



1984-2020

ASOCIACIÓN LATINOAMERICANA DE HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA PARA EL DESARROLLO
ASSOCIAÇÃO LATINOAMERICANA DE HIDROLOGIA SUBTERRÂNEA PARA O DESENVOLVIMENTO

Revista Latino-Americana de Hidrogeología

EDICIÓN ESPECIAL. ISSN: 1676-0999.



CONTAMINACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN ARGENTINA

ACTUALIZACIÓN EN LA INVESTIGACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN
NATURAL Y ANTROPOGÉNICA DEL AGUA SUBTERRÁNEA

POLUIÇÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA NA ARGENTINA

*PESQUISA ATUAL SOBRE POLUIÇÃO
NATURAL E ANTROPOGÊNICA DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS*

Hermosillo, Sonora, México

FEBRERO 2020

Número especial - Febrero / 2020



Revista Latino-Americana de Hidrogeología



1984-2019

**Asociación Latinoamericana de Hidrología Subterránea para el Desarrollo
Associação Latinoamericana de Hidrologia Subterrânea para o
Desenvolvimento**

**JUNTA EJECUTIVA ALHSUD
2018-2022**

PRESIDENTE

Titular: MIGUEL RANGEL MEDINA

Suplente: María Vicenta Esteller Alberich

SECRETARIO GENERAL

ROGER GONZALEZ HERRERA

SECRETARÍA ADJUNTA

Titular 1: Teresita Betancur (Colombia)

Suplente 1: Carlos Pineda Palomeque (México)

CAPÍTULOS ALHSUD

Chile: Pablo Rengifo (Presidente)

Perú: Fluquer Peña L. (Presidente)

Brasil: José Paulo G. M. Netto (Presidente)

México: Raúl Morales E. (Representante)

Ecuador: Oscar Larrea (Representante) Bolivia:

Mónica X. Guzmán (Representante) Argentina:

Eduardo Mariño (Representante) Colombia:

Nelson Omar Vargas (Representante) Uruguay:

Ximena Lacues (Representante)

COMITÉ CIENTÍFICO

Carlos Molano (Colombia), cmolano@uniandes.edu.co

Emilio Custodio (España), Emilio.custodio@upc.edu

Ernani Francisco da Rosa Filho (Brasil), ernani@ufpr.br

Ricardo Hirata (Brasil), rhirata@usp.br

Haydn Barros – (Venezuela) hbarros@usb.ve

Mario E. Arias S. (Costa Rica), marioa@geologia.ucr.ac.cr

Ofelia Tujchneider (Argentina), ofeliatujchneider@yahoo.com.ar

Vicenta Esteller (México), esteller@uaemex.mx

Miguel P. Auge (Argentina), miguelaug66@gmail.com

Nilda González (Argentina), nilda_h@sinectis.com.ar

Herve Jegat (Venezuela) [hjgat@ula.ve](mailto:hjegat@ula.ve)

Jorge Montaña (Uruguay), montanox@movinet.com.uy

Crisanto Silva (Venezuela) crisantosilva@yahoo.com

Roger González H. (México), gherrera@uady.mx

Emilia Bocanegra (Argentina), ebocaneg@mdp.edu.ar

COMISIÓN FISCAL

Titulares

Eugenio Celedón Cariola (Chile)

Jose Paulo Netto (Brasil)

Leticia González (Uruguay)

Suplentes

Uriel Duarte (Brasil)

Margarita Sienna (Uruguay)

Antonio Chambel (Portugal)

GERENCIA ADMINISTRATIVA

Columba Montijo González

info@alhsud.com

COORDINADOR DE AUTORES

MIGUEL P. AUGE

EDITOR

MIGUEL RANGEL MEDINA

COEDITOR

ROGELIO MONREAL SAAVEDRA



Asociación Latinoamericana de Hidrología Subterránea para el Desarrollo
Associação Latinoamericana de Hidrologia Subterrânea para o
Desenvolvimento

Comisión Editorial

Editor

Miguel Rangel Medina

Co Editor

Rogelio Monreal Saavedra

Coordinador de Autores

Miguel P. Auge

Jefe de Producción Editorial

Marco Antonio Soto Román

Editorial ALHSUD

Miguel Rangel Medina

Roger Amilcar González Herrera

María Vicenta Esteller Alberich

Rogelio Monreal Saavedra

Cuidado de Edición

Marco Antonio Soto Román

Correctora de Estilo

Magdalena Frías Jaramillo

Diagramadora de formato electrónico e impreso

Guadalupe A. Montañó Fimbres

Diseño

Brenda Guerrero Z.

Corrección de Galeras

Guadalupe A. Montañó Fimbres

www.alhsud.com

info@alhsud.com

ISSN: 1676-0999

Vol. 10-2020, Edición ESPECIAL

IMPRESO EN MÉXICO

Printed in Mexico

Editorial El Auténtico, S.A. de C.V.

Ave. Revolución # 14 Col. Centro, C. P. 83000

Hermosillo, Sonora, México.

PRESENTACIÓN

ALHSUD inició en 2018 un proceso de publicación de artículos sobre importantes acuíferos en México, Centro y Sudamérica, ya que existe una amplia y diversa gama de estudiosos dedicados a su análisis, pero no han publicado sus artículos. De entonces a la fecha, diferentes hidrogeólogos de países miembros de ALHSUD se han incorporado a esta tarea en México, Argentina, Venezuela, Uruguay y Colombia; secuencialmente, tenemos la certeza de que otros colegas del resto de nuestros países latinoamericanos se irán incorporando a esta tarea para enriquecer la serie de números especiales. Nuestro objetivo es publicar uno cada estación del año, es decir, realizaremos cuatro publicaciones al año.

Los resultados de las investigaciones recibidas muestran que gran cantidad de nuestros acuíferos es amenazada por la sobreexplotación y la contaminación. Y el agua subterránea muchas veces se consume directamente de las fuentes naturales sin saber que su uso debería ser condicionado y potabilizado, o bien, se desconoce si esta falta de calidad procede de un efecto antropogénico o natural. La contaminación y calidad del agua son las áreas de atención que han ganado un importante espacio en las investigaciones. En esta edición, se publican estudios que se enfocan en la presencia de nitratos, con amplia cobertura geográfica del territorio argentino; es interesante revisar estos artículos que dedican sus investigaciones a la presencia e incremento de nitratos en tan diversos medios acuíferos como son La Plata y la Provincia de La Pampa, donde los datos evidencian una contaminación por nitratos en el área de recarga, fundamentalmente por la actividad urbana sin saneamiento, la rural y la utilización de fertilizantes.

Cabe destacar la investigación que se enfocó en nitratos en las zonas urbanas de Pergamino-Argentina y de especial interés resulta la dedicada en la Franja Medanos Austral del Suroeste Bonaerense, donde se analizan los factores que condicionan el consumo del agua. Sus aportaciones son excelentes al identificar que la contaminación proviene del medio natural. De suma importancia resulta, asimismo, la investigación sobre la presencia de Boro en el acuífero Lerma en el valle del Lerma en la región de Salta al norte de Argentina, la cual es una fuente estratégica de suministro de agua potable para la población que vive en su área de ocurrencia.

Finalmente, nos permitimos insistir en hacer extensiva la invitación a todos nuestros hidrogeólogos miembros de ALHSUD para que continúen aportando información con sus investigaciones y, a su vez, damos la bienvenida a quienes hoy publican en nuestra Revista dedicada a la hidrogeología de la Argentina. Recordemos que la difusión de los aportes científicos en Latinoamérica es importante en la formación de nuevos científicos y fortalece el desarrollo que requiere un fondo activo de conocimiento.

ALHSUD mantiene y agradece el soporte del equipo editorial de la Universidad de Sonora (UNISON), el cual apoya en la labor de mejora y contribuye con la ciencia latinoamericana y su revista para compartir el conocimiento científico centrado en la interrelación entre el agua y el ambiente, además de aportar a nuestra sociedad la información científica acerca de los impactos de y sobre el medio natural y humano. Nuevamente, esperamos que resulte de gran interés para la comunidad técnica y científica, pero, en especial, que sea de utilidad para toda la sociedad.

PROF. DR. MIGUEL RANGEL MEDINA
PRESIDENTE DE ALHSUD
DIRECTIVA 2018-2022



NÚMERO ESPECIAL

CONTAMINACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA

La contaminación del agua en general (superficial, atmosférica, marina) y de la subterránea en particular, se han acelerado notoriamente a nivel global en los últimos 50 años. A ello ha contribuido en gran medida el crecimiento de la población mundial, que de 3,700 millones de habitantes en 1970, pasó a 7,735 millones en la actualidad, o sea, se duplicó en 49 años. Esto trajo aparejado el incremento de las actividades necesarias para cubrir la demanda, pero que en la gran mayoría de los casos no tuvieron el control adecuado para preservar la calidad ambiental y de esa forma, evitar o morigerar la contaminación de los recursos naturales (agua, suelo, aire y biota).

Entre las actividades vinculadas al crecimiento poblacional se destacan:

1. El aumento en la producción de alimentos, fundamentalmente mediante cultivos de cereales y, secundariamente, por la cría de ganado y de aves.
2. El incremento de la producción industrial.
3. El crecimiento de la explotación de aguas subterráneas para consumo humano, industrial y para riego.

Otras actividades que también incidieron negativamente en la calidad del agua fueron:

4. Las nuevas técnicas de explotaciones mineras y de hidrocarburos.

Respecto al aumento de la población, se produjo en general en forma descontrolada, sin el acompañamiento de las obras de infraestructura necesarias para brindar servicios adecuados de agua potable y desagües cloacales. La falta de alcantarillado y de plantas para el tratamiento de las aguas residuales, trajeron aparejado un marcado incremento en la contaminación bacteriológica de las aguas superficiales y subterráneas. Esta situación afecta a un número cada vez mayor de las poblaciones urbanas, particularmente en las grandes ciudades o megalópolis que caracterizan a varios países de Latinoamérica, como México (23 millones de habitantes), Sao Paulo (22), Buenos Aires (13), Lima (9.5), Bogotá (7.2), Río de Janeiro (6.3) o Santiago de Chile (5.6). Estos aglomerados urbanos, además, sufren la contaminación por las emisiones vehiculares e industriales.

Respecto al agua potable, la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM), con 23 millones de habitantes, que incluye al Distrito Federal o Ciudad de México (9 millones), posee una cobertura del orden de 98% (22.5 millones), pero con 2.5 millones que suelen sufrir escasez temporal en el suministro. Con desagües cloacales, tiene una cobertura del 92% de la población (21 millones), pero las aguas residuales no reciben tratamiento y se emplean para riego, mezcladas con las pluviales (información brindada por el Dr. Miguel Rangel Medina).

En Sao Paulo y su conurbano (22 millones de habitantes), 99% (21.8 millones) tiene agua de red y 84% (18.5 millones), desagües cloacales, de los cuales sólo recibe tratamiento el 53%. Otro dato de interés es que las pérdidas en las redes de distribución de agua de Sao Paulo, promedian 37% del total circulante (información brindada por el Dr. Ricardo Hirata).

En Buenos Aires y su conurbano (13 millones de habitantes), 9.9 millones disponen de agua de red (76%) y 8.2 millones (63%) tienen desagües cloacales, pero el tratamiento de los mismos es de tipo primario; sólo se separa el grueso y el resto se vierte en el Río de la Plata. Los 4.8 millones de habitantes, carentes de saneamiento, vierten sus desechos domésticos y cloacales en pozos

absorbentes o ciegos, que constituyen fuentes directas para la contaminación biológica del agua subterránea.

Se mencionan a continuación las sustancias contaminantes más frecuentes que afectan a los ámbitos urbanos, los rurales, los acuíferos costeros, las explotaciones mineras e hidrocarburíferas y también a los contaminantes de origen natural.

Áreas urbanas. Los nitratos, son los contaminantes más difundidos y una de las causas principales de deterioro del agua subterránea, tanto en los países desarrollados como en los que están en vías de desarrollo. Se presentan en concentraciones elevadas, tanto en los ámbitos urbanos, provistos de servicios sanitarios, como en aquellos que no los tienen; en pequeñas ciudades o poblados y en las megalópolis mencionadas. Los nitratos constituyen la fracción más oxidada, soluble, móvil, estable y persistente de la materia nitrogenada.

En los centros urbanos carentes de servicios cloacales los NO_3 derivan de la degradación de la materia orgánica, mayormente de origen fecal. Los pozos ciegos o negros, en los que se vierten los desechos fecales, son las fuentes de emisión principales. En las ciudades con servicios cloacales, los NO_3 derivan de pérdidas en las redes, de aportes provenientes de los sectores suburbanos, que carecen o tienen poca cobertura cloacal, de viejos pozos ciegos que estaban situados en los cascos urbanos y fueron reemplazados posteriormente por las redes sanitarias y, en algunos casos, de antiguos repositorios de basura que estuvieron emplazados en la vecindad del ejido poblado y que, luego de ser desactivados, fueron empleados como terrenos para la construcción de viviendas.

En este número de la revista, hay un artículo que trata específicamente sobre la contaminación con nitratos del agua subterránea de la ciudad de La Plata, Argentina.

Las plantas industriales, ubicadas dentro de los centros urbanos o en sus cercanías, producen la gama más numerosa y variada de contaminantes, dañando a la atmósfera por la eliminación de humos y otros compuestos gaseosos, al suelo y al agua, por vertidos líquidos, sólidos y semisólidos y, además, por la infiltración de los contaminantes atmosféricos que caen solos o arrastrados por la lluvia. Entre los contaminantes inorgánicos se destacan cromo, plomo, cobre, arsénico, asbestos, antimonio, mercurio y cadmio; de éstos, el Sb, el Cd y el Hg resultan tóxicos para el ser humano, en concentraciones de $\mu\text{g/L}$. Entre los orgánicos: clorobenceno, tolueno, xileno, tetracloruro de carbono, benceno y dicloroetileno; los 3 últimos altamente tóxicos para el hombre en concentraciones de $\mu\text{g/L}$. La mayoría de las grandes ciudades latinoamericanas (más de 1 millón de habitantes), las intermedias (entre 1 millón y 100,000) y aún las pequeñas (menos de 100,000 habitantes), sufren contaminación de sus acuíferos, en mayor o menor medida, por la actividad industrial, particularmente cuando ésta se concentra en los parques industriales.

Áreas rurales. También son frecuentes los NO_3 en sus aguas subterráneas, que derivan de fertilizantes con base en abonos, sulfato de amonio o urea, en los sitios cultivados y de la bosta y orín existentes en corrales, tambos, criaderos de aves y en la vecindad de bebederos. También es común encontrar tenores altos de NO_3 , derivados de los pozos ciegos que se utilizan para las descargas fecales de las viviendas. La práctica de cría de ganado mediante *feed lot*, que se está difundiendo rápidamente, consiste en la concentración de una gran cantidad de animales por unidad de superficie, lo que origina una alta carga de desechos orgánicos (bosta y orín) que inevitablemente deriva en una fuerte contaminación biológica y con materia nitrogenada del agua subyacente a los mismos. Algo similar sucede en los sitios de cría de aves, por la concentración de las heces generadas por las mismas. Ambos casos se dan con frecuencia en Argentina.

Cultivos. Para mejorar los rindes, se ha incrementado notoriamente y en muchos casos en forma innecesaria, tanto el empleo de fertilizantes como de pesticidas o plaguicidas, nombres con los que se agrupa a los herbicidas, insecticidas y fungicidas. Se trata de sustancias químicas de composición muy diversa, en general de carácter orgánico y de alta toxicidad aún en muy bajas concentraciones ($\mu\text{g/L}$). Los pesticidas se pueden clasificar en: organoclorados, altamente tóxicos, poco móviles, pero muy persistentes en el suelo y los vegetales; organofosforados, altamente tóxicos, con alta movilidad y baja persistencia; y los carbamatos, menos tóxicos que los anteriores.

El marcado incremento de la producción agrícola en los últimos años, especialmente mediante el cultivo de soja, en Argentina, Brasil, Paraguay y Uruguay, ha derivado en el aumento del empleo de plaguicidas, especialmente del glifosato, que es un herbicida, altamente tóxico para los humanos y que genera un grave deterioro en la calidad del suelo, de la biota y de las aguas superficiales y subterráneas.

Además de los cultivos de cereales, que son de tipo extensivo, la producción hortícola, florícola y frutícola, de tipo intensivo, también emplea cantidades importantes de plaguicidas, con el agravante de que la mayoría de las explotaciones se ubica en las vecindades de los centros urbanos. En Argentina, se destacan por la producción de verduras los ámbitos vecinos a las ciudades de La Plata, Mar del Plata y Buenos Aires; por la producción de flores los cercanos a La Plata y Escobar y por la producción de frutas, los vecinos a San Pedro, y los existentes en las provincias de Río Negro, Entre Ríos y Tucumán.

Áreas costeras. La salinización por sobreexplotación de acuíferos costeros es una de las consecuencias conocidas desde la antigüedad, como generadora de deterioro de la calidad del agua subterránea. Es mucho lo que se ha investigado y avanzado en el conocimiento del tema, que en definitiva deriva de la ruptura por explotación, del equilibrio natural que por diferencias de densidades guardan el agua dulce continental con la salada marina. La salinización de acuíferos costeros está ampliamente extendida en Centroamérica y el Caribe, pero también en Sudamérica, donde existen extensas costas limitadas por el Océano Atlántico al este, en Brasil, Argentina y Uruguay y por el Pacífico al oeste, en Colombia, Ecuador, Perú y Chile.

En Argentina, la ciudad más afectada, fue y sigue siendo Mar del Plata, que es el centro turístico veraniego más importante del país, con 750,000 habitantes estables y con más de 1.5 millones en temporada, que se abastecen exclusivamente de agua subterránea. La salinización del acuífero por la explotación en la vecindad de la costa, obligó a desplazar la nueva batería de pozos de explotación entre 7 y 13 km tierra adentro. El deterioro por salinización y aún por contaminación bacteriológica, también se da en otras ciudades turísticas costeras argentinas, caracterizadas por la existencia de cordones medanosos, de elevada permeabilidad, que contienen acuíferos con agua dulce.

Explotaciones mineras. Las clásicas explotaciones de minerales metalíferos, que se realizaban mediante galerías y piques subterráneos, no requerían el movimiento de volúmenes importantes de las rocas portadoras y, por ende, sólo afectaban a la calidad del agua subterránea en la vecindad de las obras o de las plantas de tratamiento. Esta minería fue reemplazada en los últimos tiempos por otra megaminería a cielo abierto, o de open pit, más rentable, porque permite aprovechar yacimientos de baja ley, pero produce grandes excavaciones, tanto en profundidad como en la superficie que abarcan, y para ello es necesario el movimiento de grandes volúmenes de roca mediante explosivos. Tal situación deriva en la formación de grandes nubes de polvo, que puede ser transportadas por el viento a distancias considerables. También requiere, para la obtención de los concentrados de los minerales a aprovechar, el empleo de grandes volúmenes de agua, generalmente de origen subterráneo, como sucede en Argentina, donde los 3 emprendimientos mineros más importantes a cielo abierto utilizan agua subterránea, pese a ubicarse en regiones áridas, con un marcado déficit en el balance hídrico.

Para la separación de metales pesados como el oro, que es el más importante por su precio, la megaminería generalmente emplea cianuro, que es una sustancia altamente tóxica y soluble, por consiguiente deben tomarse estrictas medidas de seguridad para evitar la contaminación de las aguas. Sin embargo, las pérdidas de los lixiviados en las plantas de separación, en los ductos hacia los diques de colas y en estos últimos, han generado serios daños ambientales y graves deterioros en la calidad de las aguas superficiales y subterráneas. Esto ha sucedido en varias oportunidades en los yacimientos argentinos de Veladero en la provincia de San Juan y Bajo La Alumbrera en la de Catamarca.

Explotaciones de hidrocarburos. La exploración y explotación tradicional de hidrocarburos (HC), realizadas mediante perforaciones verticales, derivan con frecuencia en la salinización de acuíferos someros portadores de agua dulce, por comunicación con otros

salados más profundos, debido a la deficiente aislación entre ellos. Otro tipo de contaminación es la que se produce cuando la aislación no es efectiva entre los niveles productivos de petróleo y/o gas y los acuíferos sobrepuestos. También es común la salinización de los acuíferos someros en las cercanías de las plantas de separación del petróleo con el agua salada de formación, que inevitablemente lo acompaña en la extracción, y en las piletas de limpieza vecinas a las perforaciones de explotación. Otras construcciones que suelen generar contaminación son los ductos para el transporte de petróleo o gas, que generalmente son subterráneos y, por ende, sus pérdidas resultan muy difíciles de identificar. En las refinerías, las fugas en las cisternas de almacenamiento de hidrocarburos constituyen otra fuente de contaminación importante para el agua subterránea.

La nueva técnica de explotación de petróleo y gas en rocas de muy baja permeabilidad del tipo lutita o esquisto (*shale*), mediante fracturación hidráulica (*fracking*), no sólo mantiene los riesgos de contaminación mencionados para las captaciones tradicionales, sino que además incorpora la que resulta del empleo de una cantidad importante de sustancias dispersantes y defloculantes, altamente contaminantes, que son inyectadas disueltas en un gran volumen de agua en las formaciones productivas de HC, pero que en una proporción superior a 70% retornan a la superficie junto con el agua inyectada a la que se le agrega la salada de formación, visto así, éstas deben ser convenientemente tratadas y vertidas para evitar la contaminación de los acuíferos con agua potable. En Argentina, la explotación por *fracking* se está realizando en el yacimiento Vaca Muerta en la Provincia del Neuquén, pero hasta la fecha no se tienen resultados veraces sobre contaminación del agua, del suelo, del aire y de la biota, debido al escaso tiempo de iniciada la explotación. En Wyoming (EUA), EPA encontró metano, benceno, xileno, gasolina y diésel en pozos someros de agua para consumo humano, cuyo origen lo atribuyó a sustancias utilizadas para el *fracking* en pozos gasíferos cercanos a los de agua. Los riesgos de daño ambiental generados por el *fracking*, derivó en la prohibición total de su empleo en Alemania, Francia, Italia, Suiza, Bulgaria, Holanda e Irlanda y la prohibición parcial en España. En EUA, está prohibido en los estados de Vermont, Nueva Jersey y Nueva York. En Sudamérica, la prohibición rige en todo Uruguay, en Brasil (estado de Paraná) y en Argentina (provincia de Entre Ríos).

Contaminantes naturales. Son los que existen naturalmente como componentes de las formaciones geológicas y que pueden incorporarse al agua subterránea en forma natural, fundamentalmente por dilución, o ser inducidos artificialmente por actividades como la sobreexplotación de acuíferos costeros, las explotaciones mineras y las hidrocarbúferas mal realizadas. Dado que los procesos generadores de contaminaciones inducidas ya fueron descritos, se hará a continuación una breve relación de los contaminantes naturales, que también se incorporan en forma natural a las aguas subterráneas.

Dos de los más frecuentes, particularmente en regiones áridas, son el flúor y el arsénico, cuyo origen se vincula directamente a la actividad volcánica. Por ello, se presentan en concentraciones elevadas en las vecindades de las regiones volcánicas, pero también aparecen en zonas alejadas de las mismas, en algunos casos a miles de kilómetros como sucede en la Llanura Chacopampeana Argentina, donde domina una cubierta loésica, con abundante ceniza volcánica, generada por las erupciones de la Cordillera de los Andes y transportada por el viento hacia el este.

El flúor tiene un comportamiento cambiante porque hasta cierta concentración (alrededor de 1 mg/L) favorece la formación dental de los niños, pero en exceso origina fluorosis, que se manifiesta por un manchado, disminución de la resistencia e incluso hasta la pérdida de las piezas dentales. Otra enfermedad derivada del consumo de agua con exceso de flúor es la osteoporosis, caracterizada por una marcada fragilidad de los huesos.

El consumo de agua con exceso de arsénico, genera diferentes tipos de cáncer, entre los que se destaca el de piel. Otras regiones áridas en las que el agua subterránea presenta elevados tenores de F y As de origen natural se dan en Chile, Paraguay, Bolivia, Perú, y México.

En Brasil es común la presencia de valores altos de flúor, pero no de arsénico (información brindada por el Dr. Ricardo Hirata).

Para concluir, resulta claro que la contaminación afecta a un volumen cada vez mayor de agua subterránea en Latinoamérica y que son pocas las medidas adoptadas por los gobiernos para preservar la calidad de un recurso con el que se abastece aproximadamente la mitad de su población. En las megalópolis, la carencia más notoria se da por la falta de desagües cloacales y de plantas para el tratamiento de las aguas residuales, lo cual favorece la contaminación de los acuíferos y, por ende, la pérdida de su aptitud para la alimentación de la población. Otras fuentes de generación de contaminantes que han crecido notoriamente en los últimos tiempos son los basurales a cielo abierto, las fumigaciones en las zonas rurales, los *feed lots*, la megaminería, la explotación de hidrocarburos por *fracking*, la actividad industrial y, en forma inducida, la salinización por sobreexplotación de acuíferos costeros.

Otra problemática es el escaso conocimiento que se tiene en los ámbitos contaminados respecto al origen, a la evolución espacial y temporal de la contaminación, así como al volumen de agua afectada, dado que son muy escasas las redes de monitoreo para aguas subterráneas que operan adecuadamente y brindan información representativa. En este sentido la mayoría, después de instaladas, funcionan durante un tiempo limitado, por lo común menor al previsto, y luego son abandonadas. Con ello, se trunca la posibilidad de registrar en tiempo y espacio los procesos de contaminación, que están regidos principalmente por la dinámica del agua subterránea, que resulta sumamente lenta, especialmente en medios porosos de baja permeabilidad. En definitiva, la falta de un conocimiento preciso sobre los procesos de contaminación también inhibe la aplicación de métodos efectivos para la remediación.

En virtud de lo expuesto y, dado el escaso conocimiento que se tiene en algunos casos y la falta de actualización en otros, se considera necesario que ALHSUD desarrolle un proyecto destinado a cubrir ambas falencias, enfocado en estudiar las características, el comportamiento y el estado de los acuíferos más importantes de América Latina, esto último, fundamentalmente, respecto a la contaminación y la sobreexplotación. Las tareas pueden encararse por país, o por cuenca hidrogeológica, incluyendo en el último caso, a los acuíferos transfronterizos, como el Guaraní.

Las tareas, cuya realización se estima en al menos 3 años, estarían a cargo de un coordinador, que prepararía el plan de trabajo y supervisaría su ejecución, y por aquellos asociados de ALHSUD que acepten realizarlas en cada país o cuenca hidrogeológica.

Dr. Geól. Miguel P. Auge
Coordinador Editorial
Argentina 2020

SUMARIO

12 AGUA SUBTERRÁNEA EN LA FRANJA MEDANOSA AUSTRAL DEL SUROESTE BONAERENSE, ARGENTINA. FACTORES QUE CONDICIONAN SU APTITUD PARA CONSUMO HUMANO

E. R. Albouy , A. G. Ruffo, J. M. Giorgi, N. V. Bastianelli

24 CONTAMINACIÓN CON NITRATOS DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN LA PLATA, ARGENTINA

Miguel Auge

44 PROBLEMÁTICA DE NITRATOS EN EL AGUA SUBTERRÁNEA DE ZONAS URBANAS: CASO DE ESTUDIO PERGAMINO-ARGENTINA

S. Perdomo, M. S. Ruiz, A. Walhmann, J. E. Ainchil, E. E. Kruse

53 CONTAMINACIÓN POR BORO EN EL SECTOR SUR DEL SISTEMA ACUÍFERO ARENALES, VALLE DE LERMA (SALTA-ARGENTINA)

M. Romero Orué, C. Abraham, G. Baudino, L. Gutiérrez

66 FONDO GEOQUÍMICO DE LA CONCENTRACIÓN DE NITRATOS EN EL AGUA SUBTERRÁNEA EN EL VALLE ARGENTINO, LA PAMPA, ARGENTINA

C. Schulz, N. Loyola, C. Arroyo

Agua subterránea en la franja medanosa austral del suroeste bonaerense, Argentina. Factores que condicionan su aptitud para consumo humano

E. R. Albouy
A. G. Ruffo


J. M. Giorgi
N. V. Bastianelli

Resumen: En el suroeste de la provincia de Buenos Aires se emplaza una franja de dunas costeras que aloja un acuífero libre, éste constituye la única fuente de abastecimiento de agua potable en la mayoría de las ciudades balnearias. El objetivo del presente estudio es analizar las condiciones geológicas, hidrogeológicas y las actividades antrópicas que afectan la calidad del agua subterránea para consumo humano, entre las ciudades de Monte Hermoso y Punta Alta. Metodológicamente, la investigación se desarrolla con base en el estudio de información antecedente, reconocimiento de campo, censo de pozos, análisis litológico de perforaciones, interpretación de tomografías eléctricas y de datos hidroquímicos. Los resultados vinculan la calidad del agua subterránea con las características

litológicas y estratigráficas del subsuelo, y se reconoce la presencia natural de elementos traza como F, As, Fe y Mn, así como características organolépticas (olor, color y sabor) no deseadas. Además, se observa la ocupación del suelo con acciones antrópicas potencialmente contaminantes (pozos ciegos o absorbentes, corrales, basurales a cielo abierto, etc.). Esta investigación pretende contribuir al conocimiento hidrogeológico, al aportar las bases conceptuales para la explotación y gestión del acuífero, en una zona donde el abastecimiento de agua se realiza sólo a partir del recurso hídrico subterráneo.

Palabras clave: hidrogeología, dunas costeras, agua subterránea, calidad, provincia de Buenos Aires, Argentina.

Recibido: Octubre, 2019 /Aceptado: Noviembre, 2019
Publicado en línea: Febrero, 2020
© 2020

E. R. Albouy • A. G. Ruffo • J. M. Giorgi • 
N. V. Bastianelli
Departamento de Geología, Universidad Nacional del Sur
E-mail de correspondencia: albouy@uns.edu.ar

E. R. Albouy • J. M. Giorgi • N. V. Bastianelli
Centro de Geología Aplicada, Agua y Medio Ambiente-
CIC

A. G. Ruffo
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y
Técnicas

Abstract: A coastal dunes chain is located in the southwest of the Buenos Aires province. These dunes contain the phreatic aquifer that constitutes the only source of water supply in the seaside cities. The objective of this study is to analyze the geological, hydrogeological and anthropic activities that affect groundwater quality for human supply between Monte Hermoso and PuntaAlta cities. Methodologically, the research is based on the study of previous information, field surveys, well census, cutting analysis, hydrochemical data examination, and electrical resistivity tomography interpretation. The quality of the groundwater is controlled by the lithological and stratigraphic characteristics of the area. The natural presence of trace elements such

as F, As, Fe and Mn was recognized and unfavourable organoleptic characteristics (smell, color and taste) were detected in some locations. Land occupations with potentially contaminating anthropic actions (cesspool or absorbent wells, pens, open dams, etc.) were observed. This research aims to contribute to hydrogeological knowledge, providing the conceptual basis for the exploitation and management of the aquifer, in an area where the water supply is entirely based on the groundwater resource.

Keywords: hydrogeology, coastal dunes, groundwater, quality, Buenos Aires province, Argentina.

INTRODUCCIÓN

El presente estudio se circunscribe a la cadena de dunas costeras bonaerenses que se desarrolla en el litoral atlántico argentino, entre el balneario Monte Hermoso y la Base Baterías (Punta Alta) en el suroeste de la provincia de Buenos Aires y orma parte del ambiente hidrogeológico costero (Auge, 2004). Auge (2004), informa que en Argentina, cerca de 50% del abastecimiento de agua potable es de origen subterráneo. Los núcleos urbanos asentados en este sector costero son las villas balnearias de Pehuén C6, Monte Hermoso y Sauce Grande, las cuales reúnen una poblaci6n estable de unos 11,000 habitantes (INDEC, 2010), incrementada significativamente durante el per6odo estival.

Este trabajo trata sobre las condiciones litoestratigráficas e hidrogeológicas del acuífero libre del lugar y de las actividades antrópicas que condicionan la calidad del agua y sus potenciales usos. Se identifican y diferencian los impactos de origen antropogénico de aquellos asociados al origen natural de la calidad del agua. Se pretende contribuir al conocimiento hidrogeológico para que los administradores del recurso hídrico subterráneo, cuenten con herramientas para realizar una adecuada gesti6n del agua subterránea, y aseguren el uso sostenible del recurso.

La investigaci6n se desarrolla con base en el estudio de informaci6n antecedente, relevamientos de campo, censo de pozos, revisi6n de registros litoestratigráficos de perforaciones locales, complementados con el análisis e interpretaci6n de imágenes de tomografías eléctricas del subsuelo y de datos hidroquímicos.

Siguiendo a Foster (2006), que define las amenazas naturales a la calidad del agua, se reconoce la presencia de flúor y arsénico, vinculada a la profundidad de la captaci6n y a cambios verticales de las condiciones litológicas e hidrodinámicas del sistema. También se han detectado otros oligoelementos solubles como hierro y manganeso, inherentes al paleoambiente de sedimentaci6n. Estos últimos, le confieren al agua propiedades organolépticas indeseadas como olor y color, las cuales provocan el rechazo social de la fuente de abastecimiento. Además, se identifican actividades potencialmente contaminantes sobre la superficie, como la presencia de corrales, pozos ciegos y captaciones de agua subterránea particulares, sin protecci6n sanitaria adecuada. Se advierte que, si bien la preocupaci6n principal de los gestores es el suministro del recurso, en cantidad y calidad, aparecen otros factores como la confiabilidad del abastecimiento y la sustentabilidad de la explotaci6n, que deben ser considerados a futuro en estudios de mayor alcance y detalle.

METODOLOGÍA

El método de trabajo se bas6 en la recopilaci6n y análisis de bibliografía y datos antecedentes, así como, interpretaci6n de imágenes satelitales que permitieron identificar los sectores de interés. Los trabajos de campo incluyeron, censo de pozos, medici6n de profundidad del nivel freático con sonda piezométrica, características físico-químicas del agua *in situ* mediante un sensor multiparamétrico portátil y toma de muestras para análisis hidroquímico. Se realiz6 un análisis del registro litológico de perforaciones y en

el sector de Farola Monte Hermoso, se relevó el perfil estratigráfico tipo. Otra actividad de campo consistió en la ejecución de Tomografías de Resistividad Eléctrica (TRE) con un resistivímetro automático modelo ARES, marca GF Instruments, con 48 electrodos. Se eligieron los dispositivos tipo Wenner y Schlumberger con el fin de obtener una adecuada resolución, tanto horizontal como vertical, del subsuelo. Las progresivas se realizaron con longitudes entre 129.6 m a 235 m, con separación de los electrodos de 2.7 m a 5 m. Los datos obtenidos tanto para la hidroquímica como la geofísica fueron analizados e interpretados en gabinete. Para los datos

obtenidos a partir de la geoelectrónica se utilizó el software de inversión RES2DINV.

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se ubica en la costa atlántica suroccidental de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Se extiende desde el balneario Monte Hermoso a los 38°59'44" (LS) y 61°12'2" (LO) hasta los 38°55'37" (LS) y 62° 3'37" (LO), Punta Alta por el oeste. Incluye la localidad turística de Pehuen C6 y la villa Sauce Grande. Limita al noreste con el partido de Coronel Dorrego y abarca parte de los partidos de Monte Hermoso y Coronel Rosales, en el sur bonaerense, cubriendo una superficie aproximada de 500 km² (figura 1).

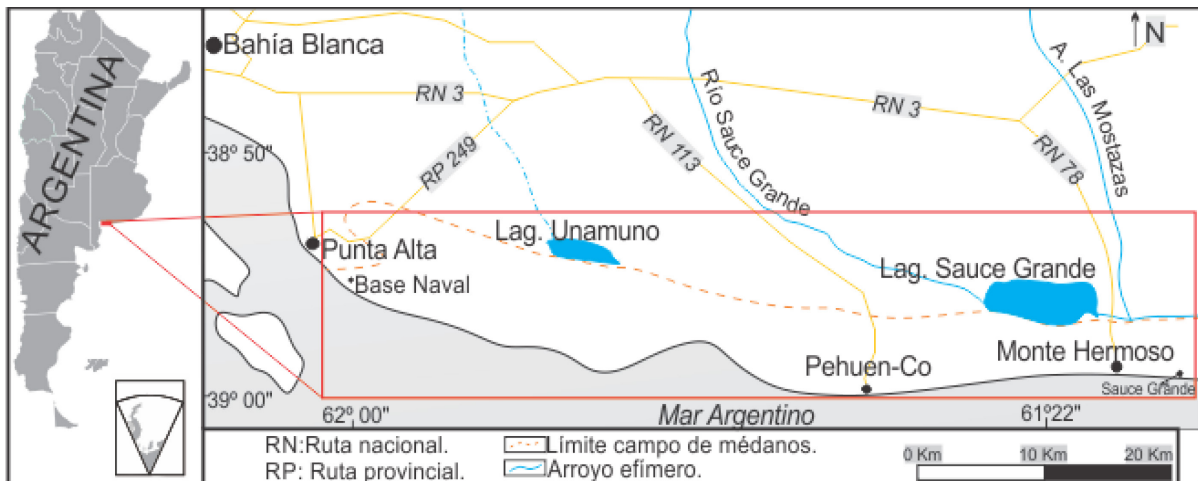


Figura 1. Área de estudio.

MEDIO FÍSICO

El área del estudio tiene un clima de tipo templado, propio de las latitudes medias. Datos de precipitación del sector rural de Pehuen C6 indican un valor medio de precipitación de 732 mm/a y una temperatura media anual de 15.5°C. El mes más frío es julio (8°C) y el más caluroso enero (23.5°C). La distribución interanual de las lluvias indica que éstas se producen principalmente a inicios del otoño y comienzos de la primavera, en tanto que el invierno y el verano son las estaciones secas. La evapotranspiración potencial calculada por el método de Thornthwaite (1948) arroja

un valor de 780 mm/a, lo cual indica un predominio de déficit hídrico.

En el sector costero del sudoeste bonaerense se destaca como principal forma un cord6n medanoso de orientaci6n este-oeste. Éste limita al norte con la llanura pampeana y al sur con el mar argentino. En el límite norte (llanura) se generan sectores anegados, relacionados con el afloramiento de la capa freática. El sector se caracteriza por altitudes que oscilan entre los 0 y 40 m.s.n.m. y presenta una importante cadena de médanos o dunas costeras, móviles o activas, semifijas por vegetaci6n y fijas. La

faja de médanos se desarrolla por detrás de las zonas de playa. Las dunas tienen forma y altura variables y el ancho frecuente de los cordones varía de 3 a 5 km desde la costa. Se trata de un relicto arenoso generado por la acción del mar sobre los “sedimentos pampeanos” y expuestos posteriormente a la acción del viento (Auge, 2004). La presencia de agua en la superficie, en las zonas interduna constituye una característica de estos ambientes.

Hacia el continente y en el límite entre la faja arenosa y la llanura, se identifican también dos cuerpos de agua permanentes, las lagunas Sauce Grande (al este del área de estudio) y Unamuno (por el oeste). Se trata de depresiones topográficas con costas bajas, alargadas en sentido oeste-este y noroeste-sureste, respectivamente. En toda el área, el agua en superficie genera humedales que han sido tipificados hidrológicamente por Ruffo y colaboradores (2019) (figura 2).



Figura 2. Humedales en la zona de médanos.

GEOLOGÍA E HIDROGEOLOGÍA

Los depósitos existentes se encuentran genéticamente vinculados con las variaciones del nivel del mar, ocurridas durante el periodo Neógeno; se han encontrado depósitos tanto de origen continental como marino (Aramayo et al., 2002). La extensa cubierta arenosa limita los afloramientos más antiguos a sectores de acantilados costeros o terrazas flu-

viales, los cuales han sido objeto de análisis por varios autores (Ameghino, 1889, 1898; Fidalgo et al., 1975; Fidalgo, y Tonni, 1982; Zavala, 1993, entre otros). A escasa profundidad se reconocen dos medios acuíferos. El más profundo de ellos corresponde a la Formación Monte Hermoso (Zavala, 1993), compuesta mayormente por limolitas arcillosas, limolitas arenosas y areniscas finas, correlacionables con los “sedimentos pampeanos” (Fidalgo et al., 1975). Dicha formación presenta un comportamiento acuífero/acuitado, aloja agua dulce a salobre con conductividades eléctricas medias de 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, de calidad química buena a regular, con tenores elevados de flúor y arsénico. Hidrodinámicamente se reconoce un flujo regional de dirección norte-sur, el cual finaliza su trayecto en el mar. La recarga se produce tanto en la llanura pampeana, por excesos hídricos de las precipitaciones, como en el cordón costero, por conexión hidráulica con el acuífero sobrepuesto, alojado ahí.

Suprayaciendo a lo anterior, se encuentra un acuífero de carácter libre, alojado en sedimentos y rocas psamíticas pertenecientes a las formaciones Puerto Belgrano (Pleistoceno superior), Punta Tejada (Pleistoceno superior-Holoceno medio) (Zavala, 1993) y a los depósitos modernos que forman los médanos costeros. Para este acuífero freático se indican valores de coeficiente de almacenamiento en el orden de 0.2 y conductividades hidráulicas entre 2 y 9 m/día para un espesor ensayado de unos 20 m (Di Martino, Albouy, Cifuentes, y Marcos, 2014). Aloja agua dulce cuya conductividad eléctrica promedio es de 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$, apta para el consumo humano; constituye la principal fuente de abastecimiento para las localidades balnearias del sector. La recarga depende de los excesos hídricos generados por las precipitaciones y presenta un valor medio de 30% de la lluvia (Carrica et al., 2018). El nivel freático tiende a copiar de manera suave los rasgos topográficos, reconociéndose de manera local domos con flujos radiales divergentes hacia los sectores de interduna

(figura 3). De forma más regional, el cordón costero presenta dos flujos diferenciados, uno hacia el sector norte (llanura pampeana) y otro hacia el sur (mar). De esta manera se

generan dos interfaces, una agua dulce-agua salobre en el sector norte y otra agua dulce-agua salada en el sector sur.

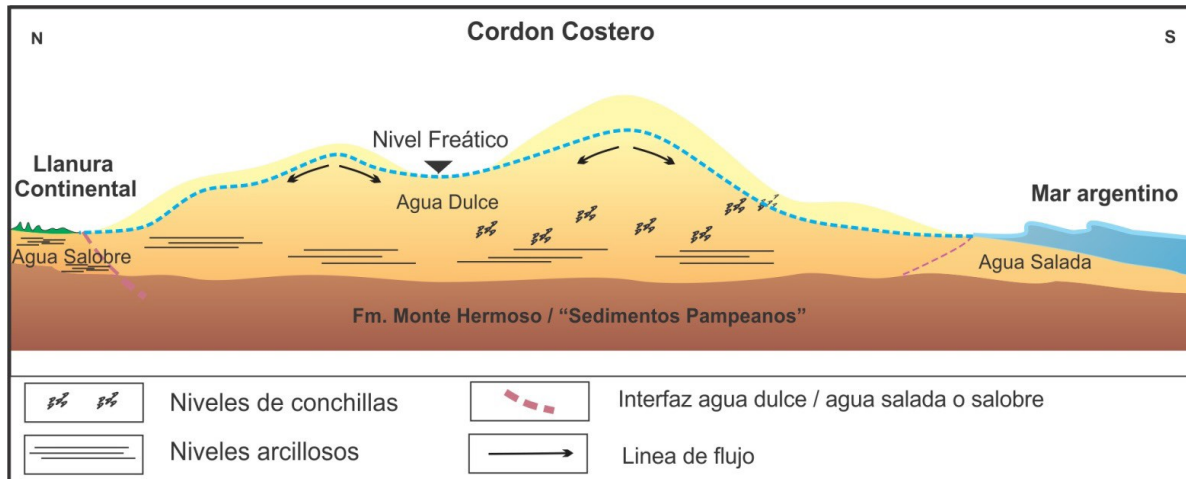


Figura 3. Esquema hidrogeológico. Extraído de Ruffo et al. (2019).

FACTORES LITOSTRATIGRÁFICOS QUE CONDICIONAN LA QUÍMICA DEL AGUA SUBTERRÁNEA

Formación Monte Hermoso (Mioceno superior-Plioceno inferior)

La posición estratigráfica y relaciones laterales de las unidades geológicas del área están relacionadas con la evolución paleo ambiental del paisaje, producto de cambios en el nivel del mar y la migración progresiva de los antiguos valles del río Sauce Grande.

En el diagrama de la figura 4 se propone el modelo geológico general y simplificado que caracteriza la zona de estudio, en dirección oeste-este, desde la ciudad de Punta Alta hasta el balneario Monte Hermoso. El mismo ha sido elaborado con base en el análisis litológico de perforaciones ejecutadas a fines del abastecimiento de agua, en las localidades indicadas y del registro e interpretación de tomografías eléctricas del subsuelo.

Los sedimentos más antiguos considerados corresponden a los limos arenosos y arcillosos de la Formación Monte Hermoso (Zavala, 1993) del Terciario superior, denominados informalmente "sedimentos pampeanos". Tienen un comportamiento acuífero-acuitardo, portan aguas con salinidades entre 2 y 10 g/l y contenidos naturales de F y As variables (Auge, 2004). Esta circunstancia hace que, comúnmente, las perforaciones para abastecimiento se interrumpan al tocar esta formación y la extracción de agua para consumo humano se haga a partir de la zona saturada alojada en los sedimentos suprayacentes.

Los análisis químicos de perforaciones que ingresan en los primeros metros de la Formación Monte Hermoso, indican que portan agua dulce con tenores de flúor y arsénico propios de los sedimentos pampeanos (OSBA, 1990).

La profundidad a la que aparecen estos sedimentos es variable, afloran en los

acantilados de Farola Monte Hermoso, para luego profundizarse hacia el este y oeste, alcanzando los 35 a 40 m.b.b.p. En proximidades de Punta Alta y de Monte Hermoso, el techo de la formación se encuentra a me-

nor profundidad, rondan valores entre 10 y 20 m.b.b.p. Dicha variabilidad es resultado de la evolución paleo-ambiental costera y de los procesos que dieron origen a la cubierta sedimentaria más moderna.

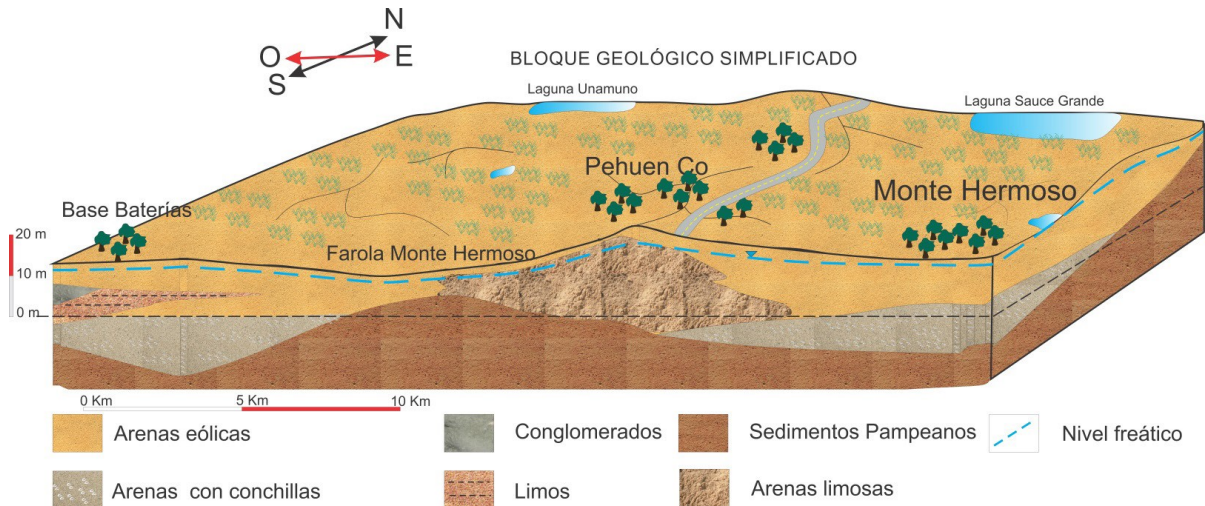


Figura 4. Esquema geológico simplificado.

Sedimentos Post Pampeanos (Frenguelli, 1950) (Pleistoceno inferior-Holoceno)

Suprayaciendo a lo anterior, se encuentra un acuífero de carácter libre, alojado en sedimentos y rocas psamíticas pertenecientes a las formaciones Puerto Belgrano, Punta Tejada y a depósitos modernos que forman la cadena de médanos costeros.

La columna sedimentaria ha sido reconocida en perforaciones llevadas a cabo en el lugar (figura 5). Por encima de los “sedimentos pampeanos” es común identificar niveles marinos de arenas con restos fósiles de conchillas, que se asignan al Holoceno (Farinati et al., 2002). Están bien representados en Monte Hermoso, Base Baterías, Punta Alta y Bahía Blanca. Se reconocen espesores de unos 10 m en promedio y se acúan hacia el continente. En Pehuen Có solo se reconocen en la costa, mientras que no han sido identificados en el balneario Sauce Grande. Este paquete de arenas conchíferas está comunicado hidráulicamente con las arenas de

los médanos que lo cubren y son portadores de agua de baja salinidad, apta para el consumo humano.

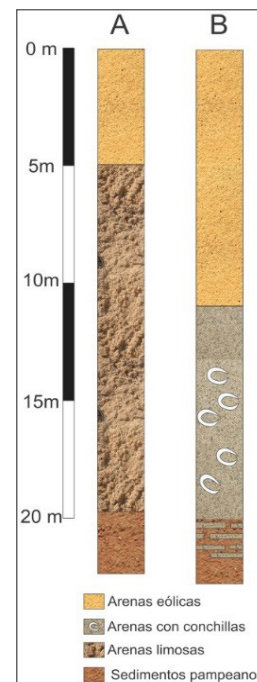


Figura 5. Perfiles litológicos. A) Pehuen Có (cota 22 m.s.n.m), B) Monte Hermoso (cota 14 m.s.n.m).

Médanos fijos, semifijos y móviles (Holoceno medio-superior)

Bajo esta denominación se agrupa a los depósitos arenosos más recientes, dispuestos en distintos cordones medanosos presentes a lo largo de la costa sur de la provincia de Buenos Aires. De modo general, se reconocen aquellos más antiguos, fijos, parcial o totalmente, por vegetación y los médanos móviles, actualmente activos (figura 6). Estas

unidades poseen elevada permeabilidad y porosidad efectiva, lo que les otorga gran capacidad de absorción del agua de lluvia, que los caracterizan como sectores preferenciales de recarga en el ambiente costero. Son portadores de agua de baja salinidad, apta para consumo humano, pero sus características litológicas determinan una alta vulnerabilidad intrínseca a la contaminación del agua subterránea.



Figura 6. Médanos activos, semifijos y fijos.

Una particularidad de estos depósitos es la presencia de niveles ricos en hierro y manganeso (tabla 1) en sectores de Monte Hermoso y el balneario Sauce Grande. Las perforaciones que explotan dichos niveles extraen aguas coloreadas, con olor y sabor, desagradables para los usuarios.

Tabla 1. Valores máximos medidos de Fe y Mn para el balneario Sauce Grande

Analito	Máximo permitido según CAA	Máximo medido
Fe (total)	0.30 mg/l	11.2 mg/l
Mn (total)	0.10 mg/l	1.91 mg/l

Exploración de niveles acuíferos

Como ya se ha mencionado, la presencia de los sedimentos pampeanos representa un condicionante en la calidad del agua subterránea. Las perforaciones que se adentran pocos metros en ellos se ven afectadas por un incremento en flúor y arsénico respecto al agua alojada en el acuífero psamítico. Es por esto que, determinar de una manera indirecta el techo de estos sedimentos, previo a realizar una perforación, resulta trascendente para una explotación adecuada y sustentable.

El contraste resistivo, producto de las diferencias litológicas y de salinidad del agua alojada, entre los sedimentos pampeanos y el paquete arenoso que lo suprayace,

resulta ideal para la aplicación de métodos geofísicos.

Las tomografías de TRE, parametrizadas con perforaciones del sector, no sólo han permitido identificar el techo de los se-

dimentos pampeanos, sino que variaciones laterales, niveles salinos y sectores con paleocauces quedan evidenciados con esta técnica (figura 7).

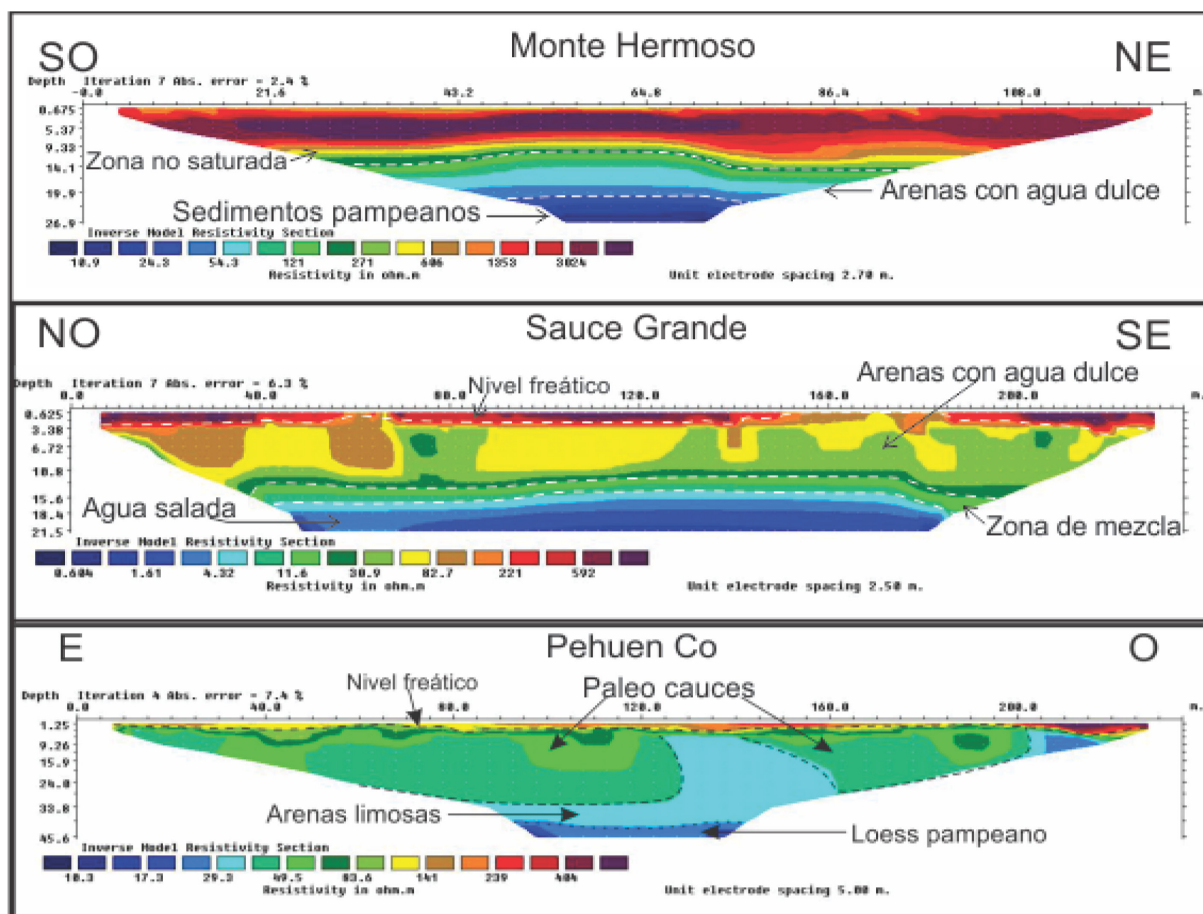


Figura 7. Imágenes de resistividad eléctrica del sector costero.

FACTORES ANTRÓPICOS

La presencia de actividades antrópicas, puede suponer una degradación de las características naturales del agua. En el área de estudio solo se reconoce impacto de la actividad doméstica (no industrial, agrícola o ganadera).

El núcleo urbano con mayor incidencia en el sector corresponde a la ciudad de Monte Hermoso. Presenta una población

estable de 6,494 habitantes (INDEC, 2010) e incrementa esa cantidad hasta aproximadamente 70,000 durante la temporada estival. Cuenta con 70% de su área urbana cubierta por servicio de cloacas, mientras que 30% utiliza pozos ciegos o absorbentes para el vertido de efluentes domésticos. Los líquidos cloacales son derivados a piletas de decantación para luego ser vertidos al río Sauce Grande (Di Martino et al., 2014). Los residuos sólidos urbanos son deposi-

tados en un relleno sanitario, el cual posee geo-membranas para evitar que los lixiviados afecten al acuífero.

El balneario Pehuen Có, de menor tamaño, posee menos de 600 habitantes permanentes, llegando a 10,000 durante el verano (Revista hábitat, 2014). Carente de servicios cloacales, 100% de las viviendas vierte sus residuos líquidos al subsuelo.

Los residuos sólidos urbanos se depositan en un basural a cielo abierto, sobre las arenas del cordón medanoso y sin ninguna protección para evitar la migración de lixiviados.

Estos dos balnearios se encuentran ubicados en su totalidad sobre el cordón costero medanoso y utilizan como única fuente de abastecimiento de agua, el acuífero libre alojado en las arenas.

Los establecimientos rurales del área practican ganadería de pastoreo en sectores de dunas fijas y vegetadas, con baja densidad de cabezas de ganado, mientras que la agricultura es una actividad casi ausente en el cordón medanoso.

Ciertas actividades identificadas en el área podrían clasificar como “amenazas antrópico-contaminantes” en el sentido que definió Lavell (1994). Según dicho autor, estas actividades son aquellas relacionadas con procesos de contaminación derivados de efluentes cloacales o basurales a cielo abierto y derrames, que lixivian y contaminan acuíferos, como también depósitos de desechos líquidos y sólidos, de origen doméstico, sin canalización o procesamiento.

El tipo de litología dominante, el carácter libre del acuífero y la profundidad al nivel freático lo clasifican como un acuífero con un índice de vulnerabilidad alto (Ruffo, Lafont, Carbajo, Albouy, y Lexow, 2017, 2019).

El análisis de las cargas contaminantes identificadas en el balneario Monte Hermoso (Lexow, Di Martino, Lafont, Albouy, y Marcos, 2016), sumado a la vulnerabilidad in-

trínseca del acuífero, ponen en evidencia un peligro de contaminación alto para el mismo (Ruffo et al., 2019).

La influencia de los residuos líquidos domiciliarios en algunas perforaciones del ejido urbano de Pehuen Có puede comprobarse por la presencia de coliformes totales y bacterias pseudomonas en el agua (tabla 2). El aumento estacional de la población, en sectores sin obras de saneamiento, influye, sin duda, en la calidad del recurso hídrico. Es así que durante el verano, los pozos del sector céntrico de Pehuen Có presentan olor y sabor desagradables.

La información suministrada por el Municipio de Monte Hermoso, indica la presencia de coliformes totales, en el agua de perforaciones particulares en sectores puntuales sin red de saneamiento.

Tabla 2. Resultados de análisis bacteriológicos en el balneario Pehuen Có (Fuente: Municipio de Coronel Rosales)

Analito	Máximo permitido según CAA	Máximo medido
Coliformes totales	≤ 3 MNP /100 ml	> 2400 / 100 ml
Pseudomona	Ausencia en 100 ml	Pseudomona Positiva

Los resultados de muestreos del agua subterránea permiten afirmar que, en general, los valores de nitratos medidos en el acuífero freático de la cadena de médanos, no superan el máximo establecido por el CAA (45 mg/l), con un valor promedio de 3 mg/l.

Otra actividad antrópica que podría afectar la calidad del agua subterránea es la extracción intensiva de grandes volúmenes de agua durante el período estival. Hipotéticamente, la explotación del agua subterránea en sectores costeros podría inducir una contaminación por intrusión marina, producto del desplazamiento de la interfaz agua dulce-agua salada hacia el continente. Situación que todavía no se observa en el área.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La falta de acceso al agua potable es considerada una de las principales causas de enfermedades en el país y el mundo (Pernovich, 2019) y su disponibilidad se relaciona íntimamente con la calidad de vida de la población (UNESCO, 2019).

Uno de los acuíferos más extendidos de la provincia de Buenos Aires es el freático, alojado en los sedimentos pampeanos. Su principal problemática en cuanto a la calidad química es la presencia de flúor y arsénico. Dichos elementos, de origen natural e íntimamente ligados a la litología del depósito, condicionan la calidad del agua, tornándola en muchas ocasiones como no apta para el consumo humano (Puntoriero, Volpedo, y Fernández-Cirelli, 2014). Estos sedimentos constituyen el piso de las arenas del cordón de médanos costeros, las cuales presentan un acuífero libre, portador de aguas dulces y con bajos a nulos tenores de flúor y arsénico (Ruffo et al., 2019).

La falta de conocimiento o de divulgación sobre la configuración del sistema acuífero costero ha propiciado la construcción inadecuada de perforaciones. Estas atraviesan las arenas e ingresan a los sedimentos pampeanos, con la consecuente mezcla de aguas y aumento de los oligoelementos ya mencionados, en detrimento de la calidad química y de su aptitud para consumo humano.

Las técnicas geofísicas de exploración resultan una herramienta muy útil y relativamente económica que permite diferenciar estos niveles y logra un adecuado diseño de las captaciones. En particular, las tomografías de resistividad eléctrica han permitido también identificar sectores preferenciales para la realización de captaciones, debido a variaciones laterales relacionadas con cambios en las características hidrolíticas de los sedimentos.

El desplazamiento de los cuerpos de arena existente en los campos de dunas

propician el soterramiento de sectores vegetados (Montes et al., 2015). La descomposición de la materia orgánica en condiciones reductoras estaría asociada a la presencia en el agua subterránea de altas concentraciones de hierro y manganeso como las detectadas en sectores de Monte Hermoso y Sauce Grande.

La presencia de concentraciones altas de estos metales en el agua subterránea altera sus características organolépticas y provoca aparición de manchas en los recipientes que la almacenan y obturaciones en los sistemas de distribución, además de ocasionar el rechazo social del recurso.

En el área de estudio se ha detectado contaminación de carácter puntual, relacionada con la disposición de los efluentes domésticos orgánicos en pozos ciegos o absorbentes.

La alta vulnerabilidad intrínseca que presenta el acuífero freático exige un ordenamiento territorial adecuado, con miras a minimizar el peligro de contaminación del mismo. Esta circunstancia, sumada a la falta total o parcial de obras de saneamiento adecuadas (red cloacal, disposición de los residuos sólidos urbanos en sitios controlados y condicionados para tal fin, piletas de efluentes) en áreas urbanas del sector da como resultado un peligro de contaminación "Alto" (Ruffo et al., 2019).

El importante aumento en la demanda de agua dulce durante la estación estival y el consecuente incremento en los residuos, tanto líquidos como sólidos, hacen necesario contar con un plan de gestión acorde al sector, con miras en conservar la calidad y cantidad del recurso hídrico.

De esta manera, las estrategias de gestión deben tener en cuenta, no solo la ocupación controlada del territorio, sino también las características hidrogeológicas del área y la respuesta hidráulica del acuífero. Para ello, resulta trascendente conocer el recurso hídrico potencial (recarga), las ca-

racterísticas hidrodinámicas del acuífero (red de flujo, gradientes hidráulicos y velocidades reales) y los parámetros hidráulicos, porosidad eficaz y coeficiente de almacenamiento. Si bien hay información parcial sobre estos aspectos, actualmente se está desarrollando una investigación, en el marco de una tesis doctoral, sobre la hidrogeología en el sector de dunas costeras del suroeste de la provincia de Buenos Aires y otros estudios específicos destinados al abastecimiento de agua en la villa Sauce Grande.

El conocimiento geológico del subsuelo, junto con la formulación de modelos de explotación basados en el funcionamiento del sistema hídrico subterráneo, resulta clave para el diseño adecuado de las baterías de pozos y la generación de estrategias de protección.

Otro aspecto que se entiende como necesario, con miras a seguir la evolución temporal y espacial de la calidad y reserva del acuífero, es la construcción de una red de pozos de monitoreo en inmediaciones de las baterías que abastecen a las poblaciones de Monte Hermoso y Pehuen Có.

La sostenibilidad del recurso hídrico subterráneo, principalmente en los sectores urbanos costeros, dependerá del conocimiento científico del sistema subterráneo, así, basado en éste, de las actuaciones que lleven a cabo los entes estatales (municipales) encargados de la gestión del agua en la zona estudiada.

REFERENCIAS

- Ameghino, F. (1889). Contribución al conocimiento de los mamíferos fósiles de la República Argentina. Actas de la Academia Nacional de Ciencias de Córdoba, 6, 1-1027.
- Ameghino, F. (1898). Synopsis geológico-paleontológica. Segundo Censo Nacional, Tomo I (pp. 113-225).
- Aramayo, S. A., Schillizi, R. A., y Gutiérrez-Téllez, B. M. (2002). Evolución paleoambiental del Cuaternario en la Costa Atlántica del sur de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Revista de la Sociedad Geológica de España, 15(1-2), 95-104.
- Auge, M. (2004). Regiones Hidrogeológicas, República Argentina y provincias de Buenos Aires, Mendoza y Santa Fe. Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires. Di Martino, C., Albouy, R., Cifuentes, O., y Marcos, A. (2014). El acuífero costero de Monte Hermoso, Argentina. Generalidad. Recurso y reserva. Revista de Geología Aplicada a la Ingeniería y al Ambiente, (33), 43-51.
- Farinati, E., Spagnuolo, J., y Aliotta, S. (2002). Bioerosión en micromoluscos holocenos del estuario de Bahía Blanca, Argentina. AMEGHINIANA, Rev. Asoc. Paleontol. Argent., 43(1), 45-54.
- Fidalgo, F., De Francesco, F. O., y Pascual, R. (1975). Geología superficial de la llanura bonaerense. Relatorio del VI Congreso Geológico Argentino. Bahía Blanca, 103-108.
- Fidalgo, F., y Tonni, E. P. (1982). Observaciones geológicas y paleontológicas en las "Barrancas de Monte Hermoso" (Provincia de Buenos Aires). III Congreso Argentino de Paleontología y Bioestratigrafía. Resúmenes, 16-17, Corrientes.
- Frenquelli, J. (1950). Rasgos generales de la morfología y la geología de la Provincia de Buenos Aires. M. O. P., Publ. LEMIT, Buenos Aires, Serie II (33), 1-70.
- Foster, S., Kemper, K., Tuinhof, A., Koundouri, P., Nanni, M., y Garduño, H. (2006). Amenazas naturales a la calidad del agua subterránea. Evitar problemas y formular estrategias de mitigación. Gestión sustentable del agua subterránea. Banco Mundial, programa asociado de la GPW. Serie de notas informativas, nota 14.

- INDEC. (2010). Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010. Recuperado de <https://www.indec.gob.ar/Montes>, A., Rodríguez, S., San Martín, C., y Allard, J. (2015). Migración de campos de dunas en cañadones costeros de Patagonia. Geomorfología e implicaciones paleoambientales. *Revista de la Sociedad Geológica de España*, 20(2), 65-76.
- Lavell, A. (1994). Viviendo en riesgo. Comunidades vulnerables y prevención de desastres en América Latina. Capítulo 2: Degradación ambiental, riesgo y desastre Urbano. Argentina: Ed. FLACSO. LA RED-CEPREDENAR. Lexow, C., Di Martino, C., Lafont, D., Albouy, R., y Marcos, A. (2016). Caracterización de la carga contaminante al acuífero freático, fuente de abastecimiento de la localidad de Monte Hermoso. IX Congreso Argentino de Hidrogeología y VII Seminario Hispano-Latinoamericano Sobre Temas Actuales de la Hidrología Subterránea. Catamarca, Argentina.
- OSBA. (1990). Evaluación de la batería de pozos de agua de la localidad de Monte Hermoso con fines de implementación del servicio de agua corriente. Dirección de Estudios Especiales. Obras Sanitarias provincia de Buenos Aires. Inédito.
- Peranovich, A. (2019). Enfermedades transmitidas por el agua en Argentina y Brasil a principios del siglo XXI. *Saude soc.*, 28(2) São Paulo April/June 2019.
- Puntoriero, M. A., Volpedo, A., y Fernández-Cirelli, A. (2014). Riesgo para la población rural en zonas con alto contenido de arsénico. *Acta Toxicológica Argentina*, 22(1), 15-22.
- Revista Hábitat. (Diciembre 2014). Hábitat. Publicación anual de la Sociedad de Fomento "Amigos de Pehuen-Có", 42. Ruffo, A. G., Bastianelli, N., y Lafont, D. (2017). Gestión del recurso hídrico subterráneo en la localidad balnearia de Pehuen-Có (provincia de Buenos Aires). Peligro de contaminación del acuífero freático. IV Congreso Internacional Científico y Tecnológico-CONCYT.
- Ruffo, A. G., Lafont, D., Carbajo, M., Albouy, R., y Lexow, C. (2019). Peligro de contaminación del acuífero freático en la localidad balnearia de Monte Hermoso (provincia de Buenos Aires). *Revista de Geología Aplicada a la Ingeniería y al Ambiente*, 42, 15-22.
- Ruffo, A. G., Albouy, R., Bastianelli, N., y Carrica J. (2019). Humedales en la franja de médanos costeros entre Monte Hermoso y Pehuen-Có, provincia de Buenos Aires, Argentina. Tipificación hidrológica. *Boletín Geológico y Minero de España* (en prensa).
- Thornthwaite, C., W. (1948). An approach toward a rational classification of climate. *Geologic. Rev.*, 38, 55-94.
- UNESCO. (2019). WWAP (Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de la UNESCO). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2019: No dejar a nadie atrás. París: UNESCO. Zavala, C. (1993). Estratigrafía de la localidad de la Farola de Monte Hermoso (Plioceno-Reciente). Provincia de Buenos Aires. XII Congreso Geológico Argentino y II Congreso de Exploración de Hidrocarburos Actas Tomo II (pp. 228-235).

Contaminación con nitratos del agua subterránea en La Plata, Argentina

Miguel Auge

Resumen: La Plata, capital de la provincia de Buenos Aires, fue la primera ciudad importante de Argentina que se abasteció exclusivamente con agua subterránea, desde 1885, a partir del acuífero Puelche. Actualmente, la provisión de agua potable se cubre en 42% con la proveniente del acuífero Puelche, de carácter semiconfinado, y en 58% con la proveniente del Río de la Plata. Sin embargo, para poder utilizar el agua del acuífero, ésta debe mezclarse con la superficial para disminuir su contenido en nitratos por dilución. La principal fuente de nitratos en el agua subterránea son los pozos ciegos o absorbentes en los que se volcaban las excretas, antes de construir la red de desagües cloacales o alcantarillado. Esto, junto con la estabilidad que poseen los NO_3^- cuando entran en solución, hizo posible que el acuífero Puelche sufriera una contaminación progresiva a lo largo de más de cien años, mediante el proceso de filtración vertical descendente, desde el acuífero pampeano sobrepuesto, que contiene a la capa freática y, por ende, es el principal receptor de la contaminación. En el trabajo se analizan las características climáticas, geológicas, geomorfológicas e hidrogeológicas de la región y los procesos de contaminación con NO_3^- . Se adjuntan las figuras y mapas

pertinentes para facilitar la comprensión de los mismos.

Palabras clave: agua subterránea, hidrogeología, contaminación, nitratos, La Plata, Argentina.

Abstract: La Plata, capital of the Province of Buenos Aires, was the first major city in Argentina that was supplied exclusively with groundwater from the Puelche aquifer since 1885. Currently, the provision of drinking water is covered by 42% from the semi-confined Puelche Aquifer and 58% from the Río de la Plata. However, in order to use the aquifer water, it must be mixed with the surface to reduce its nitrate content by dilution. The main source of nitrates in the groundwater are the cesspools or absorbent wells, in which the excreta was dumped before building the sewer network. This, together with the stability that NO_3^- possesses, when they come into solution, made it possible that the Puelche Aquifer suffer a progressive contamination over more than a hundred years, through the process of leaky vertical descending filtration, from the overlapping Pampeano Aquifer, which contains the water table and therefore, is the main recipient of contamination with NO_3^- . In the paper, the climatic, geological, geomorphological and hydrogeological characteristics of the region and the processes of contamination with NO_3^- are analyzed, attaching the relevant graphics and maps to facilitate their understanding.

Keywords: groundwater, hydrogeology, contamination, nitrates, La Plata, Argentina.

Recibido: Octubre, 2019 /Aceptado: Noviembre, 2019

Publicado en línea: Febrero, 2020

© 2020

M. Auge



Academia Argentina de Ciencias del Ambiente.

E-mail de correspondencia: miguelauge66@gmail.com

INTRODUCCIÓN

La región estudiada abarca 1,050 km², y se ubica en el extremo sur de la gran llanura Chacopampeana, que en Argentina ocupa 1 millón de km² y es una de las más extensas de

Latinoamérica. Por ende, el área de estudio también es una llanura que presenta una suave pendiente regional hacia el noreste, con un gradiente topográfico medio de 1 m/km (figura 1).

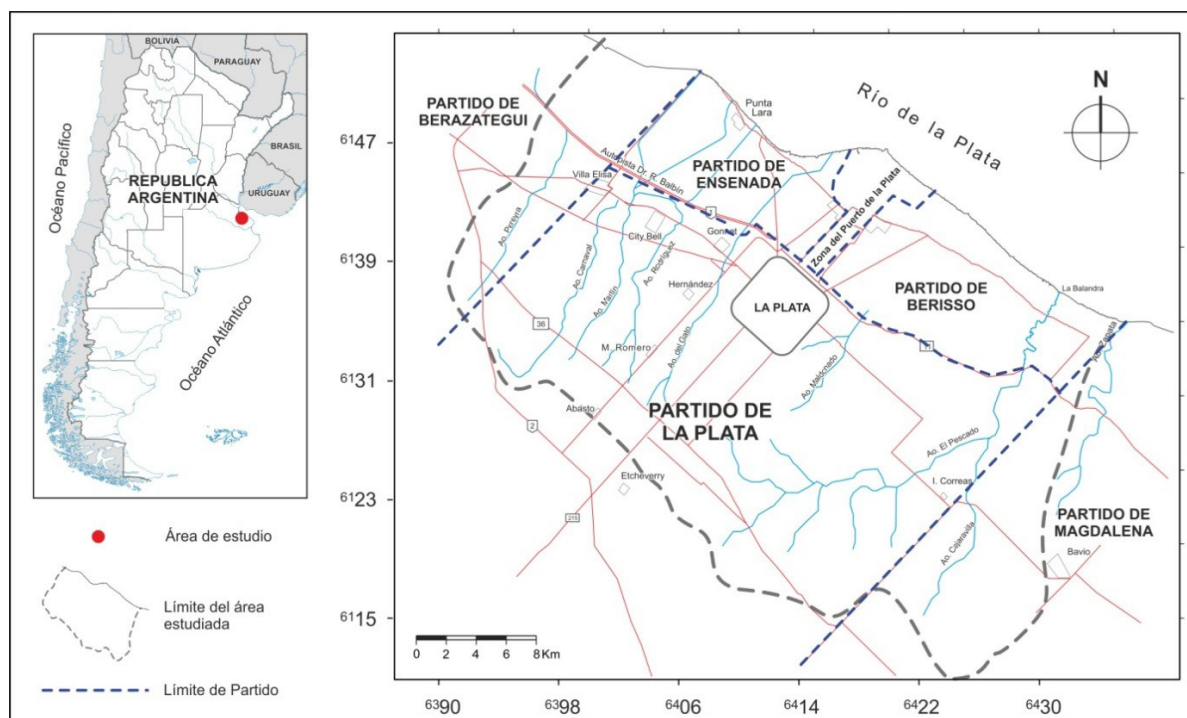


Figura 1. Ubicación geográfica.

La Plata fue la primera ciudad importante del país que se abasteció exclusivamente con agua subterránea; el servicio de agua potable se habilitó en 1885. Recién en 1957, con la puesta en funcionamiento de la planta potabilizadora Donato Gerardi en Punta Lara, se aprovechó también agua superficial proveniente del Río de la Plata.

Actualmente, 42% del consumo de los 530,000 habitantes servidos en La Plata y Gran La Plata, se cubre con el acuífero Puelche y 58% con agua potabilizada del Río de la Plata.

Este trabajo es una síntesis actualizada de las investigaciones hidrogeológicas realizadas en el ámbito de La Plata y sus

alrededores, con énfasis en la contaminación por nitratos de los acuíferos pampeano y Puelche.

DEMOGRAFÍA Y ECONOMÍA

En relación con la cantidad y distribución demográfica, en la ciudad de La Plata y su conurbano o Gran La Plata (Ringuelet, Tolosa, Los Hornos, Gonnet, City Bell, Villa Elisa y Villa Elvira) habitan 565,000 personas; en Berisso, 78,000; y en Ensenada, 50,000, lo que da un total de 693,000 habitantes urbanos, mientras que hay sólo 21,000 habitantes rurales, o sea, 3% del total.

Respecto a los aspectos económicos y de producción, las mayores plantas fabriles se ubican entre la ciudad de La

Plata y la costa del Río de la Plata, donde se desarrolla la planicie costera, en los partidos de Ensenada y Berisso. Allí funcionan la refinera de petróleo más grande del país, una importante productora de acero en chapa, dos grandes petroquímicas y el astillero naval más grande del país; una planta que produce ácido; una fábrica de coque y una central termoeléctrica. Prácticamente la totalidad del agua utilizada por la industria citada, proviene del Río de la Plata, ya sea a través de captaciones individuales por parte de las empresas, o de la suministrada por Aguas Bonaerenses Sociedad Anónima (ABSA). Esto, por el elevado tenor salino que caracteriza al agua subterránea de la planicie costera, que ocupa un ámbito anegadizo por debajo de la cota 5 m.s.n.m. Contrariamente, en el Partido de La Plata, emplazado casi totalmente por encima de la cota 10 m en la llanura Alta, la aptitud del agua subterránea, hace que la industria se abastezca mediante perforaciones que captan del acuífero Puelche. Además, existe una importante zona rural de producción florihortícola, vecina a La Plata, que también emplea agua subterránea para riego, pero en este caso aprovecha los acuíferos pampeano y Puelche en forma conjunta, pues las perforaciones que alcanzan a este último, carecen de cañería de aislación.

CLIMA

La precipitación y la temperatura son las variables que ejercen mayor influencia en las características climáticas de una región y, por ello, son las más utilizadas en las clasificaciones. En ámbitos de llanura, como el estudiado, la precipitación presenta una variabilidad espacial y temporal mucho más marcada que la temperatura, de ahí la necesidad de disponer de series prolongadas para lograr una caracterización del clima sobre la base de valores medios. Sin embargo, la variabilidad citada hace que la lluvia, durante determinados lapsos, supere con amplitud y en otros sea marcadamente inferior a la media, cuya obtención representativa, de

acuerdo a la Organización Meteorológica Mundial (OMM), debe basarse en registros de al menos 30 años consecutivos. Respecto a la temperatura, la OMM considera un lapso mínimo de 10 años para lograr valores medios representativos. Estos lapsos se encuentran en revisión, debido a las alteraciones en lluvias y temperaturas, producto del cambio climático.

Para la caracterización climática se emplearon los datos de la estación climatológica La Plata Observatorio Astronómico, dado que cuenta con el mayor registro continuado de precipitación y temperatura (1909 al 2019), pero debido a la disponibilidad real de datos, para el análisis se tomó el lapso 1909-2003. La Estación se ubica en el Bosque, en el ejido urbano, a 34°55' de latitud sur y 57°56' de longitud oeste y a cota 15 m.s.n.m. La reducida extensión del ámbito estudiado, en relación con su carácter llano, permite extrapolar los registros de la estación climatológica La Plata, al resto del mismo.

Precipitación

La precipitación media anual para el lapso 1909-2003 fue de 1,030 mm; el mes más lluvioso es marzo (111 mm) y el menos lluvioso, junio (62 mm). Para valores absolutos, el año de mayor precipitación fue 1914 (1,926 mm) y el más seco, 1916 (415 mm), mientras que a nivel mensual, el de mayor registro fue abril/59 (356 mm) y el menor, julio/16 (0 mm). La marcha de la precipitación en lapsos de 10 años indica que existen dos períodos secos (1921/30 y 1941/50), otros dos con valores similares al medio (1931/40 y 1961/70) y los cinco restantes húmedos (1911/20, 1951/60, 1971/80, 1981/90 y 1991/2000).

En relación con la distribución estacional, los valores medios son muy parecidos en otoño, verano y primavera (28, 27 y 26%), respectivamente, mientras que el invierno es la estación menos lluviosa, con 19% del total anual. De la comparación entre lluvia y temperatura medias mensuales,

surge una notable coincidencia en la marcha de ambas, lo que apunta a un origen predominantemente local de la primera.

Temperatura

Respecto a la temperatura, ya se señaló que se observa menor variabilidad temporal y espacial que la precipitación, especialmente en llanuras. De los registros obtenidos en la estación climatológica La Plata, surge una temperatura media anual de 16.1°C, con enero como el mes más cálido (22.7°C) y julio como el más frío con 9.8°C.

GEOLOGÍA Y COMPORTAMIENTO HIDROGEOLÓGICO

La región presenta una marcada monotonía en su condición geológica, superficial, hecho que tipifica a los ambientes llanos (Auge, y Hernández, 1984). En la descripción, se hará referencia a la constitución geológica de la zona estudiada y a su incidencia sobre el comportamiento hidrogeológico, tanto hidrodinámico como hidrogeoquímico, comenzando por las unidades más modernas, debido a que son las que están en contacto directo con las fases atmosférica y superficial del ciclo hidrológico.

Postpampeano (Pleistoceno superior-Holoceno)

Está constituido por arcillas y limos arcillosos y arenosos de origen marino, fluvial y lacustre, acumulados en ambientes topográficamente deprimidos, con neto predominio en la planicie costera. Los sedimentos postampeanos, cuyo espesor varía entre pocos centímetros en la llanura alta y unos 25 m en la ribera del Río de la Plata, poseen muy poca capacidad para transmitir agua, por lo cual actúan como acuitardos o acucludos. Además, existe una notable correspondencia entre el Postpampeano y la presencia de agua salada en el perfil, aun en las unidades más profundas (Pampeano y Arenas Puelches). En los sedimentos pelíticos superiores del Postpampeano, es frecuente registrar

salinidades mayores a 15 g/L, de aguas con predominio de $\text{SO}_4^{=}$ y Cl^- .

Sin embargo, la existencia de cordones de conchilla y de arena, que se disponen paralelamente a la costa del Río de la Plata, contienen agua de baja salinidad (2 a 3 g/L), debido a que por su elevada porosidad y conductividad hidráulica, favorecen la infiltración de la lluvia y del agua proveniente de las crecidas de dicho río. Estos acuíferos, pese a ser de dimensiones reducidas (lentiformes) y a almacenar volúmenes relativamente pequeños, constituyen las únicas fuentes de provisión de agua apta para consumo humano y para el ganado en la planicie costera.

En la figura 2 se representa el perfil geológico a lo largo de la traza A-B, que atraviesa la llanura alta y la planicie costera hasta el Río de la Plata (figura 3). En dicha figura, se aprecia el contacto directo entre el Postpampeano y las Arenas Puelches, lo que evidentemente facilitó la entrada de agua de origen marino a esta última unidad, durante las incursiones holocenas.

Pampeano (Pleistoceno medio - superior) Se emplaza por debajo del Postpampeano en la planicie costera y subyace a la cubierta edáfica en la llanura alta. Está formado por limo arenoso de origen eólico (loess) y fluvial, con abundante plagioclasa, vidrio volcánico y CaCO_3 (tosca). El espesor del Pampeano está controlado por los desniveles topográficos y por la posición del techo de las Arenas Puelches, variando entre extremos de 50 m en la llanura alta y 0 m en la costa del Río de la Plata, donde fue totalmente erosionado (figura 2).

El Pampeano y el Postpampeano son las únicas unidades geológicas aflorantes en la zona estudiada, ocupando el primero la planicie costera y el Pampeano, la llanura alta.

La trascendencia del Pampeano radica en que actúa como vía para la recarga y la descarga del acuífero Puelche

subyacente y también para la transferencia de sustancias contaminantes, como los nitratos, generadas principalmente por actividades domésticas y agrícolas. La sección superior del Pampeano contiene a la capa freática y su base está formada por un limo arcilloso de unos 6 m de espesor medio, y apreciable continuidad areal, que lo separa del Puelche, otorgándole a este último un comportamiento de acuífero semiconfinado. La comunicación hidráulica entre los acuíferos Pampeano y Puelche, señalada por Auge (1986) para la cuenca del Río Matanza, se produce de la misma manera en la zona estudiada (figura 4). En relación con los parámetros hidráulicos

del Pampeano, la conductividad hidráulica y la porosidad efectiva más frecuentes varían entre 1 y 10 m/día y entre 5 y 10%, respectivamente. Dado que el caudal puede alcanzar a 30 m³/h por pozo, se lo puede considerar como un acuífero de productividad media. En la zona rural cultivada, la falta de entubamiento y aislación del Pampeano, hace que los pozos capten en forma conjunta a éste y al acuífero Puelche. El agua contenida en el Pampeano es del tipo bicarbonatada sódica y cálcica, con salinidades inferiores a 1 g/L en la llanura alta, pero con incrementos notorios en la planicie costera, donde suele superar 10 g/L.

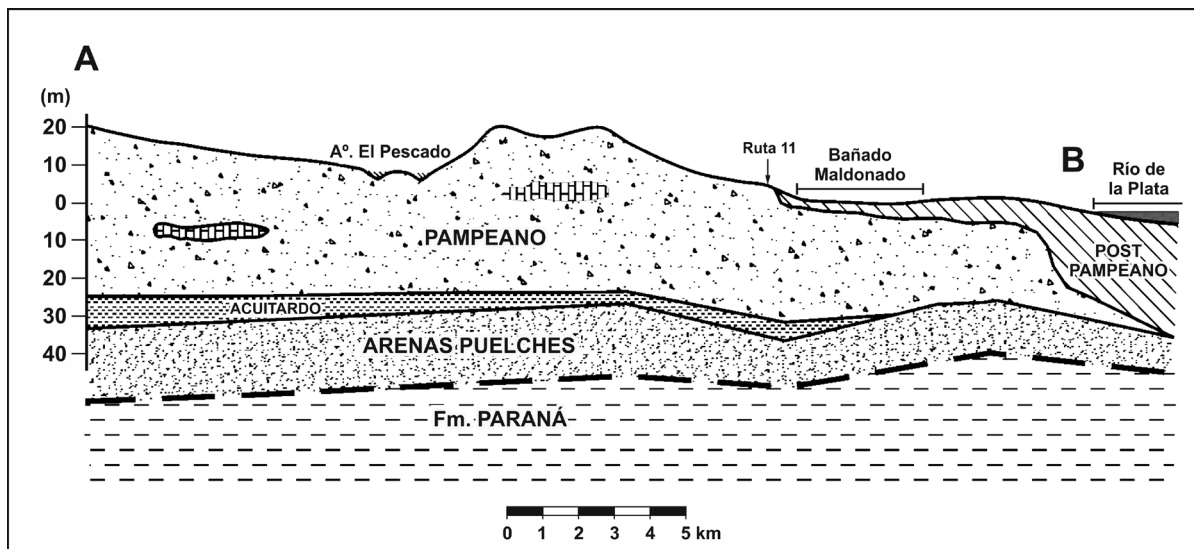


Figura 2. Perfil geológico.

Arenas Puelches (Plio-Pleistoceno)

Constituyen una secuencia de arenas cuarzosas friables, medianas y finas, blanquecinas y amarillentas, con estratificación gradada. Se sobreponen en discordancia erosiva a las arcillas de la Formación Paraná y contienen al acuífero Puelche, que es el más importante de la región y también de la Argentina, por su extensión, calidad y productividad.

Las Arenas Puelches son de origen fluvio-deltaico, ocupan en forma continua unos 92,000 km² en el subsuelo del noreste de

la provincia de Buenos Aires y se extienden también hacia el norte en la de Entre Ríos y hacia el noroeste en las de Santa Fe y Córdoba (Auge et al, 2002). En la zona estudiada el techo del Puelche se ubica entre 20 y más de 50 m de profundidad y su espesor varía entre algo menos de 20 y algo más de 30 m.

Todos los pozos del servicio de agua potable de La Plata captan este acuífero semiconfinado, que también se aprovecha para riego y para la industria, con producciones individuales entre 40 y 160 m³/h, de agua

bicarbonatada sódica, con una salinidad total menor a 1 g/L, en la llanura alta.

En la planicie costera, la salinidad del Puelche aumenta notablemente, superando en algunos casos 20 g/L (Punta Lara), con agua clorurada sódica. La transmisividad media del Puelche (500 m²/día), deriva en una conductividad hidráulica de 25 m/d para un espesor medio de 20 m (Auge, 1991).

Es muy poco lo que se conoce sobre las unidades hidrogeológicas que subyacen al Puelche, porque son muy escasas las perforaciones que las alcanzan y menos aun las que las atraviesan, debido a que tanto en la zona estudiada como en otras vecinas, han brindado aguas con elevados tenores salinos. Ellas son: Formación Paraná (Mioceno superior), de origen marino, subyace al Puelche y en Punta Lara, registró una salinidad de 7.5 g/L de agua clorurada sódica y Formación Olivos (Oligoceno–Mioceno inferior) de origen continental, con participación eólica y fluvial. Subyace a la Formación Paraná y se sobrepone al basamento cristalino, en ambos casos mediante discordancias erosivas. En Cañuelas, 75 km al oeste del área de estudio, el sitio más cercano donde se poseen datos, brindó una salinidad de 40 g/L (Auge, 1986).

Basamento Cristalino (Precámbrico)

Constituye la base impermeable del sistema hidrológico subterráneo. En la zona estudiada no aflora y está formado por rocas cristalinas del tipo gneis granítico, que por su textura carecen de porosidad primaria y, por lo tanto, actúan como acuífugas. Sólo pueden transmitir agua, pero generalmente en cantidades reducidas, a través de fisuras (esquistosidad, diaclasas, fracturas).

El basamento, de edad proterozoica, fue alcanzado por la perforación Plaza de Armas, en el ejido urbano de La Plata, a 486 m de profundidad.

ESTRUCTURA

Una de las características distintivas de la geología de los ambientes llanos es la escasa deformación tectónica, particularmente de las unidades más modernas, lo que se traduce en una posición estratigráfica subhorizontal. Esta condición caracteriza tanto al piso como al techo de las Arenas Puelches, que presentan suaves desniveles estructurales, indicativos de la ausencia de “fallamiento”. Por lo tanto, se concluye que la actividad tectónica no incide en el comportamiento de las unidades de mayor interés hidrogeológico (Puelche y Pampeano).

GEOMORFOLOGÍA

La región estudiada integra el sector austral de la gran llanura Chacopampeana y se caracteriza por ser un ámbito con pendiente dominante hacia el noreste y cotas extremas de 30 m.s.n.m. en la divisoria coincidente con el límite suroeste y de 0 m.s.n.m. en la ribera del Río de La Plata. Entre dichos ámbitos, separados por 23 km, el gradiente topográfico medio es de 1 m/km. Dentro de la región llana mencionada, se pueden distinguir dos componentes morfológicos principales (planicie costera y llanura alta) y otro que ensambla a los anteriores (Escalón) (figura 3).

Planicie costera (Auge, 1990) ocupa 318 km² y se extiende en forma de faja paralela a la costa del Río de la Plata, en un ancho de 6 a 10 km, constituye así un ámbito casi sin relieve, entre cotas 5 y 0 m (figura 3), lo que deriva en gradientes topográficos extremos de 0.5 y 0.8 m/km. Esta condición topográfica limita notoriamente el flujo superficial y dificulta severamente la llegada natural de las aguas provenientes de la llanura alta, hasta el nivel de base regional constituido por el Río de la Plata. A esto coadyuva la existencia de cordones o albardones costeros de arena y de conchilla, generalmente coronados por encima de la cota 2.5 m que, dispuestos paralelamente a la línea de ribera, actúan como barreras

para los fluvios. Lo antedicho da lugar a la formación de un ambiente mal drenado, de tipo cenagoso (Bañado-Maldonado), con agua subterránea aflorante o a muy poca profundidad (generalmente a menos de 1 m), donde predomina notoriamente la dinámica vertical sobre la lateral, lo que hace que funcione como el principal ámbito de descarga subterránea natural de la región. Otra característica distintiva de la planicie costera es el control que ejerce sobre la salinidad. En efecto, el agua subterránea asociada, generalmente presenta elevada

salinidad en el acuífero Pampeano, condición que se acentúa en el acuífero Puelche, dado que en algunos sitios este último posee un tenor salino similar al del agua de mar. En la planicie costera dominan superficialmente depósitos pelíticos de origen marino del Holoceno, cubiertos localmente por sedimentos arenosos y conchales, que forman los cordones costeros. Al conjunto se lo denomina Sedimentos Postpampeanos, cuyas características hidrogeológicas fueron descriptas en el apartado de “Geología y Comportamiento Hidrogeológico”.

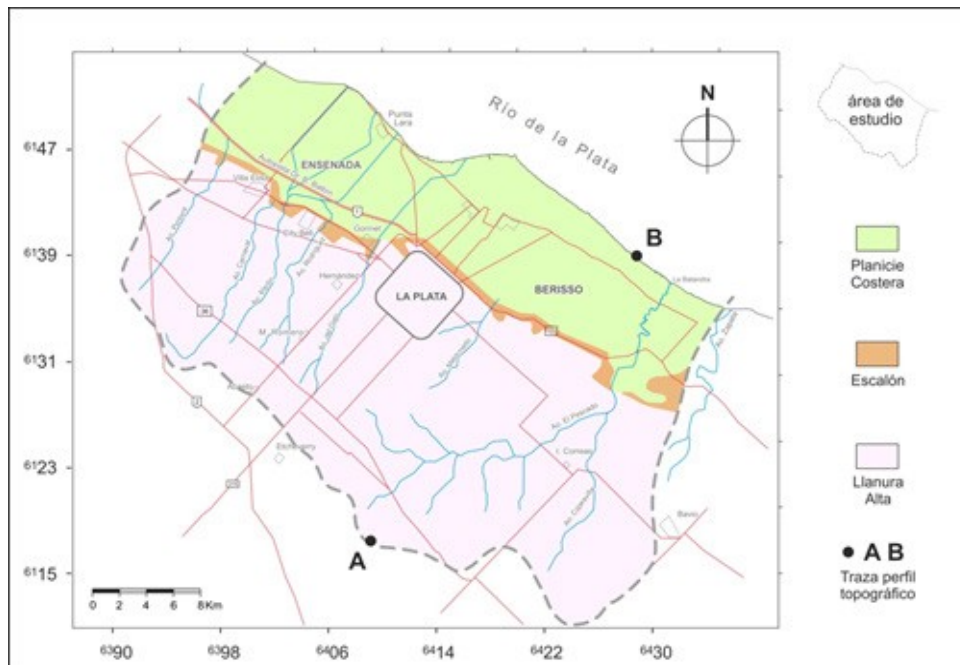


Figura 3. Mapa geomorfológico.

Llanura alta (Auge, 1997a), denominada así por su posición topográfica más elevada respecto a la planicie costera, se desarrolla en una superficie de 689 km². Se dispone en forma de faja rectangular, orientada de noroeste a sureste (figura 3), entre cotas 30 y 10 m.s.n.m., en el sector noroeste de la zona estudiada y entre cotas 23 y 7.5 m en el sector sureste. Presenta ondulaciones muy suaves originadas por la erosión fluvial y una pendiente topográfica dominante hacia el noreste de 1.4 m/km

en el sector noroeste y de 1.1 m/km en el sector sureste. En la llanura alta, por debajo del suelo, se disponen los Sedimentos Pampeanos, que por su conformación granulométrica, textural y mineralógica son más permeables y resistentes a la erosión que los Postpampeanos.

Las condiciones morfológicas y geológicas que caracterizan a la llanura alta, ejercen notable incidencia en la dinámica y en la química del agua subterránea.

En ella domina la infiltración o la recarga, particularmente en las divisorias de aguas superficiales, que son las formas de menor pendiente topográfica. Respecto a la salinidad, prácticamente toda el agua subterránea de la llanura alta es de bajo contenido salino (menos de 1 g/L), tanto en el acuífero pampeano como en el Puelche.

Escalón (Cappannini, y Mauriño, 1966) conforma el ámbito de ensamble entre la llanura alta y la planicie costera y se desarrolla aproximadamente entre las isohipsas de 5 y 10 m.s.n.m. (figura 3), manifestándose con mayor claridad entre la ciu-

dad de La Plata y el extremo noroeste de la región estudiada. Al sureste de La Plata pierde definición, por disminución del resalto vertical, disponiéndose entre cotas 5 y 7.5 m.

La erosión fluvial corta al Escalón y lo desplaza por las márgenes de los cauces, aguas arriba, lo que le otorga una forma irregular. La extensión lateral del Escalón es variable; en La Plata registra entre 300 y 500 m de ancho, amplitud que mantiene hacia el noroeste. Al sureste de La Plata, ya se mencionó que pierde definición morfológica por disminución del gradiente topográfico. Su extensión en área es de sólo 43 km².

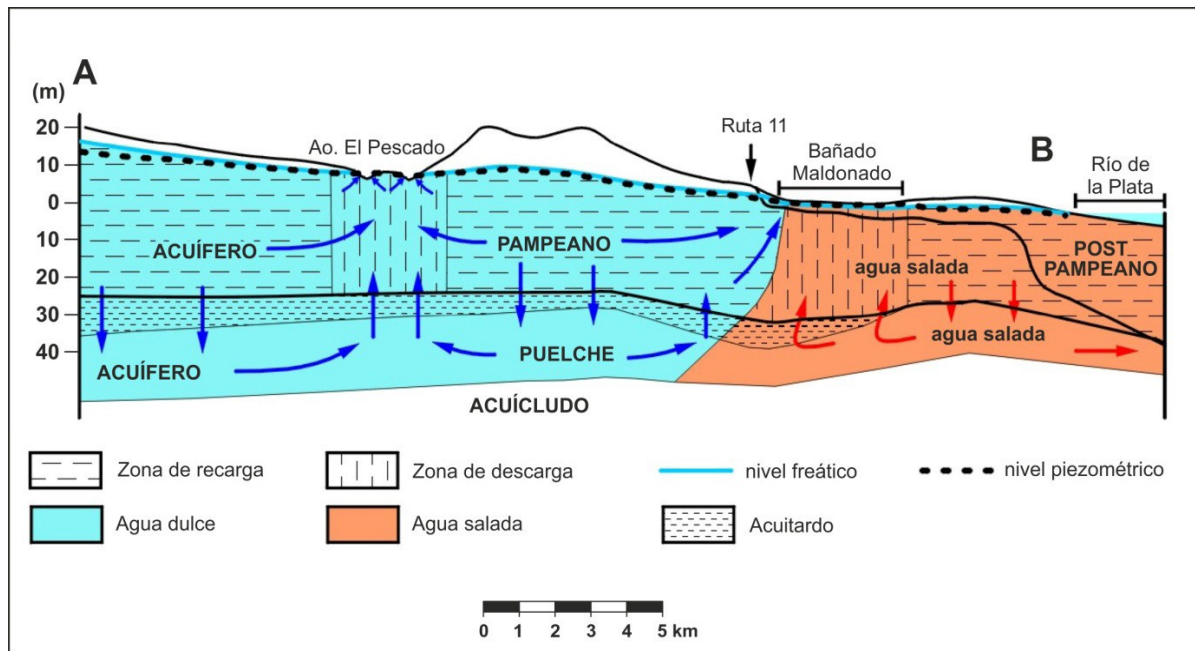


Figura 4. Perfil hidrogeológico.

El Escalón es una forma erosiva labrada en los Sedimentos Pampeanos y representa la antigua línea de ribera que limitó el ingreso del Mar Querandino. En coincidencia aproximada con el Escalón, se produce la mayor descarga natural de agua dulce del acuífero Puelche (figura 4, Ruta 11).

HIDROGRAFÍA

Las cuencas hidrográficas presentan características muy diferentes de acuerdo con el ámbito morfológico en que se desarrollen. En la llanura alta, las cuencas tienen bordes bien definidos y los colectores principales presentan trayectorias relativamente rectas, con cauces menores que rara vez superan

los 5 m de ancho. Las llanuras de inundación, por su parte, pueden alcanzar hasta unos 500 m de ancho (arroyo El Pescado). En la planicie costera, los cauces se tornan divagantes, y se pierden en el Bañado Maldonado; prácticamente desaparecen las divisorias por lo plano del relieve, y en la mayoría de los casos, sólo puede lograrse la descarga en el Río de la Plata mediante canalizaciones. En la llanura alta, la cuenca del arroyo El Pescado (figura 3) se destaca notoriamente de las otras, por su forma de bota y, además, porque su superficie (356 km²) es casi igual a la sumatoria del resto (376 km²).

Domina en la cuenca del Arroyo El Pescado el diseño dendrítico frente al de tipo recto que caracteriza al resto (Pereyra, Carnaval, Martín, Rodríguez, Del Gato y Maldonado). En estos últimos, también se destaca la escasa cantidad de afluentes que tienen los colectores principales. La mayoría de los arroyos son de tipo perenne o permanente en los tramos inferiores de sus cuencas, por el aporte subterráneo, mientras que en los tramos medios y altos se transforman en intermitentes, debido a que los cauces se ubican por encima de la superficie freática. Al carácter de influencia de las aguas superficiales sobre las subterráneas contribuye en gran medida la explotación, particularmente la que se efectúa en la ciudad de La Plata. Los aforos realizados en siete de las nueve cuencas hidrográficas brindan un índice de escorrentía del orden de 6% respecto a la lluvia, con caudales medios individuales entre 30 y 200 L/s (Auge, 1995).

AGUA SUBTERRÁNEA

Modelo conceptual

La relación hidráulica entre los acuíferos pampeano y Puelche fue propuesta por Auge (1986) para la Cuenca del Río Matanza y demostrada para el ámbito estudiado a partir de mediciones piezométricas y freáticas (Auge, 1997b). Dicho funcionamiento hidráulico se esquematiza en la figura 4. La comunicación entre ambos acuíferos a través

del acuitardo, permite que el Puelche se recargue por filtración vertical descendente, en aquellos sitios donde el pampeano presenta mayor potencial hidráulico (divisorias subterráneas), o se descargue por filtración vertical ascendente, donde presenta menor potencial hidráulico que el Puelche (zonas de descarga).

En definitiva, este funcionamiento con comunicación hidráulica vertical deriva en potenciales muy similares entre ambos acuíferos, similitud que también caracteriza a la salinidad y a la composición química de sus respectivas aguas, fundamentalmente en la llanura alta (Auge, 1996), donde la diferencia más notoria radica en el mayor contenido en calcio del agua del pampeano respecto al Puelche. González y colaboradores (2002), también desarrollaron un modelo hidrodinámico conceptual, pero para las cuencas de los arroyos Martín y Carnaval.

Ensayos hidráulicos

A partir de la realización de 47 ensayos de bombeo en el acuífero Puelche, se obtuvieron los siguientes resultados: extremos de transmisividad (T) 225 y 1 034 m²/d, promedio 500 m²/d. Las conductividades hidráulicas (K) se obtuvieron dividiendo las T por los espesores del acuífero en cada sitio ensayado; los extremos fueron 8 y 41 m/d, y el promedio 20 m/d (Auge, 2001).

Balance hídrico

Se desarrolló con tres alcances. Uno a nivel edáfico, para establecer la evapotranspiración real (E_{tr}), los excedentes y déficit hídricos y la clasificación climática. El segundo, de alcance global, tuvo por finalidad cuantificar las variables primarias, para resolver la ecuación generalizada del ciclo hidrológico; y el tercero, para establecer las entradas y las salidas al y del sistema subterráneo, a fin de estimar la relación entre la recarga y la descarga de los acuíferos pampeano y Puelche.

Edáfico

Se realizó empleando la metodología de Thornthwaite y Mather (1957), dado que ha brindado buenos resultados en este ámbito, y en otros similares, morfológica, geológica y climáticamente (Auge, 1991). Con el objeto de disponer de un panorama general respecto a la magnitud de la evapotranspiración potencial (Etp), de la real (Etr), del déficit (Df) y del exceso (Ex), se consideraron las precipitaciones (P) y las temperaturas (T) medias mensuales, correspondientes al período 1909-2003, registradas en la estación climatológica La Plata Observatorio. Para la capacidad de campo (Cc), se optó por el valor de 200 mm, en virtud del suelo y vegetación dominantes (franco limoso, con raíces de moderada profundidad ~ 1 m).

Del balance hídrico edáfico, para las condiciones hidrometeorológicas medias registradas en un lapso de 95 años, surge que la Etp (822 mm/año) difiere sólo en 1.2% de la Etr (812 mm/año), lo que indica una ínfima deficiencia de agua. Los excedentes en cambio llegan a 218 mm/a, o sea 27% de la evapotranspiración real y 21% de la precipitación media anual (1,030 mm). Para los valores medios considerados, sólo 3 meses del año presentan déficit hídrico (diciembre: 2 mm, enero: 5 y febrero: 3 mm), pese a que la precipitación en el verano (27% del total anual) supera holgadamente a la del invierno (19%). Sin embargo, en los 3 meses invernales (junio, julio, agosto), se da el mayor exceso hídrico (117 mm), que representa 54% del total. La aparente contradicción señalada es consecuencia de la marcada disminución de la evapotranspiración durante el invierno, debido fundamentalmente al descenso de la temperatura y a la disminución de la insolación y de la actividad biológica. En definitiva, el resultado del balance hídrico edáfico para valores medios de P y T, señala el notorio predominio de los excedentes sobre los déficit hídricos, lo que constituye un indicio favorable para la recarga subterránea.

Con base en la clasificación de Thornthwaite (1948), el clima es del tipo B1 B'2 ra' (húmedo, mesotermal, con nula o pequeña deficiencia de agua y concentración estival de la eficiencia térmica de 44%).

Generalizado

Se desarrolló con la finalidad de conocer los órdenes de magnitud de las variables fundamentales que integran el ciclo hidrológico, obteniéndose el siguiente resultado para los valores medios correspondientes al lapso 1909/03, expresados en mm/año.

$$I = P - Etr - Ef$$

$$156 = 1.030 - 812 - 62$$

O sea, que en relación con la precipitación (P) se tiene: evapotranspiración real Etr = 79%, infiltración I = 15%, escurrimiento fluvial Ef = 6%.

Subterráneo

Como se mencionó al inicio del capítulo, este balance tiene por finalidad establecer las entradas y las salidas, naturales y artificiales, al y del sistema hidrológico subterráneo, para estimar la relación entre la recarga y la descarga. Del análisis realizado en el punto anterior, surge que los excedentes (Ex) superan con amplitud a los déficit hídricos (Df) naturales y dado que el escurrimiento fluvial constituye un pequeño porcentaje de la precipitación (6%), la infiltración asume una magnitud significativa (15%). El cambio en las prácticas y en la superficie cultivada, acaecido en los últimos 20 años, derivó en una modificación apreciable del volumen empleado para regar, que se capta exclusivamente del subsuelo. Hasta 1995 se cultivaban hortalizas a la intemperie y se regaba por surco, con un retorno al subsuelo aproximado de 50%, que en definitiva se transformaba en recarga directa para el acuífero Pampeano, e indirecta para el Puelche. Dicha práctica requería un caudal de unos 30 m³/h para regar 5 hectáreas, volumen que podía lograrse fácilmente con una perforación. Durante los 6 meses de riego

intensivo (octubre a marzo), la extracción alcanzaba a unos 70 hm³ de los cuales un 70% provenían del acuífero Puelche y el 30% restante del pampeano; con dicho caudal se regaban unas 13,000 ha (Auge, 1997a).

No se tiene precisión sobre la superficie que se riega actualmente a la intemperie, pero se estima en 5,000 ha y la que se regaba por goteo, bajo cubierta o en invernadero, en 2016, era de 5,460 ha (Miranda, 2017). Pese a que no se tiene exactitud sobre el volumen total empleado para regar, preliminarmente se lo puede estimar en unos 30 hm³/a, de los cuales 21 provendrían del Puelche y 9 hm³/a del pampeano (Los datos mencionados son preliminares y están sujetos a revisión).

Recarga

En el punto anterior se mencionó un coeficiente de infiltración de 15% respecto a la lluvia; este índice, considerando el lapso 1909/03, brinda un valor medio para la recarga del acuífero pampeano de 156 mm/año. Se estima en 53 hm³/año la recarga natural que recibe el acuífero Puelche desde el pampeano, considerando el flujo del primero, calculado a partir de su red de flujo (figura 5) y adoptando una transmisividad media de 500 m²/d. La estimación es válida para un régimen estacionario, condición que puede aplicarse al acuífero Puelche, por su comportamiento como semiconfinado y por la estabilidad piezométrica observada en los últimos 10 años.

Descarga

En este punto deben considerarse tanto los procesos de descarga natural como artificial. De ambos acuíferos, el Puelche es el más explotado, sus principales usos son el abastecimiento humano y el riego. El pampeano se emplea para consumo doméstico, en los sitios carentes de servicio de agua potable; para riego, debido a que las perforaciones carecen de encamisado, permite su captación junto con el Puelche y para el ganado en la zona rural. El consumo actual para alimentación humana proveniente del acuífero Puelche es de 52.6 hm³/año,

que se captan mediante 218 pozos. De agua superficial, se procesan y distribuyen otros 70 hm³/a, lo que totaliza unos 123 hm³/a para abastecer a 530,000 habitantes, con agua de red (ABSA, 2019). La población que carece de este servicio emplea unos 4 hm³/a, provenientes del pampeano. La industria más importante se abastece con agua del Río de la Plata, mientras que la restante, aprovecha sólo 1.5 hm³/a del acuífero Puelche. El abastecimiento para el ganado es del orden de 0.6 hm³/a, proveniente del acuífero pampeano. Para riego, como se citó en el balance hídrico subterráneo, unos 21 hm³/a se extraerían del Puelche y otros 9, del Pampeano, es decir, un total de unos 30 hm³/a.

Dinámica

Respecto al movimiento lateral del agua subterránea, en la figura 5 se representa la red de flujo del acuífero Puelche, en ella se aprecia claramente el control que sobre el flujo del mismo ejerce el bombeo de los pozos para agua potable de La Plata y localidades vecinas, como Hernández, Gonnet, City Bell y Villa Elisa. La equipotencial de 0 m tiene forma alargada en dirección noroeste-sureste, con un perímetro de 58 km, y un marcado lóbulo hacia el suroeste a la altura de La Plata. Su eje mayor es de 24 km, mientras que el menor varía entre 3 y 7 km. En el interior de la de 0 m, se presentan 3 curvas de -5 m, también cerradas, que abarcan pequeñas superficies. Los gradientes hidráulicos, en el sector suroeste de la región estudiada (zona no alterada), varían entre 1.0 y 2.5x10⁻³, para incrementarse en la zona explotada hasta 1.9x10⁻².

Para estimar el flujo subterráneo que ingresa al cono, a través de la equipotencial de 0 m, se empleó Darcy (1856):

$$Q = T \cdot i \cdot L$$

$$145.000\text{m}^3/\text{d} = 500\text{m}^2/\text{dx} \cdot 5 \cdot 10^{-3} \cdot 58.000\text{m}$$

Q: caudal, T: transmisividad,

i: gradiente hidráulico, L: longitud.

Los 145,000 m³/d equivalen a 53 hm³/a y, dado que la extracción disminuyó de 75 hm³/a en 2004 (Auge et al., 2004) a 52,6 hm³/a en 2019, por el reemplazo de agua subterránea por la del Río de la Plata, actualmente existe un equilibrio notorio entre el ingreso por recarga y el egreso por extracción en el acuífero Puelche.

El acuífero pampeano presenta un cono de depresión, más suave que el existente en el acuífero Puelche, con forma alargada en dirección este-oeste. El origen de este

como es el descenso de la superficie freática, como consecuencia de la explotación del acuífero subyacente (Puelche). Los mayores gradientes hidráulicos del pampeano (2.4×10^{-3}) son similares a los registrados en el Puelche de la zona no disturbada, pero los menores (3.7×10^{-4}) son menores que sus equivalentes del Puelche. Existe una distorsión bastante menor en la red de flujo del acuífero pampeano que en la del Puelche, debido a la menor extracción a que está sometido el primero.

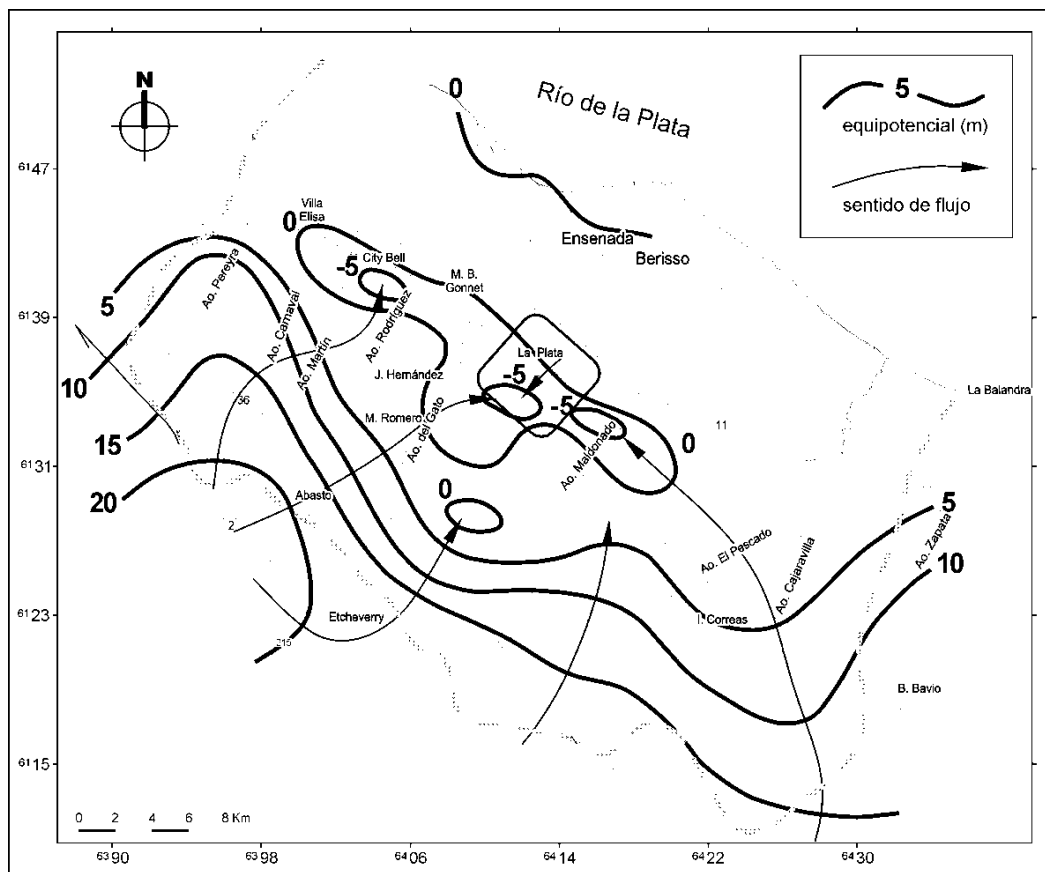


Figura 5. Red de flujo acuífero Puelche.

QUÍMICA

Acuífero Puelche

En relación con el comportamiento hidroquímico se pueden distinguir 3 ambientes: llanura alta, planicie costera y La Plata (Auge, 2001).

La llanura alta es la región más extensa y en este ámbito, todas las muestras tienen al CO_3H^- y al Na^+ como los iones netamente dominantes. La salinidad total es baja, con un promedio de 585 mg/L. El CO_3H^- se presenta con valores medios de 462 mg/L (7.6 meq/L), y domina con 80% del total de an-

iones. Le sigue el Cl^- con 37 mg/L (1 meq/L) y 11%, y luego NO_3^- y SO_4^{2-} con contenidos similares. Los NO_3^- promedian 28 mg/L (0.45 meq/L) y 5% y los SO_4^{2-} con 18 mg/L (0.4 meq/L) y 4%. El elevado contenido en CO_3H^- indica en forma clara que el acuífero Puelche se recarga por infiltración de la lluvia, debido a que este ión deriva de la combinación del CO_2 existente en la zona subsaturada, con el agua de infiltración. Respecto a los cationes, domina notoriamente el Na^+ con promedios de 178 mg/L (7.7 meq/L) y 77%, le sigue el Ca^{++} con 20 mg/L (1 meq/L) y 11%, el Mg^{++} con 9 mg/L (0.7 meq/L) y 9%, y, finalmente, el K^+ con 10 mg/L (0.25 meq/L) y 3%.

La planicie costera se caracteriza por la elevada salinidad del agua subterránea. Todas las muestras son cloruradas-sódicas, producto de las intrusiones marinas del Holoceno. La salinidad total es alta, promedia 12.517 mg/L. El Cl^- domina netamente entre los aniones con un promedio de 5.728 mg/L (162 meq/L) y 86% del total de aniones. Le sigue el SO_4^{2-} con 637 mg/L (13 meq/L) y 8%. El CO_3H^- promedia 402 mg/L (7 meq/L) y 5%. Finalmente, el NO_3^- con 5 mg/L (0.07 meq/L) y 1%. Entre los cationes domina el Na^+ con

una concentración media de 3.070 mg/L (134 meq/L) y 73% del total de cationes. Le sigue el Mg^{++} con 399 mg/L (33 meq/L) y 15%. El Ca^{++} con 490 mg/L (24 meq/L) y 11%. Finalmente, el K^+ con 73 mg/L (2 meq/L) y 1%.

En la Ciudad de La Plata y en parte de su periurbano, el acuífero Puelche presenta una composición química intermedia entre la que tiene en la llanura alta y en la planicie costera. Esto como consecuencia de la invasión de agua salada, por flujo lateral, desde la planicie costera hacia la llanura alta en la ciudad, debido al cono de depresión generado por el bombeo para agua potable. Dominan las muestras bicarbonatadas sódicas, como en la llanura alta, pero el CO_3H^- desciende a 66% del total de aniones y el Na^+ a 70% del total de cationes. El contenido salino total promedia 1.093 mg/L. Al CO_3H^- (66%), le siguen el Cl^- con 24%, el NO_3^- con el 8.5% y el SO_4^{2-} con 1.5%. Respecto a los cationes al Na^+ (70%) le siguen el Ca^{++} y el Mg^{++} con 14% cada uno y el K^+ con 2%.

En la figura 6, se representan las composiciones químicas medias del acuífero Puelche en los tres ámbitos señalados, empleando el método de Piper.

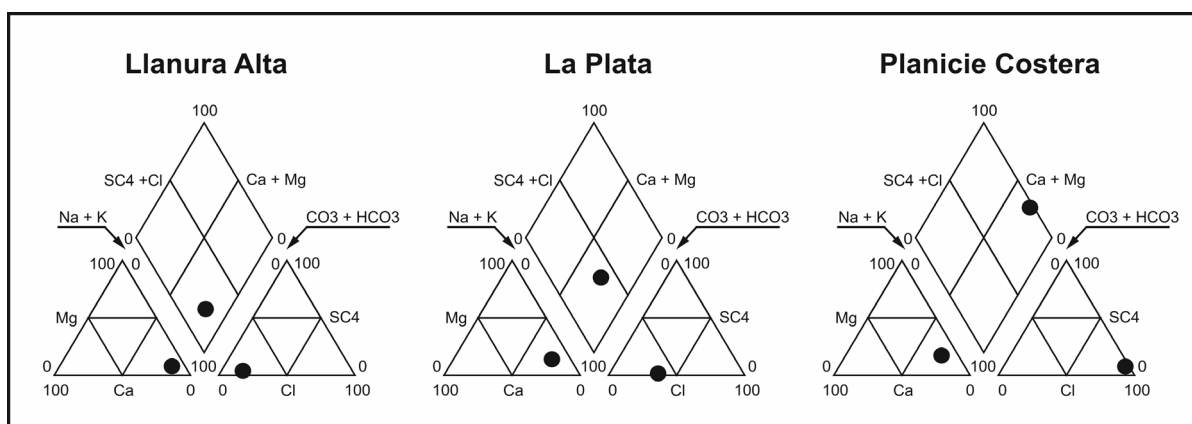


Figura 6. Acuífero Puelche–Piper.

Acuífero pampeano

Las muestras tomadas en la llanura alta promediaron un contenido en Sólidos

Disueltos Totales (SDT) de 609 mg/L, valor algo más alto que el registrado en el acuífero Puelche (585 mg/L). Tal como sucede con el Puelche, el agua del pampeano en la

llanura alta es bicarbonatada sódica, pero el porcentaje en CO_3H^- desciende a 75, respecto a 80% que registra el Puelche. El Na^+ también disminuye su participación con 56% del total de cationes, respecto a 77% del Puelche. Los alcalinos térreos son los que tienen un mayor crecimiento; el Ca^{++} aumenta de 11% en el Puelche a 24% en el pampeano y el Mg^{++} de 9 a 16%. Estos cambios en los contenidos catiónicos son producto del intercambio de bases que se produce en el agua del pampeano, cuando atraviesa el acuitardo que lo separa del Puelche. Por este proceso, el Ca^{++} y el Mg^{++} del agua del pampeano son retenidos por la estructura cristalina de la arcilla que forma el acuitardo y el Na^+ , que es uno de los elementos que la compone, es incorporado a la solución y genera un ablandamiento natural en el agua del Puelche.

En la planicie costera la salinidad total promedia 1.383 mg/L; o sea, un contenido salino mucho menor que el del Puelche (12.517 mg/L). El agua es bicarbonatada-clorurada-sódica, con porcentajes medios de 46, 39 y 66%, respectivamente. Los $\text{SO}_4^{=}$ registran 15%, y del resto de los cationes, domina el Mg^{++} (15%) seguido del Ca^{++} (12%) y el K^+ (7%).

CONTAMINACIÓN

Acuífero Puelche

En lo referente a la aptitud para consumo humano, en la llanura alta, el acuífero Puelche contiene agua potable, respecto a la mayoría de las sustancias de uso corriente en las normas de potabilidad (salinidad total, sulfatos, cloruros, sodio, flúor y arsénico). Sin embargo, en los sitios urbanizados, el mayor limitante es el elevado contenido en NO_3^- .

No se detectó contaminación con plaguicidas y/o fertilizantes en la zona rural cultivada.

Nitratos. Dado que son el principal limitante de la potabilidad en la llanura alta

en general y en La Plata en particular, se hará un tratamiento específico sobre el origen y el comportamiento de los mismos.

Los NO_3^- constituyen la forma más oxidada, estable y móvil de la materia

nitrogenada en solución. Las fuentes más comunes de aporte al agua subterránea son fijación natural, especialmente por las legumbres; degradación de materia orgánica; así como contaminación urbana, rural e industrial. Aravena y colaboradores (1999), concluyen, mediante un análisis basado en la relación isotópica $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$, que el NO_3^- del ámbito urbano tiene origen orgánico (materia fecal), en el cultivado en forma intensiva, el origen es tanto orgánico (abono y bosta) como inorgánico [$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$] y en el que se emplea para ganadería, vuelve a ser orgánico, pero de origen animal.

Acuífero Puelche

Las concentraciones extremas de nitratos identificadas en la región estudiada fueron 107 mg/L (1.7 meq/L) y 0 mg/L, el promedio 32 mg/L (0.5 meq/L) y la desviación estándar 29.8.

En la figura 7 se aprecian 3 altos cerrados con más de 50 mg/L, que es el límite de potabilidad vigente en la provincia de Buenos Aires. De los altos citados, el que se destaca por su extensión y la cantidad de pozos involucrados es el de la ciudad de La Plata con 38 km²; el de Villa Elisa tiene 11 y el de Abasto, 5 km².

El volumen de agua afectada por contaminación difusa con NO_3^- es del orden de 300 hm³, lo que implica algo más de 10% de la reserva del acuífero Puelche en la llanura alta (2 830 hm³). Ésta contaminación proviene del pampeano, por filtración vertical descendente, a través del acuitardo. El pampeano a su vez recibió y recibe la carga contaminante de pozos sépticos y pérdidas en la red cloacal. La totalidad del ejido urbano cuenta con red para evacuación de efluentes

superiores a 100 mg/L, pero aquí la contaminación es puntual y, por ende, afecta a un volumen escaso de agua subterránea.

Los tenores en NO_3^- del acuífero pampeano son mayores que los del Puelche, pues el primero está más expuesto a la contaminación doméstica (pozos sépticos) y agrícola (fertilizantes).

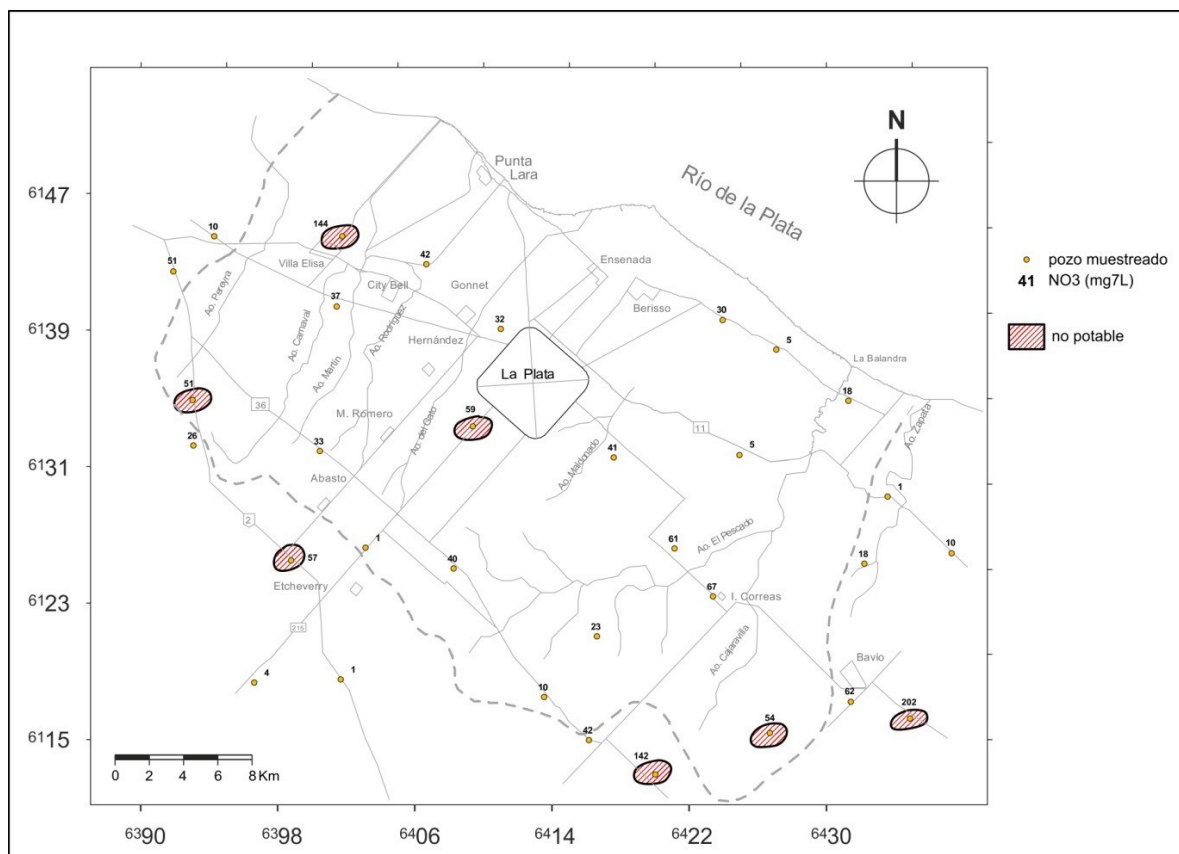


Figura 8. Nitratos Acuífero pampeano.

VULNERABILIDAD

Dado que las metodologías más conocidas (DRASTIC, GOD, SINTACS, AVI), tratan fundamentalmente sobre la vulnerabilidad de acuíferos libres, Auge (2003) desarrolló una específica para semiconfinados. La misma se basa en la diferencia de potenciales hidráulicos entre un acuífero semiconfinado y el libre sobrepuesto; en el caso objeto entre el Puelche y el pampeano.

Denominando h_1 al potencial hidráulico del acuífero libre (pampeano) y h_2 al del semiconfinado (Puelche), se tiene que si:

$h_2 > h_1$	Vulnerabilidad baja
$h_2 \approx h_1$	Vulnerabilidad media
$h_2 < h_1$	Vulnerabilidad alta

La figura 7 presenta tres altos cerrados con más de 50 mg/L de nitratos en el Puelche, que cotejados con las diferencias de potenciales hidráulicos (figura 9), brindan una buena correspondencia con los sitios de más marcados D_h favorables al pampeano. Esto resulta evidente en La Plata (máx.-10 m) y City Bell (máx. -5 m). En el caso estudiado, el espesor del acuitardo no juega un papel importante en la vulnerabilidad, pues

21 hm³/a y para la industria, otros 2 hm³/a. Por lo tanto, la extracción total del acuífero Puelche es de unos 76 hm³/a.

- El Puelche se recarga por filtración vertical descendente, desde el pampeano sobrepuesto, lo que deriva en potenciales hidráulicos y composiciones químicas muy similares de los dos acuíferos.
- La recarga natural del Puelche se estima en 53 hm³/a, volumen equivalente al que se extrae del mismo y se inyecta en la red de agua potable.
- El deterioro en la calidad del acuífero Puelche tuvo y aún tiene su origen en el aporte de agua contaminada con nitratos, desde el acuífero pampeano sobrepuesto, que contiene a la capa freática y, por ende, es el más expuesto a la contaminación. El transporte se produce por un flujo vertical descendente, que se incrementa notoriamente en el ejido urbano de La Plata y localidades vecinas, donde el Puelche ha perdido potencial hidráulico por explotación intensiva, respecto al pampeano.
- De las 100,000 ha estudiadas, el acuífero Puelche tiene agua dulce en unas 70,000 emplazadas en la llanura alta; las 30,000 restantes, con agua salada, coinciden con la planicie costera.
- Los parámetros hidráulicos del acuífero Puelche, obtenidos a partir de 47 ensayos de bombeo, brindaron los siguientes valores medios: transmisividad 500 m²/d y permeabilidad 20 m/d. Mediante 4 ensayos con pozo de observación se obtuvo: almacenamiento $5 \cdot 10^{-3}$ y transmisividad vertical $5 \cdot 10^{-4} \text{ d}^{-1}$.
- Las velocidades efectivas extremas de flujo en el acuífero Puelche son 0.02 y 6.5 m/d, esta última en el ámbito afectado por el bombeo; la media es 0.2 m/d.
- Respecto a vulnerabilidad ante la contaminación por nitratos, los ámbitos más afectados son los urbanos (La Plata, Villa Elisa, City Bell, Gonnet y localidades vecinas). En la zona rural, la contaminación con NO₃⁻, al ser de tipo puntual, deteriora un volumen menor del acuífero Puelche. Por ello, se recomienda al organismo proveedor de agua potable (ABSA), no construir nuevos pozos en zonas urbanas para hacerlo, de ser necesario, en aquellas zonas rurales, alejadas de los centros urbanos.
- El factor que mayor incidencia tiene en la vulnerabilidad de este acuífero, es la diferencia de potenciales hidráulicos respecto al pampeano, específicamente cuando el potencial hidráulico de este último supera al del Puelche. El espesor del acuitardo y del pampeano sobrepuesto, no ejercen incidencia apreciable en la vulnerabilidad del acuífero Puelche.
- Respecto a la química del acuífero Puelche, en la llanura alta, domina el agua de baja salinidad con un TSD medio de 585 mg/L. En relación con la composición aniónica, existe un neto predominio de agua bicarbonatada sódica (80%), seguida por la clorurada (11%), mientras que la sulfatada sólo registra 4% del total de aniones. El contenido medio de NO₃⁻ es de 28 mg/L y su participación de 5%. Entre los cationes sobresale el Na⁺, con 77% del total, seguido por el Ca⁺⁺ con el 11 y el Mg⁺⁺ con el 9, mientras que el K⁺ sólo registra 3%. En la planicie costera, el contenido salino se incrementa notoriamente (12,500 mg/L); el Cl⁻ pasa a dominar entre los aniones (86%), seguido por el SO₄⁼ (8%), el CO₃H⁻ (5%) y el NO₃⁻ (1%). Respecto a los cationes se tiene: Na⁺ (73%), Mg⁺⁺ (15%), Ca⁺⁺ (11%) y K⁺ (1%). En la Ciudad de La Plata, donde algunos pozos han sido afectados por el avance del agua salada subyacente a la planicie costera, como consecuencia de la extracción, se tiene: salinidad total media (1,100 mg/L), CO₃H⁻ (66%), Cl⁻ (24%), NO₃⁻ (8.5%), SO₄³⁻ (1.5%), Na⁺ (70%), Ca⁺⁺ (14%), Mg⁺⁺ (14%) y K⁺ (2%).

REFERENCIAS

- ABSA. (2019). Producción de agua potable para La Plata. Comunicación verbal.
- Aravena, R., Auge, M. P., Bucich, N., & Nagy, M. I. (1999). Evaluation of the origin of groundwater nitrate in the city of La Plata-Argentina, using isotope techniques. XXIX International Hydrogeology Congress. Bratislava: Proceedings . Auge, M. P., y Hernández, M. A. (1984). Características geohidrológicas de un acuífero semiconfinado (Puelche) en la llanura bonaerense. Su implicancia en el ciclo hidrológico de las llanuras dilatadas. Coloquio Internacional sobre Hidrología de Grandes Llanuras. Buenos Aires-París, Actas (II), 1019-1041.
- Auge, M. P. (1986). Hydrodynamic Behavior of the Puelche Aquifer in Matanza River Basin. *GroundWater*, Dublin, Ohio. 24(5): 636-642.
- Auge, M. P. (1990). Aptitud del agua subterránea en La Plata, Argentina. Seminario Latinoamericano de Medio Ambiente y Desarrollo. Actas, Bariloche, pp. 191-201.
- Auge, M. P. (1991). Sobreexplotación del Acuífero Puelche en La Plata, Argentina. XXIII International Congress of IAH. Actas. Islas Canarias, pp. 411-415.
- Auge, M. P. (1995). Manejo del agua subterránea en La Plata-Argentina (Inéd.). La Plata, 3 T, pp. 1-149.
- Auge, M. P. (1996). Similitudes hidrogeológicas entre los acuíferos Pampeano y Puelche en La Plata, Argentina. II Seminario Hispano-Argentino sobre Temas Actuales de Hidrología Subterránea. Serie Correlac. Geol., Universidad Nacional de Tucumán, 11, 235-241.
- Auge, M. P. (1997a). Investigación Hidrogeológica de La Plata y Alrededores. (tesis doctoral 2947). (Inéd). Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires. 1-165, 58 mapas, 36 tablas, 86 figuras.
- Auge, M. P. (1997b). Piezometría de los acuíferos Pampeano y Puelche en Poblet La Plata-Argentina. Primer Congreso Nacional de Hidrogeología. Actas, Bahía Blanca, pp. 145-152.
- Auge, M. P. (2001). Hidrogeología de La Plata-Argentina. *Revista Latinoamericana de Hidrogeología*, Curitiba, ISSN 1676-0099, 1(1), 27-40.
- Auge, M. P. (2003). Vulnerabilidad de Acuíferos. Conceptos y Métodos. E book: 1-38. RedIRIS. Red Académica y Científica de España en Internet. Recuperado de <http://tierra.rediris.es/hidrored/ebooks/vulnerabilidad.html>
- Auge, M. P., Hernández, M. A., y Hernández, L. (2002). Actualización del conocimiento del Acuífero semiconfinado Puelche en la Provincia de Buenos Aires – Argentina. XXXIII International Hydrogeology Congress. Mar de la Plata: Proceedings.
- Auge, M. P., Hirata, R., y López-Vera, F. (2004). Vulnerabilidad a la Contaminación por Nitratos del Acuífero Puelche en La Plata-Argentina, Buenos Aires, E book: 1-187. FCEN-UBA. Recuperado de www.gl.fcen.uba.ar/Hidrogeologia/auge/libros.htm
- Cappannini, D. A., y Mauriño, V. R. (1966). Suelos de la zona litoral estuárica comprendida entre las ciudades de Buenos Aires al norte y La Plata al sur. Buenos Aires: INTA, 1-45.
- Darcy, H. (1856). Les fontaines publiques de la Ville de Dijon. Dalmont, Paris: Ed. V. González, N., Trovatto, M. M., y Hernández, M. A. (2002). Modelo hidrodinámico en una cuenca de llanura, tributaria del Río de la Plata. XXXIII International Hydrogeology Congress. Mar de la Plata: Proceedings, Miranda, M. (2017). Superficie de cultivo bajo cubierta en el Gran La Plata, análisis espacial con Sistemas de Información Geográfica (SIG). Periurbanos hacia el consenso, Resúmenes, Primer Encuentro Nacional de Periurbanos e Interfases Críticas. Ediciones INTA, p. 75.

Thornthwaite, C. W. (1948). An approach toward a rational classification of climate. *Rep. Geograph. Rev.* V, XXXVIII(1), 55-94.

Thornthwaite, C. W., & Mather, J. R. (1957). Instructions and tables for computing the potential evapotranspiration and the water balance. *Climate Drexel Inst. of Techn.* 10, 185-311.

Problemática de nitratos en el agua subterránea de zonas urbanas: caso de estudio Pergamino-Argentina

S. Perdomo
M. S. Ruiz
A. Walhmann

J. E. Ainchil
E. E. Kruse

Resumen: Un manejo sostenible del agua subterránea en zonas urbanizadas exige el conocimiento del origen y variaciones espacio-temporales de posibles contaminantes. La afectación por nitratos en Pergamino (provincia de Buenos Aires) es el principal problema de abastecimiento de agua potable para la población. Con base en la caracterización hidrogeológica del acuífero pampeano y la red de flujo asociada a la explotación del agua subterránea se analizan las condiciones hidroquímicas en la zona urbana. Asimismo, se reconoce una variación espacial en el contenido de nitratos con valores superiores a 150 mg/l en coincidencia con el cono de depresión de la zona de explotación e inferiores a 45 mg/l

en la periferia. Complementariamente, las variaciones temporales en el periodo 2006-2018 evidencian un incremento progresivo de las concentraciones en la mayoría de los pozos analizados y, en casos puntuales, oscilaciones vinculadas a variaciones estacionales. En conclusión, la fuente de contaminación se asocia a un sistema de saneamiento inadecuado y/o pérdidas en la actual red de cloacas. El deterioro en la calidad química del agua en el centro de la ciudad condujo a la inhabilitación de pozos y a la búsqueda de mejores condiciones en los sectores periurbanos.

Palabras clave: acuífero pampeano, contaminación, nitratos, Pergamino, Argentina.

Recibido: Octubre, 2019 /Aceptado: Noviembre, 2019
Publicado en línea: Febrero, 2020
© 2020

S. Perdomo • M. S. Ruiz • J. E. Ainchil



Universidad Nacional del Noroeste de la provincia de Buenos Aires (UNNOBA), Monteagudo, 2772, Pergamino (2700), Buenos Aires.
E-mail de correspondencia: perdomo.geofisica@gmail.com

S. Perdomo • A. Walhmann • J. E. Ainchil •
E. E. Kruse

Universidad Nacional de La Plata (UNLP). Paseo del Bosque s/n, La Plata (1900), Buenos Aires.

S. Perdomo • E. E. Kruse

Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Centro de investigación y Transferencia del Noroeste de la Provincia de Buenos Aires (CITNOBA).

Abstract: Sustainable groundwater management in urban areas requires knowledge of the spatial and temporal variations of possible contaminants. The main problem in the provision of drinking water in Pergamino (Buenos Aires) is the nitrates contamination. Based on the hydrogeological characterization of the Pampeano aquifer and the exploitation groundwater level-monitoring network, hydrochemical conditions in the urban area are analyzed. Areal variation in the nitrate content is recognized with values greater than 150 mg/l in coincidence with the cone of depression in the area of exploitation, and less than 45 mg/l in the periphery. In addition, temporal variations are observed between 2006 and 2018 with a progressive increment in concentrations in most of the wells. In some specific wells, oscillations linked to seasonal variations are observed too. In con-

clusion, the source of contamination is associated with an inadequate sanitation system or losses in the current sewer network. Water chemical deterioration in the center of the city led to put wells out of service and search for better conditions in the periurban sectors.

Keywords: Pampeano aquifer, contamination, nitrates, Pergamino, Argentina.

INTRODUCCIÓN

El desarrollo de las actividades humanas así como el crecimiento económico y poblacional de los centros urbanos dependen fuertemente de la disponibilidad de agua para consumo. A su vez, este crecimiento genera un incremento en el uso del agua, de la contaminación y en muchos casos, causa un abastecimiento ineficiente. Estos factores se potencian ante un escenario de cambio climático a nivel global. La mala calidad del agua y un abastecimiento no sostenible condicionan el desarrollo económico, y pueden tener efectos negativos sobre la salud y los medios de vida. El desafío de gestionar eficientemente el recurso hídrico subterráneo en Latinoamérica adquiere relevancia cuando se considera que las demandas de agua potable, saneamiento, producción de alimentos, energía y bienes industriales dependen fuertemente del agua subterránea (Auge, 2006).

La contaminación por nitratos en zonas urbanas es una de las principales causas del deterioro de la calidad del agua subterránea y puede impactar sobre la salud humana a través de enfermedades de origen hídrico.

Los nitratos son reducidos a nitritos, y generan una disminución en el transporte de oxígeno en la sangre, especialmente en menores de 6 meses (OMS, 1995), que pueden sufrir cianosis y síntomas de hipoxia (bajo nivel de oxígeno).

La presencia de nitratos en el agua subterránea puede estar asociada principalmente a causas de origen urbano, industrial y rural. Los efluentes domiciliarios y la activi-

dad agrícola intensiva pueden significar una contribución al deterioro en la calidad del agua, debido a la aplicación de fertilizantes y pesticidas que son transportados al sistema fluvial como contaminantes dispersos.

En este trabajo se analizan las condiciones hidroquímicas de un acuífero semilibre del noroeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Se realiza un seguimiento temporal del contenido de nitratos en pozos de abastecimiento y se presentan dos situaciones representativas de la distribución espacial con un lapso de 10 años (2009 y 2018).

DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

Ubicación

La ciudad de Pergamino posee una superficie aproximada de 30 km² y se halla emplazada en el noroeste de la provincia de Buenos Aires. Cuenta con una población de 91,399 habitantes, según el Censo de Población y Vivienda (INDEC, 2010). El abastecimiento de la ciudad se realiza en su totalidad con agua subterránea del acuífero Pampeano, única fuente de agua dulce, debido a que acuíferos más profundos, como el Puelche, presentan elevados contenidos salinos.

Para el suministro existen 60 perforaciones aproximadamente, cuya antigüedad data de la década de los cuarenta hasta la actualidad; fueron inicialmente ubicadas en la zona urbana, mientras que las más recientes se encuentran en la periferia (figura 1). El servicio público cuenta con una red de distribución de agua y cloacas que cubre totalmente el ejido urbano. Sin embargo, antiguamente en la ciudad se realizó la disposición de efluentes domiciliarios en el suelo, mediante pozos absorbentes. CoFAPyS (1993) recomienda una distancia mínima entre el centro de captación de agua y los pozos absorbentes de 25 m. Este tipo de vertidos constituye una de las principales cargas contaminantes históricas y actuales hacia el acuífero, que podrían afectar su calidad fisicoquímica y bacteriológica.

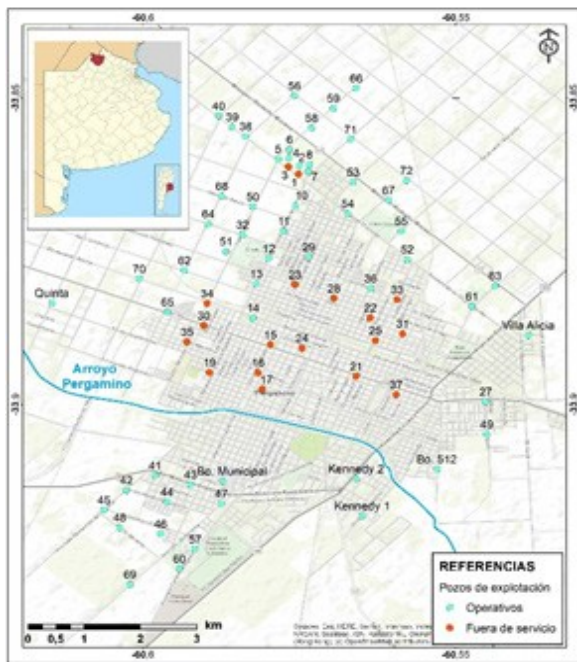


Figura 1. Ubicación del área de estudio.

Características climáticas y geológicas

El ámbito de estudio se ubica en la región geomorfológica de la Pampa Ondulada, con valores de cota máximos cercanos a 85 m.s.n.m. hacia el noreste y mínimos de 50 m.s.n.m. hacia el sudeste, que definen una pendiente topográfica local suave menor a 2%.

Según registros de EMC-INTA Pergamino, correspondientes al periodo 1991-2016, el clima es templado, con una temperatura media anual de 16.7°C y una precipitación media anual de 1061 mm. La humedad relativa media anual es de 71%, con un máximo modal en la estación invernal y una evapotranspiración potencial cercana a 830 mm/año.

El balance hídrico a nivel edáfico realizado mediante el método de Thornthwaite y Mather (1957) manifiesta un predominio del exceso hídrico, del orden de 20% de la precipitación media anual, que se produce mayormente durante los meses de abril y octubre, y tiende a favorecer los procesos de recarga del acuífero.

La columna estratigráfica está compuesta por sedimentos de edad terciaria y cuaternaria (Bertol de Santos, 1987; Santa Cruz, 1988). Se identifican de base a la cima las siguientes litologías:

- Formación Olivos o Mioceno Rojo: areniscas arcillosas y arcillas arenosas rojizas de origen continental, con participación eólica y fluvial, que se disponen a una profundidad mayor a -100 m.s.n.m. (reconocido en la perforación hasta -110 m.s.n.m.).
- Formación Paraná o Mioceno Verde: secuencia marina de arcilitas, arenas arcillosas y arenas con grava, de coloración verde azulada, con niveles calcáreos y yesíferos. Presenta un espesor variable de 70 m y se dispone a partir de -30 m.s.n.m.
- Arenas Puelches: arenas cuarzosas, medianas y finas de color amarillento y blanquecino, con espesores entre 10 m y 25 m, que se ubican a una profundidad de -25 m.s.n.m.
- Sedimentos Pampeanos: integrados por limo con fracciones subordinadas de arena y arcilla, de tonalidad castaña amarillenta y castaña rojiza, e intercalaciones calcáreas en forma de nódulos o bancos continuos (tosca). Se extiende hasta una profundidad de aproximadamente -21.5 m en el ejido urbano, donde presenta un espesor variable que alcanza máximos de 95 m.

Desde el punto de vista hidrogeológico, se reconoce el acuífero Puelche, integrado por arenas que definen un sistema semiconfinado, el cual se caracteriza por tener aguas extremadamente saladas, con conductividades eléctricas cercanas a 10 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Los Sedimentos Pampeanos contienen el acuífero libre y niveles acuíferos con carácter semiconfinado o semilibre, localizados a mayor profundidad.

Las variaciones de espesor y granulometría en el Pampeano limitan la correlación de un horizonte definido en la

dirección vertical y/o horizontal. En la zona de estudio no se observa un depósito de baja permeabilidad, de extensión y espesor apreciable, que separe los horizontes acuíferos alojados en estos sedimentos continentales.

La clasificación química a partir de iones mayoritarios evidencia aguas de características bicarbonatadas sódicas, con menor contenido de sulfatos y cloruros. En menor proporción se identifican componentes bicarbonatadas cálcicas y/o magnésicas, que caracterizan los sectores topográficamente elevados o zonas de recarga (Ruiz et al., 2016).

METODOLOGÍA DE TRABAJO

En la etapa inicial, se sistematizaron y recopilaron los análisis de agua realizados por laboratorios acreditados desde 2006 hasta 2018, con frecuencia de muestreo bianual.

Se realizó un análisis cualitativo de toda la serie temporal de cada pozo utilizando el software libre R, versión 3. 5. 1, donde se determinaron las estadísticas principales (valor medio, mediana, desvío estándar y valores extremos), a partir de las cuales se confeccionó un gráfico de cajas (boxplot). Posteriormente, se seleccionaron un total de 15 pozos, 5 representativos de cada sector: zona norte, zona central y zona sur.

Se confeccionó una red de monitoreo con pozos existentes, donde se midió profundidad de agua y altura respecto al terreno natural. Los pozos que estaban en funcionamiento fueron detenidos y luego de un período de reposo, se determinó la profundidad del agua. La red se encuentra integrada por 18 puntos de agua subterránea y 4 de agua superficial, los cuales fueron acotados con un GPS geodésico. De manera conjunta con cartas topográficas a escala 1:50 000, se determinaron los valores de cota del terreno, que permitieron definir el potencial hidráulico y consecuentemente, la morfología de la superficie potenciométrica y dirección del flujo subterráneo.

A partir de las mediciones de profundidad se construyó un mapa de espesor de la Zona No Saturada (ZNS), para evaluar junto con otras características del medio y del contaminante, la vulnerabilidad del acuífero.

Sobre la base de información analítica, se interpretaron las series temporales y se elaboraron mapas de contenidos de nitratos para dos años representativos de la variabilidad y evolución espacial (2009 y 2018). Estos datos fueron comparados con el límite de aptitud para consumo humano (45 mg/l), establecido por el Código Alimentario Argentino (CAA, 2010).

RESULTADOS

Hidrodinámica

El área de estudio se enmarca en una zona urbana y periurbana, donde se localizan pozos de explotación de agua para abastecimiento, cuyo régimen de bombeo define la dinámica del sistema.

En la figura 2 se visualiza la morfología de la profundidad de agua subterránea, equivalente al espesor de ZNS.

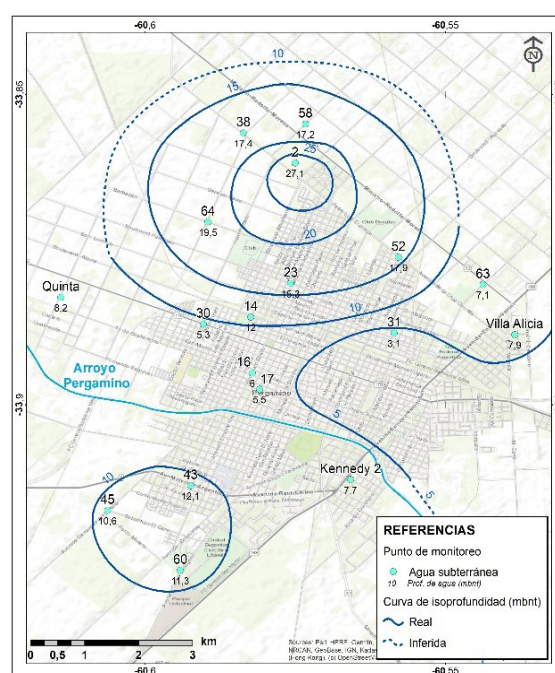


Figura 2. Profundidad del agua subterránea, año 2018.

En el sector norte, donde se ubica la mayor cantidad de pozos de explotación que actualmente abastecen de agua potable a la ciudad de Pergamino, se reconocen las mayores profundidades entre 17 y 27 metros bajo nivel del terreno (m.b.n.t.). En proximidad al arroyo, los valores son del orden de 5.5 m.b.n.t. con mínimos de 3 m.b.n.t.; mientras que al sur del arroyo se presentan profundidades de aproximadamente 11 m.b.n.t. Este sector corresponde a un grupo de pozos de bombeo que abastece una urbanización actualmente en desarrollo.

En relación con los registros se evidencia que el sector norte presenta un menor grado de vulnerabilidad del agua subterránea con base en posibles fuentes de contaminación, mientras que en proximidad al arroyo, la capacidad de la ZNS para atenuar la carga contaminante es significativamente inferior.

La superficie potenciométrica generada a partir de valores de cota de agua adquiere una morfología radial convergente con sentido del escurrimiento subterráneo hacia el arroyo Pergamino, definiendo su carácter efluente.

En la figura 3 se visualizan las curvas equipotenciales, las cuales presentan un comportamiento disímil dependiendo de la posición en relación con el curso de agua superficial. Hacia el norte del arroyo la dinámica natural se encuentra modificada por la generación de dos conos de depresión producto de la explotación de agua cerca de los pozos 2 y 14; mientras que hacia el sur del arroyo, la incidencia de la explotación es menos manifiesta y el agua subterránea mantiene las condiciones de escurrimiento hacia los sectores más bajos del relieve.

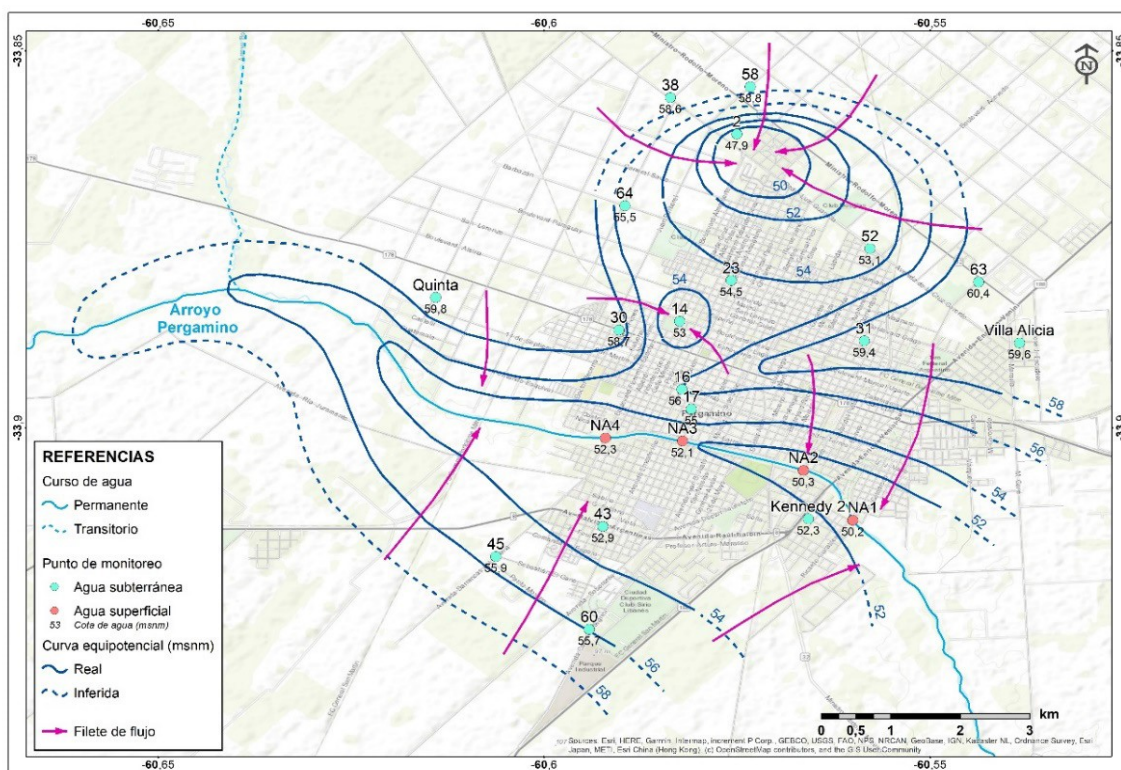


Figura 3. Equipotencial, año 2018.

Los máximos valores de altura potenciométrica son cercanos a 60 m.s.n.m. en el extremo oeste y los menores de 48 m.s.n.m., en correspondencia con los sectores de explotación mencionados.

Hacia el sur se reconocen los menores gradientes hidráulicos del orden de 3×10^{-3} , mientras que al norte la tasa de extracción por bombeo genera gradientes superiores de aproximadamente 1.6×10^{-2} .

En relación con la presencia de nitratos, en el año 2009, las mayores concentraciones se presentaron en el sector central, donde se ubican los pozos de explotación que en ese momento abastecían de agua potable a la ciudad. Hacia el norte se reconocen valores puntuales ligeramente superiores a 45 mg/l, al igual que en el extremo sur donde los máximos alcanzan 52 mg/l (Figura 4).

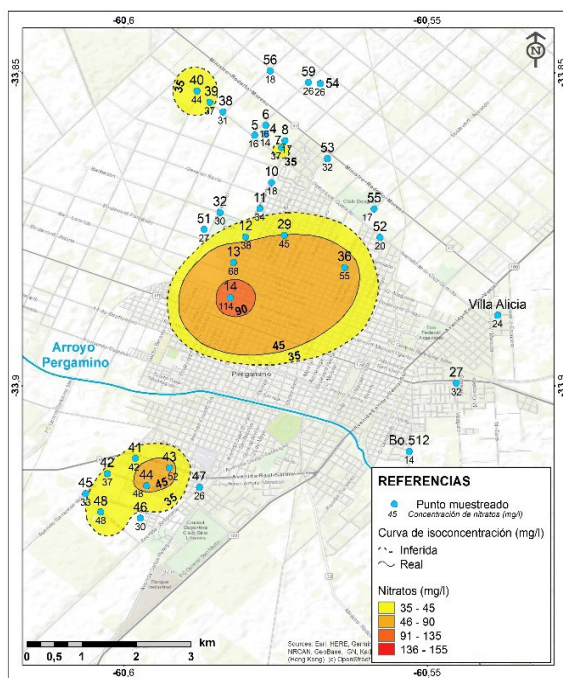


Figura 4. Concentración de nitratos, año 2009.

En 2018 se observó un incremento significativo del contenido de nitratos en la mayoría de los pozos analizados. En la figura 5 se visualizan las curvas de isoconcentración, que en general mantienen la morfología definida en 2009 con un aumento

de la superficie afectada en el sector central, debido a los valores observados en los pozos 10 y 11.

En el extremo este se registra la aparición puntual de contenidos cercanos al nivel guía, en torno al pozo Villa Alicia, con un incremento de las concentraciones durante el periodo analizado; mientras que hacia el norte se mantienen los pozos antiguamente afectados (7, 39 y 40), donde igualmente se verifica un incremento de los contenidos.

En el sector sur del arroyo se conservan las condiciones enunciadas para 2009, con variaciones poco significativas del orden de 5 mg/l.

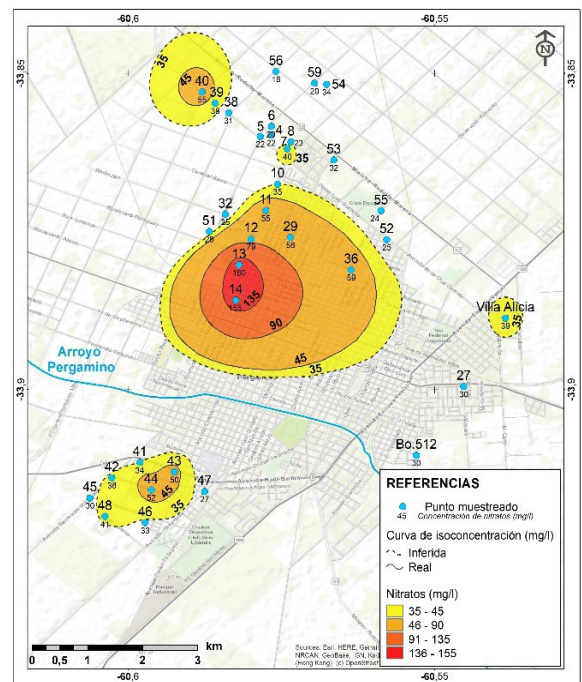


Figura 5. Concentración de nitratos, año 2018.

A partir del tratamiento estadístico de los datos (tabla 1), se registra una manifiesta diferenciación espacial de las concentraciones de nitratos, cuya distribución se visualiza en la figura 6. En el sector norte la media es generalmente inferior a 45 mg/l, a excepción del pozo 7, donde se registran concentraciones puntuales que superan dicho límite. Hacia el centro, los valores se incrementan significativamente, al igual que

la desviación estándar, alcanzando máximos de 155 mg/l en el pozo 14, actualmente en explotación. En el sector sur del arroyo, el comportamiento es más variable y oscila en valores próximos al límite definido por la normativa. El valor medio es superior en dos de los cinco pozos, mientras que en los demás se encuentra por encima de los 30 mg/l.

Tabla 1. *Análisis estadístico*

Pozo	Valor		Desviación estándar
	Medio	Mediana	
SECTOR NORTE	4	22	4.2
	7	47	10.4
	38	36	6.1
	53	33	6.9
SECTOR CENTRAL	55	22	5.0
	12	60	13.4
	14	122	14.2
	16	98	30.3
	24	103	25.4
SECTOR SUR	31	96	10.3
	42	36	3.4
	44	50	16.7
	46	36	4.3
	47	30	3.6
	48	49	6.9

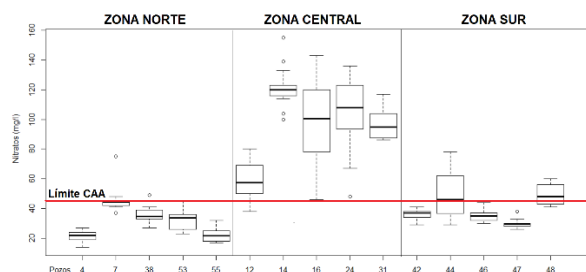


Figura 6. Diagramas bloxplot.

En relación con el análisis temporal de los pozos operativos, actualmente en explotación, ubicados en el sector central, los contenidos indican una tendencia creciente desde 2006 al 2018 (figura 7). Este comportamiento también se observa en algunos pozos aledaños, actualmente fuera de servicio (figura 8).

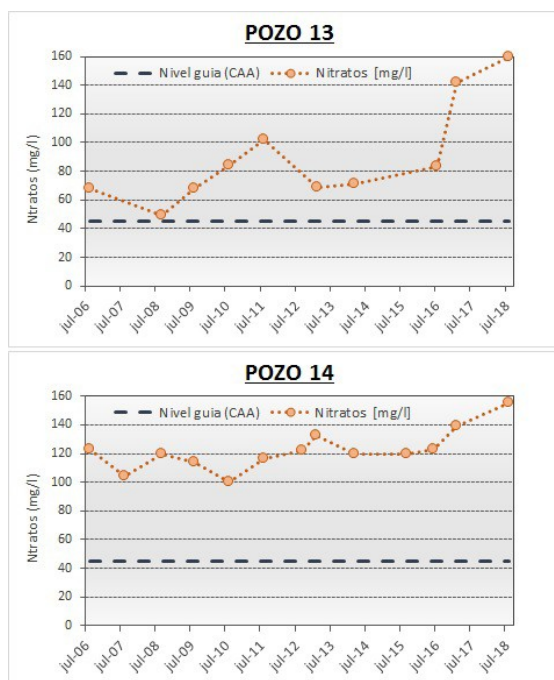


Figura 7. Análisis de pozos operativos.

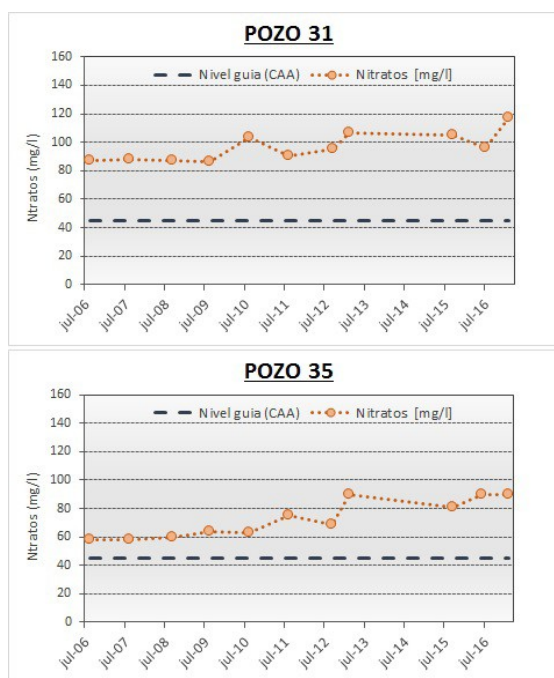


Figura 8. Análisis de pozos fuera de servicio.

CONCLUSIONES

De acuerdo con los relevamientos realizados, el mapa de flujo subterráneo indica un sentido de escurrimiento hacia el arroyo (efluente), que es la superficie potenciométrica de morfología radial convergente. Esta dinámica natural es alterada en la zona urbanizada por los efectos del bombeo para el abastecimiento de la ciudad.

La profundidad del nivel de agua subterránea varía entre 3 m.b.n.t. hacia el este y 27 m.b.n.t. en coincidencia con el cono de explotación. Si bien un factor influyente en la vulnerabilidad intrínseca de un acuífero es la profundidad de la capa freática (a mayor profundidad menor vulnerabilidad), en el caso estudiado existe una concordancia entre los mayores espesores de la ZNS y las elevadas concentraciones de nitratos. Esta situación se atribuye a la ubicación de las fuentes de emisión (zona urbanizada) y las características de movilidad del contaminante.

Los mapas de concentración de nitratos para 2009 y 2018, muestran un aumento de la superficie que incluye valores superiores a 45 mg/l; además, se presenta un incremento en los registros puntuales de cada pozo. A partir del análisis temporal se evidencia una tendencia creciente en el contenido de nitratos para el período 2006-2018. Este resultado indica el deterioro con el transcurso del tiempo de la calidad de agua en el acuífero pampeano.

En los últimos años se dejaron de utilizar los pozos más afectados y se empezaron a incorporar nuevos, ubicados en la zona periurbana, a fin de garantizar la provisión de agua según los límites definidos por el CAA.

Se concluye que la fuente de afectación por nitratos se asocia a un sistema de saneamiento inadecuado y/o pérdidas en la actual red de cloacas en el área urbana.

El crecimiento demográfico reconocido en Pergamino pone de manifiesto la necesidad de un monitoreo y evaluación continua de los recursos

hídricos subterráneos. El conocimiento de la evolución y el estado actual de la calidad del agua subterránea resultan necesarios para plantear estrategias de uso sostenible del recurso hídrico subterráneo con la finalidad de satisfacer las demandas presentes y futuras.

Un enfoque integrado debería considerar, a su vez, la planificación del uso del suelo, el desarrollo de infraestructura y el ordenamiento territorial.

REFERENCIAS

- Auge, M. (2006). Agua subterránea, deterioro de calidad y reserva. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Ciencias Geológicas, Cátedra de Hidrogeología, Buenos Aires.
- Bertol de Santos, M. (1987). Informe comisión de estudio. Primera etapa. Pergamino. Obras Sanitarias de la Nación. Gerencia de asistencia y desarrollo. División del recurso hídrico. Informe inédito.
- CAA-Código Alimentario Argentino. (2010, 1969 actualizado en 2010). Capítulo XII. Bebidas hídricas, agua y agua gasificada. Ley ,18, 284. CoFAPyS. (1993). Consejo Federal de Agua Potable y Saneamiento. Normas de estudio, criterios de diseño y presentación de proyectos de desagües cloacales para localidades de hasta 30,000 habitantes. Fundamentación de normas, Volumen II, p. 7.
- Custodio, E., & Llamas, M. (1983). Hidrología Subterránea (Tomos I y II). Barcelona: Ed. Omega. Organización Mundial de la Salud (OMS). (1995). Guías para la calidad del agua potable (Vol. 1). Ginebra, Suiza. Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC). (2010). Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas. Recuperado de <http://www.censo2010.indec.gov.ar>

Ruiz, M. S., Perdomo, S., Calahorra-Fuertes, P., Ainchil, J. E., & Villarreal, J. (2016). Análisis de la relación agua superficial-subterránea en el arroyo Pergamino, provincia de Buenos Aires. IX Congreso Argentino de Hidrogeología y VII Seminario Hispano-Latinoamericano de Temas Actuales de la Hidrología Subterránea, San Fernando del Valle de Catamarca, Catamarca, Argentina.

Thornthwaite, C. W., & Mather, J. R. (1957). Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance. Centertown, N. J.: Laboratory of Climatology, Publication 10.

Santa Cruz, J. N. (1988). Caracterización del recurso hídrico subterráneo con miras al riego complementario en la Región NNE –típica maicera– de la provincia de Buenos Aires. Documento de trabajo N°15. Convenio SAGyP-IICA.

Contaminación por boro en el sector sur del Sistema Acuífero Arenales, Valle de Lerma (Salta-Argentina)

M. Romero Orué
G. Baudino

C. Abraham
L. Gutiérrez

Resumen: El Sistema Acuífero Arenales, ubicado en el Valle de Lerma (Salta-Argentina), posee un reservorio de gran extensión (~300 km²) y es una fuente estratégica de suministro de agua potable para la población que vive en su área de ocurrencia. En el sector sur del sistema se ha detectado una anomalía de boro que se configura como el único deterioro de la calidad del agua. El objetivo de este trabajo es proponer un modelo de circulación hidrogeológico con el fin de explicar el origen y la distribución del boro en este sector del acuífero. Para ello, se han construido perfiles

hidroestratigráficos, mapas piezométricos y se ha analizado la composición química del agua. Asimismo, se han utilizado los legajos de pozo provistos por distintos organismos, públicos y privados, a su vez que se fortaleció la creación de una base de datos sistematizada y georreferenciada. Por la dirección de flujo, la anomalía se relaciona con una planta de procesamiento de boro. Ésta se ubica 15 km aguas arriba de los pozos que contienen concentraciones anómalas de boro, aunque se han encontrado pozos a menor distancia que no muestran tenores altos. El agua es principalmente HCO₃-Ca-Mg, de baja salinidad, lo cual indicaría poco tiempo de circulación y/o circulación por materiales inertes o de elevada permeabilidad.

Palabras clave: boro, hidroestratigrafía, sistema acuífero Arenales, Salta, Argentina.

Recibido: Octubre, 2019 / Aceptado: Noviembre, 2019
Publicado en línea: Febrero, 2020
© 2020

M. Romero Orué



IBIGEO (CONICET – Universidad Nacional de Salta (UNSa), Av. Bolivia, 5150, Salta.
E-mail de correspondencia: mromeroorue@gmail.com.ar

G. Baudino

INTI-Salta, Av. Rodríguez Durañona, 822, Salta..

C. Abraham

MERCOAGUAS, San Luis, 49, Salta.

L. Gutiérrez

Secretaría de Recursos Hídricos de la Provincia de Salta, Av. Bolivia, 4650, Salta.

Abstract: The Arenales' aquifer system, located in the Lerma Valley (Salta - Argentina), has a reservoir of large extension (~300 km²) and is a strategic source of drinking water for the population living in its occurrence area. In the southern area of the system, an anomaly of boron has been detected which is configured as the only damage for the water quality. The aim of this work is to propose a hydrogeological model to explain the origin and distribution of boron in this sector of the aquifer. For this, hydrostratigraphic profile, and piezometric maps have been constructed and the chemistry composition of the water has been analyzed. The borehole's drilling information provided by public and private

organizations have been used, at the same time the creation of a systematized and geo-referenced database has been strengthened. Based on the flow direction, the anomaly is related to a boron processing plant, which it is located 15 km upwards from the wells with high boron concentration, founding wells at smaller distance that do not show high levels of concentration. The most common chemical type across the whole aquifer system is the Ca-Mg-HCO₃ type; low salinity indicates a little time of circulation and/or circulation by inert materials, or high permeability.

Keywords: boron, hydrostratigraphic, Arenales' aquifer system, Salta, Argentina.

INTRODUCCIÓN

La concentración de boro en aguas naturales por lo general es menor a 0.5 mg/l. Particularmente, en aguas subterráneas, las concentraciones varían entre 0.02 – 0.1 mg/l (Bundschuh et al., 1993). La Organización Mundial de la Salud (OMS) establece como límite de tolerancia del boro el valor 0.5 mg/l (OMS, 2006), aunque actualmente revisa este límite de concentración y provisionalmente sugiere un valor máximo de 2.4 mg/l (OMS, 2009). La provincia de Salta optó en el año 2018 por este último valor como límite máximo para el parámetro Boro (Resolución N° 1908/18, Ente Regulador de los Servicios Públicos de la Provincia de Salta).

La producción minera de la provincia de Salta se encuentra limitada actualmente al campo de los minerales no metalíferos. El principal rubro de producción en tonelaje son los boratos (Alonso, 2007). En la provincia existen numerosos yacimientos de boratos, ubicados en la Provincia Geológica de la Puna y plantas de refinamiento que se ubicaban en la ciudad de Salta y Campo Quijano. Recién las plantas industriales han sido cerradas o reubicadas fuera de las zonas urbanas, pero, en la mayoría de los casos, dejan pasivos ambientales.

La ciudad de Salta, ubicada en el centro-norte del Valle de Lerma, obtiene actualmente casi 70% del agua para consumo de fuentes subterráneas. Los reservorios de agua subterránea poseen una importancia estratégica en la región debido a que se encuentran dentro de zonas pobladas y los costos necesarios para su captación, explotación y conducción son muy reducidos (Rocha, & Baudino, 2002). Las fuentes de agua superficial también son importantes, aunque la región está caracterizada por precipitaciones concentradas en el verano, con una estación seca de más de 8 meses. Además, el clima y su ubicación en cabecera de cuenca, hacen que la disponibilidad de recursos hídricos superficiales sea muy escasa y restringida a la época estival. Por esta razón, los acuíferos son una fuente de aprovisionamiento insustituible, cuyo conocimiento y manejo sustentable requiere de un esfuerzo de investigación permanente, en especial a medida que se perforan nuevos pozos y se habilitan nuevas áreas para la urbanización. La detección de contaminantes antrópicos en distintas zonas metropolitanas con elevados requerimientos de agua es un llamado de atención en relación con el peligro de afectación de la fuente de aprovisionamiento más importante de la región.

Este trabajo muestra la detección de anomalías de boro en 6 pozos en explotación en un sector del Valle de Lerma, de ahí que tenga como objetivo realizar un análisis preliminar del posible origen de este elemento y, a su vez, sugerir un plan de trabajo para profundizar la investigación. Este trabajo se integra en un estudio mayor donde se está realizando la redefinición del modelo conceptual del Sistema Acuífero Arenales y una base de datos con la información hídrica a escala local. Los pozos seleccionados para dicha tarea pertenecen en gran parte a este sistema acuífero y al sector norte del Sistema Acuífero Rosario, aunque parte del estudio general contempla redefinir los límites de ambos sistemas.

La hipótesis que se plantea es que las concentraciones anómalas de boro se relacionan con una planta de ácido bórico y fusión ubicada en la localidad de Campo Quijano, a 30 km de la ciudad de Salta. A esta planta llegan los minerales de boro (ulexita, hidroboracita y bórax), extraídos de la región geológica de la Puna (ubicada geográficamente al oeste de la zona de estudio), con los que se obtienen distintos productos finales (ácido bórico y bórax anhidro) a través de diferentes procesos, uno de los cuales conlleva la utilización de lagunas de evaporación. La hipótesis de esta fuente de aporte surge de la falta de otras posibles y la dirección de flujo de agua subterránea en dicha área.

ÁREA DE ESTUDIO

El Valle de Lerma es una cuenca intermontana plio-cuaternaria, elongada en sentido meridional y delimitada hacia el este por la Sierra de Mojotoro (2500 msnm) y hacia el oeste por el Cordón de Lesser (4800 msnm) y elevaciones menores (Sierra de Vaqueros

y Altos de la Laguna) (González Bonorino, y Abascal, 2012b) (figura 1). El relleno de la cuenca está compuesto de limolitas, areniscas y conglomerados fluviales y aluviales sinorogénicos del Mioceno superior al Pleistoceno-Holoceno (García et al., 2013). La superficie del Valle es de 2400 km². Su extensión máxima en sentido norte-sur es de 110 - 130 km (Gallardo et al., 1996; González Bonorino, y Abascal, 2012a) mientras que su extensión este-oeste es de 30 km.

Los ríos que drenan el Valle de Lerma pertenecen a la vertiente atlántica. El río Arenales nace con rumbo norte-sur entre las sierras de Salamanca y el cordón de Lesser; al ingresar al valle cambia abruptamente de dirección y lo atraviesa en forma transversal hasta alcanzar su límite oriental, donde cambia nuevamente de dirección, adaptándose a la disposición submeridiana del borde de las serranías. Recibe en la cuenca media al río Arias y a pocos kilómetros al norte de su desembocadura se le une desde el oeste el río Rosario, su principal afluente.

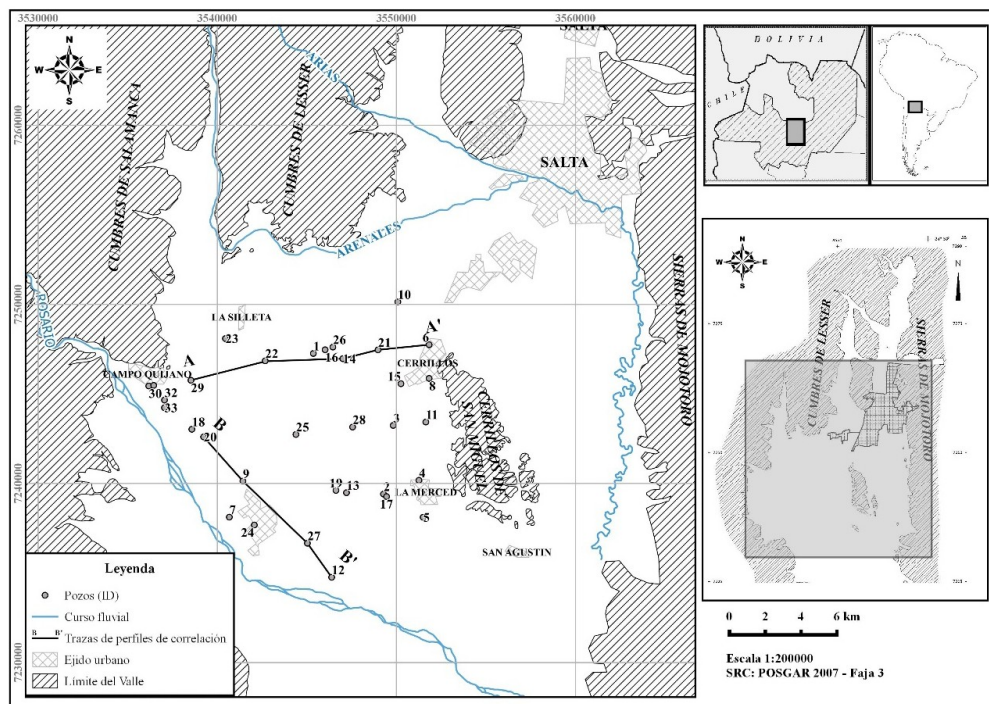


Figura 1. Ubicación de las perforaciones utilizadas en este estudio en el centro del Valle de Lerma y los principales rasgos orográficos e hidrográficos del sector.

El recurso hídrico subterráneo del Valle de Lerma fue dividido en siete sistemas acuíferos con características hidráulicas e hidroquímicas distintivas (Baudino, 1996). Los acuíferos estudiados se encuentran en ambientes aluviales modernos a subactuales, situados al pie de un relieve montañoso. Los reservorios, desarrollados en depósitos cuaternarios, están vinculados directamente con las cuencas hidrológicas situadas en el área montañosa circundante, de cuyos aportes depende la recarga.

Los abanicos aluviales son las formas de acumulación más conspicuas del valle y ocupan la mayor parte de su superficie. La génesis de estos cuerpos está relacionada con el régimen fluvial, caracterizado por crecientes estivales de gran magnitud y elevada capacidad de carga. En invierno, los caudales disminuyen sensiblemente y gran parte de los ríos se insume a poco de ingresar en la depresión. Desde el punto de vista hidrogeológico, son de especial interés estas geoformas de acumulación cuaternarias, ya que en estos cuerpos sedimentarios modernos se encuentran los principales acuíferos.

El Sistema Acuífero Arenales es un cuerpo de gran extensión que abarca la porción sureste del departamento Capital y parte de los departamentos Cerrillos y Rosario de Lerma. Representa una importante fuente de suministro de agua potable para la población que vive en su área de ocurrencia, por lo que su estudio tiene una importancia socio-económica clave.

Clima

Según la clasificación climática de Thornthwaite (Burgos, y Vidal, 1951), el Valle de Lerma se caracteriza por un clima mesotermal, subhúmedo con estación seca y poca variación anual de la temperatura. En la clasificación climática agro-climática de Köppen (Lorente, 1961; Minetti et al., 2005), esta región se circunscribe a un clima templado lluvioso con estación seca invernal (Cw), con un invierno que no es riguroso

(temperaturas medias entre 18 y -3 °C), donde la nieve y las heladas son fenómenos poco frecuentes.

La estación húmeda coincide con el verano austral y se desarrolla entre los meses de noviembre a marzo. Las precipitaciones en el Valle de Lerma no se distribuyen de manera uniforme: 90% se concentra en los meses de noviembre a marzo, 66 % corresponde a los meses de diciembre, enero y febrero (Romero-Orué et al., 2017). La precipitación media anual del norte del Valle de Lerma alcanza los 755.2 mm (periodo 1980-2015). Los vientos superficiales (entre los 950 y 850 hPa) son de frecuencia aleatoria aunque predominantemente del noreste en ambas estaciones, coincidente con la configuración morfológica del Valle de Lerma. A su vez, el Valle se caracteriza por tener aproximadamente 55% de días al año de calma y vientos superficiales débiles, de 5.2 km/h (Musso et al., 1997).

Las laderas orientales del Valle de Lerma son amplias y de moderada pendiente, mientras que las occidentales caen abruptamente. Las sierras alcanzan una notable altura en el occidente del Valle, en el orden de los 4000 metros sobre el nivel del mar donde empieza el piedemonte, llegando a elevaciones de 5000 m.s.n.m. en algunas cumbres. Las serranías del límite oriental en general poseen 2000 m de altitud y excepcionalmente alcanzan los 3000 m.s.n.m. Esta característica ejerce una marcada influencia sobre los factores climáticos, especialmente las precipitaciones, determinantes de paisajes selváticos en las laderas orientadas al este y extremos áridos sobre la opuesta (Baudino, 1996).

Problemática del boro en la zona de estudio

La problemática más evidente de contaminación de acuíferos en la zona de estudio se asocia a la presencia de boro. Varios autores han estudiado la influencia que tuvo en el acuífero el asentamiento de

empresas de procesamiento de boratos al sur de la ciudad de Salta hasta la década de los noventa (Baudino et al., 1993; Bundschuh et al., 1993; Bundschuh et al., 1994). Los desechos sólidos que se generaban en el proceso industrial eran depositados en canchones a cielo abierto y en muchos casos los efluentes desembocaban directamente en el drenaje superficial. Por acción de la lluvia, al infiltrarse in situ en los depósitos de desechos sólidos, hubo un ingreso al sistema hídrico subterráneo que alcanzó los niveles productivos someros. Cabe destacar que la mayoría de los pozos que presentaban contaminación por boro de esta zona en particular fueron cerrados por la empresa prestadora del servicio de agua potable, por lo que dicha problemática casi ya no se observa en los análisis químicos actuales de la red de distribución de agua potable.

La contaminación de boro que se trata en este trabajo se ubica hacia el sudeste del reservorio, en un sector distal del abanico aluvial del río Arenales y sin ninguna relación de flujo con los estudios realizados hasta el momento. Los pozos donde se detectaron las anomalías son relativamente nuevos, realizados en el periodo 2011-2014 por lo que no tienen antecedentes en ninguna otra investigación.

METODOLOGÍA

Para la realización de este trabajo se ha recopilado información de pozos provista por distintos organismos públicos y privados: la Secretaría de Recursos Hídricos de la Provincia de Salta, la empresa privada Mercoaguas y la empresa Aguas del Norte, actual prestadora del servicio de agua potable de la provincia. Los datos de pozos utilizados para este estudio se han obtenido a partir de los legajos técnicos de perforaciones realizadas dentro de la zona de estudio y aledañas.

La información recopilada fue previamente sistematizada y digitalizada, en algunos casos; a su vez se unificó la

nomenclatura y se seleccionaron los pozos con información completa y fehaciente. En la selección de las perforaciones se asignó distinto peso valorativo a cada uno de acuerdo con la calidad de la siguiente información: ubicación del pozo, principalmente por coordenadas, detalle de la descripción litológica, perfilaje geoelectrico, datos hidráulicos y análisis químicos. Esta tarea no sólo se realizó procesando la información sino también con la colaboración de los organismos implicados, con los que se ajustó la información y se detectaron y subsanaron errores en los legajos.

Es importante destacar que la información generada por diferentes organismos de la Provincia de Salta, tanto públicos como privados, se encuentra dispersa y poco organizada, con faltante de datos, información que se repite, o que en muchos casos no se encuentra debidamente digitalizada. La información es únicamente compilada, sin ningún tipo de interpretación. El documento más completo que se realizó en el área de estudio fue el trabajo doctoral de Baudino (1996).

Por tratarse de información generada por distintos actores, los análisis químicos se han realizado en distintos laboratorios. La empresa Aguas del Norte cuenta con laboratorios propios donde se determinan K y Na por ICP-OES (Inductively Coupled Plasma-Optic Emission Spectroscopy) y hasta la fecha de obtenida la información, no se contaban con los recursos para la medición de Ca, Mg y HCO_3 . Los legajos de pozos de la Secretaría de Recursos Hídricos y Mercoaguas contienen análisis químicos de diferentes laboratorios externos, donde el método utilizado para el análisis de boro fue la espectrofotometría con un límite de detección de 0.1 mg/l. Los iones principales se midieron con AAS (Atomic Adsorption Spectrometry) para Na y K con detección límites de 0.5 mg/l. Para Ca, Mg, HCO_3 y Cl, el método fue la titulación, con límites de detección de 0.1 mg/l para Ca y Mg, 3 mg/l para bicarbonatos y 2 mg/l para cloro. El ión SO_4 se determinó

con turbidimetría con un límite de detección de 0.5 mg/l.

Con la base de datos construida se realizó el mapa de distribución espacial de boro y el mapa piezométrico, con los niveles estáticos de cada pozo. A partir de los cuales se puede observar, por un lado, la distribución de las concentraciones de boro con respecto a la fuente de aporte, y por el otro, las líneas equipotenciales y la dirección de flujo subterráneo. Éste último permitió observar la dirección de flujo entre la planta de procesamiento de boro, ubicada en la localidad de Campo Quijano y los pozos con concentraciones anómalas de boro.

Se clasificó el agua de todos los pozos con el diagrama Piper-Hill para verificar la existencia de variaciones en la calidad química del sector estudiado.

Por último se realizaron perfiles estratigráficos, con la información de los electroperfiles (resistividad normal corta y normal larga). De acuerdo con la información disponible se definieron dos transectos. El primero en el sector norte del área de estudio, de rumbo aproximado O-E, integrado por los pozos 29, 22, 14, 21 y 6, con una longitud total de 13.5 km. El segundo de rumbo NO-SE, integrado por los pozos 20, 9, 27 y 12, con una longitud de 10.6 km (figura 1).

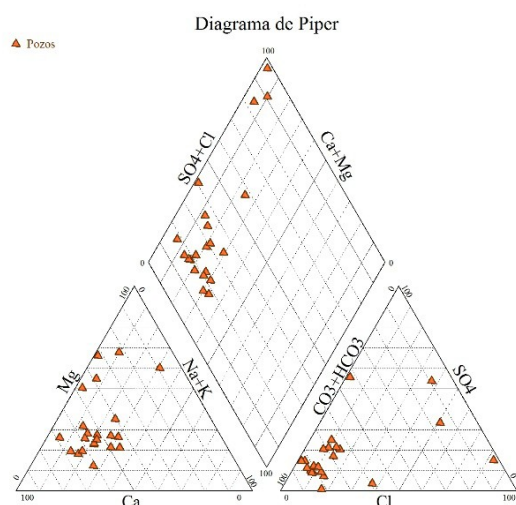


Figura 2. Diagrama Piper-Hill.

RESULTADOS

Las tablas 1 y 2 muestran la información de los pozos utilizados en este trabajo, tanto los datos de perforación y ensayos de bombeo (tabla 1) como los análisis químicos (tabla 2).

Como se puede observar en la tabla 2, la calidad físico-química del agua extraída de los pozos es apta para el consumo humano y posee una baja mineralización, según se evidencia por el total de sólidos disueltos (STD) que no superan los 500 mg/l y la conductividad eléctrica (CE) que varía entre 110 y 496 $\mu\text{S}/\text{cm}$. El agua de 90% de los pozos se clasifica como bicarbonatadas cálcico-magnésicas ($\text{HCO}_3\text{-Ca-Mg}$) (figura 2). Este tipo de agua es indicativo de un periodo de permanencia relativamente corto, inferencia que se ve reforzada por el hecho de que no difiere prácticamente del tipo de agua superficial que aporta a la recarga (Baudino, 1996). Las cuatro muestras que no caen en esta clasificación corresponden al tipo sulfatada y/o clorurada cálcico-magnésica, en correspondencia con las muestras 11, 14, 21, 18. Las mismas se presentan dispersas espacialmente dentro del sector estudiado, por lo que, en principio, se adjudican a su baja mineralización, o bien, a procesos locales.

En los legajos de pozos obtenidos se pueden observar también los detalles constructivos de cada pozo. En ellos se evidenció que todos los pozos captan agua de varios niveles productivos a la vez, dado que el acuífero es del tipo multicapa. Los pozos presentan entre 4 a 11 tramos de filtros por cada uno. La muestra que se obtiene es una muestra de mezcla, donde en ninguno de los casos revisados se puede obtener información química que diferencie los niveles someros de los profundos y, a su vez, no permiten diferenciar procesos geoquímicos.

Tabla 1. *Identificación y datos de perforaciones. La sigla nd corresponde a valores no determinados. Las longitudes se presentan en m y los caudales en m³/h*

ID	Año	X	Y	Z	Profundidad entubado	Nivel estático	Nivel dinámico	Caudal específico	Caudal aforado	Cantidad de filtros
1	2005	24.89	65.55	1340	147	101.69	115.19	7.33	99	6
2	2006	24.97	65.51	1269	133	63.34	72.84	19.47	185	7
3	2009	24.93	65.51	1284	160	63	66.37	19.69	200	7
4	2009	24.96	65.49	1252	150	63.29	73.99	13.97	149.43	4
5	2010	24.98	65.49	1235	150	59.7	64.3	28.26	130	5
6	2011	24.89	65.49	1255	145	26.24	46.08	7247	144	9
7	2011	24.98	65.58	1349	205	113.83	115.56	21.97	38	5
8	2011	24.91	65.49	1259	83	29.85	33.47	45.72	165.5	4
9	2012	24.00	65.59	1363	227	133	147.22	7.59	77.6	5
10	2012	24.87	65.50	1268	105	24.63	31.25	2.62	17.36	7
11	2012	24.93	65.49	1263	115	40.97	42.98	84.79	170	4
12	2013	24.01	65.54	1257	149	51.8	54.78	8.30	24.76	3
13	2013	24.97	65.53	1296	169	80.5	83.72	28.88	93	7
14	2013	24.89	65.53	1319	185	77.6	140.53	0.89	55.8	6
15	2011	24.91	65.50	1278	100	49.6	55.5	10.17	60	4
16	2014	24.89	65.54	1332	225	86.66	99.73	7.12	93	11
17	2014	24.97	65.51	1265	158	60.6	75.5	8.73	130	4
18	2014	24.93	65.62	1439	250	91.07	158.11	0.7	47	4
19	2014	24.97	65.54	1303	193	89.89	93.35	24.02	83.1	5
20	2015	24.94	65.61	1423	245	176.1	180.31	12.6	53	5
21	2014	24.89	65.51	1289	180	62.57	102.21	39.64	54.03	6
22	2016	24.90	65.58	1382	203.5	82.44	95.42	14.56	189.02	11
23	2017	24.89	65.60	1424	200	85.01	89.92	18.53	91	8
24	1998	24.98	65.58	1328	204	100.6	103.45	27.57	78.77	4
25	2003	24.93	65.56	1353	229	119	122.96	11.36	45	5
26	1999	24.89	65.24	1326	153	81.98	83.34	12.94	17.6	2
27	2003	24.99	65.55	1288	225	76.2	104.47	5.47	155	10
28	2018	24.93	65.53	1314	180	91.04	95.15	52.31	215	4
29	2019	24.91	65.62	1464	210	118.8	124.96	10.86	66.9	2
30	1998	24.91	65.64	1479	128	-	-	-	-	-
31	2003	24.91	65.64	1505	92	-	-	-	-	-
32	2006	24.92	65.63	1510	106	32	34	3	6	6
33	2008	24.92	65.63	1477	90	-	-	-	-	-

Tabla 2. Análisis químicos. La sigla *nd* corresponde a valores no determinados. La Conductividad Específica (CE) se presenta en $\mu\text{S}/\text{cm}$ y las concentraciones de los iones en mg/L

ID	pH	CE	STD	Na	K	Ca	Mg	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ⁻²	NO ₃ ⁻	B
1	6.7	236	149	20	1.4	25	7	3	136.6	19	<i>nd</i>	<i>nd</i>
2	6.6	483	290	22	2.4	77	13	19	292	26	10.3	<i>nd</i>
3	7.1	350	<i>nd</i>	0.7	0.06	1.7	0.7	0.4	3	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>
4	7.8	320	<i>nd</i>	21	1	<i>nd</i>	<i>nd</i>	9	<i>nd</i>	23	6.8	<0.022
5	7.0	386	260	14	4	49	15	14	175	52	<10	<i>nd</i>
6	6.8	310	197	12	2	41	11	10	179	17	<5	0.94
7	7.6	385	250	19	4	48	12	15	183	44	12	0.37
8	7.1	343	229	17	3	41	13	11	170	38	<5	0.64
9	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>
10	6.5	361	58	21.9	0.8	34	12	18	165	12	2	0.6
11	7.8	304	440	16.4	2.22	36	65.41	30	13	59	<0.02	0.93
12	7.7	<i>nd</i>	222	15	2	63	21.7	30	220	54.4	1.14	0.16
13	7.6	240	226	2.8	0.3	47.1	58.5	46	127	6	0.6	<i>nd</i>
14	7.8	240	12	1.7	0	23.1	15.1	28.25	1.4	7	0.06	0.01
15	6.6	369	60	10	1.6	<i>nd</i>	<i>nd</i>	1	<i>nd</i>	3	0.89	0.17
16	7.1	220	83.3	9.6	1.2	12.9	4.8	1	87.2	12	10.22	0.05
17	7.7	496	325	25	5	63	16	28	239	46	<5	0.57
18	7.3	400	483.3	21.9	1.4	32.7	17.2	2	87	89	1.46	<i>nd</i>
19	8.0	400	252	5.5	0.2	29	25	14	117	1	3	<i>nd</i>
20	7.4	410	258	20	3.9	45	5.5	12	203	24	5	0.3
21	7.8	110	80	1.8	0.3	21.8	5	26	14	23	1.2	0.4
22	6.2	273	140	14.1	1.5	27.4	6.7	3.7	<i>nd</i>	7.1	<i>nd</i>	<0.5
23	7.2	350	220	15	2.4	4.3	17	15	160	15	<i>nd</i>	<i>nd</i>
24	6.7	380	<i>nd</i>	11	1.2	51	8.9	7.5	187.8	20	0.5	<i>nd</i>
25	7.6	448	282	21	3	49	14	17	271	23	9.3	<i>nd</i>
26	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>
27	6.6	313	197	13	2	42	8	10	135	16	1.9	<i>nd</i>
28	7.9	467	325	33	6	53	14	25	216	55	15	0.3
29	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>
30	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>
31	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>
32	7.4	395	249	20	2.8	44	5.6	13	<i>nd</i>	29	7	<0.2
33	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>	<i>nd</i>

En la figura 3 se observa la distribución de las concentraciones de boro. Las altas concentraciones de este elemento (> 0.5 mg/l) se obtuvieron de pozos ubicados en una faja norte-sur, apartados 15 km de la planta de procesamiento de minerales de boro. En una primera observación, por un lado, su distribución se asemeja a la descarga de la

geoforma aluvial que se desarrolla en la zona, con ápice en la localidad de Campo Quijano (abanico aluvial del río Toro) (Baudino, 1996). Por otro lado, se puede observar también que los pozos ubicados a una distancia intermedia presentan valores por debajo de 0.5 mg/l o inclusive debajo del límite de detección del aparato.

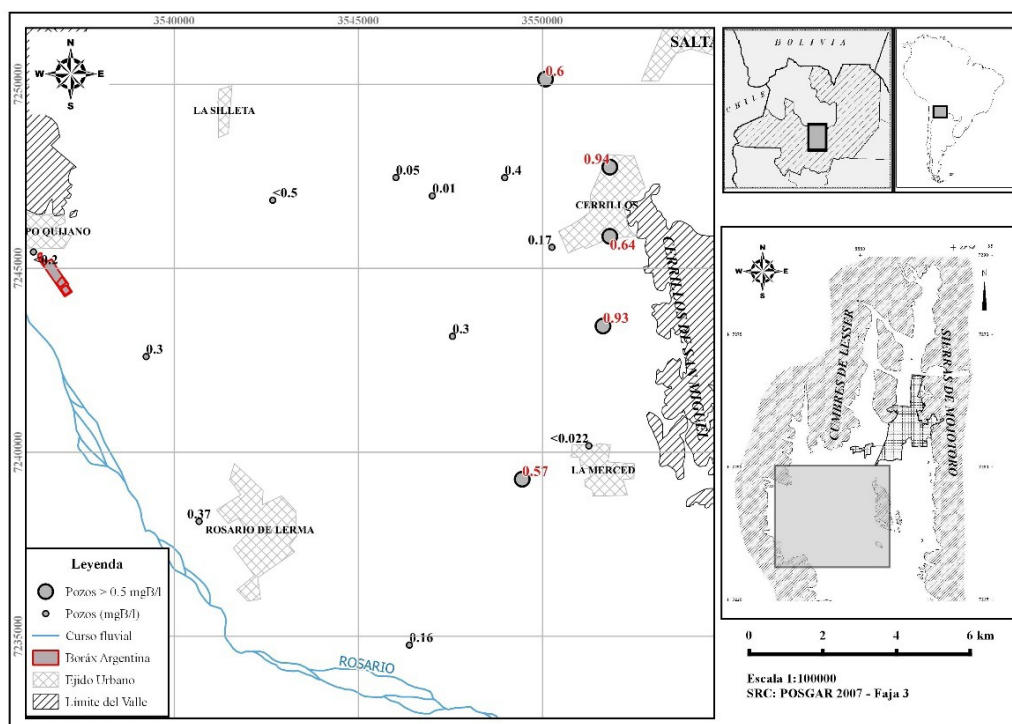


Figura 3. Distribución de las concentraciones de boro (mg/l). En rojo se ha identificado la faja de concentraciones anómalas. Ubicación de la planta de procesamiento de boro en la localidad de Campo Quijano.

El mapa de isopiezas (figura 4), construido a partir de los niveles estáticos originales, muestra una dirección de flujo hacia el sureste desde la localidad de Campo Quijano. La configuración obtenida permite observar una relación de flujo entre la fuente de aporte y los pozos ubicados hacia el sur (8, 11, 17), pero no permite a priori relacionar los pozos ubicados hacia el norte (6 y 8). Esto, en principio, se asocia a la dificultad de interpretar la hidrogeología local relacionada

con: 1) el nivel estático de cada pozo utilizado para la construcción del mapa es un valor integrado por todos los niveles productivos que se explotan; 2) falencias constructivas en los pozos, que se han detectado en el análisis en detalle de cada pozo (por ejemplo, pozos como filtros enfrentados a estratos arcillosos, pozos muy cercanos con diferencias constructivas, entre otros).

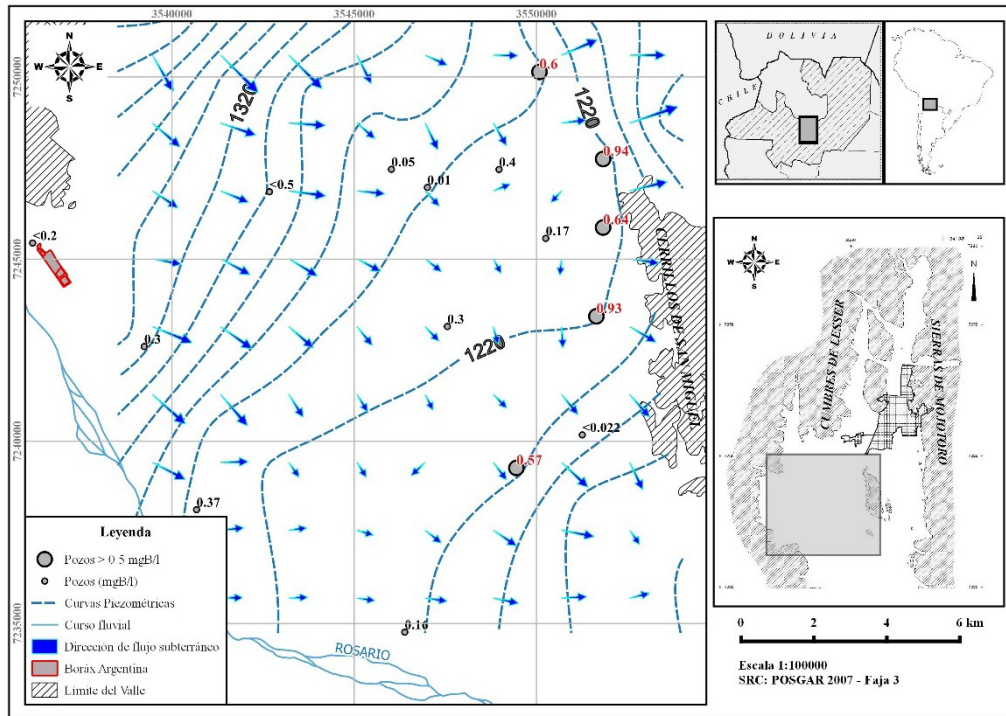


Figura 4. Mapa piezométrico y direcciones de flujo subterráneo construidos con los niveles estáticos del conjunto de niveles productivos de cada pozo. Distribución de las concentraciones de boro (mg/l).

Los perfiles construidos (figuras 5 y 6) permiten observar la génesis multicapa del sistema. En ninguno de los casos las perforaciones llegan al basamento hidrogeológico, salvo los pozos realizados en la propia empresa de procesamiento de boro (30, 31, 32, 33), ubicados en cabecera. Se puede observar una correlación aceptable

entre los perfiles geofísicos, mientras que los niveles piezométricos del conjunto de acuíferos marcan una pendiente hacia el nacimiento, notablemente menor a la topográfica; son muy profundos en la zona apical del reservorio, mientras que en la zona distal se encuentran a pocos metros bajo boca de pozo.

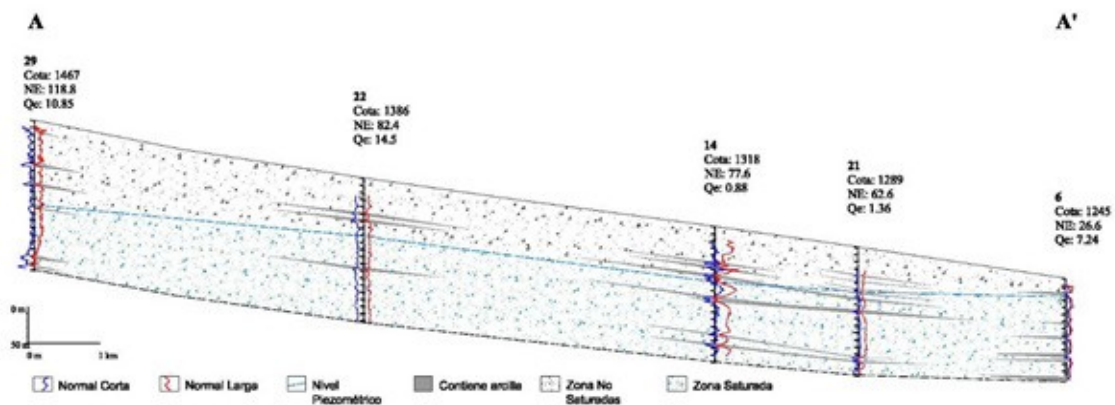


Figura 5. Corte longitudinal A-A'. Eje de ordenadas: cotas (m). Eje de abscisas: distancias entre sondeos en km.

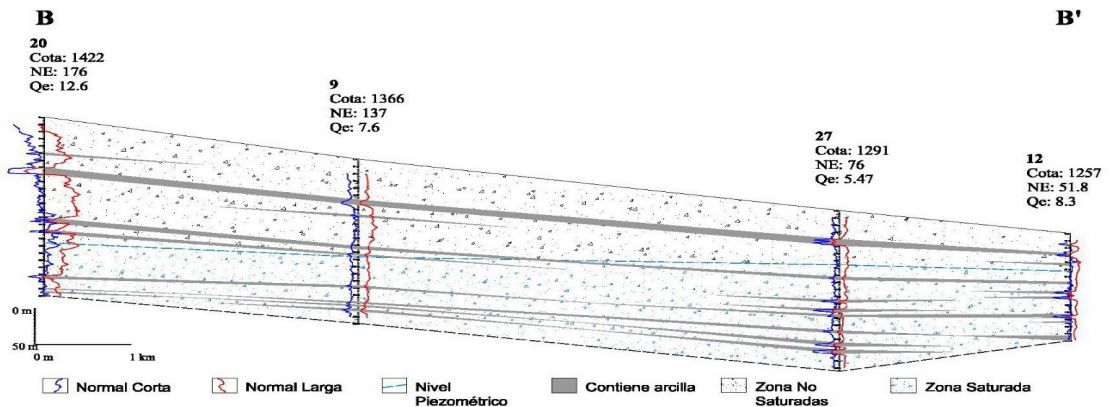


Figura 6. Corte longitudinal B-B'. Eje de ordenadas: cotas (m). Eje de abscisas: distancias entre sondeos en km.

Los pozos realizados en la planta de procesamiento de boro no se han utilizado para la construcción de los perfiles debido a que los cuatro fueron hechos por la misma empresa y dos presentan fallas constructivas, pues se ubican por completo en el nivel no saturado (31 y 33), y un tercero está actualmente seco (30). El pozo 32 de la empresa es del que actualmente obtienen agua. Éste presenta concentraciones de boro por debajo del límite de detección del instrumento.

Con la construcción de los perfiles se desea establecer indicios de profundidad de extracción, o bien, de niveles de agua que permitan explicar la inexistencia de concentraciones altas de boro en cabecera y concentraciones elevadas en el sector distal. Como se puede observar, debido al diseño constructivo de los pozos, resulta dificultosa una diferenciación que permita una conclusión aceptable.

El mapa de isopiezas elaborado con base en los niveles estáticos reportados en los legajos de perforación, indica que la dirección de flujo principal es hacia el sudeste. Dos de las perforaciones con anomalías en la concentración de boro se encuentran

aguas abajo de la fuente potencial de contaminación. Las otras dos perforaciones en las que se detectó anomalía en boro se encuentran al norte de la línea de flujo proveniente de la citada fuente. Sin embargo, no se descarta que la extracción intensiva de agua subterránea de la zona pueda alterar el sentido de flujo original, aunque no se posee suficiente información como para elaborar un mapa de isopiezas dinámico que permita avanzar en esta hipótesis.

DISCUSIÓN Y RECOMENDACIONES

Si bien las concentraciones de boro que se detectaron en este trabajo se ubican dentro del rango para el consumo de agua potable sugerido por la OMS y adoptados por la provincia de Salta, no se pudo comprobar en esta investigación si dichos valores son el inicio de la llegada de una pluma de contaminación y si las concentraciones actualmente están aumentando, debido a que, únicamente, se trabajó con los datos químicos obtenidos durante la construcción de cada pozo.

La piezometría no permite relacionar los pozos con concentraciones anómalas de boro, que se encuentran hacia el norte de la fuente de aporte. Debe tenerse en cuenta que

el valor de nivel estático se obtiene de pozos con una gran cantidad de filtros, donde no se individualizan los niveles piezométricos de cada nivel productivo.

Con el tipo de información que se maneja actualmente, resulta complejo brindar un conocimiento acabado de las características y procesos hidrogeológicos. Es necesario un estudio y monitoreo permanente de los recursos hídricos subterráneos, ya que la metodología de construcción utilizada en las perforaciones, impide la diferenciación de cada una de las capas productivas. Por tratarse de sedimentos originados en un ambiente netamente fluvial, las capas no poseen una homogeneidad y continuidad que permita correlacionarlas en forma unívoca.

Pese a que no se ha podido demostrar, con base en la piezometría o el análisis de los perfiles construidos, una relación directa entre la fuente de aporte y las concentraciones anómalas de boro, no se descarta esta hipótesis debido principalmente a la falta de otra fuente de aporte en el área y porque la configuración espacial de estas concentraciones denota una relación entre las mismas.

Un primer paso que se debe realizar es actualizar los análisis químicos para determinar si existe en este momento un incremento de la concentración de boro monitoreado. Por otro lado, se debe continuar diferenciando pozos con información fehaciente que permita elaborar un modelo conceptual representativo de las características y el comportamiento hidrogeológico del acuífero multicapa. Por último, se recomienda un análisis de isótopos de boro, que determinarían de manera inequívoca la fuente de aporte.

Resulta indispensable continuar el estudio en este sector, incluyendo la modelación matemática de flujo hídrico subterráneo y transporte de boro, ya que como se pudo ver, el acuífero presenta gran potencial y una excelente calidad química.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la información brindada por el Servicio Meteorológico Nacional, Secretaría de Recursos Hídricos de la Provincia de Salta, la empresa Mercoaguas y Aguas del Norte.

BIBLIOGRAFÍA

- Alonso, R. N. (ed.). (2007). La Política Minera de Salta. Salta: Crisol.
- Baudino, G. (1996). Hidrogeología del valle de Lerma, Provincia de Salta, Argentina. (tesis doctoral). Salta: Universidad Nacional de Salta.
- Baudino, G., Bundschuh, J., Fuertes, A., Balke, K. D., García, R., Rionda, O., y Gutiérrez, M. (1993). La industria del Boro y sus efectos sobre el agua subterránea en el Valle de Lerma. Provincia de Salta, Argentina. En Relatorio del XII Congreso Geológico Argentino, Mendoza, 10-15 octubre 1993.
- Bundschuh, J., Balke, K. D., Baudino, G., Fuertes, A., y García, R. (1993). Testing boron as an environmental tracer and indicator in Lerma Valley, Argentina. En N. E. Peters E. Hoehn, Ch. Leibundgut, N. Tase, & Walling, D. E. (eds.). (1993). Tracers in Hydrology, Yokohama Symposium, July 1993. Japan: IAHS Publ.
- Bundschuh, J., Fuertes, A., Baudino, G., García, R., & Balke, K. D. (1994). Investigating and modelling transport and adsorption of boron in the groundwater of Lerma Valley, Argentina. En N. E. Peters, R. J. Allan, & V. V. Tsirkunov (eds.). (1993). Hydrological chemical and biological process of transformation and transport of contaminants in aquatic environments, Rostov-on-Don Symposium, 24-29 May 1993. Russia: IAHS Publ.
- Burgos, J. J., & Vidal, A. L. (1951). Los Climas de la República Argentina según la nueva clasificación de Thornthwaite. Revista Meteoros, 1, 3-32.

- Ente Regulador de los Servicios Públicos de la Provincia de Salta, Resolución N° 1908/18. Recuperado de http://boletinoficialsalta.gob.ar/NewDetalleAvisosAdministrativos.php?orden_pub=100069709
- Gallardo, E. F., Aguilera, N. G., Davies, D. A., y Alonso, N. R. (1996). Estratigrafía del Cuaternario del valle de Lerma, Provincia de Salta, Argentina. En Memorias del XII Congreso Geológico de Bolivia, Tarija-Bolivia.
- García, V. H., Hongn, F., & Cristallini, E. O. (2013). Late Miocene to recent morphotectonic evolution and potential seismic hazard of the northern Lerma valley: clues from Lomas de Medeiros, Cordillera Oriental, NW Argentina. *Tectonophysics*, 608, 1238-1253.
- González-Bonorino, G., & Abascal, L. (2012a). Drainage and base-level adjustments during evolution of a late Pleistocene piggyback basin, Eastern Cordillera, Central Andes of northwestern Argentina. *GSA Bulletin*, 124 (11/12). 1858-1870.
- González-Bonorino, G., & Abascal, L. (2012b). Orogénesis y drenaje en la región del Valle de Lerma (Cordillera Oriental, Salta, Argentina) durante el Pleistoceno Tardío. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 69 (1), 127-141.
- Lorente, J. M. (1961). *Meteorología*. Madrid: Labor S. A.
- Minetti, J. L., Poblete, A. G., y Longhi, F. (2005). Los mesoclimas del Noroeste Argentino. En J. Minetti (ed.), *El clima del Noroeste Argentino*. Tucumán: Magna.
- Musso, H., Boemo, A., Lomniczi, I., y Sandoval, M. (1997). Monitoreo de la concentración de óxidos de nitrógeno en la atmósfera de la Ciudad de Salta, Argentina. En R. J. Carrillo-Castellano (ed.), *Memorias del IV Congreso Interamericano sobre el Medio Ambiente Vol. I, Caracas, 8-11 diciembre 1997*. Venezuela: Equinoccio Ediciones.
- OMS. (2006). Guías para la calidad del agua potable. Primer apéndice a la tercera edición. Vol. 1. Recuperado de https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3_es_full_lowres.pdf
- OMS. (2009). Boron in drinking-water. Guidelines for Drinking-water Quality. Recuperado de https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/70170/WHO_HSE_WSH_09.01_2_eng.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Rocha, V., y Baudino, G. (2002). Contaminación con nitratos en el norte de la ciudad de Salta Capital, Noroeste Argentino. En E. Bocanegra, D. Martínez, & H. Massone (eds), *Groundwater and human development, Congreso XXXII IAH y VI AHLSUD, Mar del Plata, 22-25 octubre 2002*.
- Romero-Orué, M., Gaiero, D., Paris, M., Fórmica, S., Murray, J., De la Hoz, M., y Kirschbaum, A. (2017). Precipitaciones húmedas en el norte de Argentina: caracterización química de los componentes solubles en el Valle de Lerma. *Salta. Andean Geology*, 44 (1), 59-78.

Fondo geoquímico de la concentración de nitratos en el agua subterránea en el Valle Argentino, La Pampa, Argentina

C. Schulz

N. Loyola

C. Arroyo

Resumen: El Valle Argentino, La Pampa, Argentina, se encuentra en una zona con características de subhúmedas a semiáridas y el agua subterránea constituye la única fuente de suministro posible. En consecuencia, destaca la enorme importancia que los recursos tienen para la vida y el desarrollo de la región. Con base en la metodología de Lepeltier (1969), en este trabajo se determinó el fondo geoquímico con un valor de 17.3 mg/l y un umbral (t) de 45.9 mg/l, valores que indican factores de intervención antrópica en la concentración de nitrato en el agua subterránea del área estudiada. Los datos observados evidencian una contaminación embrionaria por nitratos en el área de recarga, fundamentalmente por la actividad urbana –sin saneamiento– y la rural –a causa de la actividad ganadera y, en menor medida, por fertilizantes, lo cual pondría en serio riesgo la calidad del agua debido a las características hidrogeológicas del acuífero.

Palabras clave: agua subterránea, contaminación, nitratos, VArgentina, La Pampa, Argentina.

Abstract: The Argentine Valley, La Pampa, Argentina, is located in an area with sub-humid to semi-arid characteristics and groundwater is the only possible source of supply. Consequently, the enormous importance that resources have for the life and development of the region is highlighted. In this work, the geochemical background with a value of 17.3 mg/l and a threshold (t) of 45.9 mg/l was determined (using the methodology of Lepeltier, 1969), which indicates anthropic intervention in nitrate concentration in the groundwater of the studied area. According to the data observed, an embryonic contamination by nitrates is evidenced in the recharge area, mainly by urban activity without sanitation and rural by livestock activity, and incipient by fertilizers, which would seriously jeopardize the water quality of the aquifer, due to its hydrogeological characteristics.

Keywords: groundwater, pollution, nitrates, Argentine Valley, La Pampa, Argentina.

Recibido: Octubre, 2019 /Aceptado: Noviembre, 2019

Publicado en línea: Febrero, 2020

© 2020

C. Schulz



Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam).

E-mail de correspondencia: carlosjuanschulz@gmail.com

INTRODUCCIÓN

En Argentina, una gran parte de su extenso territorio, aproximadamente 75%, es de carácter árido o semiárido, de ahí el marcado déficit en el balance hídrico. Por ello, el recurso subterráneo adquiere gran importancia para el abastecimiento destinado a distintos usos en zonas donde se carece de otras fuentes de agua. La provincia de La Pampa presenta una fuerte dependencia del recurso hídrico subterráneo debido a la carencia, en la mayor parte de su territorio, de cursos de agua superficiales. Esta escasez de recursos superficiales ha llevado a dicha provincia a la explotación subterránea desde la década de los setenta.

El agua subterránea es el resultado de la infiltración de, generalmente, agua meteórica, a través de una formación geológica con características físicas favorables para el transporte y acumulación, tales como la porosidad y permeabilidad. La composición química del agua subterránea manifiesta las características de la dinámica temporal y espacial de los fenómenos físicos, químicos y biológicos del líquido con el medio por el cual circula. Tales características, a su vez, dependen del tiempo de residencia y de contacto (Manzano et al., 2003), y hacen de éste un recurso vulnerable y propenso a ser afectado por actividades humanas que puedan modificar su condición fisicoquímica original.

En general, dicha contaminación carece de un diagnóstico precoz, debido a las heterogeneidades inherentes al sistema subsuperficial, por consiguiente, es difícil detectar preventivamente, a saber, recién se la conoce cuando el agua es alumbrada para distintos usos, es decir, demasiado tarde. A menudo no se tiene en cuenta que estos procesos, que conducen a la degradación de la calidad de las aguas y a la contaminación de los sistemas acuíferos, están retardados y enmascarados, además, por lo general, son procesos a largo plazo.

Una de las causas contaminantes más importantes de los acuíferos y que ha comenzado a ser una problemática a nivel mundial, es la contaminación por nitratos u otras sustancias nitrogenadas, cuyos compuestos en aguas naturales están ligados al ciclo del nitrógeno. El nitrógeno puede aparecer en forma reducida como NH_3 , NH_4 y, por procesos de oxidación, puede transformarse en NO_2 y finalmente en NO_3 , que es la forma más estable y por ende, la más usual de encontrar (De Miguel, 1999). La presencia del ion nitrito puede ser un indicio de una contaminación reciente; en concentraciones elevadas tiene una toxicidad alta para la salud humana. El ion nitrato, al ser relativamente estable, es un importante indicador de contaminación y puede alcanzar concentraciones elevadas mientras persista la fuente contaminante en el medio (De Miguel, y Vazquez-Taset, 2006). El exceso de nitratos en la salud humana puede favorecer la transformación de la hemoglobina de la sangre en metahemoglobina, cuyo compuesto no logra cumplir la función de transporte de oxígeno, por lo tanto, resulta una falta de oxigenación en los tejidos (Fernández-Carrilo, y Alfonso, 2011).

Si bien los acuíferos no se encuentran expuestos directamente a las actividades humanas desarrolladas en superficie, las sustancias contaminantes pueden alcanzarlos a través de los procesos de infiltración y percolación. Una de las principales actividades humanas que generan contaminación por nitratos se encuentra relacionada con los depósitos de residuos sólidos urbanos y aguas residuales. Estas últimas presentan un problema cuando los asentamientos urbanos no cuentan con un sistema cloacal eficiente y un posterior tratamiento del residuo, al verterlo en fosas sépticas o pozos ciegos. Por otro lado, las actividades agrícolas y ganaderas también generan compuestos nitrogenados que se infiltran en los acuíferos, provenientes del exceso de fertilización de cultivos – contaminación difusa–, o generados por

los residuos procedentes de explotaciones ganaderas a grandes escalas como podría ser un feed lot, o a menor escala como un abrevadero con una carga excesiva de animales (Sánchez-San Román, 2019).

Existe una porción de los nitratos en los acuíferos que pertenece al balance natural del ciclo del nitrógeno, ajeno a la actividad antrópica, proveniente, por una parte, del agua de lluvia que introduce naturalmente nitrógeno atmosférico en el suelo y, por otra parte, de la materia orgánica que contiene dicho suelo; de esta manera se contribuye también, al aporte de paleosuelos nitrogenados, aunque este último no sea relevante en lo que respecta a las concentraciones. En general, el aporte de nitrato derivado del agua de lluvia en condiciones naturales, frente a las demás entradas de nitratos antrópicas en el balance, no es significativo en términos de concentraciones, pero es importante por la correspondencia que pueda existir entre los ciclos de lluvia y los contenidos de cloruros y nitratos en las aguas subterráneas. Este contenido natural de nitrato en las aguas subterráneas, denominado fondo geoquímico, adquiere su importancia a la hora de detectar contaminación antrópica en un área determinada.

La provincia de La Pampa contiene una reserva de agua subterránea de grandes dimensiones denominada acuífero Valle Argentino, ésta se extiende por la región centro este de la provincia y su característica geomorfológica principal es la presencia de un cordón medanoso central que actúa como área de recarga, por lo cual sus características hidroquímicas son adecuadas para diversos usos en el área, ya sea para abastecimiento de localidades como también para actividades productivas, principalmente ganaderas y agrícolas. Las reservas de aguas abarcan, geográficamente, desde la localidad de Chacharramendi hasta el límite interprovincial con la provincia de Buenos Aires, abarcan localidades de pequeñas y medianas dimensiones, entre ellas la más

poblada es General Acha, que cuenta con un aproximado de 12,500 habitantes.

En esta región, las actividades agrícolas-ganaderas se han expandido de manera significativa; predominan la actividad ganadera, hacia el oeste, y la agrícola o agrícola-ganadera, hacia el este. A su vez, existe un crecimiento territorial de los asentamientos poblacionales, los cuales, en su gran mayoría, no presentan sistemas cloacales o el que tienen es insuficiente para abarcar las dimensiones de la zona urbanizada. La demanda de agua ha crecido progresivamente en los últimos años, por consiguiente, se restringe su uso diverso, principalmente el humano.

El seguimiento en la calidad del agua subterránea ha sido objeto de numerosos estudios por diferentes autores, quienes han puesto un énfasis fundamental en la contaminación derivada de las actividades antes mencionadas. Tanto las actividades productivas como el crecimiento poblacional en la región pueden generar un problema de contaminación, principalmente por nitratos, en el acuífero Valle Argentino si no se implementan medidas de regulación y protección.

Este trabajo tiene como objetivo realizar una evaluación cualitativa y cuantitativa de la variación temporal y espacial de nitratos en la región del Valle Argentino, con hincapié en las localidades. El fin es determinar el fondo geoquímico de dicho acuífero para detectar contaminación, dado que las características hidrogeológicas del mismo lo hacen potencialmente vulnerable a la actividad humana.

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La creciente y continua contaminación de las aguas subterráneas en áreas agrícolas y ganaderas, p. ej., en la zona donde se desarrolla el presente estudio, es un fenómeno mundial que genera preocupación. En muchos países, los recursos económicos destinados a la mitigación de los

inconvenientes son superiores aun a las rentas obtenidas de dichas tareas. De allí la relevancia del tema.

Dado que se reconoce que una alta concentración de nitratos en el agua para la bebida tiene efectos nocivos para la salud (Druffus, 1983), la detección de un fenómeno de degradación en el agua permite modificar o corregir las causas del impacto.

Las fuentes de procedencia natural del nitrato en el suelo se deben al aporte de agua de lluvia, causadas por fenómenos de nitrificación y/o nitratación, tales como el paso de formas amoniacaes a nítricas y el paso de formas nítricas a nitrosas, respectivamente, cuyos procesos son estrictamente bacterianos. En general, el aporte de nitrato derivado del agua de lluvia en condiciones naturales, frente a los demás términos de entrada del balance, no es significativo, pero no obstante ello, es importante conocer el fondo geoquímico para la zona que comprende el estudio, para lograr detectar problemas de contaminación proveniente de las actividades mencionadas o por problemas de saneamiento dentro de las localidades.

A la luz de lo anterior, en este trabajo se utilizaron, en mayor medida, las perforaciones que proveen de agua potable a las distintas localidades del área de estudio, en virtud de que la información disponible es seria y coherente. No se puede precisar la cantidad de perforaciones que existen en el área destinadas principalmente a actividades productivas, porque las perforaciones no están declaradas y carecen del permiso de concesión para su uso.

MARCO GEOGRÁFICO

El Valle Argentino es una unidad geomorfológica que se extiende en la provincia de La Pampa, desde aproximadamente Chacharramendi en el occidente, internándose en la Provincia de Buenos Aires, hacia el este (figura 1). Abarca las localidades de General Acha, Doblas, Rolón, T. M. Anchorena,

Macachín y Miguel Riglos dentro del cordón medanoso central.

Se trata de una artesa de un ancho inicial que varía entre tres y cinco kilómetros a la altura del paraje El Carancho. Llega a tener de 8 a 11 km en cercanías al Paraje Padre Buodo, y alcanza un ancho máximo en las proximidades de la localidad de Doblas de aproximadamente de 18 km. Su extensión longitudinal, con una dirección aproximada ENE-WSW, alcanza unos 210 km; presenta un desnivel topográfico, con respecto a la planicie que lo limita hacia el sur y norte, la cual supera los 50 m desde el Carancho, hacia el este.

El valle se encuentra dentro de la subregión de mesetas y valles, según se informa en el Inventario Integrado de Recursos Naturales de la Provincia de La Pampa (Cano et al., 1980). Abarca una superficie de gran extensión, por ende, se registran diferencias climáticas dentro de la misma. De oeste a este, se caracteriza por tener un clima semiárido a subhúmedo del tipo templado. Las temperaturas medias mensuales oscilan entre los 22.3°C en verano y los 7.6°C en invierno. El régimen de vientos más frecuentes acusa un marcado predominio del sector N-NE, seguidos por vientos con dirección S-SO. Las velocidades medias son del orden de los 11 km/h, con un máximo medio que llega a 18 km/h y un mínimo de 6 km/h. La precipitación media anual para las localidades dentro del Valle va de los 429.4 y 725 mm/año; en general, marzo es el mes más lluvioso y los meses invernales, los más secos. La evapotranspiración potencial anual se ha estimado entre los 786 y 792 mm, con máximas de 142 mm/mes durante el mes de enero, y mínimas entre los meses de junio y julio de 13 y 14 mm/mes, mientras que la real varía entre 351 y 635 mm/año de oeste a este. Por otro lado, la humedad relativa es baja, no supera 72% durante todas las estaciones del año (julio).

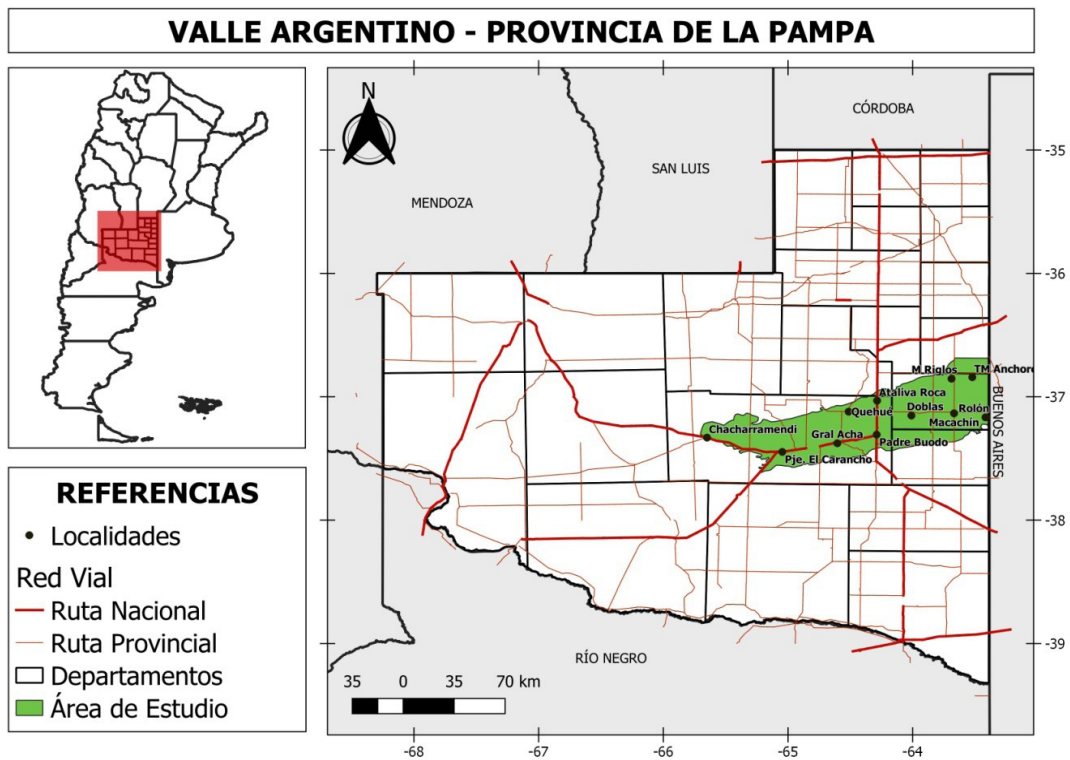


Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio.

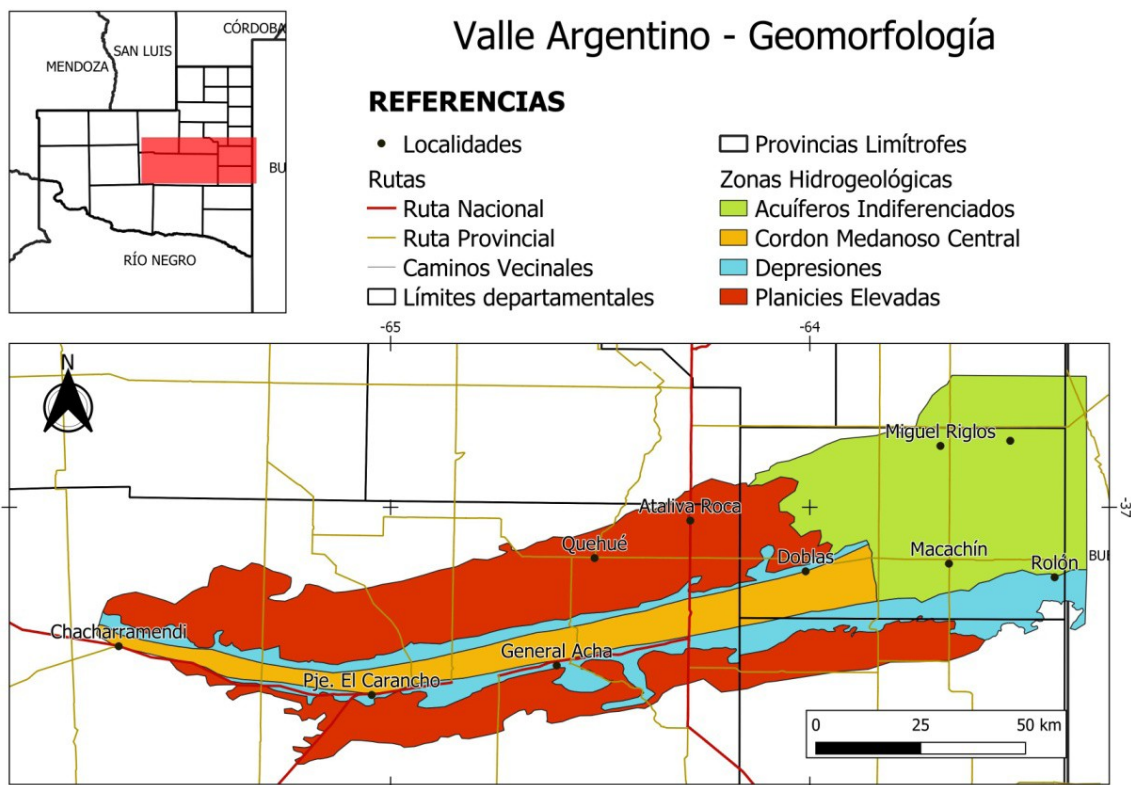


Figura 2. Unidades geomorfológicas e hidrogeológicas del Valle Argentino.

Las características hidrogeológicas responden a las condiciones morfológicas o de relieve local (Salazar-Lea Plaza, 1975; Cavalié, 1985) donde se pueden diferenciar cuatro subsistemas hidrogeológicos con particularidades propias (figura 2):

Planicies elevadas: son terrazas controladas por potentes mantos de tosca. Las capas acuíferas se encuentran entre los 70 y 100 m de profundidad. La topografía es muy suave, con pocas ondulaciones, por consiguiente, se genera una retención mayor del agua en superficie que se infiltra hacia los niveles inferiores. Las aguas sirven, en general, para consumo ganadero, y en algunas áreas, para consumo humano.

Cordón medanoso central: involucra a toda la superficie medanosa central con un ancho promedio de unos 10 km a lo largo del Valle. Este cordón, más elevado que los cordones laterales, se apoya al comienzo del Valle sobre el basamento cristalino para luego hacerlo directamente sobre la formación loésica llamada Formación Cerro Azul (Linares et al., 1980; Visconti, 2007). Los acuíferos en esta área son de muy buena calidad para todo uso, incluyendo el suministro a distintas localidades. La alta permeabilidad de la cubierta arenosa hace que el agua de lluvia tenga poco tiempo de exposición en superficie y se infiltre rápidamente, así disminuyen considerablemente los procesos de evaporación a la atmósfera.

Depresiones o sectores de descarga: hacia ambos laterales del cordón medanoso central se ubican las zonas de conducción que reciben los aportes de la descarga del cordón medanoso central. Ambas zonas descargan sus aguas hacia las partes más bajas del valle formando cuerpos de agua con mayor cantidad de sales. Estas amplias depresiones también representan áreas de recarga de menor magnitud.

Área con acuíferos indiferenciados: en el extremo oriental del sistema, el Valle comienza a ensancharse y pierde altitud, e incluso desaparecen las terrazas limitantes, principalmente en la parte norte, de esta forma se constituye en una llanura ondulada

con médanos vivos. Esta unidad es una prolongación del cordón medanoso central. También presenta formación de lagunas con altos contenido salinos.

METODOLOGÍA DEL TRABAJO

Para esta investigación se consideraron muestras colectadas en campañas realizadas en los períodos 1980-1981, 1999-2000 y 2017 en diferentes establecimientos rurales a lo largo del área de estudio, a las cuales se les realizaron análisis fisicoquímicos completos. También se contó con los análisis fisicoquímicos de las perforaciones de abastecimiento poblacional realizadas por la Administración Provincial del Agua (APA). Los análisis corresponden a los pozos de General Acha, Doblas, Miguel Riglos, Macachín, Rolón y T. M. Anchorena del período 1996-2019.

Con las muestras realizadas a lo largo del área de estudio se realizó una clasificación hidroquímica del Valle Argentino a partir de la metodología de Piper. Mientras que con los análisis de las perforaciones de abastecimiento se realizó una evolución temporal y espacial del ion nitrato, teniendo en cuenta el límite admisible de 45 mg/l del Código Alimentario Argentino (CAA, 2012) y el valor del fondo geoquímico determinado en el siguiente estudio.

Se colectaron muestras de agua de lluvia también en el Paraje Padre Buodo, en el centro del área de estudio durante el período abril de 1998 y febrero de 1999, a las cuales se les analizaron parámetros fisicoquímicos.

En dicho contexto, el presente trabajo tiene como objetivo determinar el valor del fondo geoquímico del área de estudio. Tal fondo geoquímico o concentración natural (background) se define como la abundancia natural de nitrato en el agua subterránea (Cohenour, y Knox, 1990; Langmiur, 1998). Representa la concentración de nitrato en el agua subterránea como consecuencia de procesos naturales y no como resultado de la actividad antrópica.

El estudio básico se aborda mediante tratamiento estadístico independiente de cada conjunto anual de datos. Para cada uno de los años se han construido gráficos relativos a la distribución log normal de las concentraciones de nitratos, siguiendo el método de representar las frecuencias acumuladas de los intervalos correspondientes (Lepeltier, 1969). El propósito principal de la construcción de curvas de frecuencia acumulativa para una población dada es confirmar si se trata de una distribución log normal, y en caso afirmativo, estimar gráficamente sus parámetros básicos: background (b), que valorar la concentración promedio de los elementos y se deduce a partir del gráfico de frecuencia acumulada, además, corresponde a la concentración proporcional de 50% de dicha frecuencia; y (t) threshold (umbral), que se relaciona con los valores iguales o mayores, que son considerados anómalos, y se deduce en la gráfica como el valor correspondiente a 2.5% de la ordenada.

Asimismo, se calcularon algunos parámetros estadísticos descriptivos de la concentración del anión nitrato: valor medio, rango, desvío estándar, etc. Este análisis diferenció las tres zonas geomorfológicas mencionadas, con el objeto de comparar los resultados y establecer la existencia o ausencia de relación entre las características

físicas del medio y la concentración de nitrógeno.

Finalmente, se realizó una caracterización química del agua de lluvia con el objeto de establecer su posible relación con el contenido de nitrato del agua subterránea.

RESULTADOS

Hidroquímica del acuífero

Con respecto a la hidroquímica del acuífero Valle Argentino, con base en el total de muestras tomadas en el siguiente estudio, se estableció la siguiente clasificación: 41.6% en sulfatadas o cloruradas sódicas; 45.8% en sulfatadas o cloruradas mixtas; y 16.6% en bicarbonatadas mixtas. El área relevada posee recursos hídricos subterráneos adecuados para distintos usos en el ámbito rural, especialmente en aquellos sectores donde la cobertura arenosa genera condiciones favorables para la infiltración. Esta condición de marcado predominio de agua de buena calidad, se ve modificada por el desmejoramiento verificado en las zonas de descarga local. En la tabla 1 se observan los valores mínimos, máximos, promedios y desvíos estándar de algunas de las variables hidroquímicas, donde se expone la gran variación que existe en el total del área.

Tabla 1. *Parámetros estadísticos de distintas variables hidroquímicas de muestras extraídas en el área de estudio*

	Mínimo	Máximo	Media	Desviación estandar
Residuo seco	255.00	5930.00	1364.70	1279.85
Cond. eléctrica	340.00	8720.00	1948.61	1859.33
Alcalinidad	140.00	948.00	402.87	217.74
Dureza	92.00	2088.00	398.40	442.85
Cloruros	35.00	3452.00	509.78	713.10
Sulfatos	5.00	1440.00	292.00	356.90
Nitratos	2.00	59.00	18.78	18.32
Flúor	0.00	3.00	1.13	0.87
Arsénico	0.00	1.00	0.04	0.21

Si se considera la calidad del agua para la ingesta humana, se determina que 22.7% presenta valores de residuo seco y sulfatos que exceden los límites recomendados por el Código Alimentario Argentino (1500 y 400 mg/l, respectivamente) (CAA, 2012); en ambos casos se trata de las mismas muestras. La mitad de ellas supera también el límite para cloruros (350 mg/l). Los contenidos de flúor y arsénico no constituyen una limitante de importancia, ya que únicamente en tres muestras se registran valores excedidos. Otras tantas se exceden en sus tenores de nitratos.

Hidroquímica de la lluvia

El Valle argentino se encuentra ubicado en el límite de la región subhúmeda-semiárida. En consecuencia, las precipitaciones pluviales resultan de capital importancia y constituyen el único medio en la recarga del acuífero. Su consideración adquiere relevancia si se tienen en cuenta, además, los efectos de la dilución y lixiviación en el perfil no saturado, así como de una recarga directa debido a la existencia de una cubierta arenosa de significativa importancia.

A partir del muestreo de agua de lluvia se calcularon distintas relaciones iónicas entre los parámetros analizados (tabla 2). Los resultados muestran valores de r nitratos que oscilan entre 0.0032 y 0.00641 con una media aritmética de 40.0020 mg/l, aunque puede considerarse que es una serie relativamente corta. Se cree que este aspecto es de singular relevancia, puesto que si observamos los valores medios de aporte de nitratos por agua de la lluvia a la zona de estudio, teniendo en cuenta las tres características hidrogeológicas tratadas, observamos que aportan casi 23% del nitrato existente en las planicies elevadas, 33% para el área de recarga y 45% para la zona de descarga (figura 2).

La mayor influencia del contenido de nitrato en agua de lluvia se evidencia en el área de descarga, debido indudablemente, a la carencia de actividad orgánica y al inexistente desarrollo del suelo acompañado con un nivel freático casi en superficie. Es decir, las lluvias aportan más de 45% del nitrato existente.

Tabla 2. *Relaciones iónicas del agua de lluvia*

R.S. (ppm)	10	7	10	30	40	15	26
r Na	0.1462	0.1329	0.0189	0.2296	0.0206	0.0095	0.0460
r K	0.0075	0.0075	0.0050	0.0050	0.0100	0.0050	0.0075
r Ca	0.0235	0.0210	0.0860	0.1465	0.4385	0.0890	0.1280
r Mg	0.0213	0.0180	0.0853	0.1451	0.4362	0.0886	0.1271
r Cl	0.0168	0.0056	0.0196	0.0448	0.0504	0.0884	0.0392
r SO ₄	0.0210	0.0210	0.0210	0.0004	0.0210	0.0210	0.0420
r CO ₃ H	0.0784	0.0944	0.0944	0.1984	0.2720	0.1088	0.1408
r NO ₃	0.0048	0.0032	0.0032	0.0032	0.0064	0.0032	0.0048
r Mg/Ca	0.9000	0.8570	0.9920	0.9905	0.9947	0.9955	0.9929
r K/Na	0.0513	0.0564	0.2645	0.0217	0.4854	0.5263	0.1630
r Cl/CO ₃ H	0.2143	0.5932	0.2076	0.2258	0.1853	0.8125	0.2784
r SO ₄ /Cl	1.2500	3.7500	1.0700	0.0090	0.4200	0.2300	1.7000
r Na/Mg	6.8639	7.3833	0.2216	1.5824	0.0472	0.1072	0.3619

En la hidrogeología, la composición química de la lluvia no suele tener un peso específico importante debido a su acidez, o por ser o poder ser una fuente de solutos relativamente importante en el balance del sistema. Para la zona de estudio, en cambio, creemos sí adquiere relevancia dadas las características geográficas donde está ubicada.

Las relaciones iónicas estudiadas reflejan un claro origen continental de las precipitaciones totales. De acuerdo con estos conceptos, los posibles equilibrios iónicos son los siguientes: todo el cloruro se equilibra con el sodio restante, y el potasio y el bicarbonato con el calcio y el magnesio. El valor de estos equilibrios es muy dependiente del área de muestreo y de las características meteorológicas y geológicas del entorno.

En cuanto a las relaciones iónicas estudiadas podemos decir que:

- r Mg/Ca: relativamente bajos y muy constantes.
- r K/Na: existe una variación entre 0.5263 y 0.0513
- r Cl/CO₃H: relativamente bajos y muy variables, entre 0.1853 y 0.8125.
- r SO₄/Cl: muy variables y en algunos casos significativamente más altos que el agua de mar.

Los contenidos del ion nitrato en las aguas de lluvia son excesivamente discrepantes y, aunque dada la corta serie muestreada, los valores promedio obtenidos no son tan dispares al contrastarlos con otros recolectados en áreas similares.

Respecto a la hidroquímica de la lluvia, la composición de la precipitación atmosférica global (Berner, y Berner, 1996), el contenido de nitratos para la lluvia continental es de 0.37 a 1.3 mg/l. En EE UU, la mayor parte del territorio registra valores de 0.5 a 1 mg/l de NO₃-. El nitrógeno aportado al acuífero por el agua de lluvia en la región de Vitoria-Gasteiz (País Vasco) es de 2.79 mg/l de NO₃-, promedio anual (Sanchez et

al., 1994). Guimerá (1998) menciona aportes de entre 31 y 44 kg NO₃-/ha, para la zona del Maresme, al norte de Barcelona, España. La bibliografía consultada (Guimerá, 1992) menciona concentraciones de nitratos para agua de lluvia en Lituania entre 2 y 5 ppm, y para Irlanda valores similares entre 2 y 4 ppm. Ambas investigaciones son estudios de impacto de las actividades agrícolas en el agua subterránea. En Europa Central las concentraciones varían de entre 10 y 15 mg/l.

En nuestro país no se han encontrados series de valores estadísticos representativos. Para la zona de la cuenca del Napostá Grande (Bonorino et al., 1999) se mencionan concentraciones de entre 0.5 y 3 mg/l. En el área de estudio no se han registrado antecedentes de composición química del agua de lluvia.

No parece haber correlación alguna con el índice rSO₄/Cl, que podría ser un indicador de contaminación en casos extremos, ni tampoco parece ser que un almacenamiento deficiente de la muestra pueda cambiar la composición de las fases nitrogenadas inorgánicas, dada la presencia poco sistemática de los nitritos (Guimerá, 1992).

Por lo antes expuesto y, dado que el punto de muestreo se encuentra en una zona agrícola-ganadera, puede existir accidentalmente una contaminación en algunas de las muestras derivadas de las tareas antes mencionadas.

Fondo geoquímico

El análisis estadístico de las concentraciones de nitratos indica la existencia de una población log normal compleja, ya que la curva de frecuencias acumuladas (tabla 3, figura 3) está formada por dos trazos, a saber, indica la presencia de una población heterogénea. Este diseño de la curva es una expresión de un exceso de valores bajos en la distribución.

El 50% de la frecuencia acumulada determina un fondo geoquímico de 17.3 mg/l y el citado valor de threshold (t) de 45.9 mg/l (corresponde a 2.5% de la ordenada),

por lo tanto, nos permite asegurar que concentraciones mayores a dicho valor podrían considerarse motivadas por causas no naturales.

Tabla 3. Límites de las clases elegidas en escala logarítmica

Límite de intervalos	Nitratos NO ₃ -(mg/l)		Frec. acumulada (%)
	Frecuencia (n)	Frecuencia (%)	
0.90-1.17	7	6.316	100
1.17-1.48	-	-	
1.48-1.86	-	-	
1.86-2.34	7	7.368	96.3
2.34-2.95	-	-	
2.95-3.70	14	14.737	90.1
3.70-4.60	2	2.105	77.8
4.60-5.80	2	2.105	74.1
5.80-7.40	6	6.316	71.6
7.40-9.30	7	7.368	65.4
9.30-11.7	7	6.316	58.0
11.7-14.7	6	6.316	50.6
14.7-18.6	16	15.789	40.7
18.6-23.4	2	2.105	30.8
23.4-29.5	7	7.368	25.9
29.5-37.1	13	13.684	14.1
37.1-46.7	3	2.105	2.5

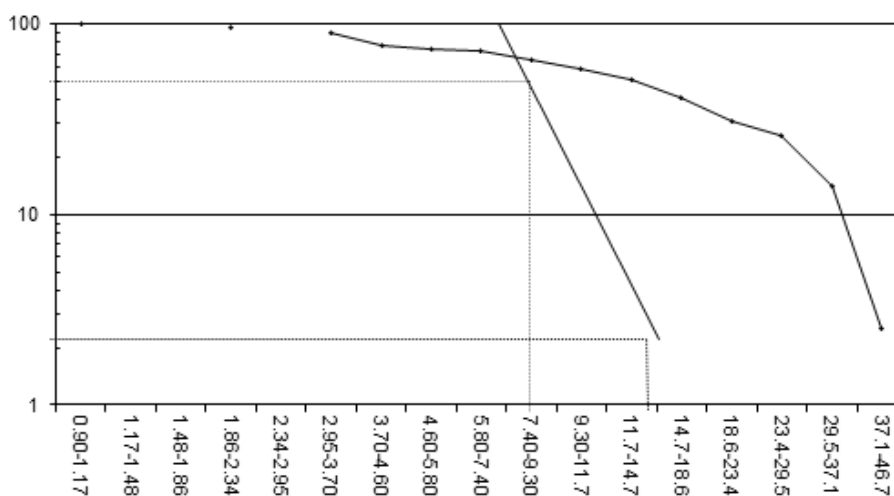


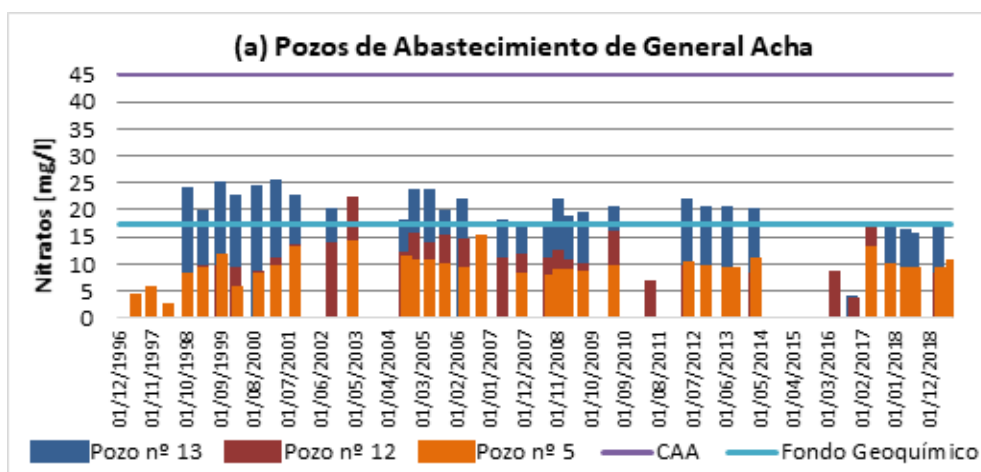
Figura 3. Curva de frecuencia acumulada.

Variación temporal

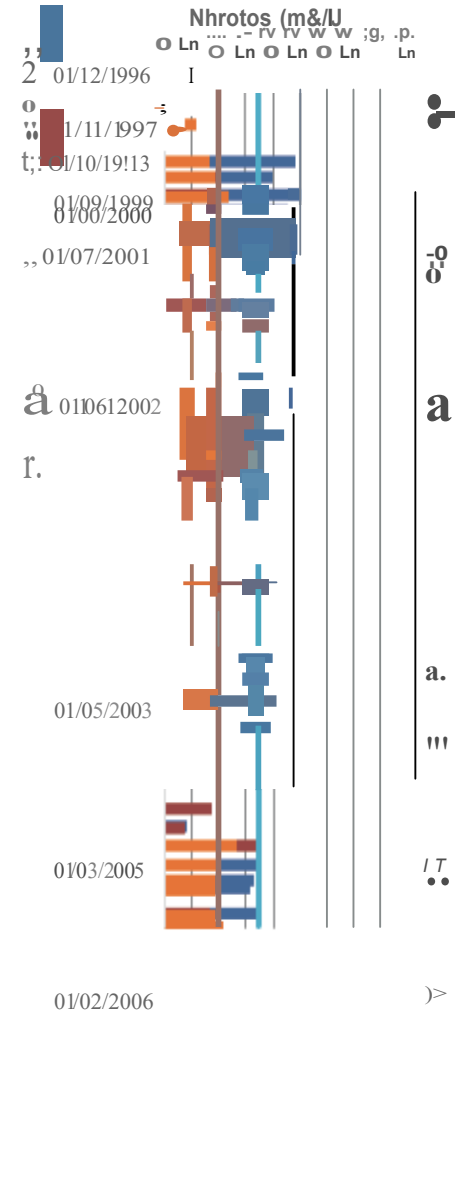
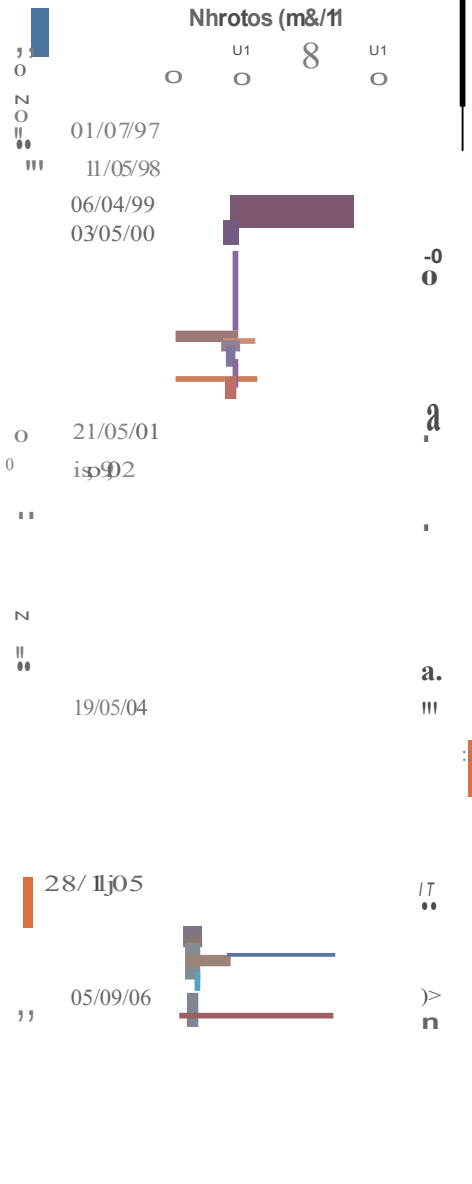
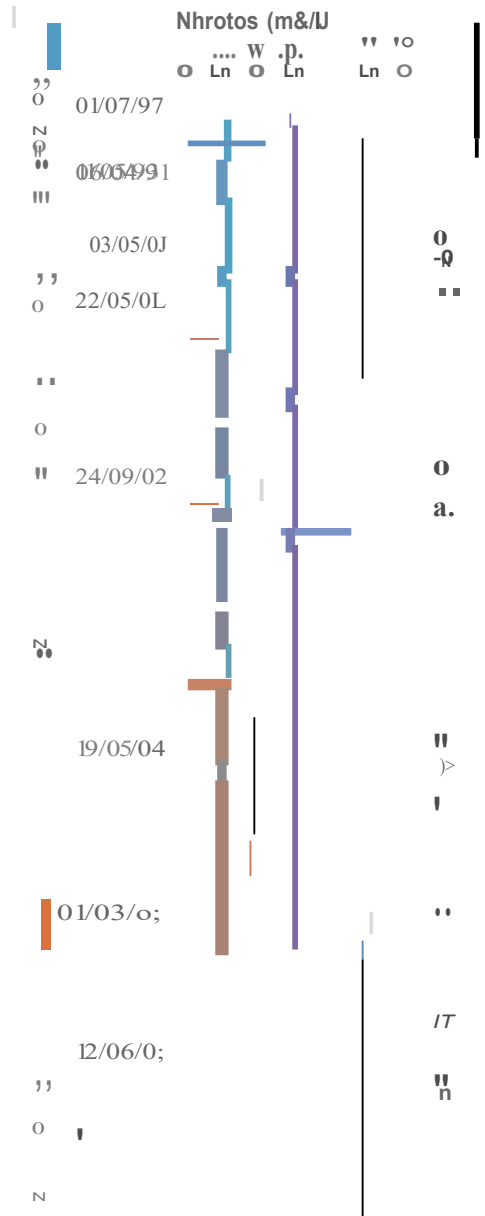
Con respecto a la variación de las concentraciones de nitratos en el tiempo, se puede observar un continuo aumento de los nitratos en la mayoría de las localidades (figura 4). En la localidad de General Acha, Rolón y T. M. Anchorena, los tenores de nitratos se mantienen por debajo del límite admisible para consumo humano determinado por el Código Alimentario Argentino (CAA, 2012), aunque la mayoría de los pozos, a excepción de unos pocos, supera el valor determinado de fondo geoquímico. En la localidad de Doblas, los pozos 2 y 3 se encuentran dentro de los valores admisibles para consumo humano, pero superan el fondo geoquímico, mientras que el pozo N° 1 supera ampliamente ambos valores de referencia. Actualmente, dicho pozo se encuentra en desuso debido a los valores tan elevados de nitratos. En la localidad de Miguel Riglos se observa, al igual que Macachín, un aumento agravado de las concentraciones de nitratos en el

pozo N° 1, el cual también se encuentra fuera de uso. Con respecto a la localidad de Macachín, las concentraciones de nitratos en los tres pozos han ido en continuo aumento y superado notoriamente las referencias; se han encontrado valores que rondan los 140 mg/l.

En la mayoría de los casos, las concentraciones de nitratos superan el fondo geoquímico, lo cual indicaría que el aumento de dicho ion en el agua es debido a causas antrópicas. Las localidades anteriormente mencionadas, a excepción de General Acha y Macachín, no cuentan con un sistema de desagüe cloacal, por ende, el incremento drástico en las concentraciones se le puede atribuir a la contaminación por residuos y líquidos cloacales depositados en pozos ciegos o fosas sépticas. La localidad de Macachín cuenta con sistema cloacal desde el año 2017, de modo que los elevados valores pueden ser aún atribuidos a dicha problemática.



0
1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65
66
67
68
69
70
71
72
73
74
75
76
77
78
79
80
81
82
83
84
85
86
87
88
89
90
91
92
93
94
95
96
97
98
99
100



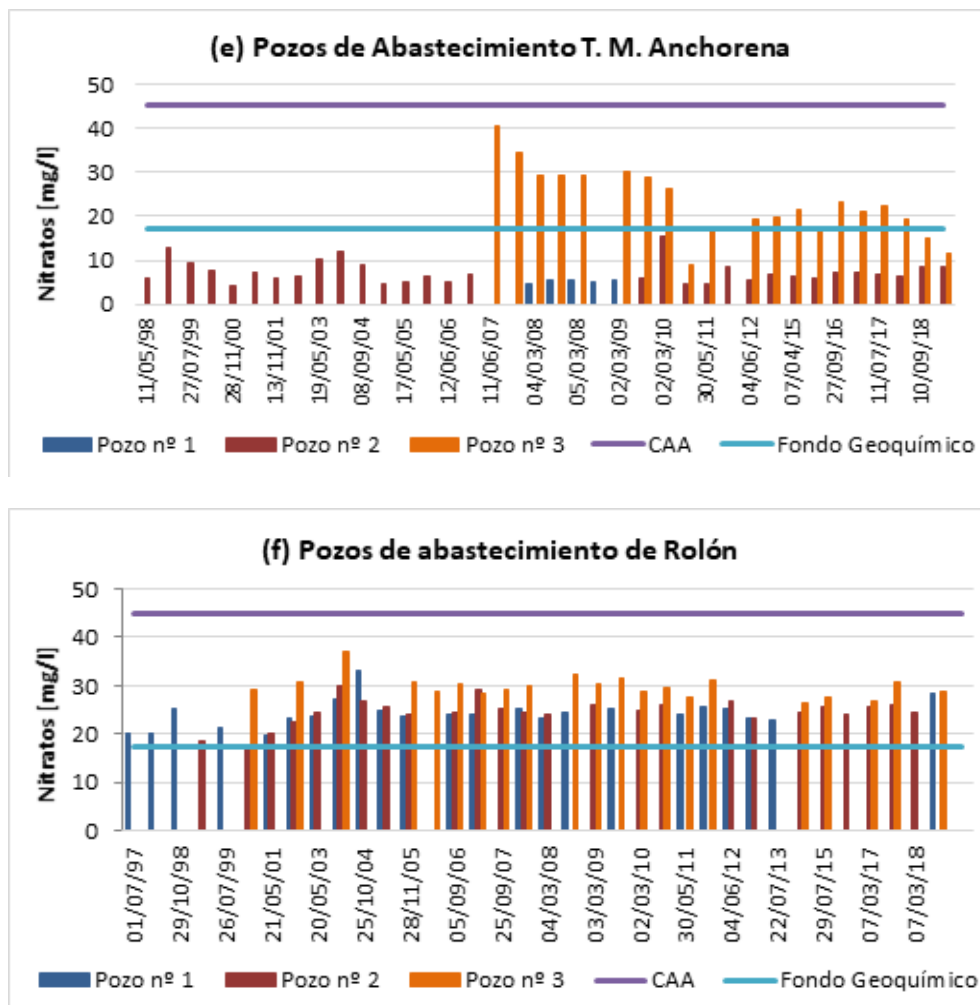


Figura 4. Variación temporal del ion nitrato en pozos de abastecimiento de las localidades de (a) General Acha, (b) Doblas, (c) Macachín, (d) Miguel Riglos, (e) T. M. Anchorena y (f) Rolón en el período 1996-2019.

Variación espacial

No se observa una gran variación en el espacio como para catalogar una anomalía natural; a pesar de ello, hay una diferenciación en las tres áreas hidrogeológicas consideradas con respecto a algunas variables estadísticas (tabla 4).

Con base en las variables estadísticas analizadas se puede concluir que los valores correspondientes a la media, mediana, desvío estándar y desvío promedio disminuyen desde las áreas de terraza hacia las zonas de descarga. Tal fenómeno, entonces, se debería a la carencia de actividad orgánica y al inexistente desarrollo

del suelo, acompañados de un nivel freático subsuperficial, que caracteriza estas áreas de descarga.

En contraposición, en la zona de terraza, donde los cultivos y la vegetación adquieren mayor importancia, observamos que el aporte de nitratos por las lluvias es menos significativo y, en su mayoría, es aportado por la actividad orgánica presente debido a un mejor desarrollo de los suelos.

Por último, en la zona de recarga se observan valores intermedios, señal de que actúan los dos procesos anteriormente descritos.

Tabla 4. Variables estadísticas del ion nitrato en las tres áreas hidrogeológica (mg/l)

Parámetro estadístico	Terraza	Área recarga	Área descarga
Media	17.64	12.44	8.78
Mediana	17	9	5
Moda	11	3	3
Desvío estándar	12.36	10.61	10.14
Rango	37	38	31
Mínimo	1	1	1
Máximo	38	39	32
Cantidad	39	29	14
Desvío promedio	10.48	8.56	7.55

Por otra parte, al comparar la distribución del contenido de nitrato y la morfología de la zona, surge una anárquica distribución de los picos máximos que se encuentran heterogéneamente distribuidos en la zona de estudio, sin respetar un patrón uniforme en las áreas geomorfológicas antes mencionadas.

Impacto del nitrato en las aguas subterráneas.

Teniendo en cuenta las características geomorfológicas e hidrogeológicas dentro del área de estudio, se definieron cuatro zonas con diferente vulnerabilidad (figura 5).

La zona central del Valle, donde se encuentra el cordón medanoso, posee una

vulnerabilidad alta, la cual pasa a ser muy alta en períodos húmedos, ya que se aumenta la infiltración y asciende el nivel freático. Esta zona es vulnerable: el sedimento de la zona no saturada es arenoso y el nivel freático se encuentra a poca profundidad.

La zona de descarga y la planicie poseen vulnerabilidad media y baja, respectivamente, pues en estos sectores el nivel freático se encuentra a mayor profundidad y la zona no saturada se compone por sedimentos que retardan la infiltración. Hacia el este del Valle se encuentra una zona con vulnerabilidad variable por sus características geológicas.

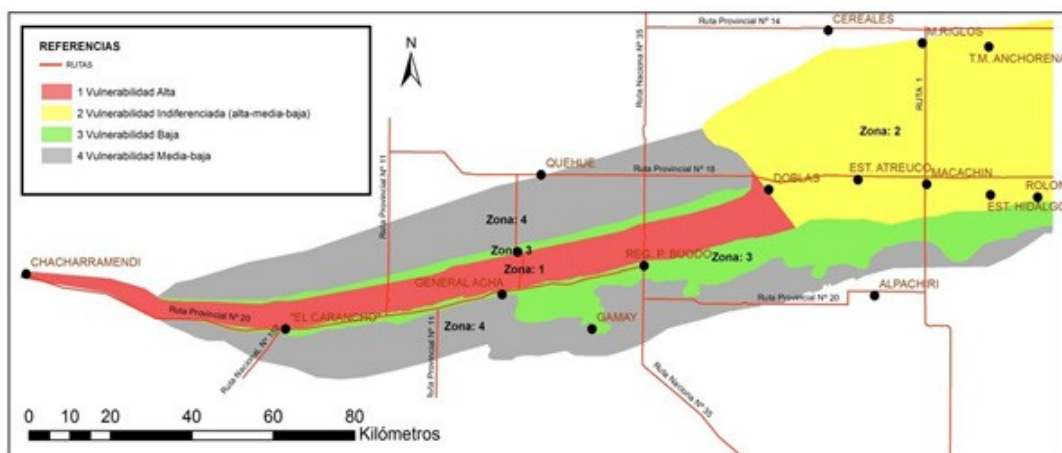


Figura 5. Esquema de vulnerabilidad de las aguas subterráneas en el Valle Argentino (extraído de Universidad Nacional de La Pampa, 2017).

En la localidad de General Acha, la zona más vulnerable se encuentra al norte del poblado, sobre el cordón medanoso central, mientras que al sur de la localidad, la vulnerabilidad disminuye, ya que nos encontramos en la zona de descarga y de planicie estructural. Por su parte, en la localidad de Macachín, la vulnerabilidad varía de moderada a alta, dado que el nivel freático se halla a muy poca profundidad y en algunos sectores varía en función de los sedimentos que se encuentran.

Con respecto al contenido de nitratos, en el período 1980 a 2017 se observa un aumento generalizado en todo el Valle Argentino, tanto en zonas rurales como urbanas (figura 6). En las zonas

rurales, el aumento se da principalmente en las aguadas, donde se concentra la presencia de animales y, en consecuencia, hay gran cantidad de desechos que al infiltrarse desmejoran la calidad del agua subterránea. Por su parte, en las zonas urbanas el aumento se debe principalmente a la deposición de aguas domésticas en pozos ciegos. Esto ha producido niveles de nitratos muy por encima de los permitidos por el Código Alimentario Argentino (45 mg/l) en algunas localidades. En localidades como General Acha, Miguel Riglos, Doblas y T. M. Anchorena, se encuentran valores menores al admisible por el CAA pero mayores al fondo geoquímico (17.3 mg/l), lo cual evidencia que hay contaminación del acuífero por acciones antrópicas.

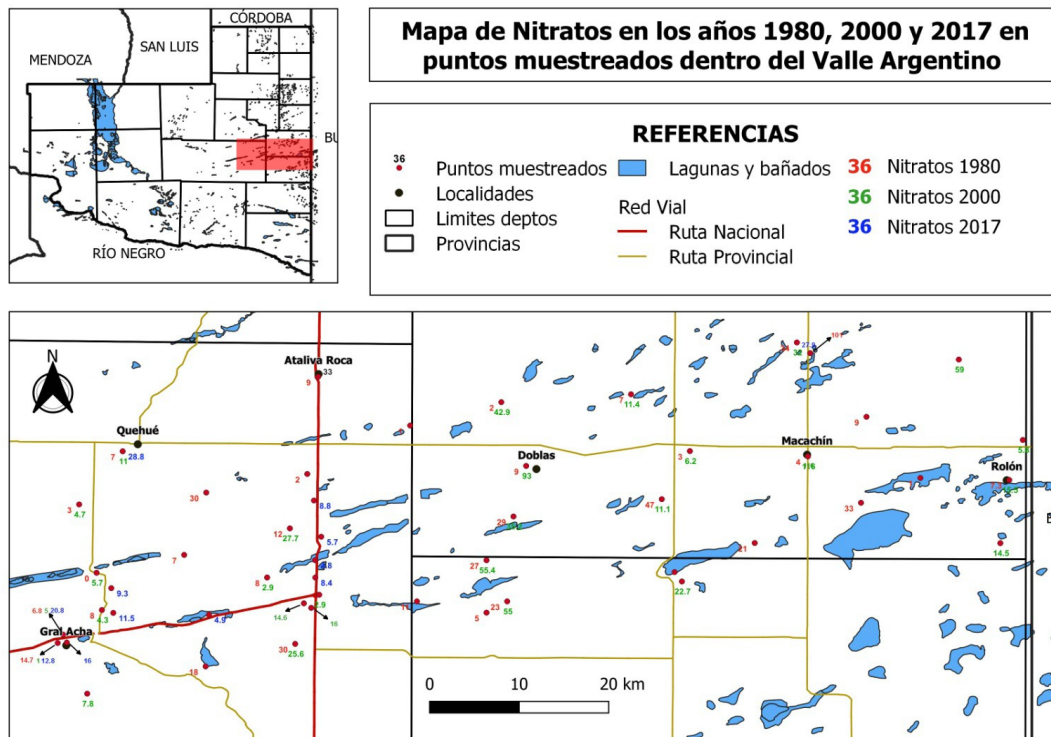


Figura 6. Mapa de las concentraciones de nitratos en los puntos muestreados en los años 1980, 2000 y 2017.

CONCLUSIONES

El fondo geoquímico o abundancia natural del nitrato hallado en el agua de la freática, en un ambiente que transita de subhúmedo-semiárido, indica un origen natural de dicho anión. La disolución del nitrógeno mineralizado proveniente de la oxidación de la materia orgánica del suelo constituye la fuente más importante de nitratos al acuífero freático. Se considera poco significativo el aporte de nitratos a partir del agua de lluvia. Este aporte de nitratos podría considerarse significativo para la zona de descarga, de mediana significación para las áreas de recarga y poco significativo para las terrazas.

En el caso de las localidades analizadas, se observa que la gran mayoría de las muestras superan notablemente el valor de dicho fondo geoquímico, por tanto se deduce un origen antrópico en áreas urbanas. La contaminación por nitratos, en estos casos, está ligada a la falta de un sistema cloacal apropiado en algunas de las localidades, e incluso, en localidades como Macachín, no se descarta la posibilidad de una contaminación difusa proveniente del aporte de fertilizantes en los suelos de la zona rural próxima a la zona urbana. En los establecimientos rurales donde también se supera el valor de fondo geoquímico, se considera una probable contaminación derivada de los residuos generados por ganadería, principalmente en aguadas o abrevaderos.

La ausencia de un patrón en la distribución del nitrato en el agua subterránea se interpreta como el resultado de: a) cambios espaciales en la formación de suelo y, en consecuencia, a diferentes contenidos de materia orgánica que pasan a nitrógeno mineralizado, posteriormente lixiviado y transportado en profundidad; b) cuando se presenta una carencia de nitrógeno proveniente de los sedimentos de la Formación Cerro Azul y la dilución de los nitratos provenientes de la recarga en tránsito por parte del flujo subterráneo. No se descarta la influencia de la heterogeneidad litológica

en profundidad sobre los mecanismos de transporte de los nitratos en la zona saturada, por ejemplo, por dispersión-convección.

La difusión de los nitratos provenientes de la recarga en tránsito por parte del flujo subterráneo, tendría el mismo origen que el citado en el apartado a), anteriormente mencionado. Si bien en los datos observados no se evidencia una presencia masiva de nitratos, el riesgo potencial de contaminación, en el área de recarga, es sumamente alto ante cualquier actividad urbana, rural o industrial. Tal situación pondría en serio riesgo la calidad del agua del acuífero, debido a las sus características hidrogeológicas.

En función de lo manifestado y en vista de la importancia que revisten estos únicos abastecimientos de agua, debe justificarse la protección de acuíferos para prevenir su deterioro cualitativo. Es importante que todas las localidades ubicadas sobre tan importante acuífero, cuenten con un sistema de cloacas que funcione correctamente en lo inmediato, para evitar una contaminación agravada del recurso. A su vez, la zona de estudio necesita de la utilización racional del agua y un seguimiento de las actividades productivas para evitar problemas de contaminación, a través de una gestión eficiente, integral y sostenible del recurso.

REFERENCIAS

- Berner, E. K., & Berner, R. A. (1996). *Global Environment: Water, Air and Geochemical Cycles*. Prentice Hall.
- Bonorino, G. R., Albouy G, R., Lexow, C., & Carrica J. (1999). Nitratos en el acuífero de la zona periserrana de las Sierras Australes. *Actas II Congreso Argentino de Hidrogeología. IV Seminario Hispano Argentino sobre temas actuales de hidrología Subterránea* (pp. 231-240). Santa Fé, Argentina: Ed. A. Tineo. Serie de Correlación Geológica-Conicet. Cano, E. G., Casagrande, H. A., Conti, B., Fernández, R., Hevia, J. C., Lea-Plaza, D., Maldonado-Pinedo, H., Martínez, M.

- A., Montes, & Peña Zubiate, C. A. (1980). Inventario Integrado de los Recursos Naturales de la Provincia de La Pampa. I. N. T. A, Provincia de La Pampa y UNLPam. Buenos Aires.
- Cavalié, C. (1985). Estudio hidrogeológico hoja General Acha. Revista Pampa Geológica, publicación especial, 64-80.
- Código Alimentario Argentino. República Argentina. 2012. Capítulo XII, Artículo 982. Recuperado de http://www.anmat.gov.ar/alimentos/normativas_alimentos_caa.asp. Actualización 10/2012.
- Cohenour, D. H., & Knox, R. C. (1990). Nitrate contamination in the central Oklahoma aquifer system. Ground Water Management, 1, 33-49.
- De Miguel, F. C. (1999). Hidrogeología Aplicada. La Habana: Editorial Félix Varela. De Miguel, C., & Vázquez-Taset, Y. M. (2006). Origen de los nitratos (NO_3) y nitritos (NO_2) y su influencia en la potabilidad de las aguas subterráneas. Minería y Geología, 22(3). ISSN 0258 5979.
- Druffus, J. H. (1983). Toxicología Ambiental. Barcelona: Editorial Omega. Fernández-Carrillo, M. A., & Alfonso, A. S. (2011). La contaminación de las aguas por nitratos procedentes de fuentes de origen agrario. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Consejería de Agricultura y Agua.
- Guimerá, J. (1992). Análisis experimental de los procesos de flujo y comportamiento del Nitrato en la zona no saturada y su influencia en el agua subterránea (Tesis Doctoral). Barcelona, España: UPC.
- Guimerá, J. (1998). Anomalously high nitrate concentration in groundwater. Ground water, Journal A. G. W. S. E., 36(2), 495-512.
- Langmuir, D. (1998). Aqueous environmental geochemistry. N. J.: Prentice Hall.
- Lepeltier, C. (1969). A simplifield statistical treatment of geochemical data by graphical representation. Economic geology, 64, 5358-550.
- Linares, E., Llambías, E. J., & Latorre, C. O. (1980). Geología de la provincia de la Pampa, República Argentina y geocronología de sus rocas metamórficas y eruptivas. Asoc. Geológica Argentina, Revista, 35(1), 87-146.
- Manzano M., Custodio, E., & Nieto, P. (2003). El fondo natural de la calidad del agua subterránea. Actas I Seminario Hispano-Latinoamericano de Hidrología Subterránea. Rosario, 607-617.
- Universidad Nacional de La Pampa. (2017). Caracterización hidrogeológica de la zona central de los departamentos Utracán y Atreuco, Trabajo de Consultoría para Aguas del Colorado SA., p. 174.
- Sánchez-Pérez, J., Antigüedad, I., Arrate, I., Ruiz, M., y Morell, I. (1994). La zona no saturada y la contaminación por nitratos de las aguas subterráneas en el acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz (País Vasco). Investigación en la zona no saturada. España: Universitat Jaume I, Castellón, pp. 53-66.
- Sánchez-San Román, F. J. (2019). Contaminación de las aguas subterráneas. Departamento de Geología . Universidad de Salamanca (consultada el 10 de sep. de 2019). Recuperado de <http://hidrologia.usal.es>.
- Salazar-Lea Plaza, J. C. (1975). Geomorfología de la Provincia de La Pampa como base para los estudios de Suelo y Vegetación. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. La Pampa.
- Visconti, G. (2007). Sedimentología de la Formación Cerro Azul (Mioceno superior) en la provincia de La Pampa (tesis doctoral 4084). Universidad de Buenos Aires, 203p.