6): 1186-215.
- Peluso F.; Othax N.; González Castelain J.; Dubny S., 2012b. Applying Health Risk Analysis to Assess the Chemical Quality of Water for Recreational Bathing: Case of Tres Arroyos Creek, Buenos Aires, Argentina. En prensa en *Hum Ecol Risk Assess*.
- Peluso, F., Grosman, F., Gonzalez Castelain, J., et al. 2012c. Pesticide risk index of Del Azul water creek (Argentina): tool for predicting their overall environmental hazard, CH 12: 240-263. In M. Jokanovic Ed. The Impact of Pesticides. Academy publish, Publishing Services LLC, USA.
- Suter, G., Cornaby, B., Hadden, C., et al. 1995. An approach for balancing health and ecological risks at hazardous waste sites. *Risk Anal*, 15(2): 221-31.
- Swanson, M., Davis, G., Kincaid, L., et al. 1997. A screening method for ranking and scoring chemicals by potential human health and environmental impacts. *Environ Toxicol Chem*, 16: 372-83.
- USEPA US Environmental Protection Agency. 1989. Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume 1: Human Health Evaluation Manual. EPA/540/1-89/002. Washington DC, USA
- USEPA US Environmental Protection Agency. 2004. Overview of the Ecological Risk Assessment Process in the Office of Pesticide Programs, Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances Office of Pesticides Programs. Washington D.C., USA.
- USEPA US Environmental Protection Agency. 2007. Concepts, Methods and Data Sources for Cumulative Health Risk Assessment of Multiple Chemicals, Exposures and Effects: A Resource Document, National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development EPA/600/R-06/013F. Washington D.C., USA.
- USEPA US Environmental Protection Agency. 2011a. ECOSAR (Ecological Structure Activity Relationships Program). <http://www.epa.gov/oppt/newchems/tools/21ecosar.html>
- USEPA US Environmental Protection Agency. 2011b. EPISUITE Estimation Program Interface (EPI) Suite Version 4.10. <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.html>
- USEPA US Environmental Protection Agency. 2012. IRIS (Integrated Risk Information System) Database. <http://www.epa.gov/iris>
- Van Leeuwen, C., Hermens, J. 1995. Risk assessment of Chemicals: An Introduction. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, Netherlands.

Análisis de la variación de espesor de agua dulce en cordones de conchillas del humedal de Bahía Samborombón, Argentina

Alejandro Roig¹, Eleonora Carol², Eduardo Kruse²

¹ - Departamento de Ciencias Básicas, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de La Plata 47 y

1

²-Cátedra de Hidrología General, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata 64 n°3 La Plata, Argentina. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

Mail de contacto: eleocarol@fcnym.unlp.edu.ar

RESUMEN

El sector central y norte del humedal de la Bahía de Samborombón se caracteriza por la presencia de lentes de agua dulce alojadas en cordones de conchilla. En este trabajo se simulan las variaciones en el espesor de agua dulce como consecuencia de cambios en el régimen de lluvias (recarga), en la conductividad hidráulica y en el ancho de los cordones. En función las características hidrogeológicas de los cordones y de la planicie costera adyacente se estimó el espesor teórico de agua dulce a partir de la simulación matemática con un modelo analítico utilizando los valores medios y extremos de dichas variables. Los resultados obtenidos permiten plantear distintas situaciones para los espesores de agua dulce. La simulación matemática efectuada, en asociación con las experiencias cualitativas de campo, representa una herramienta útil para el diseño de las perforaciones y para la preservación de las reservas de agua subterránea.

Palabras clave: modelación matemática, agua subterránea, humedal, Bahía Samborombón.

ABSTRACT

The central and northern sectors of the Samborombón Bay wetland are characterized by the presence of freshwater lenses housed in shell ridges. In this paper we simulate the variations in thickness of these lenses due to changes in rainfall (recharge), in hydraulic conductivity and in the width of the shell ridges. On the basis of the hydrogeological characteristics of the shell ridges and the adjacent coastal plain, the theoretical thickness of the freshwater was estimated from mathematical simulation with an analytical model using the average and extreme values of these variables. The results obtained make it possible to consider different situations affecting freshwater thickness. The mathematical simulation conducted, in association with the qualitative experiences collected in the field, represents a useful tool for the design of drilling operations and the preservation of groundwater reserves.

Keywords: mathematical modeling, groundwater, wetland.

Introducción

La Bahía de Samborombón está formada por una extensa planicie costera a la que se asocian cordones de conchilla (Fig. 1), depositados durante el Holoceno como consecuencia de los sucesivos desplazamientos de la línea de costa debidos a las oscilaciones del nivel del mar (Violante et al., 2001). Los cordones de conchilla son geoformas de relieve positivas que se ubican paralelas a la línea de costa en la parte central y norte de la bahía. Están compuestos por restos sueltos de conchillas marinas, concreciones de carbonatos y arenas que alternan en sectores con capas de arcillas. La alta permeabilidad de las conchillas favorece la recarga autóctona directa a partir de

la infiltración de la lluvia. Dichos cordones forman lentes de agua dulce sobre el acuífero salino, alojado en la planicie costera, hacia la cual descargan su flujo subterráneo (Carol et al., 2012). Las lentes son la única fuente de agua dulce de la región con la cual se abastecen los habitantes a partir de perforaciones someras.

Hidrogeológicamente las lentes de agua dulce en los cordones de conchilla son homologables a las que se desarrollan en islas oceánicas elongadas compuestas por material de alta permeabilidad (Carol et al. 2010). Mientras que, en los cordones de conchilla las lentes están suspendidas sobre el agua salina de la planicie costera, en las islas oceánicas lo hacen sobre el agua marina que subyace el acuífero (Fig. 2). Esta homologación permite

utilizar en estos cordones las ecuaciones de flujo subterráneo unidimensionales definidas por Fetter (1972) para islas oceánicas elongadas.

El objetivo del trabajo es simular las variaciones en el espesor de agua dulce de las lentes producto de cambios en el régimen de lluvias (recarga) y la conductividad hidráulica y ancho de los cordones de conchilla.

La aplicación de modelos matemáticos sencillos que permitan evaluar la morfología de las lentes de agua dulce y pronosticar su variación en función de cambios en las condiciones climáticas es conveniente al momento de planificar diseños de explotación y preservar la calidad del recurso hídrico dulce en la región.

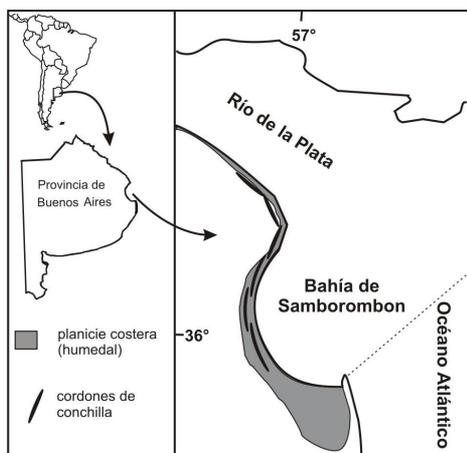


Figura 1. Ubicación del humedal de la Bahía de Samborombón.

Metodología

Se realizaron simulaciones matemáticas a partir de un modelo analítico para estimar el espesor teórico de agua dulce en los cordones de conchilla considerando valores medios y extremos de la recarga subterránea, y de la conductividad hidráulica y ancho de los cordones.

Modelo numérico

La estimación del espesor teórico de agua dulce en las lentes de los cordones se efectuó a partir del modelo analítico definido por Fetter (1972) para estado transitorio y aplicado por Chesnaux y Allen (2008) para islas oceánicas elongadas (ecuaciones 1, 2 y 3).

$$h_{(x)} = \sqrt{\frac{R(x^2 - L^2)}{K(1 - \alpha)}} \quad (1)$$

$$z_{(x)} = -\alpha \sqrt{\frac{R(x^2 - L^2)}{K(1 - \alpha)}} \quad (2)$$

$$E_{\max} = L \left[\sqrt{\frac{R}{K}} \sqrt{1 + \alpha} \right] \quad (3)$$

Siendo h la altura del nivel freático, z la profundidad de la interface, E_{\max} el espesor máximo de la lente de agua dulce, L el ancho del cordón, R la recarga, K la conductividad hidráulica y α la diferencia entre la densidad del agua salina y dulce (Fig. 2). Y en donde, en el contexto de las suposiciones de Dupuit (1863) las superficies equipotenciales son verticales, la velocidad es uniforme sobre la profundidad y la interfaz entre el agua dulce y el agua salada se toma como un límite impermeable para el agua dulce.

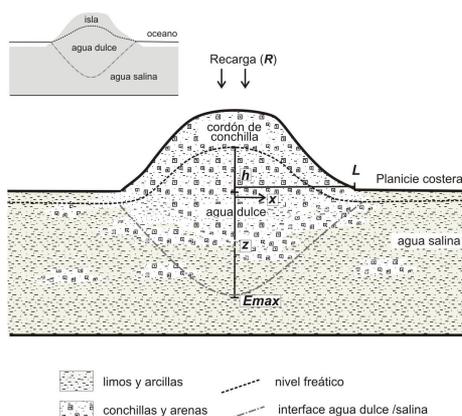


Figura 2. Esquema de un corte transversal de un cordón de conchilla indicando las variables consideradas en el modelo. En el extremo superior izquierdo se muestra un esquema resumido para islas oceánicas.

Determinación de Parámetros

Se determinaron las características hidrogeológicas de los cordones de conchilla y de la planicie costera adyacente de acuerdo al

análisis de información antecedente, la interpretación de imágenes satelitales, las cartas topográficas y relevamientos de campo.

La recarga subterránea determinada a partir de balances hídricos con datos del periodo 1990-2006 (Deluchi et al. 2006, Carol et al. 2010) tiene un valor medio de 0,45 m/año, registrando valores extremos de 0,25 m/año para el año más seco (1996) y 0,80 m/año para el año más húmedo (1993). La conductividad hidráulica determinada por ensayos de bombeo (Sala et al. 1978, Carol et al. 2010) varía entre $5,7 \cdot 10^{-4}$ m/s (en los cordones donde las arenas y conchillas están en parte cementadas) y $2,3 \cdot 10^{-3}$ m/s (en los cordones de mayor granulometría), siendo el valor medio de $1,2 \cdot 10^{-3}$ m/s.

El ancho de los cordones de conchilla varía entre 50 y 600 m, siendo la cota promedio de 7,5 m snm.

La densidad del agua dulce es de $1,000 \text{ g/cm}^3$, mientras que salina de la planicie costera varía en función de la recarga siendo de $1,021 \text{ g/cm}^3$ cuando la recarga es máxima, de $1,023 \text{ g/cm}^3$ cuando es media y de $1,025 \text{ g/cm}^3$ cuando es mínima.

Resultados

El espesor de la lente de agua dulce en función del ancho del cordón muestra una relación lineal. El valor de la pendiente de la recta indica el incremento del espesor de la lente por cada m que aumenta el ancho del cordón. Para los valores de K medio en condiciones de recarga media se observa que por cada 10 m de ensanchamiento de los cordones el espesor de la lente aumenta 2,30 m. Este aumento en el espesor es de 1,65 m cuando la recarga es mínima y de 3,21 m cuando es máxima (Fig. 3). En los cordones de menor conductividad hidráulica, esta relación entre el aumento del ancho cada 10 m y el espesor de la lente de agua dulce disminuye a 1,19 m cuando la recarga es mínima, 1,66 m para valores de recarga media y 2,32 m cuando la recarga es máxima (Fig. 3). Por su parte, cuando la conductividad hidráulica de los cordones conchiles es máxima aumenta la pendiente de la recta en el gráfico de espesor de la lente en función del ancho del cordón. En estas condiciones de K máxima por cada 10 m que aumenta el ancho del cordón el espesor de la lente de agua dulce aumenta 2,39 m cuando la recarga es mínima, 3,34 m para valores de recarga media y 4,65 m cuando la recarga es máxima (Fig. 3).

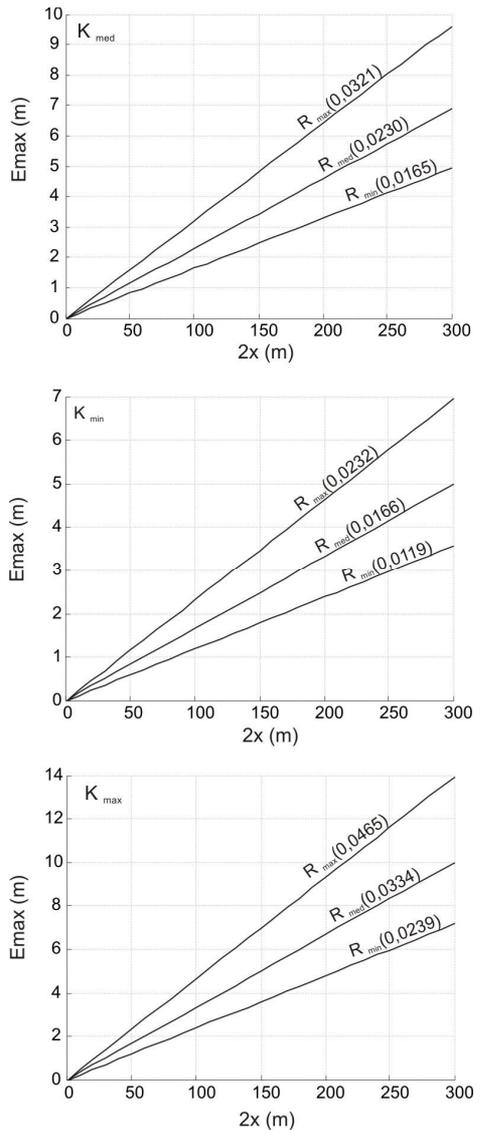


Figura 3. Estimación de la variación del espesor máximo (E_{max}) de las lentes de agua dulce en función del ancho del cordón de conchilla para valores de conductividades hidráulicas medias (K_{med}), mínimas (K_{min}) y máximas (K_{max}), y para valores de recarga media (R_{med}), mínima (R_{min}) y máxima (R_{max}). Entre paréntesis se indica el valor de las pendientes de las rectas.

En todos los casos, el espesor de la lente de agua dulce en función del ancho del cordón presenta una pendiente de la recta que tiene para condiciones de recarga máxima un valor cercano al doble respecto a las condiciones de recarga mínima.

Se simuló la variación del espesor de la lente de agua dulce, eligiendo como casos de estudios los cordones más anchos del área (600 m de ancho) y cordones angostos (de 50 m de ancho) para las distintas condiciones extremas de las variables, en una sección transversal a la mayor elongación del cordón de conchilla (Fig. 4 y 5).

De la comparación de los gráficos para K media, mínima y máxima en cordones de 600 m de ancho (Fig. 4) se observa que aquellos de baja permeabilidad son los que desde el centro hacia el borde del cordón presentan menor variación en el espesor de la lente de agua dulce (Fig. 4). En la cresta del cordón el espesor de la lente varía de 6,5 m en condiciones de máxima recarga a 3,5 m con recarga mínima, mientras que a 200 m de la cresta hacia el borde varía de 5,1 m a 2,8 m respectivamente. Por su parte, las mayores variaciones del espesor de la lente en la sección transversal se observan en los cordones de mayor permeabilidad. En la cresta del cordón el espesor de la lente varía de 13,8 m en condiciones de máxima recarga a 6,7 m con recarga mínima, mientras que a 200 m de la cresta hacia el borde varía de 10,2 m a 4,9 m respectivamente.

Las simulaciones para cordones de 50 m (Fig. 5) de ancho muestran un comportamiento comparable con las de 600 m en relación al acuñamiento de la lente hacia los bordes. Esto muestra que la conductividad hidráulica de los sedimentos y la recarga son los factores que condicionan la forma de las lentes y no el ancho de los cordones. Por su parte, la característica más notoria en los cordones de 50 m de ancho es que en todos los casos las lentes de agua dulce tienen espesores inferiores a 1,5 m. Esto determina que el volumen de agua dulce posible de acumular en este tipo de cordones sea escaso y muy dificultosa su explotación.

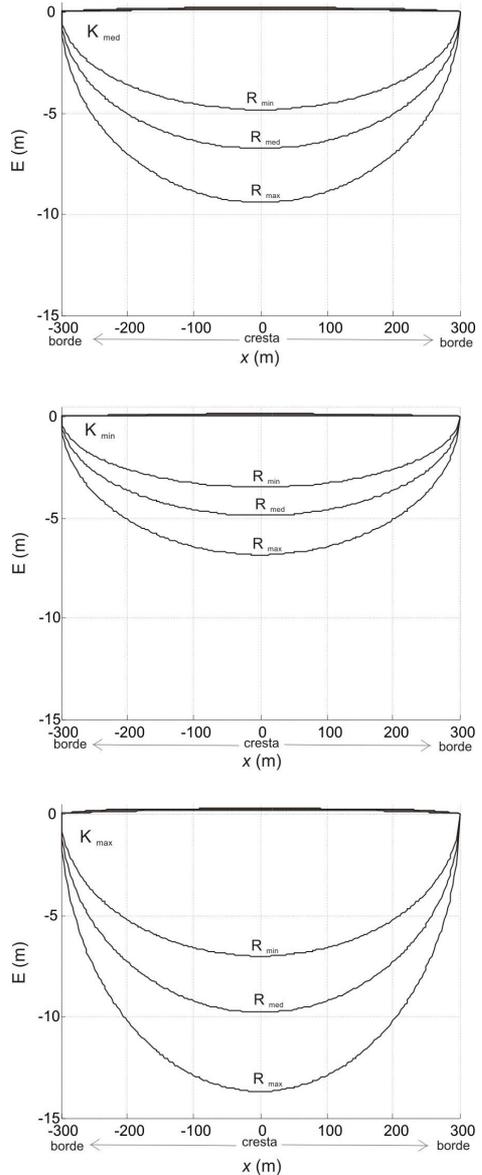


Figura 4. Estimación de la variación del espesor de las lentes de agua dulce en un cordón de 600 m de ancho para valores de conductividades hidráulicas medias (K_{med}), mínimas (K_{min}) y máximas (K_{max}), y para valores de recarga media (R_{med}), mínima (R_{min}) y máxima (R_{max}).

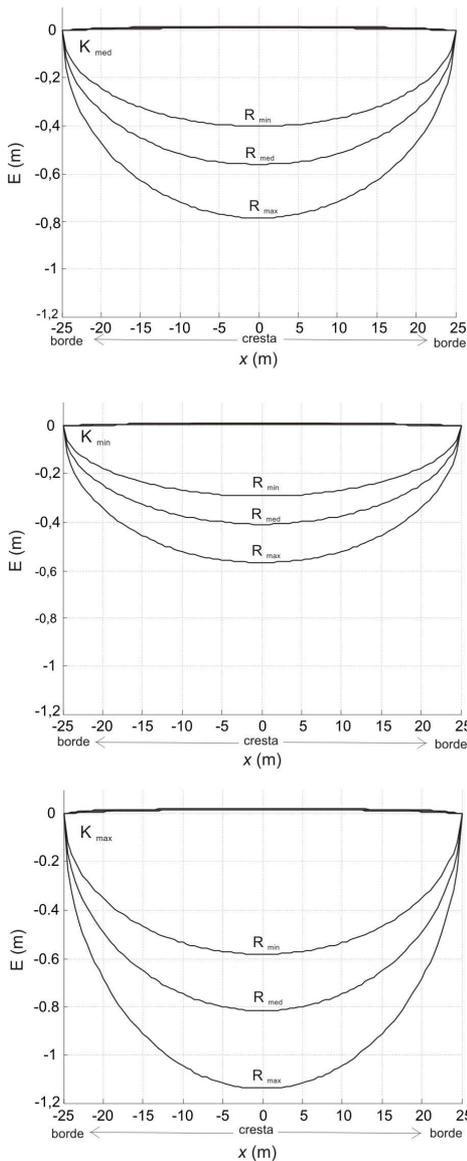


Figura 5. Estimación de la variación del espesor de las lentes de agua dulce en un cordón de 50 m de ancho para valores de conductividades hidráulicas medias (K_{med}), mínimas (K_{min}) y máximas (K_{max}), y para valores de recarga media (R_{med}), mínima (R_{min}) y máxima (R_{max}).

Discusión y conclusiones

El desarrollo población dentro del humedal se restringe a pequeños asentamientos donde habitan cerca de 40 personas o a cascos de estancias aislados. En estos sitios el abastecimiento de agua dulce se realiza a partir de perforaciones de agua en los cordones de conchilla, en donde los perforistas deciden la profundidad del pozo en función de su experiencia y de la posición del nivel freático en el momento de realizar la perforación. En muchos casos en los años de escasas precipitaciones los pozos se salinizan y deben hacerse nuevas perforaciones. Como el espesor de la lente disminuye se corre un mayor riesgo de sobrepasar la interfase al perforar y extraer agua salina. Por ejemplo los años 1996 y 2008 fueron años muy secos en donde la mayoría de las estancias tuvo que realizar nuevas perforaciones por problemas de salinización de los molinos existentes. Gran parte de los propietarios de los campos indican que parte de los nuevos pozos extraían igualmente agua salina y que solo pudieron utilizarse para abastecimiento humano cuando el régimen de lluvias se normalizó.

Las simulaciones realizadas a partir de cálculos sencillos que contemplan las variaciones extremas en las condiciones de recarga y permeabilidad constituyen una herramienta útil para planificar la profundidad de las perforaciones. Esto también permite aprovechar el mayor espesor de la lente y evitar la salinización del pozo. En función de información de fácil obtención, tal como lo es el ancho del cordón, la distancia de la perforación respecto de la cresta del cordón y las características litológicas es posible diseñar la perforación contemplando las condiciones mínimas y máximas de recarga, a fin de evitar los problemas anteriormente mencionados. Cabe aclarar que como la interface es una franja de salinidad variable, las geometrías resultantes (y los recursos de agua dulce) pueden ser menores que las estimadas, y además los procesos de upconing pueden limitar la explotación, debido a las pequeñas dimensiones que tienen las lentes.

En relación al desarrollo poblacional, nótese también que las simulaciones muestran que en los cordones angostos, se desarrollan lentes de agua dulce de escaso espesor. Esto determina que estas geoformas constituyan una reserva de escasa importancia al momento de evaluarlas como fuentes de abastecimiento. No obstante, tienen un rol significativo en la preservación ambiental, dado que suministran

agua de baja salinidad a las especies vegetales autóctonas que albergan los cordones de conchilla, como lo es el bosque nativo de *Celtis tala*.

Referencias

- Carol, E., Kruse, E., Roig, A. 2010. Groundwater travel time in the freshwater lenses of Samborombón Bay, Argentina. *Hydrological Sciences Journal*, 55: 754 – 762.
- Carol, E., Kruse, E. 2012. Hydrochemical characterization of the water resources in the coastal environments of the outer Río de la Plata estuary, Argentina. *Journal of South American Earth Sciences* 37: 113 - 121.
- Chesnaux, R., Allen, D. M. 2008. Groundwater travel times for unconfined island aquifers bounded by freshwater or seawater. *Hydrogeology Journal*, 16: 437–445.
- Deluchi, M., Forte Lay, J., Kruse, E., Laurencena, P., Carol, E., Rojo, A. 2006. Balance hidrológico en un sector de la costa oriental de la Provincia de Buenos Aires. En: *VIII Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea*.
- Dupuit J. 1863. Étude théorique et pratique sur le mouvement des eaux dans les canaux découverts et à travers les terrains Perméables. 2nd ed. Dunod, Paris.
- Fetter CW Jr. 1972. Position of the saline water interface beneath oceanic islands. *Water Resources Research* 8:1307–1315.
- Sala, J., González, N., Hernández, M. 1978. Efectos de una barrera hidráulica natural en las aguas subterráneas del litoral de la Bahía de Samborombón. *Obra del Centenario del Museo de La Plata* IV, 153–166.
- Violante, R., Parker, G., Cavallotto, J. 2001. Evolución de las llanuras costeras del este bonaerense entre la bahía de Samborombón y la laguna de Mar Chiquita durante el Holoceno. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 56: 51 -66.

Implementación del Sistema de Información Geográfico para estudios hidrogeológicos en la cuenca del Salar de Pipanaco, Provincia de Catamarca

María Luna¹, Gimena Ríos¹, Ornella Floriani¹ y Soledad Brusa¹

¹Dirección Provincial de Hidrología y Evaluación de Recursos Hídricos – Secretaría de Recursos Hídricos, Av. Belgrano N° 1494 (Ex-Regimiento - Pabellón N°8) C.A.P.E. Catamarca, Argentina.

Mail de contacto: salarpipanaco@yahoo.com.ar

RESUMEN

Este trabajo muestra los primeros avances de la implementación de un Sistema de Información Geográfico (SIG) utilizando ArcGis 9.0 dentro del marco de las actividades del "Estudio Hidrogeológico de la Cuenca del Salar de Pipanaco", para la confección de un modelo hidrogeológico conceptual y numérico de dicha cuenca, a los fines de generar un sistema de gestión de los recursos hídricos de sus acuíferos.

Palabras Claves: SIG. Hidrogeología. Cuenca. Pipanaco. Catamarca.

ABSTRAC

This paper shows the first progress in the implementation of a Geographic Information System (GIS) ArcGIS 9.0 within the framework of the activities of "Basin hydrogeological study of the Salar de Pipanaco" for the making of a conceptual hydrogeological and numerical model of the basin, for the purpose of generating a system of water resources management of the aquifers.

Key Word: GIS. Hydrogeology. Basin. Pipanaco. Catamarca.

Introducción

Siendo prioridad para el gobierno de Catamarca realizar un manejo sustentable del recurso hídrico uno de los más escasos del país y con el objeto de planificar su uso se hace necesario determinar el verdadero potencial hidrogeológico existente en la Depresión de Pipanaco.

Teniendo en cuenta el incremento de las hectáreas regadas por agua subterránea en la última década en la Provincia, por la políticas de diferimientos fiscales se consideró importante establecer, en primera instancia, un balance hídrico de aguas que permita cuantificar la disponibilidad del recurso hídrico para soportar la actividad actual y/o determinar la posibilidad de incluir otros proyectos productivos en la zona. Por ello, la Dirección Provincial de Hidrología y Evaluación de Recursos Hídricos (DPHyERH) se encuentra trabajando con el sector privado, para realizar el *"Modelo hidrogeológico conceptual y numérico de la depresión de Pipanaco – Sistema de gestión de acuífero departamentos Belén, Andalgalá y Pomán, Provincia de Catamarca"*.

Dentro de este marco las actividades de la DPHyERH consistieron en recopilar, sistematizar y analizar la información

disponible, efectuar campañas para recopilar y validar datos, los cuales han sido el insumo para la elaboración del SIG, y posteriormente incorporarlos al SIG para la elaboración del Modelo Conceptual de la Cuenca.

El área de estudio involucrada en la presente investigación corresponde a la cuenca del Salar de Pipanaco, emplazada en la Provincia Geológica de Sierras Pampeanas Occidentales (Caminos, 1979); tiene una extensión de unos 19000 km² dentro de la Provincia de Catamarca (Bucich, N. 2011), involucrando a los departamentos de Andalgalá, Pomán y Belén.

Esta depresión es de carácter intermontano, y de origen tectónico. La rellenan rocas sedimentarias terciarias, y posiblemente pre-terciarias, cubiertas por sedimentos fluviales y eólicos cuaternarios, constituyendo estos últimos el acuífero actualmente explotado (Sosic, M. 1973). Limita al norte con las sierras de Belén y Capillitas, al este con la sierra de Ambato y al oeste con las sierras de Vinquis y Zapata. Su límite sur corresponde al río Salado o Colorado, dentro de la provincia de Catamarca.

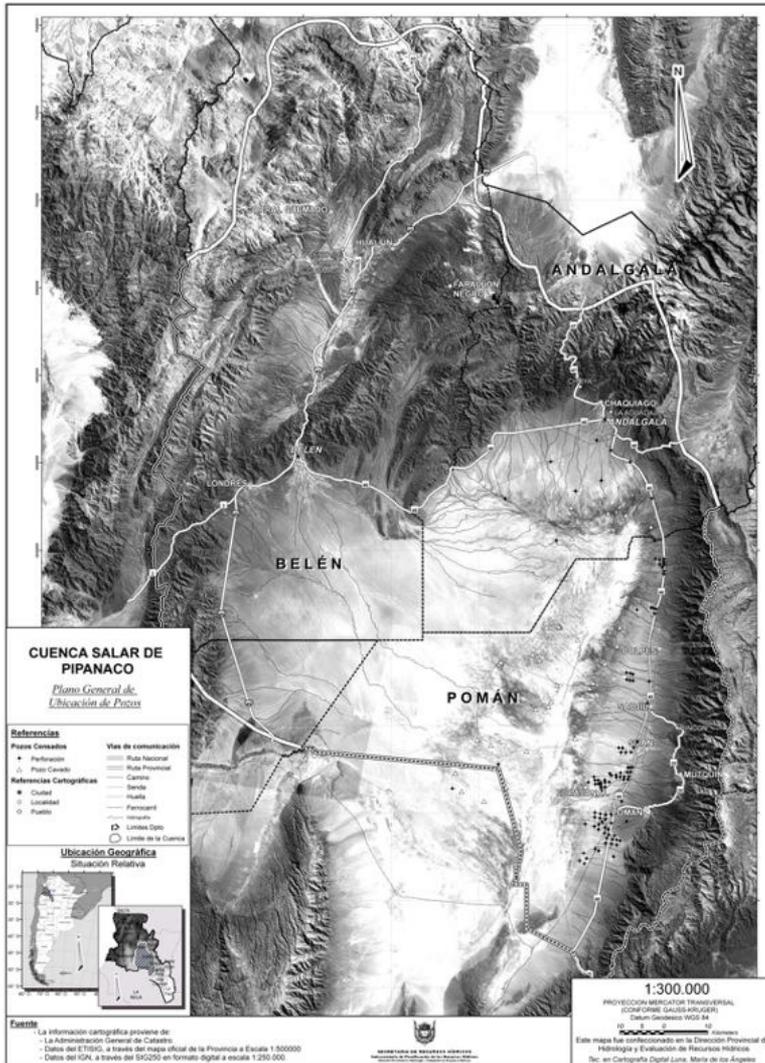


Figura 1. Plano General de Ubicación de la Cuenca del Salar de Pipanaco

Objetivos

Diseñar y actualizar el SIG existente de la Cuenca de Pipanaco para realizar la captura, almacenamiento, manipulación, análisis, modelización, presentación y actualización de datos georreferenciados.

Diagnosticar aquellos problemas complejos de planificación y gestión de la Cuenca Salar de Pipanaco, mediante la confección de cartas temáticas utilizando ArcGis 9.0 para

representar los distintos componentes del medio físico y elementos de ubicación, a través de las distintas capas que componen el SIG.

Incorporar la información generada para ser utilizada en la elaboración del posterior "Modelo hidrogeológico conceptual y numérico de la depresión de Pipanaco – Sistema de gestión de acuífero departamentos Belén, Andalgala y Pomán, Provincia de Catamarca"

Metodología del SIG

Base Topográfica y Cartográfica

Se trabajó para la base de datos con el software ArcGis 9.0 que permitió elaborar 2 modelos:

1) De datos RASTER, el cual involucra el procesamiento digital de la imagen LANDSAT 5-TM5 la cual data de septiembre de 2007.

Se determinaron las áreas regadas mediante técnicas de la teledetección a través de la combinación de las bandas 5-4-3, que permitió identificar en color rojo las zonas húmedas; posteriormente se realizó el mosaico con las imágenes 232-079, 231-079, 231-080, que comprende el área de estudio. El resultado de este procesamiento es la base para la elaboración de las distintas cartas temáticas.

2) Un modelo VECTORIAL representado por una sucesión de líneas, puntos y polígonos que determinan las distintas capas temáticas.

El sistema de referencia es el utilizado por el Instituto Geográfico Nacional: Datum WGS 84 materializado por el marco de referencia POSGAR 94, el sistema de proyección adoptado son Coordenadas Planas (N, E), en la proyección conforme Gauss Krüger.

Sobre la base del mapa topográfico antecedente del área de estudio, se desarrolló una campaña de acotamiento (Carrizo, D. et.al. 2008; Solohaga, C. 2009 y 2010) de las manifestaciones de agua subterránea relevadas mediante el sistema de posicionamiento global con receptores GPS geodésicos de simple frecuencia. Como resultado se obtuvo una precisión de:

- +- 0.50 m en la determinaciones planimétricas.
- +- 0.05 m en la determinaciones altimétricas.

Las alturas se modelaron mediante ajuste al modelo geopotencial EGM96.

En virtud que los puntos acotados son representativos, es decir abarcan el área de estudio y cuentan con una distribución suficiente, se procesó un total de 136 puntos, permitiendo generar un mapa base para la elaboración de la cartografía del modelo matemático.

Se empleo un Modelo Digital de Elevación (MDE) elaborado por la Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) en el marco del proyecto internacional entre la National Imagery and Mapping Agency (NIMA), la National Aeronautics and Space Administration (NASA) y las Agencias Espaciales de Alemania (DLR) e Italia (ASI), lanzado en Febrero del 2000.

Este modelo se puso a disposición del público a partir de 2003 con una resolución de 3 segundos de arco (aprox. 90 metros) de tamaño de grilla, con datum WGS84.

Los datos generados por la misión SRTM, constituyen hoy día el modelo de elevación más preciso a escala regional y sub-regional en todo el mundo de forma gratuita.

A partir del modelo digital de elevación se generaron curvas de nivel con equidistancia de 100 m, obtenidas.

Además se agregaron las capas de catastro, geología, hidrología (drenaje) y economía. Estas conforman, junto a la topografía, la carta base completa.

La geofísica del área de estudio será interpretada en una etapa más avanzada del trabajo. En el presente solo se incluyen las ubicaciones de los Sondeos Eléctricos Verticales, recopilados de antecedentes del área de estudio.

Tabla 1. Capas de información incorporada al SIG de la Cuenca del Salar de Pipanaco

Capa	Datos
Teledetección	-Imagen LANDSAT 5-TM5
Catastro	-Límites provinciales, políticos, carreteras, ciudades/pueblos, vías de ferrocarril y gasoducto.
Topografía	-Dato primario: cota ortométrica. -Datos secundarios: curvas topográficas y modelos de elevación digitales.
Geología	-Geología, estructura y geomorfología del sector centro-sur de la cuenca (Hoja 14e). -Litología de horizontes, características y elementos constructivos de las perforaciones
Hidrología	-Drenaje, lagos y embalses, salinas, y cuencas de drenaje superficiales, puntos de aforos con datos de caudales.
Hidrogeología	-Ubicaciones de pozos, tipo de pozo, profundidad nivel estático.
Hidroquímica	-Datos de campo, datos de laboratorio y gráficos Piper y Stiff.

Economía	-Ubicación de Empresas Olivícolas y área bajo riego
Geofísica	-Ubicación de sondeos eléctricos verticales

A continuación se describen las capas que fueron elaboradas para la primera etapa del presente proyecto.

Hidroquímica

Para la caracterización química de las aguas subterráneas del área de estudio se utilizaron los antecedentes de diversos trabajos y estudios hidrogeológicos (Plan de Evaluación de Aguas Subterráneas, período 1941- 1979; Asociación Argentina Amigos de la Universidad de Ben Gurión, 2006; Vilches, F. et, al. 2008; Bucich, N. et, al. 2011) y los generados dentro del proyecto actual por la empresa contratada para realizar el modelo hidrogeológico conceptual y numérico en el período 2012 - 2013.

Para sistematizar, administrar y evaluar los datos, en una primera etapa, se ordenó y proceso la información en planillas de cálculo.

Se continuo con la validación de los resultados analíticos aplicando relaciones interparamétricas tales como a) Balance iónico (Custodio, E. et,al. 1983), como la más importante, b) suma de iones y conductividad, c) relaciones sodio/cloruro, calcio/magnesio, potasio/sodio, calcio/sulfatos; d) total de sólidos disueltos y conductividad; y e) conductividad y suma de cationes. Se definieron como aceptables, en esta etapa del proyecto, todos los análisis químicos con valor de Error Analítico menor o igual al 15%.

Tabla 2. Validación de datos químicos incorporados al SIG

Origen de la muestra	Nº Análisis
Pozos Cavados	27
Pozos Perforados	157
Cursos Superficiales	70
Total de muestras	254

Posteriormente se realizó la distribución de los datos químicos en 10 sectores, agrupados estos según el origen de la muestra de agua: Pozos Cavados, Pozos Perforados y Cursos Superficiales. Finalmente se representaron en el SIG a través de gráficos de Stiff y de Piper, elaborados con el programa Diagrammes, software de uso libre creado por la Universidad de Avignon. La representación gráfica permitió

visualizar la química que caracteriza a las diferentes áreas dentro de la geografía de la Cuenca del Salar de Pipanaco.

Tabla 3. Validación de datos químicos incorporados al SIG

Sectores	Caracterización hidroquímica
1-Noreste y Noroeste	-Sulfatadas y/o cloruradas sódicas
2-Este	-Bicarbonatadas sódicas y Sulfatadas y/o cloruradas sódicas.
Pozos Perforados	3-Sureste
	-Bicarbonatadas sódicas y Sulfatadas y/o cloruradas sódicas.
	4-Sur
	-Sulfatadas y/o cloruradas sódicas.
	5-Norte
	-Sulfatadas y/o cloruradas sódicas
	6-Centro
Pozos Cavados	-Bicarbonatadas sódicas y Sulfatadas y/o cloruradas sódicas.
	7- Sur
	-Bicarbonatadas sódicas y Sulfatadas y/o cloruradas sódicas.
	8-Norte
	-Sulfatadas y/o cloruradas cálcicas. Bicarbonatadas cálcicas
Cursos Superficiales	9-Este - Centro
	-Bicarbonatadas cálcicas
	10-Sur
	-Sulfatadas y/o cloruradas sódicas

Hidrogeología

Para la elaboración de esta capa, se utilizaron datos antecedentes de niveles de agua (Plan de Evaluación de Aguas Subterráneas, período 1941- 1979; Vilches, F. et, al. 2008; Bucich, N. et, al. 2011.) y los generados dentro del proyecto actual por la DPHyERH en conjunto con la empresa contratada para realizar el modelo

hidrogeológico conceptual y numérico, con el objetivo de determinar su evolución.

En total se compilaron datos de niveles de 53 pozos cavados y 199 de pozos perforados contabilizando un total de 252 pozos censados en la cuenca.

Como resultado se trazaron las curvas piezométricas, las cuales representan el estado inicial (periodo 1972-1980) previo al inicio del asentamiento de diferimientos olivícolas en el sector este de la cuenca. La piezometría actual, realizada por DPHyERH—Empresa privada, correspondiente al periodo 2012 – 2013 se encuentra en elaboración.

La comparación entre ambos estados permitirá visualizar las variaciones de niveles y sus posibles causas.

Los datos preliminares del censo de 2012-2013, en comparación con los datos del periodo 1972-1980, permitieron observar un fuerte descenso en los niveles de aguas en el sector este y sur de la cuenca, visualizando depresiones del orden de 1.5 y 3 m, llegando a máximos de 12 m. Se estima que los descensos mencionados son el resultado del bombeo intensivo, para riego, realizado en los dichos sectores.

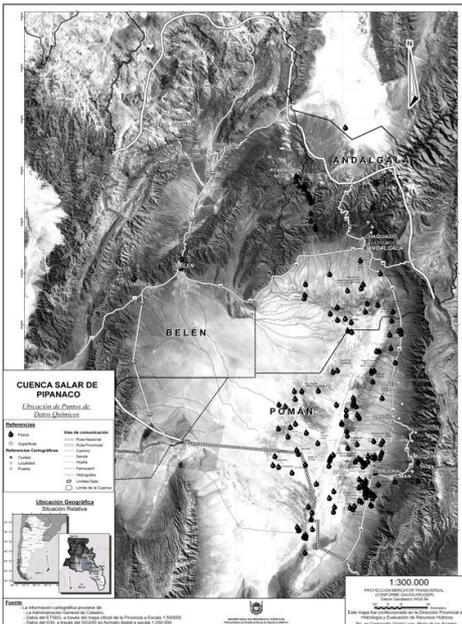


Figura2. Carta temática de Hidroquímica: Ubicación de puntos de muestro químico de la Cuenca del Salar de Pipanaco

Hidrología (Aforos)

Los datos de aforos (m^3/s) incorporados al SIG corresponden a los realizados por DPHyERH en los departamentos de Andalgalá, Belén y Pomán, entre los años 2001 a 2013. Con estos datos, y los que actualmente se están recopilando, se determinará la recarga de la cuenca, la cual será utilizada para el desarrollo del modelo matemático, en la siguiente etapa del proyecto.

Resultados

Se actualizó el SIG disponible incorporándose las siguientes capas de información:

- cartografía base: referencias cartográficas, vías de comunicación, hidrografía, curvas de nivel;
- cartografía específica: ubicación de pozos con topografía de precisión, ubicación de sondeos eléctricos verticales de recopilación de antecedentes, ubicación de estaciones meteorológicas, química de aguas superficiales y subterráneas, puntos y datos de aforo;
- vinculación del SIG con Base de Datos de pozo en los siguientes puntos: a) litología de horizontes y b) características y elementos constructivos de las perforaciones, actualizada a 2013.
- Además, mediante el tratamiento de imagen satelital se logró delimitar zonas húmedas y de riego.
- Se llegó a la caracterización hidroquímica general de la Cuenca mostrando esta la heterogeneidad de la misma en los distintos sectores que la conforman.
- Dadas las observaciones realizadas en la evolución de los niveles del agua, se detectó un descenso de los mismos en el sector este y sur de la cuenca, existiendo la posibilidad que sea el producto del bombeo intensivo para riego realizado en esos sectores.

Conclusiones

En el caso de los estudios de cuencas, ha quedado demostrado que el SIG es una herramienta fundamental en la sistematización de información y salidas visuales de la misma, para su posterior uso en modelación matemática de cuencas.

El uso de esta herramienta exige una sistematización adecuada de la información a los efectos facilitar el proceso de vinculación DATO-SIG y servir de soportes para la modelación de cuencas.

La utilización del SIG para este tipo de tareas permite consolidar equipos multidisciplinarios, los cuales son necesarios para el desarrollo de modelos sustentables en el manejo de la cuenca.

La aplicación del SIG permitió obtener las distintas cartas temáticas necesarias para la etapa inicial del estudio “Modelo hidrogeológico conceptual y numérico de la depresión de Pipanaco – Sistema de gestión de acuífero departamentos Belén, Andalgalá y Pomán, Provincia de Catamarca”.

Referencias

- Asociación Argentina de Amigos de la Universidad de Ben Gurión. 2006. Estudio de Relevamiento y Evaluación de los Recursos Hídricos en Zonas Áridas de la Provincia de Catamarca.
- Bucich, N., Gianni, R., García Perón, E. 2011. Estudio Hidrogeológico en la Cuenca del Salar de Pipanaco. Departamentos Belén-Andalgalá- Tinogasta- Pomán. INA-CRAS. DHyERH Catamarca.
- Caminos, R. 1979. Sierras Pampeanas de Tucumán, Catamarca, La Rioja y San Juan. En: Turner, J.C.M. (Ed.): Segundo Simposio Geología Regional Argentina, pp. 41-80. Academia Nacional de Ciencias Córdoba.
- Carrizo, D., Valverde, M., Toledo, J. 2008. Relevamiento y Acotación de Perforaciones de Agua Subterránea en Campo Pipanaco. Departamentos Pomán y Andalgalá. DHyERH Catamarca.
- Custodio, E. y Llamas M. R. 1983. Hidrología subterránea. Ed. Omega. Barcelona.
- Plan de Evaluación del Agua Subterránea (PEAS) – Convenio Dirección Nacional Geología y Minería (D.N.G.M.) y Gobierno de la Provincia de Catamarca. Antecedentes de mediciones hidrogeológicas entre los años 1941 y 1979.
- Sosic, M. 1973. Descripción Geológica de la Hoja 14e, Salar de Pipanaco.
- Solohaga, C. 2009. Relevamiento Planialtimétrico de Pozos Domésticos y de Bombeo. Cuenca de Pipanaco. DHyERH Catamarca.
- Solohaga, C. 2010. Georeferenciación de Perforaciones y Determinación de sus Cotas mediante Posicionamiento Satelital de Precisión. Cuenca Pipanaco. DHyERH Catamarca.
- Vilches, F., Fuentes, S. 2008. Relevamiento de Información e Implementación de un S.I.G. para la Optimización del Aprovechamiento del Agua Subterránea de la Cuenca de Pipanaco, provincia de Catamarca.

Avances en el Sistema de Información Geográfico hidrológico para el sudeste de la provincia de Buenos Aires

Orlando Mauricio Quiroz Londoño^{1,2}, Daniel Emilio Martínez^{1,2}, Héctor Masssone¹

¹ Grupo de hidrogeología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata.

² Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas. CONICET.

Mail de contacto: glondono@mdp.edu.ar

RESUMEN

Los Sistemas de Información Geografía se han constituido en las últimas décadas en una herramienta fundamental para la gestión de los recursos hídricos tanto superficiales como subterráneos. Las principales fortalezas de estos sistemas radican en la capacidad de almacenamiento e integración de diferentes tipos de información y en la potencialidad de representación de la misma, ofreciendo la posibilidad de caracterizar la evolución de los recursos hídricos no solo espacialmente, sino también en forma temporal. Desde hace 8 años el grupo de hidrogeología de la Universidad de Mar del Plata ha venido desarrollando y nutriendo un sistema de información hídrico para el sudeste de la Provincia de Buenos Aires el cual se ha constituido en un elemento integrador entre el grupo de investigación y distintas asociaciones claves en el desarrollo y gestión la región. El objetivo de este trabajo es presentar el desarrollo de este sistema y los alcances obtenidos hasta el momento, se pretende además ofrecer el modelo lógico y la estructura de este sistema a otros grupos o entidades relacionadas con el recurso, propendiendo por la homogenización y centralización de la información hidrológica.

Palabras clave: Sistemas de Información Geográfica, Provincia de Buenos Aires, Recursos Hídricos, Gestión de información.

ABSTRACT

Geographical Information Systems (GIS) have become in recent decades a fundamental tool for developing solutions for water resources problems. The main strengths of these systems lie on their capacity for storing and integrating different types of data and the potential of representing it, by offering the ability to spatially and temporarily characterize water resources evolution. During the last 8 years the Hydrogeology Research Group (Mar del Plata National University) has been working in the development and storage of hydrologic data in the southeast of Buenos Aires Province. This system has become an integrating element between the different organizations related to water management and our research group. The aim of this paper is to present the development of this system and the obtained achievements. Moreover, the logical model and the structure of this system is shown for other groups or entities involved in the use of water resource, tending to the homogenization and centralization of hydrological information.

Key words: Geographical Information System, Buenos Aires Province, water resources, information management.

Introducción

Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) constituyen uno de los campos más dinámicos y novedosos de aplicación en diferentes áreas del conocimiento en las últimas 4 décadas, con un indudable efecto sobre la sociedad. La principal ventaja de este tipo de sistemas radica en que, además de permitir la representación del mundo real a partir de bases de datos digitales, almacenan y dan integridad a los datos, permitiendo analizar y comparar diferentes temáticas asociadas espacialmente.

Estas características hacen posible, por ejemplo, definir la variación de distintos componentes ambientales en el tiempo y su posible interacción.

Para el caso de los recursos hídricos, la escasez o falta de adecuación de los datos a las necesidades de gestión es todavía uno de los retos fundamentales para su manejo sostenible (Acreman, 1999; USGS, 1998; Llamas *et al.*, 2000). La ausencia de series de datos suficientemente amplias y fiables o la deficiencia en el acceso a las mismas, parece ser el primer

obstáculo a superar en la gestión del recurso hídrico, tanto superficial como subterráneo.

Los SIG se han convertido en herramientas claves en la ejecución y desarrollo de los diversos proyectos enfocados en la evaluación del recurso hídrico. El uso combinado de herramientas SIG con técnicas de sensores remotos aparece como una de las aplicaciones más comunes. Trabajos como los desarrollados por Saraf y Choudhury (1998); Wendland *et al.* (2003); Shankar and Mohan, (2006); Carrera-Hernández and Gaskin (2007); Ravi Minor *et al.* (2007); Sarah *et al.* (2007), establecen distintas metodologías, que permiten detectar y caracterizar zonas de recarga y descarga de acuíferos. Por su parte, Esteller *et al.* (2003); Dimitriou and Zacharias (2006), Baalousha (2006); Sener and Davraz (2009); Raj Pathak *et al.* (2009) y Massone *et al.* (2010), utilizan la potencialidad ofrecida por estos sistemas para realizar operaciones matemáticas entre distintas coberturas en la elaboración de mapas de vulnerabilidad intrínseca de los acuíferos, estableciendo o modificando las metodologías clásicas. Otra aplicación de los SIG, cuyo desarrollo creció en los últimos años, es el de elemento integrador de información como insumo para los modelos numéricos. Una buena descripción de esta aplicación es ofrecida por Constantin Gogu *et al.* (2001). Trabajos como los desarrollados por Gossel (2004), Gemitz y Tolikas (2004) muestran la utilidad de estos sistemas tanto en la preparación y visualización de los datos de entrada como visualización de los resultados obtenidos en la modelación. En todas estas aplicaciones, es clara la función de los SIG como elementos útiles en la integración y análisis de información espacial relacionada con imágenes de satélite, datos topográficos, geológicos e hidrogeológicos, generando mapas temáticos, cálculos algebraicos de mapas, consultas e identificación de patrones y tendencias espaciales.

Las características operativas de esta clase de sistemas, ofrecen además la posibilidad de utilizarlos como elementos centralizadores de datos, brindándoles integridad a los mismos a la vez que aumentan su posibilidad de preservación y reutilización. En este sentido los datos obtenidos en los diferentes proyectos hidrológicos deberían ser considerados como un recurso estratégico necesario para una adecuada gestión del recurso, asegurando su continuidad en el tiempo y utilidad más allá de los objetivos del proyecto que los genera. Esta debería ser una de las premisas al momento de diseñar un sistema de información de este tipo.

Una adecuada gestión de los recursos hídricos obliga a la cooperación entre grupos de investigación, gestores, usuarios y administradores. Esto conlleva a la necesidad de contar con herramientas que permitan el acceso e intercambio de datos e información a diferentes niveles entre los distintos actores.

En este trabajo se describe el diseño e implementación de un SIG que integra la información hidrológica del Sudeste de la Provincia de Buenos Aires, con el objetivo de almacenar y monitorear los principales parámetros hidrológicos de la zona. Este sistema es utilizado como herramienta en la gestión integral de los recursos hídricos, tanto superficiales como subterráneos. Se muestra como una propuesta de recolección e integración de datos que apoya la cultura hídrica de la región, sirviendo de insumo en los distintos proyectos que en ella se realizan. Se describen además las modificaciones que se le han realizado a este sistema debido a los requerimientos de los principales usuarios del mismo. Se realiza un inventario de la información con la que se cuenta, mucha de la cual es hasta el momento inédita. Se ofrece además el modelo lógico y la estructura de este sistema a otros grupos o entidades relacionadas con el recurso, propendiendo por la homogenización y centralización de la información hidrológica.

Este sistema se diseñó como de tipo abierto y centralizado, de uso y modificación libre. Acorde a esto, se ha implementado en diversas herramientas SIG mostrando su versatilidad y compatibilidad, encontrándose actualmente en una fase de publicación de datos en línea.

Área de estudio

El área donde se lleva a cabo este estudio corresponde al Sudeste de la Provincia de Buenos Aires, Argentina (Figura 1). En el mismo, las aguas subterráneas constituyen la principal fuente de abastecimiento para fines urbanos, agrícolas e industriales. Los ríos y arroyos, si bien no son significativos desde el punto de vista de abastecimiento, lo son desde la dinámica de los procesos hidrológicos. Los humedales, como la Laguna La Brava, Laguna de Los Padres, Laguna La Salada y la Laguna costera de Mar Chiquita contribuyen al equilibrio de los sistemas físicos y biológicos a través de numerosos servicios ambientales (Romanelli *et al.*, 2009; Romanelli *et al.*, 2010 (a y b) y Bocanegra *et al.*, 2013)

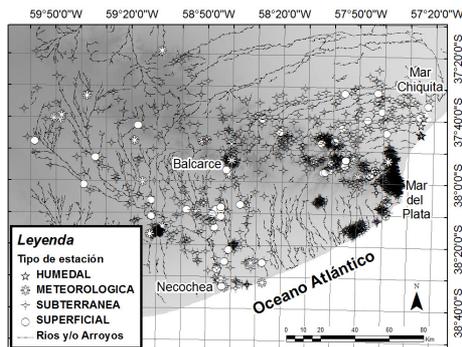


Figura 1. Distribución espacial de las estaciones de muestreo incluidas en el SIG.

Los sistemas hídricos superficiales presentes en el Sudeste Bonaerense están caracterizados por el desarrollo de redes de drenaje de escasa expresión topográfica, donde se identifican claramente dos vertientes a partir de la divisoria que constituye el Sistema de Sierras Septentrionales de la Provincia; la vertiente norte, donde se destacan las cuencas del Arroyo Grande, del Arroyo Dulce, del Arroyo Vivoratá, entre otras menores y la vertiente sur, integrada principalmente por la cuenca del Río Quequén Grande, y otras de menor extensión como la del Arroyo El Moro. En todas ellas el escurrimiento subterráneo aparece como elemento esencial de la dinámica hídrica, siendo el soporte del caudal de base de ríos y arroyos (Martínez *et al.* 2010), regulando a través de los movimientos verticales del nivel freático gran parte de la dinámica de los procesos de inundación (Quiroz Londoño *et al.*, 2013). La hidrología es altamente dependiente de los aportes subterráneos y de las precipitaciones *in situ* (Kruse, 1986; Quiros *et al.*, 2002).

De acuerdo al esquema de regiones hidrogeológicas de la Provincia de Buenos Aires definidas por González (2005), se reconocen en el sudeste provincial 3 regiones: *Serrana*: corresponde al Sistema de Sierras Septentrionales (Tandilla), presenta sobre el basamento hidrogeológico de cuarcitas un desarrollo muy variable en espesor de sedimentos loessoides que conforman un acuífero libre (sección Epiparariana de Sala *et al.*, 1983); *Interserrana-Periserrana*: es la de mayor extensión areal y donde la secuencia hidrolitológica se compone de un reducido espesor de sedimentos eólicos, arenas fluviales y limos que conforman la zona no saturada. El acuífero freático está contenido en terrenos del

Pampeano, adquiriendo en profundidad un carácter semilibre (cuando el espesor es considerable) en función de la anisotropía vertical; y por último, la región *Costera*: coincidente con la faja mediana, está caracterizada por la presencia de un acuífero libre por sobre los sedimentos pampeanos.

El clima en la región es templado con precipitaciones que se incrementan en dirección SW-NE desde los 700 mm hasta alcanzar valores superiores a los 900 mm. Los mayores registros pluviométricos mensuales se producen durante los meses de verano.

En el mismo período la evapotranspiración real según Thornthwaite varía entre 650 y 750 mm/año (Kruse *et al.*, 1997). Este sector bonaerense constituye una de las áreas de producción agrícola más importantes de Argentina, además, en ella se encuentran un importante número de ciudades (Mar del Plata, Necochea, Balcarce, entre otras), pueblos y asentamientos dispersos.

Metodología

La metodología empleada para generar este SIG fue descrita por Quiroz *et al.* (2007). La figura 2 muestra las modificaciones que ha tenido el modelo conceptual del SIG en los últimos años, acorde a los requerimientos de los usuarios tanto externos como internos. Todos los cambios y actualizaciones se realizaron igualmente en los modelos físicos y lógicos.

El modelo físico se sigue manteniendo en Acces 2000, debido a su compatibilidad con el software ArcGis. Sin embargo se han realizado implementaciones en diferentes programas tales como gvSIG y la base de datos Postgres - Postgis, ambos software libre, con muy buenos resultados.

La implementación de las consultas alfanuméricas en internet a la base de datos se desarrollaron con lenguajes de programación PHP y MYSQL, todos estos igualmente software libre.

Resultados y discusión

El incremento en tipo y volumen de datos que actualmente maneja el SIG, se puede observar en la tabla 1. La cobertura espacial y el tipo de estación que actualmente han sido incluidas en el SIG se ilustra en la Figura 1.

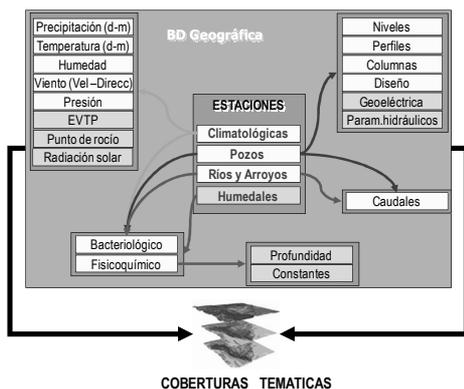


Figura 2. Variaciones en el modelo conceptual del SIG. Los cambios de indican con sombreado.

Los principales cambios realizados obedecen a la inclusión de datos y a la forma de almacenamiento de los mismos. En este último aspecto se tuvo en cuenta para cada dato, incluir información referente a profundidad y fecha en las entidades que así lo requirieron. Un ejemplo de esto fueron las mediciones de perfiles de parámetros físicoquímicos: para cada pozo se diseñó una entidad que permitiera incluir las diferentes determinaciones de los distintos parámetros a diferentes profundidades, pudiendo repetirse estas mediciones en múltiples fechas.

Las principales entidades adicionadas fueron: Columna litológica, Diseño de captación, Evapotranspiración potencial, Parámetros físicoquímicos constantes, Parámetros físicoquímicos en humedales, Parámetros físicoquímicos en profundidad, Presión diaria, Punto de rocío, Radiación solar diaria, Velocidad del viento, Geoelectrica de pozos, Parámetros hidráulicos. Se adicionó además una entidad básica de almacenamiento para las muestras tomadas en humedales.

Entre los principales resultados en la gestión de este SIG vale la pena mencionar los acuerdos logrados con organismos tanto públicos como privados para que permitan la alimentación del sistema con datos de sus estaciones meteorológicas e información referente a pozos almacenados en sus bases de datos. Tal es el caso de la Municipalidad de Benito Juárez, Estancia La Ventura, la Escuela Agropecuaria de Lobería, (<http://www.agrarialoberia.com.ar/clima/>) e INTA Balcarce (<http://inta.gob.ar/unidades/721000/unidad-integrada-balcarce>) entre otras. Desafortunadamente los alcances tecnológicos

que actualmente posee este SIG, no permiten realizar estas migraciones en tiempo real por lo cual en todos los casos se tiene un desfase temporal que puede variar entre 1 y 2 meses.

Tabla 1. Cantidad, tipo y cobertura temporal de registros actuales en el SIG. Celdas sin color de fondo se corresponden a entidades nuevas.

Tabla	Registros		Datos	
	2007	2013	Desde	Hasta
Estaciones	229	1352		
Dirección del Viento (diaria)	3089	5292	1993	2007
Temperatura (diaria)	8766	42193	1993	2007
Temperatura (mensual)	36	36	2004	2004
Precipitación (Mensual)	993	3067	1938	2007
Precipitación (diaria)	75728	129266	1998	2007
Humedad (diaria)	3093	29375	1998	2007
Aforos	15460	17260	1963	2007
Niveles de Agua Subterránea	1007	36076	2003	2007
Análisis Químicos	532	32013	2003	2007
Columna litológica	0	113		
Diseño	0	17		
Evapotranspiración potencial	0	4475	2007	2013
Par. físicoquímicos constantes	0	6887	2010	2013
Par. físicoquímicos en humedales	0	4259	2007	2013
Par. Físicoquímicos en profundidad	0	2074	2007	2010
Presión diaria	0	5765	1998	2012
Punto de rocío	0	725	2007	2013
Radiación solar diaria	0	2481	2007	2013
Velocidad del viento	0	2362	2007	2013
Geoelectrica de pozos	0	69		
Parámetros hidráulicos	0	3		
Total de Registros	108933	325160		

Usando como eje integrador este sistema, se han podido igualmente establecer acuerdos de cooperación con entidades regionales como son el comité de cuenca del Río Quequén Grande (CCRQG) y la Asociación de Riego Pampeano (ARP). La primera ha adoptado este sistema como elemento de base en los estudios y proyectos que se desarrollan o planean desarrollarse en la cuenca. Sus integrantes se han convertido con el tiempo en importantes fuentes de generación y recopilación de información.

Por su parte la ARP, entidad con la cual se ha venido trabajando en los últimos meses, viene utilizando este SIG como estructura de almacenamiento del monitoreo diario de niveles en piezómetros distribuidos en la región. En este sentido, se tienen instalados para la zona 16 puntos de medición continua cada 4 horas. 12 de ellos pertenecientes a la Asociación de Riego Pampeano y los 4 restantes de nuestro grupo de investigación. Vale la pena resaltar que los equipos instalados por nuestro grupo vienen registrando en forma ininterrumpida desde el año 2007. A su vez diversas estancias

en la zona reportan mediciones quincenales o mensuales del nivel freático. Tal es el caso de la estancia El Moro Viejo, el cual posee mediciones continuas de nivel desde el año 2003. Toda esta información ha permitido realizar cálculos de recarga utilizando la metodología de Variación de Niveles Freáticos (VNF) en varios puntos de la cuenca (Quiroz Londoño et al., 2012 a y b). Estos valores han fluctuado entre el 14 y 17 % de la precipitación.

También han permitido establecer información sobre el comportamiento del acuífero con relación al cambiante régimen climatológico que se ha venido presentando en los últimos años. Se espera en los próximos meses, con estos datos, poder comenzar a establecer niveles de alerta para eventos de sequía e inundación.

También se han incluido en el SIG, desde hace dos años, el monitoreo de niveles de algunas lagunas y sus arroyos afluentes y efluentes. A este tipo de estaciones se ha anexado información asociada a la batimetría, variaciones en el nivel y monitoreo fisicoquímico e isotópico. Actualmente se poseen datos de las lagunas La Salada (partido de Necochea), Laguna La Brava (Partido de Balcarce) y la laguna de los Padres (Partido de General Pueyrredón).

Uno de los logros más relevantes de este SIG al interior de nuestro grupo de investigación ha sido la integración de datos de 5 tesis doctorales que se vienen desarrollando y dos trabajos que se realizaron en años anteriores (entre ellos una tesis doctoral). Esto ha permitido el uso e interacción de todos los datos generados, evitando superposiciones en los trabajos de campo, asegurando además su integridad, seguridad y preservación.

A este sistema ha sido integrado también al laboratorio de hidrología isotópica de la Universidad Nacional de Mar del Plata como uno de sus componentes, permitiendo el almacenamiento y control de la información de las mediciones de ^{18}O y ^2H generada en el mismo. Esto ha permitido mayor integración entre los diferentes proyectos que se vienen desarrollando.

En esta etapa de desarrollo del sistema, se ha iniciado la construcción de consultas alfanuméricas a través de internet de la base de datos. Para esto se han desarrollado una primera versión de interfaz que permite tanto a usuarios externos como internos tener acceso a los datos con diferentes tipos de nivel de accesibilidad (Figura 3).



Figura 3. Interfaz para consulta alfanumérica.

En la dinámica y mantenimiento de este sistema se ve inmersa la recopilación periódica de información, para lo cual se generan gastos anuales que alcanza una inversión de \$ 3800 y un total de 4876 km recorridos. Este dato debe tenerse en cuenta como mantenimiento del sistema al momento de plantear proyectos nuevos.

En <http://www.mdp.edu.ar/hidrogeologia/>, se encuentran disponibles para descargar información referente a este sistema. Se incluye documentación del modelo entidad relación, modelo lógico y modelo físico. Este último preparado en el manejador de base de datos Access. Dicha publicación se hace propendiendo por la homogenización y unificación de la información hidroológica en diferentes aéreas, lo cual sería beneficioso en un futuro para la centralización general de la misma.

Conclusiones

Las características de sistema abierto con que se planteo este SIG, ha permitido realizar ajustes al mismo. Tales modificaciones han incluido la adhesión de nuevas entidades y replanteo de las ya existentes.

El volumen de datos que conforman el SIG ha crecido más 300% desde 2007. Las condiciones técnicas actuales no permiten la actualización en tiempo real de la información, ocasionando un desfase temporal en la actualización de información que puede alcanzar los 2 meses. Este se convierte en principal escoyo a superar por este sistema.

Este sistema de información ha servido como base para la manipulación, integración, comparación y análisis de datos utilizados en 6 proyectos de investigaciones nacionales e internacionales y 5 tesis doctorales. Convirtiéndose de esta manera en aporte real a

la cultura hídrica del sudeste de la provincia de Buenos Aires.

Se hace necesario comenzar con la capacitación de personal de las diferentes entidades participantes en la generación y recolección de datos. Dicha capacitación debe estar enfocada en la manipulación de este sistema mediante herramientas SIG.

Agradecimientos

Los autores de este trabajo queremos expresar nuestro agradecimiento a los propietarios y empleados de las diferentes estancias y establecimientos que colaboran con toma y recopilación de datos y muestras. Al Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA), por el apoyo económico en la compra de equipos para medición de nivel. La financiación económica para la realización de este trabajo fue otorgada por al ANPCyT (PICT 07 390). Agradecemos igualmente a la Autoridad del Agua de la provincia de Buenos Aires, al Comité de Cuenca Hídrica del Río Quequén Grande por su apoyo y colaboración y a la Asociación de Riego Pampeana.

Referencias

- Acreman, M. C. (1999). Guidelines for sustainable management of groundwater –fed catchments in Europe. Report of groundwater and river Resour. Action Prog. On a European Scale (Grapes) to the EU Commission (ENV4-CT 95-0186). Inst. Of Hydrology, Wallingford, UK.
- Baalousha H. (2006). Vulnerability assessment for the Gaza Strip, Palestine using DRASTIC H. *Environ Geol* 50: 405–414
- Bocanegra, E. Quiroz Londoño O, M. Martínez D. E. y Romanelli, A. (2013). Quantification of the water balance and hydrogeological processes of groundwater–lake interactions in the pampa plain, Argentina. *Environmental Earth Sciences*. SPRINGER. 2013 DOI 10.1007/s12665-012-1916-4. Vol. 68. Pp 2347–2357.
- Carrera Hernández J.J and Gaskin S.J. (2007). Spatio temporal analysis of daily precipitation and temperature in the Basin of Mexico. *Journal of Hydrology*. Volume 336, Issues 3–4, PP 231–249.
- Constantin Gogu R, Carabin. G., Hallet V., Peters V. and Dassargues A. (2001). GIS-based hydrogeological databases and groundwater modelling. *Hydrogeology Journal* 9:555–569.
- Dimitriou E, and Zacharias L. (2006). Groundwater vulnerability and risk mapping in a geologically complex area by using stable isotopes, remote sensing and GIS techniques, *Environ Geol* 51: 309–323
- Esteller, M.V, E. Quentin & C. Díaz-Delgado. (2003). Uso de Sistemas de Información Geográfica (SIG) para la determinación de parámetros utilizados en la construcción de mapas de vulnerabilidad de acuíferos. *Revista Latino-Americana de Hidrogeología*, 2: (1), 17-30.
- Gemitz A. and Tolikas D. (2004): Development of a sharp interface model that simulates coastal aquifer flow with the coupled use of G.I.S. *Hydrogeology Journal*, 12(3): 345-356
- González, N. (2005). Los ambientes hidrogeológicos de la Provincia de Buenos Aires. En: R.E de Barrio, R.O. Etcheverry, M.F. Caballé y E. Llambías (edit.). *Geología y Recursos Minerales de la Provincia de Buenos Aires*. La Plata, Relatorio del XVI Congreso Geológico Argentino. Cap. XXII: 359-374.
- Gossel, W., & Ebraheem, A.M., & Wycisk, P. (2004). A very large scale GIS based groundwater flow model for the Nubian sandstone aquifer system in Eastern Sahara (Egypt, Northern Sudan and Eastern Libya).- *Hydrogeology Journal* 12 (6): 698-713.
- Kruse E. (1986). Aspectos geohidrológicos de la vertiente sudoriental de tandilia, cuencas de los arroyos Vivoratá, Las Brusquitas y El Durazno. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, Tomo XLI (3-4):367-374.
- Kruse, E., P. Laurencena, P. Deluchi y L. Varela. (1997). Caracterización de la red de drenaje para la evaluación hidrológica en la Región Interserrana (Provincia de Buenos Aires). En: *Actas del I Congreso Nacional de Hidrogeología y II Seminario Hispano-Argentino sobre Temas actuales de Hidrogeología Subterránea*. Bahía Blanca, 133-145 pp.
- Llamas R., Hernandez – Mora, N., Martinez, L (2000). El uso sostenible del agua subterránea. Serie A. Uso intensivo de las aguas subterráneas, aspectos ecológicos, tecnológicos y éticos. *Fundacion marcelo Botín*. Madrid.
- Martinez D.E., Solomon K., Dapeña C., Quiroz Londoño O.M., Massone H. E. (2010). Determinación de la edad del agua en el acuífero pampeano, en la cuenca del río quequen grande (buenos aires). *Revista Latinoamericana de hidrogeología*. ISSN 1767.0099. Volument 6. Junio. Pp 83-89.

- Massone, H., Quiroz Londoño, O.M and Martínez, D. (2010) Enhanced groundwater vulnerability assessment in geological homogeneous areas: a case study from the Argentine Pampas. *Hydrogeology Journal* 18: 371–379.
- MINOR, T.; RUSSELL, C.; y MIZELL, S. (2007). Development of a GIS-based model for extrapolating mesoscale groundwater recharge estimates using integrated geospatial data sets. *Hydrogeology Journal* 15: 183-195.
- Quiros, R., J.J. Rosso, A. Rennella, A. Sosnovsky y M. Boveri. (2002). Estudio sobre el estado trófico de las lagunas pampeanas. *Interiencia*, 27: 584-591.
- Quiroz Londoño O, M; Martínez D,E y Massone H, E. (2012). Estimación de recarga de acuíferos en ambientes de llanura con base en variaciones de nivel freático. *Revista tecnología y ciencias del agua*. México. 2012. ISSN 0187-8336. VOL. III, NÚM. 2, Abril-Junio. pp.123- 130.
- Quiroz Londoño O, M. Martínez D,E y Massone H, E. (2012). Evaluación comparativa de métodos de cálculo de recarga en ambientes de llanura. La llanura interserrana bonaerense (argentina), como caso de estudio. *Revista DYNA (Journal of th school of mine)*. Medellín - Colombia. 2012. ISSN 0012-7353. Vol 171. Pp 239-247.
- Quiroz Londoño O. M, Grondona S. I, Massone H. E, Farenga M, Martínez G, Martínez D. E (2013). Modelo de anegamiento y estrategia de predicción-prevención del riesgo de inundación en áreas de llanura: el sudeste de la provincia de Buenos Aires como caso de estudio. *GeoFocus*, 2013, nº 13-1, p. 76-98. ISSN: 1578-5157.
- Quiroz Londoño O. M, Massone H , Martínez D. E. (2007) sistema de información geográfica para el manejo integral de información hidrológica en la cuenca el río Quequén grande, provincia de buenos aires, argentina. "... En V Congreso de Hidrogeología y III Seminario hispanoamericano de Temas Actuales de la Hidrogeología Subterránea. Paraná, Entre Ríos, Argentina. 16 – 19 de octubre de 2007. Pag 296 - 306. ISBN 978-987-23936-3-2.
- Raj Pathak,d, Hiratsuka A, Awata I, Chen L. (2009). Groundwater vulnerability assessment in shallow aquifer of Kathmandu Valley using GIS-based DRASTIC model. *Environmental Geology* Volume 57, Issue 7, pp 1569-1578
- Ravi Shankar M.N. & G. Mohan. (2006). Assessment of the groundwater potential and quality in Bhatsa and Kalu river basins of Thane district, western Deccan Volcanic Province of India. *Environ Geol* 49: 990–998.
- Romanelli A., Quiroz Londoño O. M, Massone H. E. y Escalante A. H. (2010). Validación y ajuste del modelo hidrogeológico conceptual de un humedal de la llanura pampeana, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista Limnetica*. Asociación Ibérica de Limnología ISSN 0213-8409, Vol. 29, Nº. 2, págs. 407-418.
- Romanelli, A., Quiroz Londoño O. M., Massone H. E., Martínez D. E. y Bocanegra E. (2010). El agua subterránea en el funcionamiento hidrológico de los humedales del sudeste bonaerense, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Boletín Geológico y Minero, Instituto Geológico y Minero de España*. 121 (4): 373-386, ISSN: 0366-0176.
- Romanelli, A., Quiroz Londoño, O.M., Martínez, D.E. y Bocanegra, E. (2009). Caracterización hidrogeoquímica e isotópica de la laguna la salada y su relación con el acuífero pampeano (partido de Necochea, provincia de Buenos Aires) VI Congreso Nacional de Hidrogeología y IV Seminario hispanoamericano de Temas Actuales de la Hidrogeología Subterránea, Santa Rosa, La Pampa, Argentina. 24 – 28 de agosto de 2009. ISBN 978-987-1082-36-7 Pag. 601 - 611
- Sala. J.M., N. González y E. Kruse. (1983). Generalización Hidrológica de la Provincia de Bs. As. Coloquio Internacional sobre Hidrología de Grandes Llanuras. Comité Nacional para el Programa Hidrológico Internacional. Olavarría. Argentina
- Saraf AK, Choudhury PR. (1998) Integrated remote sensing and GIS for groundwater exploration and identification of artificial recharge sites. *Int J Remote Sens* 19:1825–1841
- Sarah O. Tweed & Marc Leblanc & John A. Webb & Maciek W. Lubczynski (2007) Remote sensing and GIS for mapping groundwater recharge and discharge areas in salinity prone catchments, southeastern Australia *Hydrogeology Journal* 15: 75–96
- Sener S and Davraz A. (2009) Assessment of aquifer vulnerability based on GIS and DRASTIC methods: a case study of the Senirkent-Uluborlu Basin (Isparta, Turkey) *Hydrogeology Journal*
- United Satet Geological Suirvey (USGS). (1998). Strategic directions for the U.S. Geolcgcgical Survey Ground-Water resources Program. A report to congress. Water resources Division. Reston, Virginia. 14 pp.

- Varni, M., Rivas, R. y Entraigas, I. (2003). Interacción de un cuerpo de agua superficial con el agua subterránea en la llanura pampeana, Argentina. *Información Tecnológica*, 14(6):97-104.
- Wendalf F, Kunkel R, Tetzlaff B, Dorhofer G (2003). Gis based determination of mean long-term groundwater recharge in lower Saxony. *Environmental Geology* 45 (2),237-278

Combinación de información derivada de teledetección y un balance hídrico para la estimación de niveles freáticos

Gustavo Ferreira^{1,2}, Marta Marizza¹, Emanuel Nocetti¹, Leticia Rodriguez¹

¹ Centro de Estudios Hidro-ambientales, Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas (UNL) Ciudad Universitaria, CC217, Paraje el Pozo (3000) Santa Fe, Argentina

² Ministerio de Aguas, Servicios Públicos y Medio Ambiente. Provincia de Santa Fe. Argentina.

Mail de contacto: cqf@fich1.unl.edu.ar

RESUMEN

Con el objeto de explorar el uso de distintas variables remotamente sensadas para la cuantificación regional de sistemas subterráneos, se ha utilizado la evapotranspiración ET estimada por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) basado en el NDVI y la temperatura de la superficie proporcionada por imágenes NOAA AVHRR, para inferir la evolución temporal de los niveles freáticos en una estación meteorológica de la cuenca del A^o Cululú, perteneciente a la cuenca del río Salado (Pcia. de Santa Fe).

Para ello se aplicó un balance hídrico mensual y quincenal simplificado, considerando que los procesos de flujo vertical predominan sobre los procesos de flujo superficial, por tratarse de una zona de llanura.

El método planteado es netamente operativo, y sus resultados preliminares (error promedio en la estimación de 6%) alientan la posibilidad de construir mapas secuenciales, convenientemente validados en suficientes puntos, de la profundidad al nivel freático a escala regional.

Palabras clave: sensores remotos, aguas subterráneas, evapotranspiración.

ABSTRACT

In order to explore the use of remotely sensed variables to quantify regional underground systems, has been used ET evapotranspiration estimated by the Argentinean National Agricultural Institute (INTA) based on the NDVI and surface temperature provided by NOAA AVHRR imagery, to infer the temporal evolution of groundwater levels of the Cululú stream catchment, belonging to the Salado River catchment (Province of Santa Fe).

To that aim, a simple water balance was applied considering that vertical flow processes dominate over overland flow processes on a monthly and biweekly at plain areas.

The proposed method is purely operational, and preliminary results (average error in the estimate of 6%) encourage the possibility of building sequential maps, conveniently validated enough points, depth to water table at regional scale.

KEYWORDS: remote sensing, groundwater, evapotranspiration.

Introducción

Las fluctuaciones de los niveles freáticos-NF son el resultado de las tensiones que el ciclo hidrológico y algunas actividades antrópicas ejercen sobre los sistemas de aguas subterráneas, los que se traducen en cambios en el almacenamiento freático (Custodio y Llamas, 1996; Freeze y Cherry, 1979; Kienitz, 1979). Entre los mecanismos que influyen sobre los niveles freáticos, la recarga y la descarga de agua subterránea suelen ser predominantes (Rushton y Ward, 1979), por ende la identificación de áreas de recarga y descarga y la cuantificación de sus respectivas magnitudes

son críticas no sólo para conocer la relación entre los sistemas de aguas superficiales y subterráneas, sino también para una correcta gestión de los recursos hídricos de una zona o cuenca en particular.

La posición de los niveles freáticos en zonas de llanura está en directa relación con los factores climáticos, topográficos y geológicos, el tipo de explotación que se realiza y la presencia o ausencia de canales de drenaje. En este tipo de ambientes los movimientos horizontales de agua son poco significativos, por lo que predominan los movimientos verticales. Además, el riesgo de anegamiento de zonas

rurales y urbanas está asociado a la presencia de niveles freáticos cercanos a la superficie del terreno (Ferreira y Rodríguez, 2005).

En la llanura central de Argentina, el acuífero freático es de relevancia estratégica desde el punto de vista agropecuario. Es utilizado profusamente como fuente de bebida para el ganado, en una zona eminentemente tambera, y en forma creciente es vinculado a la productividad de los cultivos (Jobbágy y Nossetto, 2009; Nossetto et al., 2009).

A diferencia de otras variables hidrológicas, la densidad espacial de puntos de monitoreo de NF es usualmente escasa como para definir comportamientos regionales y los registros son de corta duración. Además, la heterogeneidad que caracteriza a los medios porosos y la falta de homogeneidad en la toma de datos, hacen que la información que pueda obtenerse de tales series sea de carácter puntual o de alcance local.

Sin embargo, conocer la magnitud de los NF es tan o más necesaria a escala regional que local, con el fin de implementar estrategias eficaces de manejo de recursos hídricos para la producción agrícola-ganadera y la mitigación del riesgo de inundaciones y de sequías. Una opción sería la realización periódica de censos de pozos. Los mapas de niveles (o profundidades) resultantes permiten identificar zonas de recarga/descarga, direcciones y gradientes de flujo, zonas afectadas por bombeo, caracterización de la interacción aguas superficiales/subterráneas, entre otras características. Estos censos se realizan muy esporádicamente y con un fin determinado debido a su alto costo, por lo que no brindan información sobre la evolución histórica del almacenamiento freático, sino sólo estados del sistema en fechas determinadas.

En la provincia de Santa Fe, Argentina, los registros continuos de NF están disponibles en pocos puntos de observación y las series son de corta duración. Por otro lado, sólo se cuenta con cuatro censos regionales de pozos en cuarenta años (CAAAS, 1976; INCYTH, 1986; INA, 2002; Ferreira et al., 2003). Las fluctuaciones temporales de los NF son principalmente atribuidas a la recarga debida a las precipitaciones y a la descarga provocada por la ET, y en menor medida, el drenaje artificial y la percolación profunda. Estos mecanismos tienen importancia relativa diferente en función de la posición del nivel freático respecto de la superficie del suelo. De la observación de la fluctuación de los niveles se desprende que el sistema tiene una gran inercia para descargarse, sin embargo para eventos de

precipitación refleja ascensos más rápidos (Ferreira y Rodríguez, 2005).

La información satelital surge entonces como una alternativa atractiva para superar los inconvenientes del monitoreo de NF antes mencionados, brindando la extensión areal deseada con una periodicidad adecuada. El desafío es entonces vincular información satelital con variables que caractericen el sistema subterráneo (Meijerink, 2007). En comparación con otras componentes del ciclo hidrológico, el agua subterránea y la humedad del suelo han sido las últimas variables en beneficiarse de la tecnología satelital (Becker, 2006).

Las aplicaciones de la teledetección relacionadas a la zona saturada son escasas, y generalmente se orientan a caracterizar los acuíferos a partir del mapeo de otras variables que sí pueden ser sensadas remotamente y correlacionadas con datos de campo. Por ejemplo Groenenveld (2008) estimó la evapotranspiración-ET a escala anual, a partir del índice de Vegetación Normalizado-NDVI, y lo correlacionó con la profundidad del agua subterránea, encontrando que los métodos basados sólo en el NDVI, subestiman la ET por no considerar la evaporación directa del agua subterránea desde la superficie del suelo para el caso de una zona semiárida con vegetación alcalina arbustiva. Ferreira et al. (2012) correlacionaron variables derivadas de imágenes satelitales con la posición del nivel freático a escala mensual, en una estación freatimétrica situada en la llanura central de Argentina, mediante la aplicación de un balance hídrico simplificado.

En este trabajo se presentan los resultados obtenidos de aplicar la misma metodología utilizada por Ferreira et al. (2012) a escala quincenal en la misma estación freatimétrica con el fin de analizar cuál es la influencia de la escala temporal en las estimaciones de profundidad al nivel freático realizadas. Además se presentan los resultados preliminares de la aplicación a escala mensual en otras estaciones freatimétricas situadas en la zona de recarga de la cuenca.

Descripción del área de estudio

El sitio elegido para validar la metodología descrita en la sección siguiente corresponde a la Estación Meteorológica de la Escuela Agrotécnica de Colonia Vignaud (EACV) (Provincia de Córdoba), cuyas coordenadas son 30°50'22" de latitud sur y 61°57'35" de longitud oeste (Figura 1). Se encuentra en la cabecera de la cuenca del Arroyo Cululú, donde prevalece

el movimiento vertical del agua, con escaso escurrimiento superficial, característico de la llanura circundante.

El Arroyo Cululú es afluente por margen derecha del Río Salado. Su cuenca se ubica en el sector central de la provincia de Santa Fe,

aunque una delgada franja de ancho variable correspondiente a las cabeceras, se sitúa al oeste, en la vecina provincia de Córdoba (Figura 1).

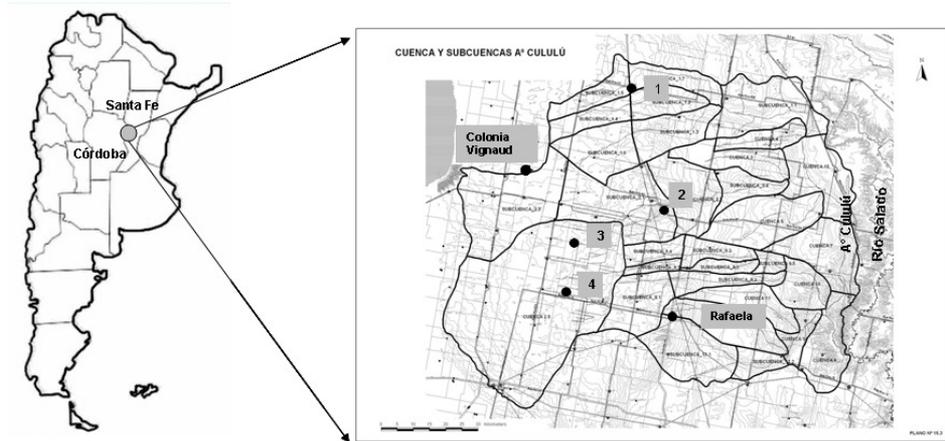


Figura 1. Área de estudio, Cuenca del Arroyo Cululú (Fuente: INA 2007). Referencias: **Colonia Vignaud** Estación Meteorológica de la Escuela Agrotécnica de Cnia. Vignaud – Pvcia. de Córdoba; **Rafaela** Estación Experimental Agropecuaria Rafaela del INTA. Estaciones pluvio-freatimétricas del Ministerio de Aguas, Servicios Públicos y Medio Ambiente – Pvcia. de Santa Fe: **1**-Las Palmeras; **2**-Sunchales; **4**-Vila. Estación freaticimétrica del Centro de Estudios Hidro-ambientales: **3**-Colonia Fidela.

La cuenca, de aproximadamente 9500 km², posee una amplitud máxima de 130 km en sentido Este-Oeste (E-O) y de 100 km en sentido Norte-Sur (N-S). Desde el punto de vista climático, se caracteriza por un clima templado pampeano. El área está inserta entre las isotermas medias anuales de 18 y 19°C. La precipitación media anual es cercana a los 1000 mm con un leve gradiente decreciente en sentido E-O (serie 1971-2000). La distribución de precipitaciones se concentra en el semestre noviembre-abril con un 75 % del total anual. Los suelos de la zona pertenecen a asociaciones de Argiudoles. La geomorfología del área corresponde a la parte sur de la denominada faja de cañadas paralelas (Iriondo, 1987). La capa más superficial del perfil litológico está constituida por sedimentos loésicos, en los cuales se ubica el acuífero freático. El flujo subterráneo regional es en dirección predominantemente Oeste-Este (Ferreira y otros, 2003), teniendo como nivel de base el río Salado.

En cuanto a la hidrografía, la red de drenaje tiene dirección O-E, en tanto que el Arroyo Cululú tiene dirección N-S. La red de drenaje natural es fuertemente asimétrica, de 210 km de longitud, que se completa con una extensa red de canales artificiales de más de 1000 km. Los inicios de su construcción se sitúan en la década del 1930. Esta red ha sido ampliada a lo largo de los años con redes de drenaje menores o locales (DPOH-FICH, 1995).

Para el presente trabajo se emplearon datos diarios de temperaturas extremas, precipitaciones y profundidad del NF de la estación EACV para la serie enero 2005-marzo 2009.

Asimismo se utilizaron mapas de evapotranspiración real ETR (aquí denominada ET remota) suministrados por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) para el intervalo temporal correspondiente al mismo periodo, que cubren el área de estudio. Los mapas tienen una resolución de 100 ha donde cada píxel representa el valor de ET remota máxima en un intervalo de 7 ó 10 días,

expresado en mm/mes (<http://www.sepa.inta.gob.ar/>; Oricchio, 2010). Los mapas de ET remota son el resultado de la aplicación del algoritmo desarrollado por Di Bella et al. (2000), que se obtiene a partir de una serie de rutinas automáticas de procesamiento de mapas diarios del NDVI y la temperatura de superficie (Ts) obtenidas de imágenes NOAA AVHRR, válido solamente para los meses de primavera y verano. Uno de los sitios validados por el autor mencionado es la Estación Experimental Agropecuaria Rafaela (EEA Rafaela), que pertenece al INTA (ver Figura 1). Por tal razón se consideró que la ET remota estimada por Di Bella, et al. (2000) es representativa del área de estudio.

En la Tabla 1 se sintetizan los valores para los años hidrológicos completos (en negrita) de la serie estudiada. La temperatura media anual (T) y la precipitación anual (P) son valores observados en la estación. La evapotranspiración real (ETR) es el valor acumulado obtenido de los mapas del INTA.

Tabla 1. Valores característicos de la serie

Periodo/Año Hidrológico	P (mm)	ETR (mm)	T °C	Año
Ene/2005 Ago/2005	387	543	19.1	-
2005/2006	868	940	19.6	N
2006/2007	1285	934	19.0	H
2007/2008	708	1029	19.7	S
Set/2008 Mar/2009	280	776	22.6	-

Referencias: **N**: año normal, **H**: año húmedo, **S**: año seco.

Metodología

Procedimiento de cálculo

La metodología a escala mensual consta de los siguientes pasos:

- 1) Obtención de la ET remota a partir de un conjunto de mapas para el pixel que contiene la EACV; acumulando adecuadamente para obtener el valor mensual.
- 2) Aplicación de un balance hídrico simplificado utilizando ET remota para meses cálidos;
- 3) Obtención de la recta de regresión entre el resultado de 2) y la variación del nivel freático medio mensual observado;
- 4) Estimación de la ET remota para meses invernales;

5) Aplicación del balance en conjunción con la recta de regresión de 3) para reproducir la evolución temporal de los niveles observados en el sitio de estudio para todo el período de análisis.

El balance hídrico a escala mensual puede expresarse según la ecuación 1:

$$\pm \Delta L = P - ET \text{ remota} \quad (1)$$

donde:

P = precipitación mensual (mm)

ET remota = evapotranspiración real (mm)

ΔL = cambio en el almacenamiento de agua subterránea (mm)

Si $P > ET$, es una situación de exceso hídrico, implica un incremento de agua almacenada en la zona de aireación y eventualmente incrementos del NF por recarga. Si $P < ET$, indica que las salidas en su conjunto son mayores que P, dando lugar a una disminución de la humedad del suelo y una potencial ausencia de recarga, lo que llevaría a una disminución de los NF por efecto del escurrimiento regional. Se debe destacar que ET depende de la disponibilidad de agua y de energía, además del tipo, estado de desarrollo y profundidad radicular de la vegetación.

Este procedimiento además, se replicó con paso quincenal, con el objeto de analizar la influencia de la escala temporal en los niveles freáticos estimados.

Resultados

La Figura 2 muestra la correlación entre la variación del nivel freático medio mensual observado (DL , expresado en m) y ΔL obtenido con el balance. El valor de DL se obtuvo a partir de mediciones freatigráficas. Para los meses de primavera-verano del período analizado comprendido entre enero de 2005 y marzo de 2009, el coeficiente de correlación lineal resultó $R = 0,89$ y la recta ajustada (ecuación 2):

$$DL(m) = 3.9 \cdot 10^{-3} \frac{m}{mm} \cdot [P - ET_{remota}]_{mm} + 3.5 \cdot 10^{-2} m \quad (2)$$

Para estimar ET remota para los meses invernales, se utilizaron resultados de estudios previos realizados por el grupo de trabajo, con los que se construyó un diagrama adimensional para el cálculo de evapotranspiración de referencia ET_o promedio mensual (Ferreira et al., 2012), asumiendo que la distribución adimensional de la ET remota a lo largo de un

año medio tiene igual distribución adimensional que la ETO.

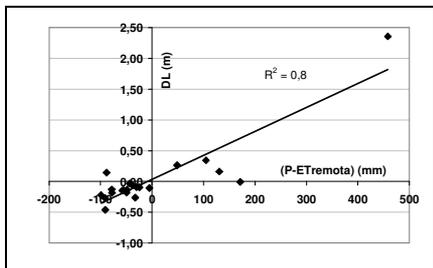


Figura 2. Correlación entre P-ETremota y DL a escala mensual

El NF para un mes determinado, se calculó partiendo del NF del mes anterior, sumando o restando según corresponda, el DL obtenido de la ecuación (2). El cálculo se inició considerando conocido el NF correspondiente al primer mes del periodo analizado.

La Figura 3 muestra el resultado de la comparación entre valores estimados y observados de NF medio mensual en la estación EACV para todo el periodo de análisis.

La máxima diferencia entre los niveles medidos y estimados mediante el balance mensual fue de 1,32 m y la mínima de 0 m, con un error promedio de 0,36 m. Cabe destacar que la profundidad media mensual del nivel freático para el periodo de análisis fluctuó entre 3,98 m y 7,63 m.

La mayor diferencia encontrada corresponde al mes de abril de 2007. Como consecuencia de un evento extremo de precipitaciones (560 mm en un mes -marzo 2007-), los NF en la región donde se encuentra la estación EACV experimentaron un ascenso mensual récord para la zona de 3 m (Ferreira et al., 2009).

La metodología aplicada refleja la ocurrencia del ascenso, aunque no ajusta adecuadamente la magnitud del mismo debido a lo extraordinario del evento. Esa diferencia se va disipando paulatinamente en los meses siguientes de cálculo hasta que prácticamente desaparece un año después, en mayo de 2008.

A partir de este mes se obtiene un ajuste muy bueno entre niveles estimados y observados.

La metodología descrita se aplicó además, a escala quincenal. La correlación entre la variación del nivel freático medio quincenal observado (DL, expresado en m) y ΔL obtenido con el balance se muestra en la Figura 4.

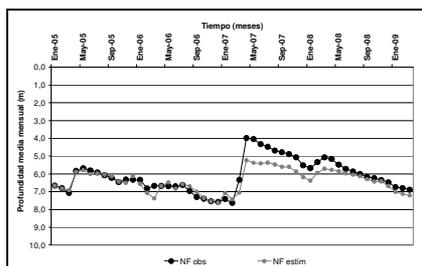


Figura 3. Comparación entre valores de NF medio mensual calculados y observados entre Ene2005 y Ene2009.

La recta ajustada corresponde a la ecuación 3, con un coeficiente de correlación lineal de $R=0,84$.

$$DL(m) = 4.7 \cdot 10^{-3} \frac{m}{mm} * [P - ET_{remota}] mm + 3.5 \cdot 10^{-2} m \quad (3)$$

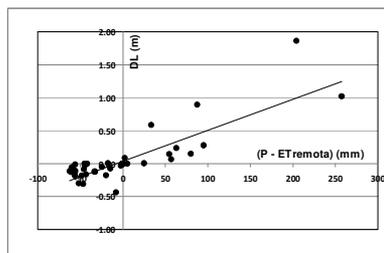


Figura 4. Correlación entre P-ETremota y DL a escala quincenal.

Considerando que el evento pluviométrico extremo de marzo de 2007 supera ampliamente los valores medios normales, y que la respuesta del sistema a la recarga producida se registra en los niveles freáticos del mes siguiente, se establece como valor inicial para la estimación del NF, el correspondiente al de la primera quincena de abril de 2007.

La Figura 5 muestra el resultado de la comparación entre los valores estimados y los valores medios quincenales observados de NF en la estación EACV para todo el periodo indicado, es decir abril 2007 a enero 2009.

Del análisis de los resultados, se observa que la máxima diferencia entre los niveles medidos y estimados mediante el balance quincenal fue de 0,94 m y la mínima de 0 m, con un error promedio de 0,32 m. Cabe destacar que la profundidad media quincenal del nivel

freático para el período de análisis fluctuó entre 3,97 m y 6,85 m.

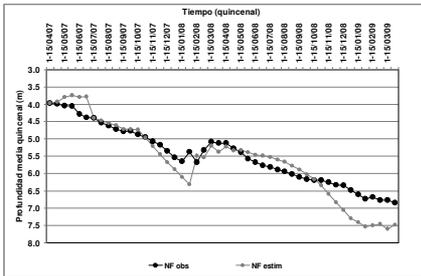


Figura 5. Comparación de valores de NF medio quincenal calculados y observados entre 1ra. quincena Abril2007 y 2da. quincena Ene2009

Con el fin de analizar la validez de la metodología, se replicó la misma en cuatro sitios de la cuenca, localizados en el área de recarga (Figura 1).

En los sitios: 1-Las Palmeras; 2-Sunchales; 3-Colonia Fidela y 4-Vila, se dispone de información en diferentes períodos de tiempo. Los resultados preliminares a escala mensual se muestran en las Figuras 6 á 9.

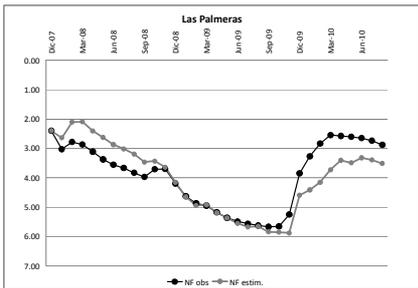


Figura 6. Comparación de NF observados y simulados en Las Palmeras (Dic2007 - Ago2010).

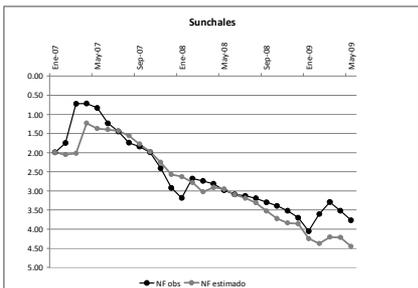


Figura 7. Comparación de NF observados y simulados en Sunchales (Ene2007 - May2009).

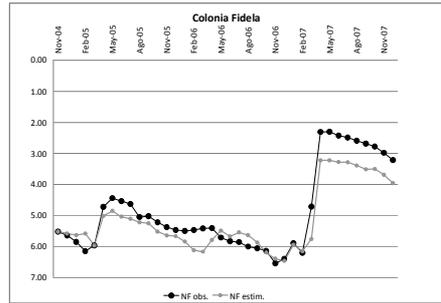


Figura 8. Comparación de NF observados y simulados en Cnia. Fidela (Nov2004 - Dic2007).

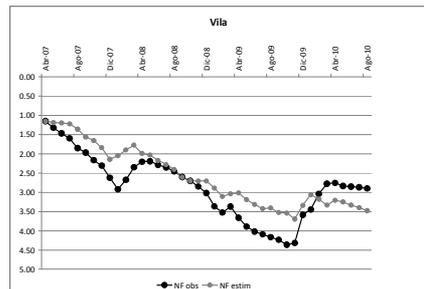


Figura 9. Comparación de NF observados y simulados en Vila (Abr2007 - Ago2010).

Conclusiones

Para los sitios de estudio se verificó que las fluctuaciones temporales más notables de los niveles freáticos observados son aquellas referidas a la recarga debida a las precipitaciones y a la descarga provocada por la evapotranspiración real hasta una profundidad cercana a los 7 m.

Para la EACV, en el período analizado, las fluctuaciones de los NF variaron aproximadamente entre 4 y 8 m. Teniendo en cuenta las simplificaciones establecidas en la metodología, la estimación de los niveles freáticos ha sido satisfactoria, con un error promedio correspondiente al 6 % relativo a la profundidad media mensual y quincenal, considerando además que se vinculan datos a nivel puntual (pluviómetro y treatímetro) con información satelital a nivel píxel de 100 ha.

La recta de regresión encontrada para las dos escalas temporales varía sólo en su pendiente. Cada una de estas se aplica indistintamente para todo el rango de profundidad observado, sin considerar el diferente comportamiento que presentan las

variaciones de los niveles freáticos con la profundidad.

Asimismo, la recta se ajusta para la información correspondiente a los meses cálidos y se aplica para estimar los niveles freáticos en los meses fríos. Si bien se introducen errores, para la escala de trabajo se consideran aceptables.

La metodología se considera acertada para la zona de recarga de la cuenca en estudio, ya que los resultados obtenidos muestran que es posible -en términos medios- despreciar el flujo superficial.

La aplicación de esta simple metodología muestra que la utilización de información remota combinada con un modelo sencillo de balance hídrico tiene un gran potencial en el análisis de sistemas subterráneos, minimizando la realización de los costosos levantamientos de campo de escala regional si se aplica a un número significativo de sitios de validación.

El método planteado es netamente operativo y se está aplicando en otros puntos de cuenca para reducir las incertidumbres a escala espacial. Los resultados preliminares para otros cuatro sitios presentan un ajuste aceptable y alientan la posibilidad, a futuro, de construir mapas secuenciales, convenientemente validados en suficientes puntos, de la profundidad del nivel freático a escala regional.

Agradecimientos

Especial agradecimiento al personal del INTA Castelar de la Provincia de Buenos Aires, particularmente a Patricio Oricchio; a la Escuela Agrotécnica de Colonia Vignaud y al Ministerio de Aguas, Servicios Públicos y Medio Ambiente de la Provincia de Santa Fe por el aporte de datos meteorológicos y freáticos.

Los estudios desarrollados para la elaboración del presente trabajo han sido posibles, en parte, gracias a los fondos provenientes de la Acción de Coordinación VIAGUA (410AC0399) del Programa CYTED (Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo) de España y del programa CAI+D de la Universidad Nacional del Litoral de Argentina.

Referencias

Becker, M. 2006. Potential for Satellite Remote Sensing of Ground Water. *GroundWater* 44 (2): 306–318.

CAAAS - Convenio Argentino Alemán de Aguas Subterráneas. 1976. Recursos de Agua Subterránea y su aprovechamiento en la

Llanura Pampeana y en el Valle del Conlara. Tomo 8. Servicio Geológico de la República Federal de Alemania.

Custodio, E. & M. Llamas. 1996. *Hidrología Subterránea*. Ed. Omega. Barcelona. España. T1, 333-335.

Di Bella, C., C. Rebella, & M. Paruelo. 2000. Evapotranspiration estimates using NOAA AVHRR imagery in the Pampa region of Argentina. INTA, IFEVA. Buenos Aires, Argentina.

DPOH-FICH (Dirección Provincial de Obras Hidráulicas – Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas) (1995) Préstamo de Protección contra las Inundaciones. Canalización y Obras de Arte Cuenca del Arroyo Cululú. Anexo Específico. Santa Fe. Argentina

Ferreira, G., G. Farías & L. Rodríguez. 2003. Comportamiento de Niveles Freáticos en Zonas Rurales: Cuenca Inferior del Río Salado, Santa Fe, *Anales del 3er. Congreso Argentino de Hidrogeología y 1er. Seminario Hispano-latinoamericano sobre temas actuales de la hidrología subterránea*. Rosario. Argentina. UNR Editora. T1, 255-262.

Ferreira, G. & L. Rodríguez. 2005. Uso de niveles freáticos para la caracterización de la recarga/descarga. *XX Congreso Nacional del Agua*. Mendoza. Argentina

Ferreira, G., L. Rodríguez, C. Vionnet, J. Choque & P. Marano. 2009. Avances en el conocimiento del acuífero libre de la cuenca del Arroyo Cululú (Provincia de Santa Fe), Argentina. *VI Congreso Argentino de Hidrogeología y IV Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de la Hidrología Subterránea*. La Pampa, Argentina.

Ferreira G., Marizza M., Rodríguez L. (2012) "Utilización de información procedente de teledetección para el análisis de sistemas subterráneos". *Revista AQUA-LAC*. Vol 4, Num 1. pp. 9 - 18. Disponible en: <http://www.unesco.org.uy/phi/aqualac/es/numeros-de-agua-lac/septimo-numero-vol-4-num-1.html> (última visita 12/06/2013).

Freeze, R. & J. Cherry. 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall Inc. New Jersey.

Groeneveld, D. (2008) Remotely-sensed groundwater evapotranspiration from alkali scrub affected by declining water table. *Journal of Hydrology* 358, pp. 294–303. ISSN: 0022 1694. Available at www.sciencedirect.com.

INA (Instituto Nacional del Agua – Centro Regional Litoral). 2002. Influencia de los

- Acueductos proyectados en la Provincia de Santa Fe sobre los niveles freáticos. Convenio INA/DPOH-Prov. de Santa Fe. Argentina.
- INCYTH (Instituto Nacional del Ciencias y Técnicas Hídricas). 1986. Caracterización Hidrológica de la Cuenca del Río Salado. Centro Regional Litoral. Santa Fe. Argentina.
- Iriondo, M. 1987. Geomorfología y Cuaternario de la Provincia de Santa Fe (Argentina). Departamento de Hidrología General y Aplicada. Universidad Nacional del Litoral. Santa Fe. Argentina.
- Kienitz, G. 1979. Hydrological Regime as Influenced by Drainage of Wetlands. IHP. Unesco. Paris. France.
- Jobbágy, E. & M. Noretto. 2009. Napas freáticas: pautas para comprender y manejar su impacto en la producción. XVII Congreso Nacional de AAPRESID. Argentina.
- Meijerink, M. 2007 Remote Sensing Applications to Groundwater. IHP-VI, Series on Groundwater No.16. Unesco.
- Noretto, M., E. Jobbágy, G. Sznaider & R. Jackson. 2009. Reciprocal influence between crops and shallow ground water in sandy landscapes of the Inland Pampas. Field Crop Research 113: 138-148. Elsevier B.V. doi:10.1016/j.fcr.2009.04.016.
- Oricchio, P., 2010. Comunicación Personal.
- Rushton, K., & C. Ward. 1979. "The Estimation of Groundwater Recharge" J. Hydrology 41: 345-361.

Aporte de las imágenes satelitales a la prospección subterránea de agua en las inmediaciones de la localidad de Médanos, provincia de Buenos Aires

Claudio Hernández¹, Edgardo Navarro^{2,4} y Jorge Caló^{3,4}

¹ Aguas Bonaerenses S.A., 14 de Julio 3639, (8000) Bahía Blanca.

² Comisión Investigaciones Científicas (CIC), calle 526 e/ 10 y 11. La Plata

³ INGEOSUR (Instituto Geológico del Sur). UNS, Departamento de Geología, San Juan 670, (8000) Bahía Blanca. (0291) 4595101.

⁴ Universidad Nacional del Sur (UNS), Departamento de Geología, San Juan 670, (8000) Bahía Blanca.

Mail de contacto: claudiojavierhernandez@hotmail.com

RESUMEN

El área de estudio se localiza en las inmediaciones de la localidad de Médanos (provincia de Buenos Aires). El contexto geológico en el cual se enmarca este área se corresponde con un antiguo delta del río Colorado. Mediante técnicas de tratamiento digital de imágenes satelitales se reconocieron diferentes rasgos morfológicos. Entre los mismos se destacan paleovalles fluviales asociados al sistema fluvial del río Colorado y hacia el norte, una depresión arenosa de dirección noroeste-sureste, la cual conformaría un importante corredor eólico. Esta última unidad permitió la acumulación de los mantos arenosos más modernos, constituyendo una importante área de captación del agua de precipitación de la región. Morfologías lineales de notable continuidad longitudinal, asociadas a paleocanales que se prolongan hacia la zona de planicie intermareal fueron reconocidas como elementos importantes en la prospección del agua subterránea.

Palabras claves: Imágenes Landsat y Spot, filtros direccionales, paleocanales, prospección de agua subterránea, localidad de Médanos.

ABSTRACT

The area of the project is located near the town of Médanos (Buenos Aires Province, Argentina). This area corresponds to an ancient delta of the Colorado River. Through digital processing of satellite imagery different morphographic patterns were recognized. Towards the north in the study area, a depression trending northwest-southeast with longitudinal paleochannels of a remarkable continuity and extending eastward into an intertidal plain area was found. This feature is associated to the ancient Colorado River system. This major paleovalley was filled with sand deposits conforming an aeolian dune field representing a major wind corridor. This last unit constitute an important area of rain water catchment that collects in the paleochannels being a promising source of groundwater exploration.

Keywords: Landsat and Spot Imagery, directional filters, paleochannels, groundwater exploration, Médanos town.

Introducción

El área de estudio se ubica en las inmediaciones de la localidad de Médanos (provincia de Buenos Aires) entre los 38° 47' y 38° 55' de latitud sur y 62° 41' y 62° 50' de longitud oeste, extendiéndose su análisis con el propósito de observar el desarrollo geológico general, hasta aproximadamente 39° 00' S y 63° 37' O (Fig. 1).

Procurando establecer áreas de mayor factibilidad de prospección hidrogeológica (zonas de captación y de almacenamiento de agua), y teniendo presente que los cauces

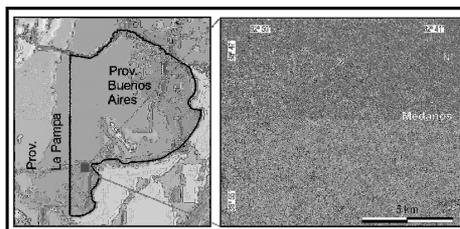


Figura 1. Ubicación del área de estudio

fluviales por lo común contienen materiales más permeables respecto del entorno de la llanura de inundación, se trata de identificar mediante técnicas de tratamiento digital de imágenes satelitales, rasgos morfológicos asociados a paleocanales que geológicamente habrían estado vinculados con la evolución del paleodelta del río Colorado.

Modelo geológico conceptual

El área de estudio se enmarca en un contexto geológico que se corresponde con un antiguo delta del río Colorado (González Uriarte 1984, Spalletti e Isla 2003). Un delta se define como un sistema fluvial con un canal principal que distribuye los sedimentos (en este caso el río Colorado), que en proximidades del mar, en sectores de escaso gradiente de terreno, se abre en distintos canales secundarios desarrollando un lóbulo o frente deltaico. Tiene la particularidad de desplazarse a lo largo del tiempo (migrar), y al quedar estos rasgos morfológicos desactivados, constituyen por su relativa mayor permeabilidad, potenciales lugares de acumulación de agua dulce y en consecuencia de interés para su prospección. Geomorfológicamente, el sector de estudio está relacionado con Niveles de planación y Planicies estructurales que resultan las formas más antiguas de este sector (Mioceno tardío) (Folguera y Zarate 2012), representadas principalmente por cerros testigos con planos que se ubican en aproximadamente los 100 metros sobre el nivel del mar (msnm). Depresiones endorreicas, cuyos fondos se encuentran aproximadamente a 50 metros bajo el nivel del mar (mbnm), son reconocidas en el sector oeste - noroeste del área.

Metodología de trabajo

Con el propósito de llevar adelante las tareas correspondientes al tratamiento digital de las imágenes raster, se operó fundamentalmente con dos sistemas de información geográfica (SIG): Idrisi Selva (Clark Labs 2011) y Global Mapper 13 (Blue Marble Geographics 2010), utilizando el Corel Draw como software de apoyo. Para el análisis e interpretación a escala regional se emplearon imágenes Landsat 7 captadas por el sensor ETM+, multitemporales, de fechas 6/01/2001 y 22/12/2003, path 227 row 87 con resolución espacial de 30m y una banda 8 pancromática de 15m de resolución espacial. Las

consideraciones altimétricas se realizaron a partir de los Modelos Digitales de Elevación (MDE) de SRTM y ASTER de 90 y 30m de resolución espacial respectivamente. Todos estos datos fueron evaluados y procesados de acuerdo a técnicas propuestas por Richards (1995) y Chuvieco (2000), mediante los menús de Idrisi correspondientes a Principal Component Analysis y Create Color Composite, que permitieron reconocer diferentes rasgos morfológicos a nivel regional. En la combinación de bandas se usó en particular, los filtros azul para la banda 2, verde para la banda 3 y rojo para la banda 4. La figura 2 representa la composición falso color compuesto en niveles de gris.

El estudio a nivel local, se llevo a cabo empleando como base una imagen Spot B&W, de 5 m de resolución espacial, cuya combinación con las otras imágenes facilitó reconocer los rasgos de interés a esta escala. Para el procesamiento de la información digital a esta escala, se utilizaron diferentes menús de Idrisi, principalmente aquellos asociados a filtros direccionales y filtros resaltadores de borde. Entre los empleados se destacan el Laplaciano, Edge Analysis y Variability, habiéndose ensayado con diferentes matrices (3x3, 5x5 y 7x7), procurando reconocer y resaltar desde estas imágenes, diferentes tipos de rasgos lineales que pudieran vincularse con el modelo conceptual.

Resultados

Del tratamiento digital de las imágenes satelitales en particular, pudieron destacarse diferentes elementos de interés a los fines de la exploración subterránea de agua. A escala regional, los hechos de cobertura permitieron delimitar parte de los lóbulos deltaicos que Spalletti e Isla (2003) reconocieron y asociaron a la evolución del río Colorado en los tiempos geológicos más modernos (Fig. 2). En particular los tonos más claros generados por la emisividad de los cultivos en el infrarrojo cercano y los oscuros, asociados fundamentalmente a los depósitos arenosos debido a la mayor absortividad de esa longitud de onda por su mayor contenido de humedad, permitieron delimitar parte de esos lóbulos deltaicos. En particular, el área de estudio está asociada al más antiguo, identificado con el 1 en la figura 2.

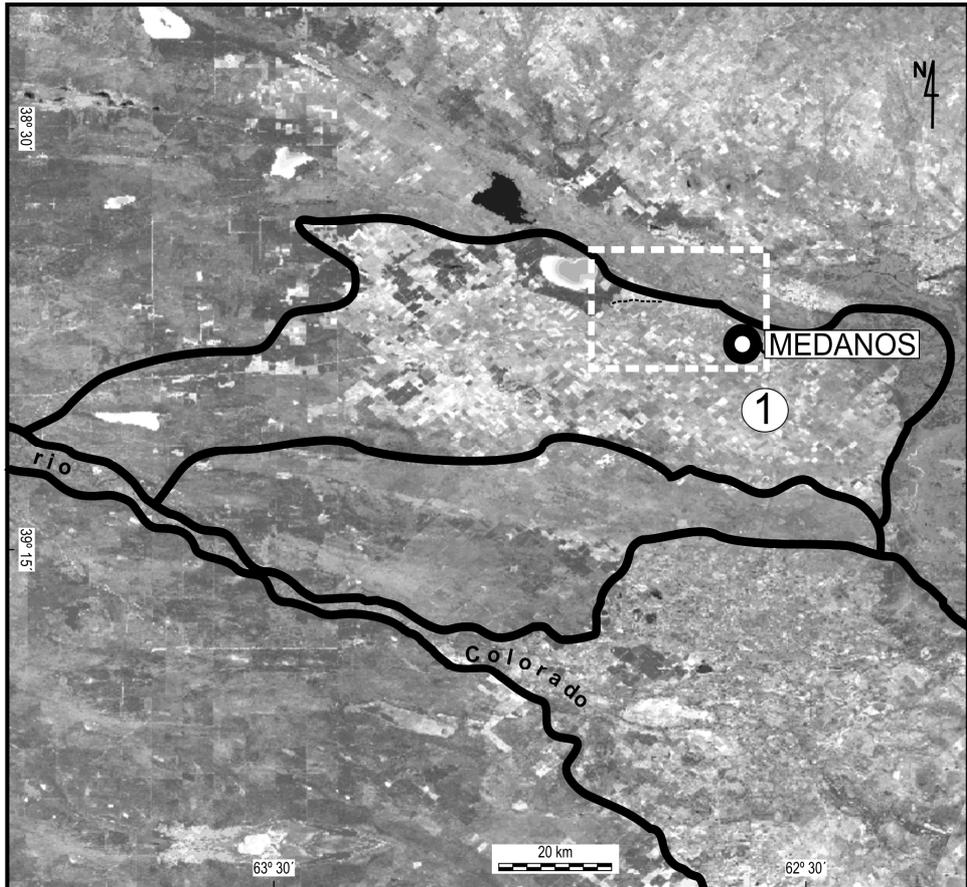


Figura 2. Combinación de bandas 2, 3 y 4 asociadas a los filtros azul, verde y rojo respectivamente del Landsat 7, sensor ETM+. Se destacan los lóbulos asociados al paleodelta, en particular el lóbulo 1 de Spalletti e Isla (2003), en el que se encuentra enmarcada el área de estudio (recuadro blanco punteado).

El análisis individual de las bandas y la valoración morfométrica a través del MDE SRTM de la región, facilitó el reconocimiento y delimitación de las unidades morfográficas a una escala de semidetalle (Fig. 3). Se destaca un paleovalle fluvial (Pf) que llega a conformar en esta región, un plano que se localiza en aproximadamente los 35 msnm.

Dentro de esta unidad Pf, a su vez tiene lugar el desarrollo de una cubierta sedimentaria arenosa, que enmascara parcialmente los rasgos infrayacentes, en particular aquellos asociados a los elementos más importante a detectar desde la imagen y motivo de investigación, los paleocanales.

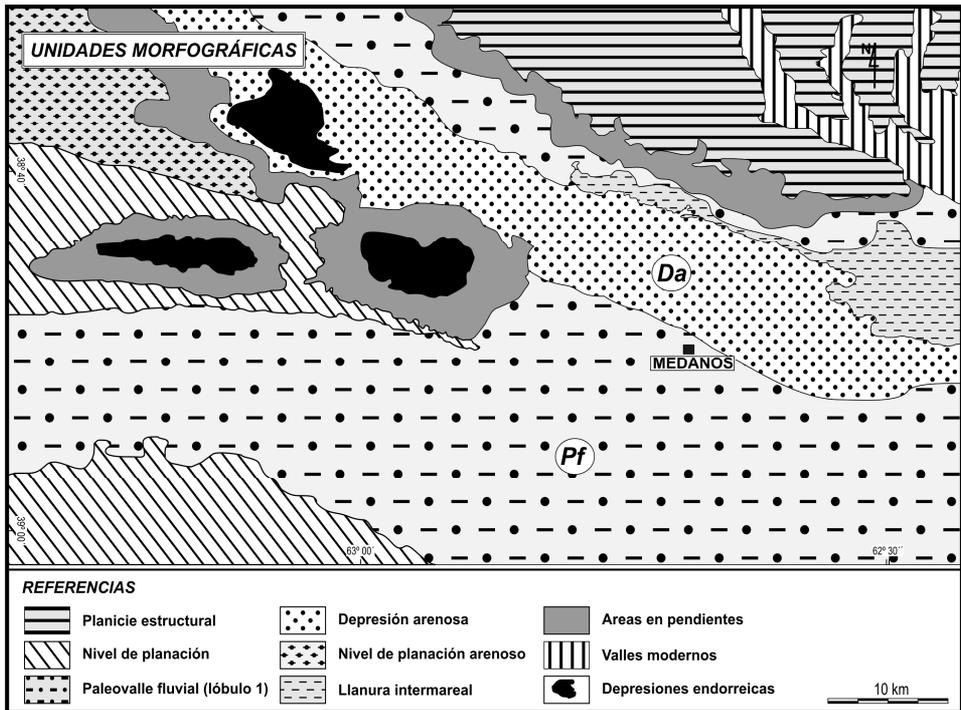


Figura 3. Unidades morfológicas reconocidas en el área de la localidad de Médanos.

Hacia el norte, la unidad (Pf) se encuentra limitada por una importante depresión tectónica, de dirección aproximada noroeste-sureste, reconocida morfológicamente como Depresión arenosa (Da). Esta unidad resulta no sólo un importante corredor eólico, sino también un sector de interés hidrogeológico ya que contiene un espeso manto de acumulación arenosa, como puede observarse en la Fig. 3, que representa una significativa área de recarga para toda esta zona.

En cercanías de la localidad de Médanos, y a partir del análisis a una escala de mayor detalle (1:10000 o mas grande), se profundizó la evaluación sobre aquellas unidades morfológicas previamente identificadas,

permitiendo delimitar lugares de interés de manera más precisa.

Se reconocieron dos tipos morfológicos principales:

a) Dentro de las unidades morfológicas asociadas a sectores de la *Depresión arenosa* y *Paleovalles fluviales*, fueron identificadas a partir del uso de diferentes filtros de realce, en especial resaltadores de borde y direccionales, **morfologías lineales sinuosas**, por lo común continuas, evidenciando una trayectoria general de dirección oeste-este. En oportunidades se las reconoce de manera parcial aunque su trayectoria puede ser claramente identificada (Fig. 4 y 5).

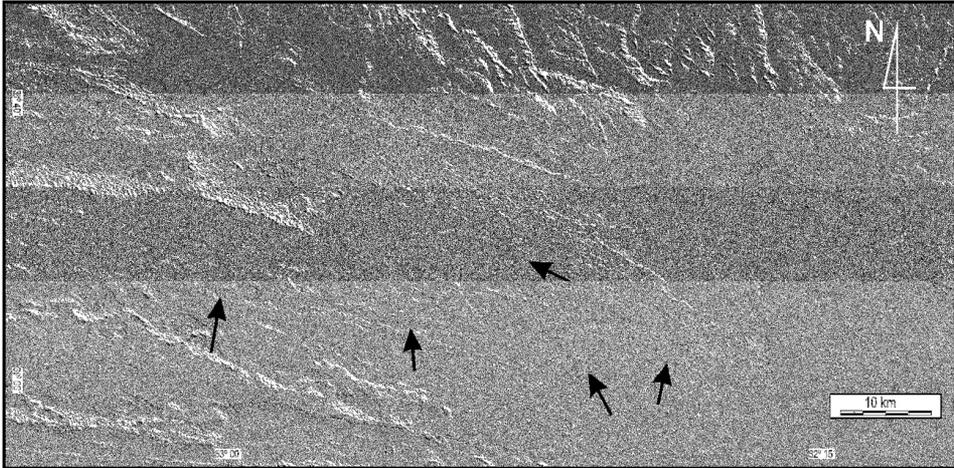


Figura 4. Combinación de bandas del Landsat 7 ETM+ con imagen Spot. Imagen procesada con resaltadores de bordes y direccionales sur-suroeste en la que se reconocen paleocanales labrados en la unidad morfológica **Pf**. Las flechas negras identifican esos paleocanales.

b) Rasgos morfológicos lineales con un desarrollo más recto y ancho que en el caso anterior. Orientados también en un sentido general oeste-este, fueron identificados a partir de texturas de imágenes obtenidas por el

procesamiento individual de la imagen Spot con apoyo de diferentes combinaciones de bandas de las imágenes Landsat. Se destacan por estar cubiertos por una delgada capa eólica.

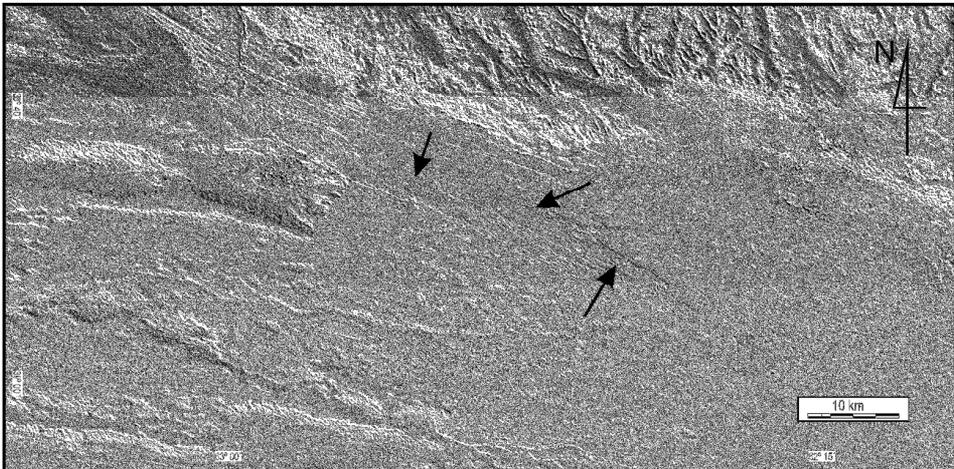


Figura 5. Combinación de bandas del Landsat 7 ETM+ con imagen Spot, procesada con filtros resaltadores de bordes y direccionales del noreste en la que se reconocen paleocanales labrados en la unidad morfológica **Da**. Las flechas negras identifican esos paleocanales que se prolongan hacia el mar.

Con el propósito de asociar estos elementos de detalle con las unidades morfológicas reconocidas en la figura 3, fueron dispuestos de manera georreferenciada, siendo representados de manera cartográfica en la figura 6.

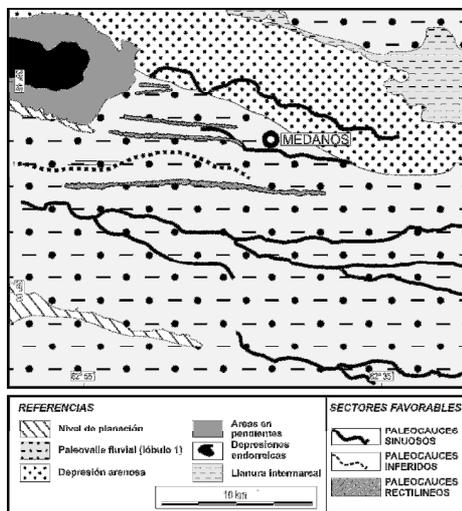


Figura 6. Sector de la figura 3 en el que se muestra los paleocanales y depresiones topográficas asociadas a las unidades morfológicas.

Conclusiones

En el área de estudio, la unidad morfológica identificada como Depresión arenosa (Da), constituye una importante área de captación de agua de precipitación para esta región, en tanto que aquella unidad identificada como Planicie fluvial (Pf) representa un sector en el que se puede dar el almacenamiento de agua de la unidad anterior, al disponer de rasgos morfológicos con una mayor permeabilidad relativa que su entorno.

Dentro de la unidad morfológica Planicie arenosa (Da) y fluvial (Pf), los rasgos lineales sinuosos identificados mediante el tratamiento digital de imágenes, se corresponden con paleocanales fluviales del delta del río Colorado, que se prolongan hacia el este, dentro de la zona de planicie intermareal.

En la Planicie fluvial (Pf), los elementos lineales de menor longitud, rectilíneos, se

corresponderían con paleocanales de este sistema, aunque con una capacidad de migración lateral más baja.

Todos estos rasgos morfológicos de escala de detalle, constituyen puntos de factibilidad de existencia de agua en el subsuelo, dado que presentan mayor permeabilidad que su entorno. Sin embargo, su presencia no garantiza necesariamente la existencia de agua como tampoco su calidad, pero permite planificar y acotar con gran exactitud, teniendo presente el manejo georreferenciado de la información, la localización de las áreas favorables para la prospección subterránea de agua.

Agradecimientos

Agradecemos al Ing. Antonio Ferrara, Gerente de ABSA Bahía Blanca por su apoyo en el desarrollo de este proyecto y por su ayuda para presentarlo.

A la Comisión de Investigaciones Científicas de la provincia de Buenos Aires por la colaboración en este trabajo.

Al Dr. Rivas cuyas críticas contribuyeron al mejoramiento del presente manuscrito.

Referencias

- Blue Marble Geographics. 2010. Global mapper 13. Software, Portland, USA.
- Clark Labs. IDRISI SELVA. 2011. Software, Clark University, USA.
- Chuvieco, E. 2000. Fundamentos de teledetección espacial. 3ra ed. revisada, RIALP, Madrid.
- Folguera, A. y Zárate, M. 2012. La planicie estructural del centro de la Provincia de la Pampa: Características y génesis. En: V Congreso Argentino de Cuaternario y Geomorfología, Córdoba. 72-73. Río Cuarto.
- González Uriarte, M. 1984. Geomorfología del área interfluvial de los cursos inferiores de los ríos Colorado y río Negro (Pcia. de Buenos Aires). 1as. Jornadas Geológicas Bonaerenses. Actas: 713-730. Bahía Blanca.
- Richards, J. A., 1995. Remote sensing digital image analysis. Springer-Verlag 2 Ed, Campbell, Australia.
- Spalletti, L. y Isla, F. 2003. Características y evolución del delta del río Colorado ("Colú-Leuvú"), Provincia de Buenos Aires, República Argentina. Asociación Argentina de Sedimentología, Revista, vol. 10 (1): 23-37.

Sistemas de Información Geográfica aplicados a la cuenca hidrogeológica media del Río Medina, Departamento Río Chico, Provincia de Tucumán

Nicolás Humberto Ramos¹

¹ Instituto superior de Correlación Geológica (INSUGEO), Av. Pte. Perón S/N, Horco Molle, Tucumán, Argentina.

Mail de contacto: nicolashramos@hotmail.com

RESUMEN

El presente trabajo fue realizado con el fin de aplicar los Sistemas de Información Geográfica (SIG) en el área de la Cuenca Hidrogeológica del Río Medina, Depto. Río Chico, al Sudoeste de la Provincia de Tucumán, en la vertiente Sur-oriental de las Sierras del Aconquija, de modo de recolectar, almacenar, procesar y analizar datos hidrogeológicos geo-referenciados, para realizar un aprovechamiento integro-racional del agua subterránea.

Los trabajos se iniciaron con el análisis de los antecedentes bibliográficos del área de trabajo y se continuó con la digitalización del mapa base topográfico.

Se realizó el análisis y procesamiento de datos de campos (coordenadas, cotas, niveles, caudales y calidad de agua) para la generación de la base de datos geográfica e hidrogeológica.

El SIG Arcview 3.3 resultó ser una herramienta favorable para hidrogeología y según los buenos resultados obtenidos, se alienta su uso en futuros trabajos científicos.

Palabras clave: Sistemas de Información Geográfica, Hidrogeología, toma de decisiones, mapas analíticos y sintéticos, mapas consultas.

ABSTRACT

This study was carried out to apply Geographic Information Systems (GIS) in the area of the Medina River Hydrological Basin, Río Chico department, in southwestern Tucuman, located on the southeastern slope of the Aconquija mountain range in order to collect, store, process and analyze geo-referenced hydrogeological data for an integral-rational profitability of groundwater.

The work was begun with the analysis of bibliographic records in the work area and was continued with the digitalization of the topographic base map.

We performed a analysis and processing of updated field data (coordinates, heights, levels, flow rates and water quality) for the generation of a geographical and hydrogeological data base.

The Arcview 3.3 GIS proved to be a positive tool to be used in hydrogeology, and, due to the results obtained, it fosters its use in further scientific research.

Keywords: GIS, Hydrogeology, decision making, analytical and synthetic maps, consultation maps.

Introducción

El presente trabajo fue realizado con el fin de aplicar los Sistemas de Información Geográfica (SIG) en el área de la Cuenca Hidrogeológica del Río Medina, Departamento Río Chico, Sudoeste de la Provincia de Tucumán, vertiente Sur-oriental de las Sierras del Aconquija, de manera de recolectar, almacenar, procesar y analizar datos hidrogeológicos geo-referenciados como así también hacer posible la producción de información derivada a la aplicación de un aprovechamiento integral y racional del agua subterránea a un sector densamente poblado del Sur de la provincia. Por lo tanto, en la actualidad se hace necesario

combinar las bases de datos alfanuméricas (información de los elementos hídricos e hidrogeológicos) y gráficas (mapas temáticos con la localización de esos elementos) contemplando la exploración y preservación de este recurso.

La Cuenca hidrogeológica del Río Medina, con una superficie aproximada de 650 Km², se ubica dentro de la cuenca hidrográfica del río Medina, con 2100 Km², en el sector sudoeste de la provincia de Tucumán, en la vertiente sur-oriental de las Sierras del Aconquija. Hacia su tramo medio se ubica nuestra zona de estudio, definida por la ubicación de pozos de perforación extremos, entre los 27°19' y 27°31' de Latitud Sur y los 65°30' y 65°46' de Longitud

Fue menester apoyar el procesamiento e interpretación de la citada imagen satelital y DEM con imágenes satelitales consultadas online mediante el software Google Earth v.6.2.2.6613 (2012): SPOT 3 (1986) a escalas de alta definición, SPOT 5 (2012) 1:2.500 y Cia. Cobertura DigitalGlobe, CDG (2002, 05, 06, 07, 08 y 09).

Adicionalmente, para la denominación formal e informal de los accidentes geográficos, localidades y toponimias, se consultaron 2 series de ediciones de hojas topográficas históricas, editadas por el Instituto Geográfico Militar Argentino (IGM). La primera serie se remonta a mediado de la década de 1930 y se encuentra integrada por 4 hojas de escala 1:100.000 (IGM, 1935): Concepción: 27-66 B, Capillitas: 27-66 A, Villa Alberdi: 28-66 D y Andalgalá: 28-66 C. Y la segunda serie editada a fines de la década de 1940, la constituyen 3 hojas de escala 1:100.000: la hoja Nevados del Aconquija: 2766-21 (IGM, 1949) y las hojas Villa Quinteros: 2766-22 e Ingenio Santa Ana: 2766-28 (IGM, 1950). Se le suma a las antes mencionadas cartografías una serie de edición más moderna, compilada y editada también por el IGM hacia la segunda mitad de la década de 1980, la cual se encuentra constituida por 2 hojas de escala 1:250.000: La hoja topográfica Concepción, 2766-IV (IGM, 1986) y Belén, 2766-III, (IGM,1987).

Digitalización de Mapa base topográfico

A continuación se procede a la digitalización topográfica con el programa ArcView SIG 3.3 (2002) de modo de crear los ficheros shapes o temas correspondientes a cada capa de nuestro mapa base topográfico. La geometría para estos elementos es almacenada como una forma que comprende un conjunto de coordenadas de vectores (punto, línea o arco, polígono o área) a través de 3 ficheros que ArcView crea para un fichero shape: *.shp almacena la geometría del elemento (información sobre la forma y la localización), *.shx almacena el índice de la geometría del elemento (datos generados automáticamente con la extensión anterior) y *.dbf almacena la información de los atributos de elementos (fichero o tabla de data base). Esto nos permite la representación de las capas topográficas, hidrografía, caminos, localidades y toponimias (Figura 1).

Análisis y procesamiento de datos estadísticos

La información de uso del suelo (IGN, 2012) y los datos hidrogeológicos de pozos, perforados entre los periodos 1914 y 2007, obtenidos de

los archivos del Departamento de Perforaciones de la Dirección Provincial del Agua (DPA, 2007) y de empresas privadas (SAT, 2007), coordenadas (x-y en grado, min, seg), cotas (Z en msnm), profundidades (en mbbp), niveles estáticos (NE en -m), caudales (Q en m³/h), fueron actualizados con mediciones de campo y sumados a los datos históricos de calidad físico-química del agua (para bebida, riego y/o industria), se analizaron y procesaron en una planilla Excel (*.xls) y luego fueron exportados en formato *.dbf o *.txt para ser relacionados con la tabla de los atributos de los pozos incorporados en el sistema.

Generación de Base de datos Geográfica-Hidrogeológica

De esta manera creamos una base de datos con información Geográfica e Hidrogeológica para cada capa con sus datos espaciales y atributos, los cuales están ligados entre sí a través de un identificador común (id) que permiten relacionar tales capas. Esto nos permitió confeccionar un análisis geográfico e hidrogeológico a través de la adecuada relación de capas y un conveniente manejo de los datos mediante consultas que apoyan la toma de decisiones. La base de datos del sistema, se encuentra constituida por un universo de 82 pozos espacialmente ubicados. Los pozos números 1 (Alpachiri), 8 (La Trinidad) y 53 (Colonia 6 de Santa Ana) constituyen las ubicaciones más extremas y configuran la mencionada área de trabajo.

Visualización Cartográfica

Las variables analizadas y procesadas anteriormente permitieron la confección de mapas temáticos de dos tipos, a saber:

Mapas Analíticos

Representan la distribución de una o más variables cuanti-cualitativa directamente observadas (mediante trabajo de campo, sensores remotos o foto-interpretación) y que suelen requerir de un previo procesamiento. En nuestro caso, ingresando en Arcview 3.3 los datos hidrogeológicos cuantitativos aportados por la DPA y empresas privadas, (niveles estáticos, caudales, actualizados "in situ") y datos históricos de calidad de agua, se obtuvieron diferentes mapas analíticos.

El mapa de Isopleas y de líneas de flujos tuvo lugar a partir de la selección de pozos de 100 a 200 mbbp, perforados entre 1990 y el 2007. Las variables Isopiezas (Niveles Estáticos del agua en el pozo) se confeccionaron mediante la opción para crear contornos, método spline (función polinómica suavizada), con contornos

de 25 m de separación, tipo tensión y con un peso de 4 y 18 puntos involucrados. En consecuencia el sistema permite graficar transversalmente a las isopiezas las líneas de flujos (dirección, sentido y velocidad del movimiento del agua). Se ilustra así el principio básico de todo modelo hidrogeológico cuanti/cualitativo, con el que se demuestra el dinamismo del agua subterránea y se identifica la zona de recarga, conducción y descarga.

Los mapas de las Figuras 2 a 5 fueron elaborados utilizando la opción de interpolación, método IDW (inverse distance weighting, peso en función inversa a la distancia) y responden directamente a las variables que le dan su nombre.

También se generó un mapa de años de construcción de pozos y del tipo de acuíferos captados (surgente o semi-surgente). Ello se complementó con el uso de suelos, editado por el Instituto Geográfico Nacional (IGN, 2012), y con las áreas de influencias del Río Medina y de las rutas principales que surcan el área de estudio, las cuales se elaboraron mediante la opción "buffers" de nuestro SIG y constituyen un importante motor de cruce entre variables.

Mapas Sintéticos

Surgen de integrar gran parte de la información anterior a modelos y experiencias subjetivas, pues resultan de generalizaciones basadas en

datos empíricos dependiente de la elección de las variables y de los modelos conceptuales a los que se adhiere el investigador. En esta primera etapa del proyecto, con la base SIG cartográfica, topográfica, hidrográfica, uso del suelo e isopiezas, se elaboró un mapa preliminar de síntesis hidrogeológica basado en Ramos, 2007 (Figura 6).

Manejo de los datos

En este punto, el SIG se transforma en una importante herramienta para el apoyo de las decisiones. Es así que agrupando las áreas de influencias de los diferentes atributos (profundidades, caudales de pozos, tipo de acuífero captado, estado de la perforación, análisis y uso del agua, ríos, rutas, etc.) y éstas a la vez unidas a otros temas (usos de suelos, Isopleas, Flujos, hidrogeológico, etc.) pueden realizarse determinadas consultas vinculadas a esos atributos y temas. Se constituyó así otro mapa sintético al que optamos por llamarlo "Mapa de Consulta integral", el cual resume y agrupa determinadas condiciones según el abastecimiento u objetivo requerido.

Resultados obtenidos

Se establece entonces que el SIG a través de nuestro *Mapa Consulta integral*, puede responder preguntas simples que pueden a-complejarse cuanto más variables involucremos:

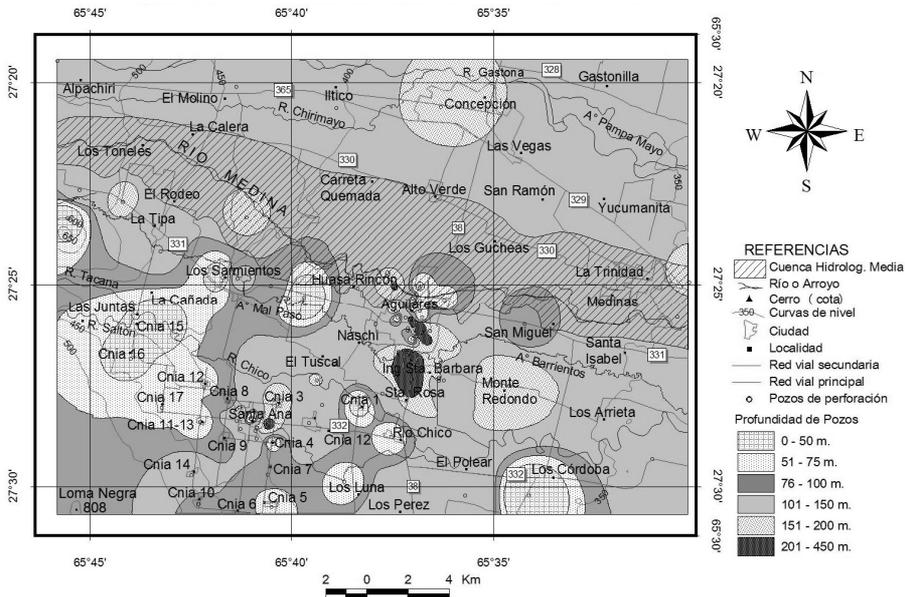


Figura 2: Mapa de profundidades de pozos.

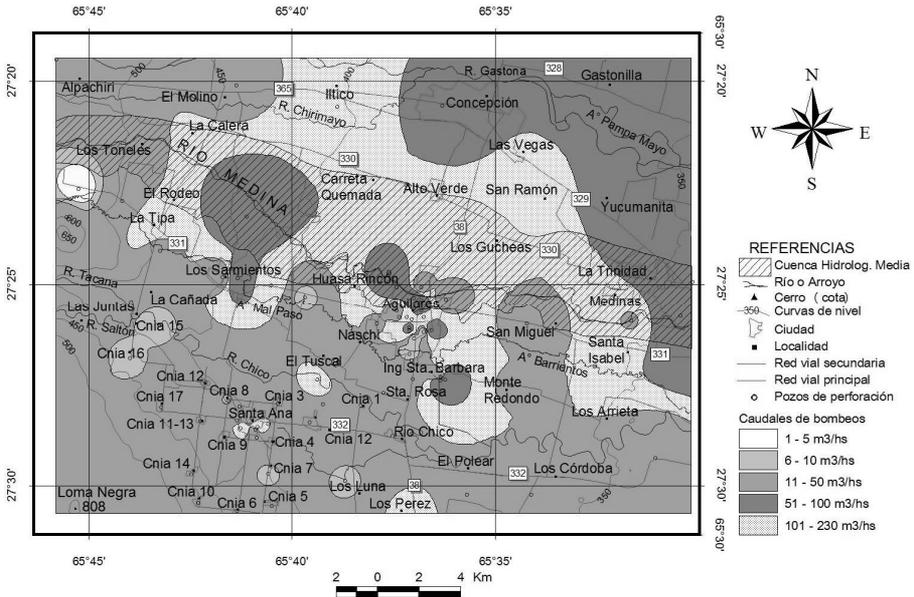


Figura 3: Mapa de caudales de bombeo.

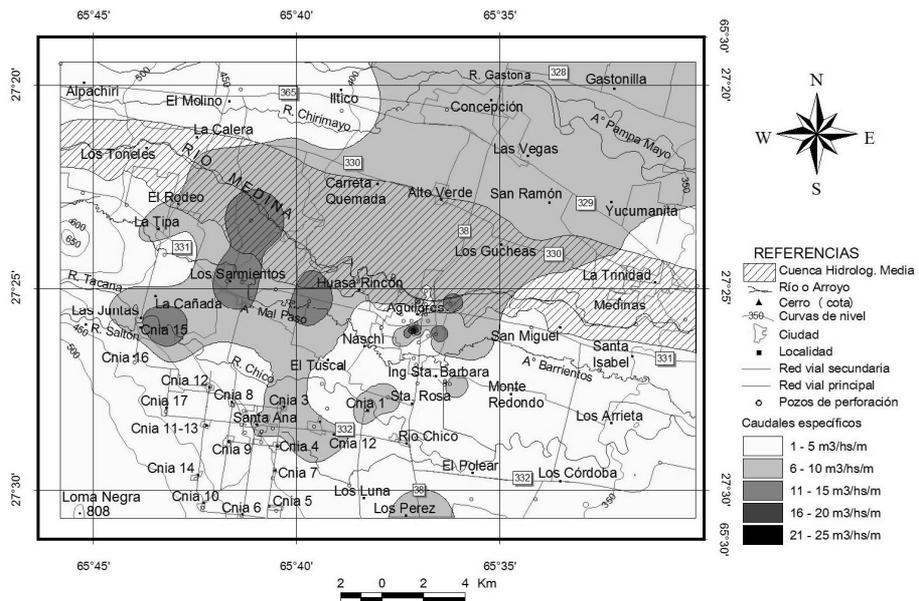


Figura 4: Mapa de caudales específicos.

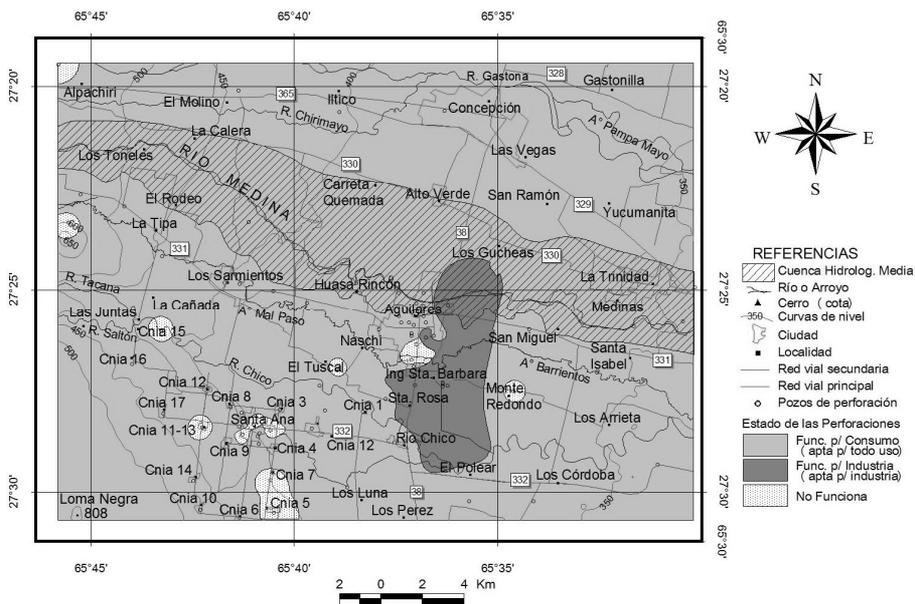


Figura 5: Mapa de estado de las perforaciones, calidad y uso del agua.

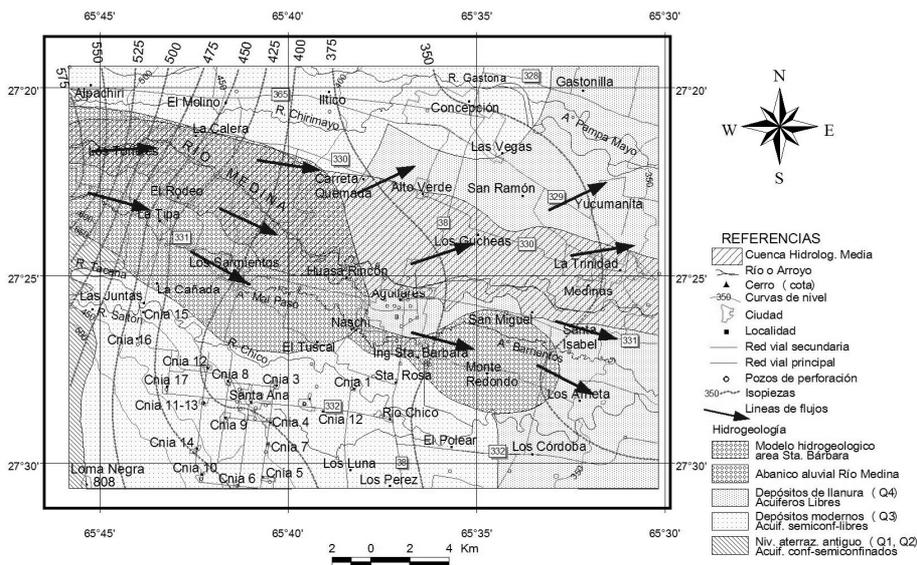


Figura 6: Mapa Hidrogeológico de la cuenca media del río Medina.

¿Dónde se encuentra la zona de Recarga, Conducción y Descarga del agua subterránea?

De acuerdo a los antecedentes hidrogeológicos descritos por Ramos (2007) y observando nuestro mapa de isopleta y flujo, la recarga de la cuenca hidrogeológica del río Medina se produce través de las elevadas precipitaciones del piedemonte de las Sierras del Aconquija, en la zona de Monte Bello-Villa Lola, a partir de donde se encuentran sedimentos modernos de elevada porosidad y permeabilidad. La descarga del abanico se ubica entre la localidad de Los Sarmientos y Los Ríos, al Oeste de la ciudad de Aguilares (Fig. 6).

¿Dónde se encuentran los pozos con profundidades de 50 a 150 metros bajo boca de pozo (mbbp.) y rendimientos medios de 5 a 15 m³/hs/m?

Los pozos con profundidades de 50 a 150 mbbp. y caudales específicos muy buenos de 5 a 15 m³/hs/m se explotan dentro del área a la que Tineo et. al. (2002) y Ramos (2007) se refieren como abanico aluvial y acuíferos semi-confinados, en la zona de conducción y descarga, llegándose a presentar niveles de surgencia natural en esta última zona. Asimismo estas características se ven también representadas al noroeste del citado abanico y en formas aisladas en el área de Santa Ana.

¿Dónde se encuentran los pozos con profundidades superiores a 150 mbbp. y rendimientos medios inferiores a 5 m³/hs/m?

Según nuestra base de datos, los pozos con profundidades superiores a 150 mbbp. con caudales específicos inferiores a 5 m³/hs/m se explotan fuera del abanico aluvial del río Medina de Ramos op. cit., destacándose el sector sur de la ciudad de Aguilares y el área de Santa Bárbara y Monte Redondo, donde el rendimiento de estos pozos es más inferior que en el abanico aluvial., aunque algunos llegan a poseer niveles de surgencia natural por confinamiento y temperaturas del orden de los 30° C.

¿Dónde se encuentran los pozos semi-surgentes perforados después de 1990, con profundidades mayores a 100 mbbp, caudales medios superiores a 10 m³/hs/m y a menos de 600 m. de una ruta principal?

Nuestro SIG apunta directamente a la zona de conducción, al norte de la localidad de Los Sarmientos, donde aislados pozos responden a tales condiciones.

¿Dónde sería más recomendable perforar un pozo a menos de 75 mbbp. para pequeños productores agrícolas, cuyo caudal ronde los 30 m³/hs y la calidad físico-química sea apta para riego?

EL Sistema responde que estas condiciones se encuentran alrededor de la localidad de los Ríos, La Cañada, Colonia 1, 4, 12 y 17 de Santa Ana, Oeste de Los Sarmientos y asiladas área de llanura como en Río Chico y Los Córdoba, donde los campos de cultivos se encuentran dispersos en toda su geografía.

¿Cuál es la calidad físico-química de las aguas alrededor de la ciudad de Aguilares? ¿Cuál puede ser utilidad?

La calidad físico-química de las aguas subterráneas alrededor de Aguilares es en general buena, tanto para bebida, riego como para la industria, especialmente en el acuífero semi-confinado (al Este) y en los acuíferos confinados (al Norte, Sur y Oeste). Salvo el acuífero libre, suele estar contaminado química y bacteriológicamente, especialmente cerca de los centros urbanos.

Conclusiones

Los SIG permiten planificar, aprovechar e incorporar información geo-referenciada básica en la Hidrogeología como en otras disciplinas, facilitando el manejo eficiente de la información gráfica. La velocidad, consistencia, precisión y calidad gráfica con la que operan son verdaderamente impresionantes.

El SIG Arcview 3.3 se comportó de forma satisfactoria en la escala regional de este trabajo. Los resultados obtenidos son muy auspiciosos teniendo en cuenta que es la primera vez que empleamos dicho sistema con datos reales de una cuenca del sur de la provincia de Tucumán.

En etapas posteriores se deberá evaluar su funcionalidad y compatibilidad con programas de modelamiento Hidrogeológico, que orientados al diseño gráfico tridimensional, nos permitirá incorporar otros atributos que varían en profundidad (litología, niveles porosos y permeables, Sondeos Eléctricos Verticales, tipos de acuíferos, entre otros) para cada tabla de pozo del SIG. Una cuarta dimensión, el tiempo, nos permitirá evaluar su comportamiento predictivo frente a otras variables como la reserva y la explotación más recomendada para el acuífero.

Referencias

- ArcView GIS 3.3. 2002. Geographic Information System (GIS) Software, version 3.3, India. Curso "Los SIG y su aplicación a la cartografía temática". Resol. Nº 887-126-08. 21-31 de Ago. 2012. Organizado por el Instituto de Estudios Geográficos "Guillermo Rohemeder" y dictado por la Dra. Claudia Margarita Hernández. Fac. Filosofía y Letras-UNT.
- D.P.A. 2007. Archivo de perforaciones del Departamento Río Chico. Departamento de Perforaciones, Dirección Provincial del Agua (inédito). Tucumán.
- F.A.A. 1977-1979. Fotografías aéreas, Vuelo Azúcar, esc. 1:20.000. Fuerza Aérea Argentina. Cuarta Brigada Aérea. Paraná.
- Global Mapper. 2010. Geographic Information System (GIS) Free Software, version 11.02, USA, www.globalmapper.com.
- Google Earth. 2012. *Satellite Images and Digital Elevation Models (DEM) of the world: SPOT (1986) a escala 1:100.000, SPOT 5 (2012) 1:2.500 y Cia. Cobertura DigitalGlobe, CDG (2002, 05, 06, 07, 08 y 09). Free Software, version 6.2.2.6613, USA, www.google.com.ar/intl/es/earth/index.html.*
- I.G.M. 1935a. *Carta Topográfica, Concepción, Hoja 27-66 B, escala 1:100.000*, Instituto Geográfico Militar. Levantamiento y compilación 1934. Edición 1935. Bs. As.
- I.G.M. 1935b. *Carta Topográfica, Capillitas, Hoja 27-66 A, escala 1:100.000*, Instituto Geográfico Militar. Lev. y compilación 1934. Edición 1935. Buenos Aires.
- I.G.M. 1935c. *Carta Topográfica, Villa Alberdi, Hoja 28-66 D, escala 1:100.000*, Instituto Geográfico Militar. Lev. y compilación 1934. Edición 1935. Buenos Aires.
- I.G.M. 1935d. *Carta Topográfica, Andalgalá, Hoja 28-66 C, escala 1:100.000*, Instituto Geográfico Militar. Lev. y compilación 1934. Edición 1935. Buenos Aires.
- I.G.M. 1949. *Carta Topográfica, Nevados del Aconquija, Hoja 2766-21, escala 1:100.000*, Instituto Geográfico Militar. Lev. y compilación 1934. Edición 1949. Buenos Aires.
- I.G.M. 1950a. *Carta Topográfica, Villa Quinteros, Hoja 2766-22, escala 1:100.000*, Instituto Geográfico Militar. Lev. y compilación 1934. 1ra edición Abril de 1950. Buenos Aires.
- I.G.M. 1950b. *Carta Topográfica, Ingenio Santa Ana, Hoja 2766-28, escala 1:100.000*, Instituto Geográfico Militar. Levantada en 1934. 1ra edición Diciembre de 1950. Buenos Aires.
- I.G.M. 1986. *Carta Topográfica, Concepción, Hoja 2766-IV, escala 1:250.000*, Instituto Geográfico Militar. Compilación 1985 y edición 1986. Buenos Aires.
- I.G.M. 1987. *Carta Topográfica, Belén, Hoja 2766-III, escala 1:250.000*, Instituto Geográfico Militar. Compilación 1986 y edición 1987. Buenos Aires.
- I.G.N. 2010. *Imagen satelital Landsat 5 TM, corte digital geo-tif referenciada, latitud 27°03'00,18"-27°46'58.91" y longitud 65°13'00.11"-66°12' 02.60"*. 3 bandas del visible, escala 1:100.000, pix: 25x25 m, Instituto Geográfico Nacional. Edición 2010. Bs. As.
- I.G.N. 2012. *Coberturas SIG-250 del Suelo, Instituto Geográfico Nacional*. Sistema de Información Geográfica de la República Argentina, escala 1:250.000. Coberturas vectoriales en formato shapefile. Ed. 2012. Buenos Aires. www.ign.gob.ar/sig250.
- PCI Geomatics. 2012. *Geographic Information System (GIS) Software, trial version 8.2*, Canadá. www.pcigeomatics.com.
- Ramos, N. 2007. Hidrogeología del Abanico Aluvial del Río Medina, Departamento Río Chico, Provincia de Tucumán. Seminario de grado, Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo. Univ.Nac.Tucumán. (inédito), 238 p., Tucumán.
- S.A.T. 2007. Archivo de perforaciones del Departamento Río Chico. Departamentos Obras y Planeamiento, Sociedad Aguas del Tucumán. Ex "Dirección Provincial de Obra Sanitarias ("D.I.P.O.S") (inédito), Agencia Aguilares, Tucumán.
- Tineo, A.; Falcón, C.; García, J. W.; D'Urso, C. y Rodríguez, G. 2002. Alternativas para el abastecimiento urbano de agua: pozos diseminados o campo de pozos. Actas XXXII° International Association of Hydrogeologist Congreso (AIH) y VI° Congreso de la Asociación Latinoamericana de Hidrología Subterránea para el Desarrollo/ALHSUD. Aguas Subterráneas y Desarrollo Humano. Mar del Plata, Bs. As.
- USGS. 2002. *Digital Elevation Models (DEM), Shuttle Radar Topography Mission: SRTM3S28W066V1 y SRTM3S28W067V1*. Elevation data in raster format, resolution: 3 arc-second (90 m), United States Geological Survey, <http://earthexplorer.usgs.gov>.