



## Caracterización hidrogeoquímica e identificación de procesos de mezcla en un acuífero afectado por un vertedero municipal no controlado

María Laura Gomez<sup>1\*</sup>, Rubén Moriena<sup>2</sup>, Juan Felizzia<sup>3</sup>, Hugo Schiavo<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales CCT-Mendoza. CONICET, Av. Ruíz Leal s/n, Parque General San Martín. Mendoza - Argentina. CP 5500.

<sup>2</sup> Municipalidad de Coronel Moldes. San Martín y Juan J. Busso, Coronel Moldes, Córdoba. Argentina. CP 5847

<sup>3</sup> Dpto. de Geología. Universidad Nacional de Río Cuarto, Ruta Nacional N° 36 km 601, Río Cuarto, Córdoba. Argentina, 5800

\* lgomez@mendoza-conicet.gov.ar

### Resumen

El acuífero libre Coronel Moldes, conformado por sedimentos arenosos muy finos-limosos de edad holocena y origen eólico (*loess*), constituye la fuente de abastecimiento para la mayor parte de la población rural. Entre los problemas ambientales y de afectación a este acuífero libre se encuentra el mal manejo de los residuos sólidos y líquidos urbanos. Los mismos son acumulados desde 1982 en una zona de médanos cercana a la localidad. Se depositan en forma descontrolada 84 t de basura por semana, la cual se vuelca directamente sobre el suelo involucrando todo tipo de desecho. En una laguna ubicada dentro del basural se vierten los efluentes procedentes de los sistemas de saneamiento *in situ* procedentes de la ciudad. El objetivo se centró en el estudio hidroquímico del acuífero en la zona del basural y en la aplicación de modelos geoquímicos usando NETPATH. La influencia del basural y la laguna de efluentes sobre el acuífero libre resultó en un aumento de Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>, Na<sup>+</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>+2</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, Si, As, F<sup>-</sup>, Cu y Pb, DQO, DBO<sub>5</sub>, microorganismos aerobios y anaerobios con disminución del oxígeno disuelto en el agua subterránea inmediatamente debajo de esta fuente contaminante. Se observa una disminución de los constituyentes orgánicos e inorgánicos a una distancia de 30 m aguas abajo sin que se alcancen las características naturales encontradas aguas arriba del basural.

La modelación geoquímica contribuye a estimar las proporciones de mezcla entre el lixiviado y el agua no contaminada del acuífero. Los modelos de mezcla obtenidos permiten concluir que el incremento del contenido de CE, Cl<sup>-</sup>, Na<sup>+</sup> y SO<sub>4</sub><sup>-2</sup> en el acuífero inmediatamente debajo del basural y aguas abajo, derivan principalmente del aporte de los lixiviados desde la laguna de efluentes y posiblemente desde el basural, resultando en condiciones geoquímicas locales propicias para algunas reacciones (intercambio, precipitación, oxido-reducción y disolución) que controlan la movilización y concentraciones de Ca<sup>+2</sup>, As, F<sup>-</sup> y Si en el agua del acuífero. Es probable que los procesos de precipitación y adsorción sobre los metales traza controlen la concentración de Fe y otros metales en el agua del acuífero afectado por la contaminación.

Los principales procesos de atenuación (retardo, reducción y transformación química y biológica de los contaminantes) ocurren en la zona no saturada, principalmente en el suelo, la porción biológicamente más activa. Las condiciones alcalinas y oxidantes del acuífero junto a procesos redox, de intercambio catiónico, de disolución/precipitación y de adsorción constituyen los procesos más importantes de atenuación a la contaminación a través de la zona no saturada y saturada.

Palabras claves: Agua subterránea, *loess*, basural, Pampa argentina, modelación geoquímica, NETPATH

### Abstract

*The unconfined aquifer of Coronel Moldes is constituted mainly by aeolian fine sand/silt (loess) of Holocene age, where rural activities rely for the most part on the exploitation of groundwater. Environmental problems and concerns regarding this aquifer are*

related to mismanagement of urban solid and liquid waste, which has accumulated in an area of sand dunes since 1982. At this site, nearly 84 tons of different types of solid waste are dumped directly on the soil every week without any waste management or control. Also, liquid wastes originating from Coronel Moldes processed at an on-site-sanitation system have formed a lagoon inside the municipal waste disposal site. This paper is focused on the study of the hydrogeochemistry and geochemical modeling (with NETPATH) of a municipal disposal site of a typical phreatic aquifer of the Chacopampean plain. The groundwater directly below the municipal waste disposal site shows an increase in concentrations of  $Cl^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $Na^+$ ,  $HCO_3^-$ ,  $K^+$ ,  $Mg^{+2}$ ,  $NO_3^-$ ,  $NO_2^-$ , Si, As, F, Cu, Pb, COD,  $BOD_5$ , as well as aerobic and anaerobic bacteria, and a decrease in dissolved oxygen. These values decrease 30 m downgradient from the waste disposal site but do not reach the background values found upstream of the disposal site.

The geochemical modeling contributes to estimate the mixing proportions between the leachate and non-contaminated groundwater. The mixing models indicate that CE, Cl,  $Na^+$  y  $SO_4^{2-}$  in the aquifer immediately under and downstream of the municipal waste disposal site came principally from the lagoon leachates and possibly the disposal site, resulting in local geochemical conditions that favor certain reactions (exchange, precipitation, oxidation-reduction, and dissolution), which in turn control mobility and concentrations of  $Ca^{+2}$ , As, F and Si in the aquifer. It is probable that adsorption and precipitation processes of trace elements control the concentration of Fe and other metals in the contaminated aquifer.

The principal attenuation processes (retardation, reduction, and chemical and biological transformation of contaminants) occur in the unsaturated zone, mostly in the soil, where biological activity is greater. The alkaline conditions and oxidants in the aquifer, along with redox reactions, ion exchange, precipitation/dissolution and adsorption, are the main processes that attenuate contamination through the unsaturated and saturated zone.

*Key words:* Groundwater, loess, waste disposal site, Chacopampean plain, geochemical modeling, NETPATH

## 1. Introducción

Todas las actividades económicas, primarias, secundarias y de servicios producen residuos que pueden dañar al ambiente, incluyendo el agua subterránea. Los sitios de disposición de residuos sólidos urbanos representan una de las principales amenazas a la calidad del agua subterránea (Zaporozec, 2002). El diagnóstico de este tipo de escenarios y el estudio de las características hidrogeológicas e hidrogeoquímicas permite establecer una aproximación de la situación de contaminación de vertidos, como base para la protección y gestión de acuíferos.

La práctica de disposición sobre el suelo de efluentes domésticos e industriales no tratados es cada día más difundida y menos atendida por organismos responsables de los países en vías de desarrollo (Foster e Hirata, 1988). La presencia de estos sitios de disposición de residuos urbanos afecta a todas las esferas terrestres generando un importante impacto al medio físico y/o a la salud humana. Los líquidos lixiviados a partir de los depósitos de basura a cielo abierto constituyen una amenaza al sistema acuífero, única fuente de abastecimiento para muchos habitantes de la zona.

Entre los mayores problemas ambientales que presenta la Argentina se encuentra la incorrecta gestión de los residuos sólidos urbanos, los que en la mayoría de los pueblos y ciudades se vierten sin control o se depositan en rellenos sanitarios mal diseñados generando un importante impacto al medio físico y la salud humana. Para toda la provincia de Córdoba, sólo en un 75% de los casos, la basura se opera en vertederos controlados (rellenos sanitarios), el 52,5 %

en vertederos semicontrolados (con cobertura de residuos) y en un 40% de los casos los residuos quedan a cielo abierto donde, con el fin de reducir la basura, los insectos y la presencia de roedores, estos residuos son incinerados generando gases de alta peligrosidad y toxicidad (incluidos algunos cancerígenos) (Nirich, 2000).

La localidad de Coronel Moldes, con un total de 8850 habitantes, integra el grupo de ciudades con la mayor tasa de crecimiento anual de toda la provincia y un aumento de residuos sólidos urbanos que acompaña este desarrollo (Nirich, 2000). El manejo de los residuos sólidos urbanos que se hace en la localidad de Coronel Moldes es un ejemplo de falta de control y gestión al respecto. En el año 1982 la disposición de residuos sólidos urbanos fue derivada hacia el sector NE, a 6 km de la ciudad en un predio de 11 ha, careciendo de estudios técnicos para su ubicación y diseño (Figura 1). El mismo funciona hasta la actualidad y se vierten alrededor de 84 Ton. de residuos sólidos domiciliarios por semana.

La basura se coloca directamente sobre el suelo natural, sin cobertura de tierra, sin realizar excavaciones y con remociones periódicas para despejar la entrada al basural. Es común la quema de basura y la presencia de roedores. En una laguna ubicada dentro del basural, se vierten desde 1982 y hasta el año 2008, los efluentes procedentes de los sistemas de saneamiento *in situ* de la ciudad, incluso hay registros que muestran que en el año 2005 se volcaron efluentes de un matadero.

El clima de la zona es Mesotermal subhúmedo-húmedo y presenta un relieve muy suave (0,55%) con pendientes locales (2%) asociadas a la presencia de médanos remo-

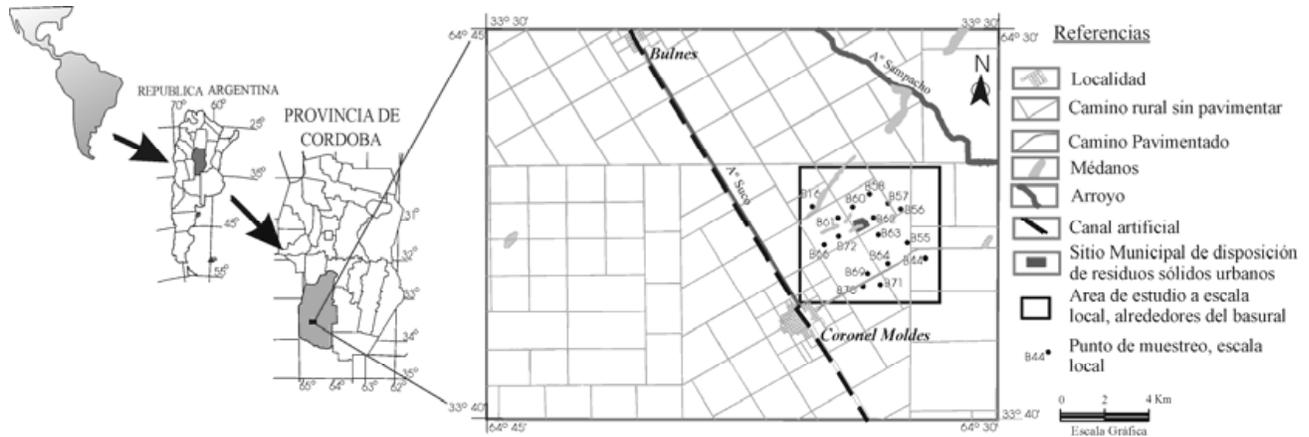


Figura 1: Mapa de ubicación del área de estudio y del sitio de disposición de residuos sólidos y líquidos urbanos.

vilizados. El acuífero libre, conformado por sedimentos arenosos muy finos-limosos de edad cuaternaria y origen eólico (*loess*), constituye la fuente de abastecimiento para la mayor parte de la población rural. La importancia de su estudio y protección se basa en que la localidad de Coronel Moldes posee una economía basada en el uso exclusivo del agua subterránea.

El objetivo principal de la investigación consistió en el estudio hidrogeoquímico y la realización del modelado geoquímico del transporte de contaminantes derivados de efluentes urbanos en el acuífero poroso clástico de la típica Llanura Chacopampeana argentina, mediante modelos de mezcla utilizando NETPATH (Plummer *et al.*, 1991). A partir de la modelación se estima conocer otros parámetros de las soluciones como alcalinidad, índices de saturación (IS) y valores de fuerza iónica, necesarios a la hora de seleccionar aquellas reacciones termodinámicamente correctas.

La implementación de códigos de computación como NETPATH (Plummer *et al.*, 1991) requiere un conocimiento acabado del acuífero, de las características químicas del agua y de la mineralogía de los sedimentos que lo componen. Para ello, la investigación incluyó la adquisición de datos a dos escalas: una local, para conocer las condiciones químicas generales del acuífero en el entorno del basural y otra de detalle, en el ámbito del basural incluyendo la realización de 3 perforaciones. Estas se ubicaron una 900 m aguas arriba (P1, hasta los 16 m de profundidad), otra dentro del basural e inmediatamente aguas abajo de la laguna de efluentes (P2, hasta los 10,50 m) y una tercera, 30 m aguas abajo del basural (P3, hasta los 12,50 m). Las perforaciones fueron realizadas a rotación con circulación de agua, sin agregado de lodo ni otro tipo de aditivos para evitar posibles contaminaciones, encamisando con caño de PVC de 4" y filtro de 3 m de longitud en el tramo final elaborado a partir de ranurado del propio caño.

## 2. Materiales y Métodos

Se realizó el análisis físico-químico de las muestras recolectadas en el estudio a escala local de 16 perforaciones pertenecientes a productores, incluyendo pH, conductividad eléctrica (CE), iones mayoritarios ( $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{+2}$  y  $\text{Mg}^{+2}$ ) y algunos minoritarios y trazas tales como  $\text{NO}_3^-$ , F,  $\text{As}_{(\text{total})}$ , Fe, Cu, Cr, Pb y Zn. La determinación analítica de metales (4 muestras) se realizó luego de la remoción de los sólidos por filtrado, con espectrofotómetro UV-VIS y espectrofotómetro de Absorción Atómica en un laboratorio privado de la ciudad de Río Cuarto. Para las restantes determinaciones químicas,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$  se realizaron con un fotómetro de llama;  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Ca}^{+2}$  y  $\text{Mg}^{+2}$  se determinaron siguiendo el procedimiento del Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA y AWWA, 1995); mientras que para  $\text{NO}_3^-$  y F se utilizaron electrodos de ión selectivo.

Se extrajeron 16 muestras de agua en las tres perforaciones realizadas en el basural y de la laguna de efluentes, midiéndose *in situ* pH, CE y temperatura. Para estas muestras se realizaron análisis físico-químicos incluyendo las mismas determinaciones que en el estudio a escala local, a lo que se sumaron los análisis microbiológicos,  $\text{DBO}_5$  (demanda bioquímica de oxígeno), DQO (demanda química de oxígeno), oxígeno disuelto ( $\text{O}_2$ ), sílice, amonio y microorganismos aerobios mesófilos totales, coliformes totales y fecales, *Escherichia coli* y *Pseudomonas aeruginosa*. En todos los casos el muestreo fue realizado en el período 2006-2007.

Se realizaron análisis de capacidad de intercambio catiónico (CIC) a muestras de suelo, sedimentos de la zona no saturada y saturada y de aquellos que componen el fondo de la laguna y análisis mineralógico a dos muestras de *loess*. La identificación se realizó bajo el microscopio de luz polarizada NIKON (E600).

Se aplicó la modelación geoquímica a fin de identificar las reacciones que permitan explicar las características químicas observadas en el agua subterránea, cuantificar la influencia de la recarga local y procesos de contaminación debidos al lixiviado procedente del basural y la laguna de efluentes ubicada en el mismo predio. Estos modelos requieren análisis bien equilibrados y libres de errores analíticos o incompletos.

Se ha realizado la simulación de mezclas de aguas mediante la incorporación de dos soluciones iniciales, indicando la proporción de mezcla, sobre la base de un componente considerado conservativo, en este caso el ión Cl<sup>-</sup>.

### 3. Resultados y Discusión

#### 3.1. Geología e hidrogeología del área de estudio

El *loess* en la zona de Coronel Moldes y sus alrededores presenta, al igual que otras zonas de la Llanura Chacopampeana, un color marrón claro con predominio de las arenas muy finas-finas y los limo-arcillas.

La homogeneidad de este paquete sedimentario se interrumpe en profundidad con delgados niveles arenosos que no superan los 7-10 m de potencia. Hacia el norte, en la localidad de Bulnes, una perforación alcanzó basamento a los 131 metros, mientras que otra realizada en Coronel Moldes llegó a los 165 m sin alcanzarlo.

Estructuralmente el área presenta las características de una típica llanura con relieve plano y espesores sedimentarios que superan los 200 m. No se han identificado estructuras que atraviesan el área; la única que puede ser inferida es la que se localiza en el NE del área, la cual ejerce un control estructural sobre el arroyo Sampacho. Hacia el N, en la localidad de Bulnes otra perforación de la DIPAS indica basamento a los 130 m, mientras que los valores de resistividad aparente en campo obtenida en los sondeos eléctricos verticales no indicaron basamento, incluso cuando se alcanzaron los 200 m de estudio. Esto indicaría la existencia de una falla en esta zona y que se extendería por el N hacia el SO.

De los materiales que conforma el acuífero freático de la zona de Coronel Moldes y sus alrededores, se observa que hasta los 36 m de profundidad, paquete que comprometió todas las perforaciones censadas, dominan sedimentos areno finos-limosos y limo-arenosos finos, con diferente grado de cementación carbonática, destacándose algunas capas delgadas de tosca a los 1,5 m o una más importante entre los 16 y los 21 m; un nivel importante a los 12,50 m en las proximidades del basural municipal y niveles menos cementados se encontraron entre los 4 y 6 m debajo del basural. En trabajos realizados en los alrededores de Coronel Moldes, es común la presencia de calcretos (< 2 cm) a partir de los 2 m de profundidad hasta pasados los 30 m. Los materiales arcillosos ubicados entre los 49 y 60 m de profundidad corresponden a la base del acuífero

y los limos yacentes por debajo tienen cierto grado de semiconfinamiento.

La circulación general del agua subterránea tiene una dirección NO-SE (Figura 2) y en un radio menor a 1,5 km, se encontraron valores casi constantes de espesor de zona no saturada, entre 5 y 5,6 m; conductividad hidráulica (K) del orden de 0,2-1 m/día; transmisividad (T) del orden de 10-50 m<sup>2</sup>/día y se asumieron valores de Coeficiente de Almacenamiento (S) o porosidad efectiva de 7%-10%, valores que corresponden según Custodio y Llamas (1983) a un acuífero de pobre rendimiento (Blarasín *et al.*, 2004).

El acuífero libre, clástico, es la fuente de abastecimiento de agua para la mayor parte de la población rural. Se extiende hasta los 45-60 m de profundidad y la zona no saturada presenta espesores de 2,6 a 14 m.

#### 3.2. Características del *loess* en la zona de Coronel Moldes

Los materiales aflorantes y que componen el acuífero libre en la zona de estudio corresponden a materiales cuaternarios, predominantemente arenas muy finas y limos de origen eólicos (*loess*) con diferente grado de cementación carbonática.

Análisis de argilominerales realizados por Ortolani (2007) a sedimentos eólicos de la Formación Pampiano en la provincia de Córdoba, indican que las illitas son las arcillas dominantes encontrando también caolinitas e interestratificados de illita-montmorillonita junto a minerales no arcillosos como cuarzo, sílice hidratada y muscovita. De este modo, es posible asignar una componente argílica importante, principalmente illítica, a los materiales del acuífero de Coronel Moldes.

Cabe señalar que en los primeros 0,30 m del perfil del suelo identificado inmediatamente debajo de la basura, se observó una coloración mucho más oscura (negra) que aquella identificada en los suelos desarrollados en predios contiguos y en sectores alejados del basural. Es probable, teniendo en cuenta la coloración y las condiciones locales en el basural, que los suelos debajo de la basura presenten mayor porcentaje de materia orgánica que el resto de los suelos de la zona, donde las prácticas agroganaderas son comunes. Estudios de Ortolani (2007) a 24 km al N de Coronel Moldes determinaron valores de materia orgánica de 1,3% para los primeros 0,40 m del suelo, por lo que, dada la coloración observada, se esperan entonces valores superiores de materia orgánica para el suelo debajo del basural municipal.

Estudios de Gomez (2009) señalan que los valores más altos de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> corresponden al suelo sobre el que se depositan los residuos y a los sedimentos de la laguna de efluentes. Probablemente estos valores se vinculen con los altos contenidos de materia orgánica, derivada de los residuos líquidos y sólidos urbanos.

El análisis al microscopio de luz polarizada se realizó para dos muestras de *loess* obtenidas de las perforaciones

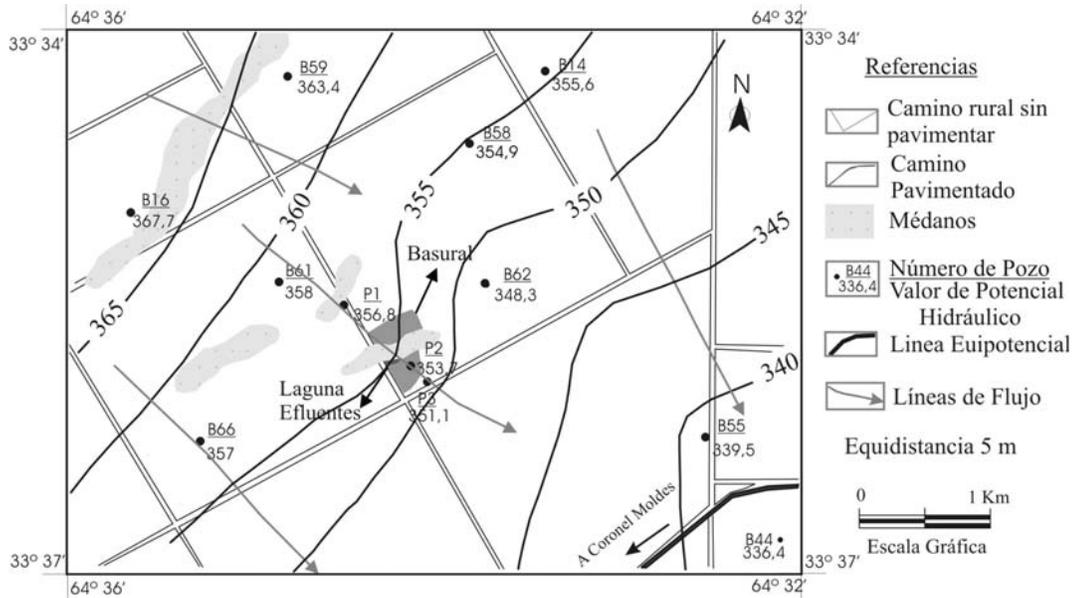


Figura 2: Mapa de líneas equipotenciales del acuífero libre en los alrededores del sitio municipal de disposición de residuos sólidos urbanos de Coronel Moldes.

realizadas en el basural municipal, una tomada de la zona no saturada y otra de la zona saturada a los 5 y 8 m, respectivamente. El porcentaje de minerales livianos representó el 91% del total de la masa, mientras que los pesados sólo el 9%. La fracción liviana la integran plagioclasas, cuarzo, líticos, feldespato potásico y vidrio volcánico; algunos de éstos se encuentran alterados. Los minerales que componen la fracción pesada son piroxenos, opacos, anfíboles, lamprobolita (hornblenda básica) y muy poca moscovita. Es probable que los minerales ferromagnesianos, como la ilmenita y la magnetita, se hayan alterado a cloritas y óxidos de Fe, óxidos de Ti o una mezcla de ambos, tal como señalan Smedley *et al.* (2005) en estudios del *loess* del N de la provincia de La Pampa. Los oxihidróxidos, junto con las arcillas, forman el complejo de alteración. Los oxihidróxidos de Fe provienen de minerales ferromagnesianos (Douchafor, 1984).

Los valores de CIC (Tabla 1) indican claramente el valor superior en los materiales del suelo sobre el que se vuelcan los residuos sólidos. Este valor más alto probablemente esté en relación a un mayor contenido de materia orgánica que aquel contenido en el suelo natural. Los sedimentos en la zona no saturada muestran altos valores de CIC, si se compara con valores promedios encontrados por Musso (2003) (de 10 meq/100gr) para sedimentos de *loess* de la provincia de Córdoba.

**4. Principales características químicas del agua subterránea en el estudio a escala local**

El agua del acuífero libre es principalmente de tipo bicarbonatada sódica y bicarbonatada-sulfatada sódica, resultando en general aguas dulces con salinidades menores

Tabla 1: Valores de CIC obtenidos para sedimentos del área del basural municipal de Coronel Moldes.

Muestra	C.I.C (meq/100gr)
Zona no saturada	15,1
Zona saturada	9,6
Suelo Natural	13,8
Médano	6,6
Suelo Basural	17,8

a 2000 mg/l. El Na<sup>+</sup> y HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> resultaron los componentes químicos dominantes (Figura 3, Tabla 2). El agua del acuífero resultó alcalina y oxidante con alta concentración de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (entre 61 mg/l y 361 mg/l) vinculada a procesos de contaminación antrópica, como son los corrales de cerdos, sistemas de saneamiento *in-situ*, tambos y *feed-lots*, muy comunes en la zona.

El Ca<sup>+2</sup> y el Mg<sup>+2</sup> representan el 8% del total de los cationes y provienen del proceso de disolución de carbonatos (CaCO<sub>3</sub>, formando nódulos de calcretos o en niveles continuos) junto a procesos de meteorización de los silicatos (anfíboles, piroxenos y plagioclasas) integrantes del *loess*. Por su parte la relación molar Ca<sup>+2</sup>/Mg<sup>+2</sup> entre 1 y 2 indicaría que el principal aporte de Ca<sup>+2</sup> es el CaCO<sub>3</sub> y en menor medida la meteorización de los silicatos (Katz *et al.*, 1997). Junto a estos procesos se dan aquellos de intercambio con las arcillas, especialmente con la illita y montmorillonita con CIC entre 20 meq/100 g y 120 meq/100 g. Ambos elementos, Ca<sup>+2</sup> y Mg<sup>+2</sup>, serían aportados por la hidrólisis de los minerales silicatados.

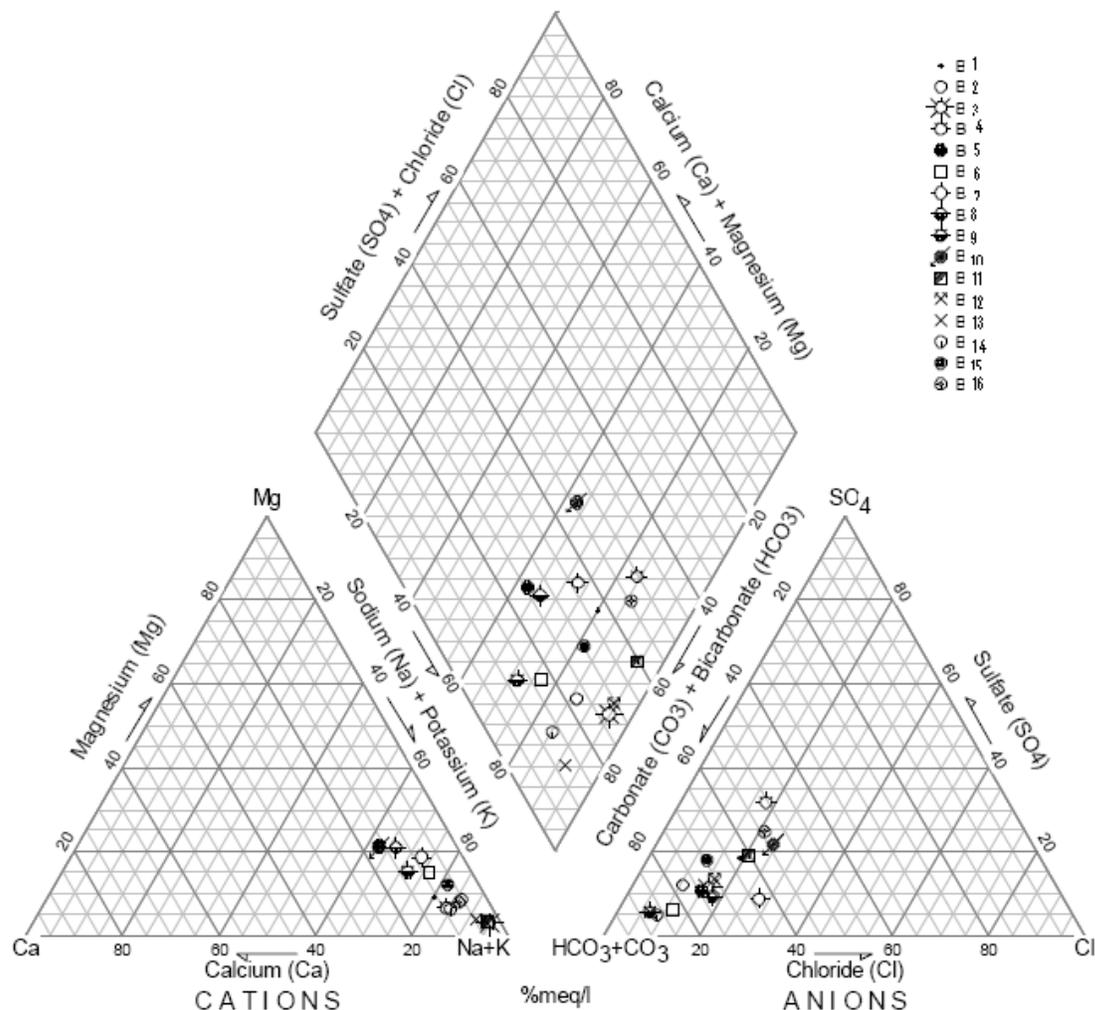


Figura 3: Diagrama de Piper para muestras extraídas del acuífero libre en el estudio a escala local en el entorno del basural.

Cabe señalar que, en las condiciones de pH del agua subterránea, los minerales que tienen una mayor capacidad de intercambio iónico tienen carga negativa y por ello es frecuente el proceso de intercambio catiónico mencionado. Por su parte los valores de CIC medidos en los sedimentos del suelo, zona no saturada y saturada reflejan la importancia de estos procesos.

El As y F se encuentran generalmente en altas concentraciones y los mayores valores se asociaron al ambiente geoquímico de aguas bicarbonatadas sódicas y más altos pH (Gomez et al., 2009).

Los elementos traza metálicos (Fe, Cu, Cr, Pb y Zn) se encuentran en bajas concentraciones (Tabla 3) y por debajo de los límites impuestos para consumo humano. Las condiciones oxidantes del medio influyen en la movilidad de estos metales, provocando la precipitación o adsorción a los coloides orgánicos e inorgánicos de los sedimentos.

#### 4.1. Laguna de efluentes

La laguna de residuos líquidos urbanos presenta condiciones reductoras, presencia de amonio (1,6 mg/l), alta CE y pH, elevada concentración de Cl<sup>-</sup>, Na<sup>+</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> y concentración más alta de iones metálicos que las medidas en el agua subterránea. Los valores de DBO<sub>5</sub>, DQO y recuento de bacterias superan los límites impuestos para el vertido superficial de efluentes líquidos (DIPAS, 1999; Tabla 4).

#### 4.2. Análisis hidroquímico del agua subterránea en el área del basural municipal

La clasificación de Piper para las tres muestras obtenidas del acuífero en el área del basural evidencia la evolución hidroquímica desde aguas bicarbonatadas cálcico y/o magnésicas (P1) hacia aguas bicarbonatadas sódicas (P3, Figura 4).

Tabla 2: Análisis químico de muestras extraídas en los alrededores y entorno del sitio de disposición de residuos sólidos urbanos (P1, P2 y P3, muestreo diciembre de 2006), zona de Coronel Moldes.

Nº	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	Cl <sup>-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	CO <sub>3</sub> <sup>-2</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	F <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	As	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	error
Muestra	[meq/l]	[meq/l]	[meq/l]	[meq/l]	[meq/l]	[meq/l]	[meq/l]	[meq/l]	[meq/l]	[meq/l]	[mg/l]	[meq/l]	
B1	23,89	0,46	3,32	2,76	4,32	14,00	BLD	4,27	0,05	5,14	0,02	BLD	-4,6
B2	15,33	0,24	0,96	1,56	1,68	12,24	BLD	1,95	0,17	1,62	0,15	BLD	-1,2
B3	22,83	0,24	0,56	0,72	2,96	13,08	BLD	2,08	0,33	5,78	0,20	BLD	-0,2
B4	24,52	0,26	2,84	1,88	4,80	13,36	BLD	8,69	0,25	3,46	0,20	BLD	1,8
B5	9,22	0,21	2,44	3,24	1,76	8,72	BLD	1,30	0,09	3,01	0,04	BLD	-0,8
B6	15,57	0,25	1,84	3,12	1,68	12,32	BLD	0,96	0,15	4,03	0,08	BLD	-4,1
B7	18,04	0,32	2,20	4,76	5,92	13,16	BLD	1,86	0,20	3,36	0,25	BLD	-1,7
B8	12,17	0,29	2,44	3,96	2,72	10,88	BLD	1,44	0,11	2,98	0,02	BLD	-2,0
B9	9,74	0,19	1,84	2,12	0,88	11,08	BLD	0,71	0,12	1,79	0,08	BLD	2,4
B10	14,13	0,25	3,76	4,84	4,56	9,92	BLD	4,09	0,06	4,42	0,02	BLD	0,1
B11	24,13	0,26	0,68	0,76	4,40	12,72	BLD	4,12	0,28	3,38	0,23	BLD	-1,8
B12	19,02	0,22	0,60	0,52	2,96	12,44	BLD	2,44	0,22	0,97	0,20	BLD	-3,4
B13	10,04	0,16	0,52	0,40	0,72	9,20	BLD	0,59	0,17	0,24	0,10	BLD	-1,0
B14	11,09	0,20	1,16	0,84	1,04	10,24	BLD	0,59	0,11	1,26	0,08	BLD	-0,1
B15	19,24	0,29	1,56	2,92	2,48	13,68	BLD	3,63	0,12	3,66	0,08	BLD	-0,9
B16	20,98	0,29	1,60	1,92	4,80	12,24	BLD	5,73	0,10	2,00	0,07	BLD	0,2
P1	3,61	0,09	2,48	1,56	0,24	6,56	BLD	0,65	0,07	0,51	0,01	BLD	1,9
P2	20,35	0,23	1,08	1,28	5,04	13,16	0,72	1,15	0,22	1,23	0,07	0,18	-2,8
P3	14,02	0,16	0,60	0,52	0,96	11,58	0,12	1,09	0,14	0,64	0,05	0,07	-2,4

BLD- Bajo el Límite de detección

\* Límite de detección para los CO<sub>3</sub><sup>-2</sup> y NO<sub>2</sub><sup>-</sup> es 0,01.

Tabla 3: Concentraciones de metales en 4 muestras de agua subterránea en los alrededores del basural. Ubicación de los pozos Figura 1.

Muestra	Concentraciones expresadas en ppm				
	Fe	Cu	Cr	Pb	Zn
B44	0,00937	0,03723	0,00055	0,00029	0,314
B61	0,01342	0,00523	0,00542	0,00018	0,029
B62	0,00037	0,00508	0,00439	0,00031	0,027
B63	0,00059	0,00427	0,00844	0,00031	0,027

La muestra P1, con menor salinidad, presenta un carácter bicarbonatado con un 50% de Na<sup>+</sup> y un 50% de Ca<sup>+2</sup> y Mg<sup>+2</sup>, reflejando las características de un agua de recarga más joven y con menor tiempo de tránsito. En la Figura 5 se muestra en forma esquemática el diseño de las líneas de flujo en el área del basural. El modelo conceptual indica que el agua subterránea captada por las perforaciones (P1, P2 y P3) pertenece a líneas de flujo más someras, más jóvenes y menos influenciadas por el sistema de flujo regional, típicas de zonas de recarga local, como son los médanos en estos sitios. Los espesores de zona no saturada varían entre 7,80 y 5,60 m, valores que reflejan la forma de la superficie freática en esta zona de médanos. El menor espesor se encontró en la perforación P2, posiblemente vinculado a su

proximidad a la laguna artificial donde se vuelcan por día aproximadamente 10.000 litros de líquidos residuales.

En el gráfico de Piper (Figura 4) puede observarse que el efluente cae en una posición muy próxima a P2. Al no encontrarse sobre la línea P1-P3 refleja la naturaleza antrópica de la laguna y de P2, la que además de recibir aportes de la laguna, recibe la influencia de los lixiviados derivados del propio basural.

La influencia del basural y la laguna de efluentes sobre el acuífero libre resultó en un aumento de Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>, Na<sup>+</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>+2</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, Si, As, F<sup>-</sup>, Cu y Pb, DQO, DBO<sub>5</sub>, microorganismos aerobios y anaerobios y disminución del O<sub>2</sub> disuelto en el agua subterránea inmediatamente debajo de esta fuente contaminante. Se observa una disminución de todos los constituyentes orgánicos e inorgánicos a una distancia de 30 m aguas abajo sin que se alcancen las características naturales encontradas aguas arriba del basural (Figura 6, Tabla 5).

El análisis de nitratos en los pozos P2 y P3 evidencia claramente la influencia de la laguna de efluentes y del basural sobre el acuífero en este sector. Además, la reducción de los nitratos se evidencia con la presencia de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> en los pozos P2 y P3 (8 mg/l y 3 mg/l respectivamente), únicos sitios donde estos iones han sido detectados.

A diferencia de lo que ocurre en otros acuíferos afectados por rellenos sanitarios (Deutsch, 1997), el pH me-

Tabla 4: Análisis químico y microbiológico a muestras pertenecientes a la laguna de efluentes localizada dentro del basural en el muestreo correspondiente a diciembre de 2006. Valores expresados en mg/l y conductividad eléctrica (CE) expresada en  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

CE	pH	$\text{SO}_4^-$	$\text{HCO}_3^-$	Cl <sup>-</sup>	Na <sup>+</sup>	F <sup>-</sup>	$\text{DBO}_5$	DQO	$\text{O}_2$	Coliformes Totales [NMP/100ml]	Escherichia coli [NMP/100ml]	Fe	Cu	Cr	Pb	Zn
4.700	7,9	64	2.200	314	590	3	100	614,8	0,7	$1,1 \cdot 10^9$	Coliformes Fecales $4 \cdot 10^6$	0,436	0,024	0,002	0,0001	0,011

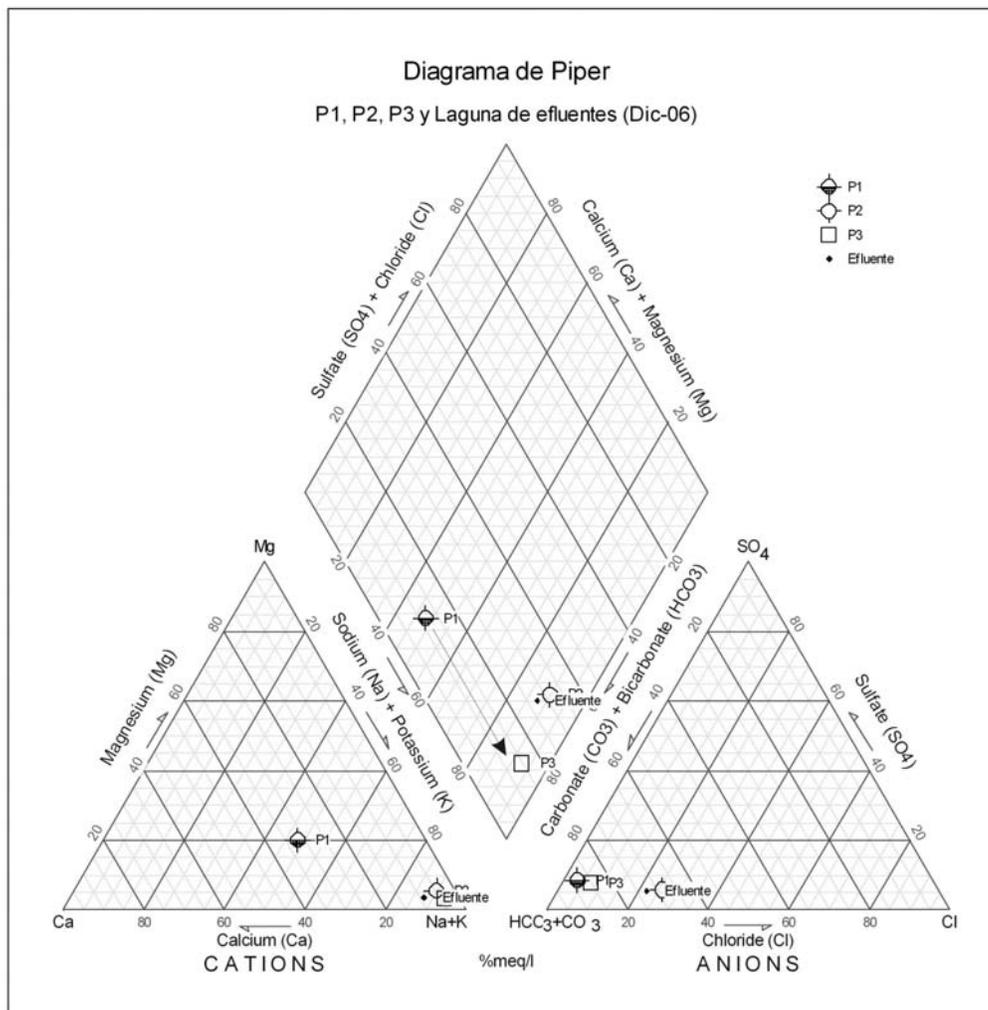


Figura 4: Diagrama de Piper para muestras extraídas del acuífero libre en la zona del basural municipal de Coronel Moldes junto a la composición del efluente de residuos líquidos urbanos localizada en el mismo predio. Muestreo diciembre de 2006.

dido inmediatamente debajo del basural, en P2, presenta valores más altos respecto al medido aguas arriba (P1) y aguas abajo del mismo (P3; Figura 6A). En general ocurre que la producción de  $\text{CO}_2$  por la oxidación de la materia orgánica disminuye los valores de pH del agua subterránea inmediatamente debajo de los rellenos sanitarios (Deutsch, 1997). En el acuífero en estudio la disolución de  $\text{CaCO}_3$  tiene efecto buffer consumiendo esta acidez y elevando rápidamente el pH en P2. Es decir, si bien se estima que

el lixiviado generado a partir del basural es más ácido que el del agua subterránea del entorno (entre 6,5 y 7, Appelo y Postma, 1996), las altas concentraciones de  $\text{CO}_2$  incrementan la cantidad de ácido carbónico en la solución, creando una solución más ácida que fácilmente disuelve a los carbonatos comunes en los sedimentos del área, llevando a un aumento de la alcalinidad en el agua subterránea inmediatamente debajo del basural, en P2.

Aunque los valores de  $\text{HCO}_3^-$  son similares a los me-

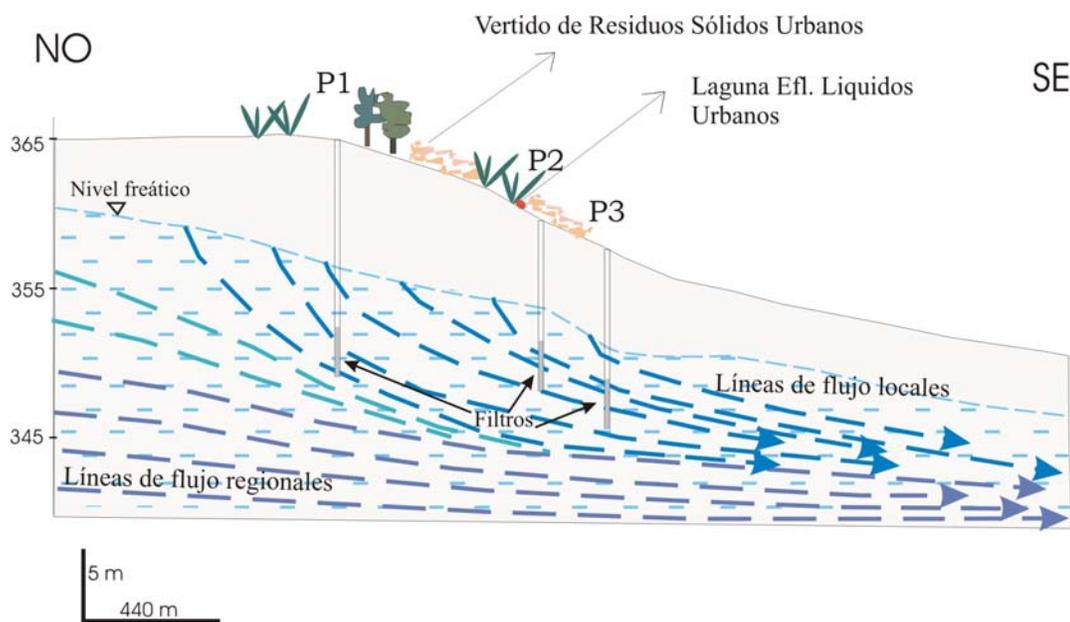
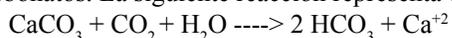


Figura 5: Esquema representando líneas de flujo regionales y locales en el acuífero libre en el entorno del sitio municipal de disposición de residuos sólidos urbanos de Coronel Moldes.

didados en el resto del área, esto es en respuesta al carácter geoquímico bicarbonatado del agua de la región. Las concentraciones de  $\text{HCO}_3^-$  en P2 resultaron notoriamente más altas que las halladas en P1 y P3 (Figura 6F), aumento que se relaciona con la presencia del lixiviado con alto contenido de materia orgánica procedente de la laguna y del propio basural, a partir del cual se infiltran y alcanza el nivel freático, aumentando la presión de  $\text{CO}_2$  y la disolución de carbonatos. La siguiente reacción representa este proceso:



#### 4.3. Modelación geoquímica en el acuífero afectado por el basural

NETPATH (Plummer *et al.*, 1991) requiere para su funcionamiento que exista al menos una fase para cada uno de los iones incorporados (Constraints). Para la incorporación de fases en la modelación geoquímica se consideraron los minerales observados en el estudio mineralógico y los realizados por otros autores (Cantú, 1992; Ortolani, 2007, entre otros) a sedimentos similares a los presentes en este acuífero y que influyen la composición química final del agua subterránea. La fase calcita incorporada en los modelos representa el  $\text{CaCO}_3$ , el cual se sabe se encuentra en abundante proporción en el acuífero, formando niveles de calcretos continuos o disperso en nódulos de tamaño diverso, así como feldespato potásico e illita, como fuente de  $\text{K}^+$ ; hornblenda, como fuente de  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$  y Fe y la fase Fluorapatita o Fluorita, como fuente de  $\text{F}^-$ , frente a la imposibilidad de incluir las impurezas en el vidrio volcánico.

En el caso de los sulfatos, cuya presencia se explica

principalmente a través de la concentración por agua de lluvia, se requirió incluir la fase  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  o mirabilita. Si bien no se efectuaron los estudios químicos que confirmaran la presencia de este mineral, no se descarta la posibilidad de que esta fase este presente, aunque en pequeñas cantidades, pudiendo ser incorporada en el modelo como fuente de sulfatos. La fase Exchange se incorporó para representar el intercambio  $[\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}] / \text{Na}^+$ ; del mismo modo  $\text{Mg}^{+2} / \text{Na}^+$  a partir de las arcillas presentes en el acuífero y la fase  $\text{CO}_2$  gas representando al sistema abierto.

#### 4.4. Análisis de la composición en áreas de recarga

A partir de las muestras de agua tomadas en la zona de médanos y para aquellas menos evolucionadas de la llanura próxima a los médanos, se obtuvieron factores de evaporación entre 3,5 y 12,8, lo cual supone porcentajes de recarga entre 29% y 8%, respectivamente (B19 7,8%, B61 12,6%, P1 28,5%). Éstos valores calculados para una precipitación promedio de 831 mm (1896-2007). La composición iónica del agua de lluvia de Coronel Moldes (Gomez, 2009) y del agua subterránea en los pozos usados en los modelos de balance de masa se presenta en la Tabla 6. Aunque la modelación arrojó varios modelos posibles que usan las fases y constraints seleccionadas junto a las restricciones impuestas, como es la disolución de los silicatos, un sólo modelo fue seleccionado correcto desde el punto de vista termodinámico. En la selección del modelo fueron descartados aquellos que no incluían  $\text{CaCO}_3$ , que se sabe está presente en el acuífero cementando diferentes niveles y los modelos que no incluían procesos de intercambio

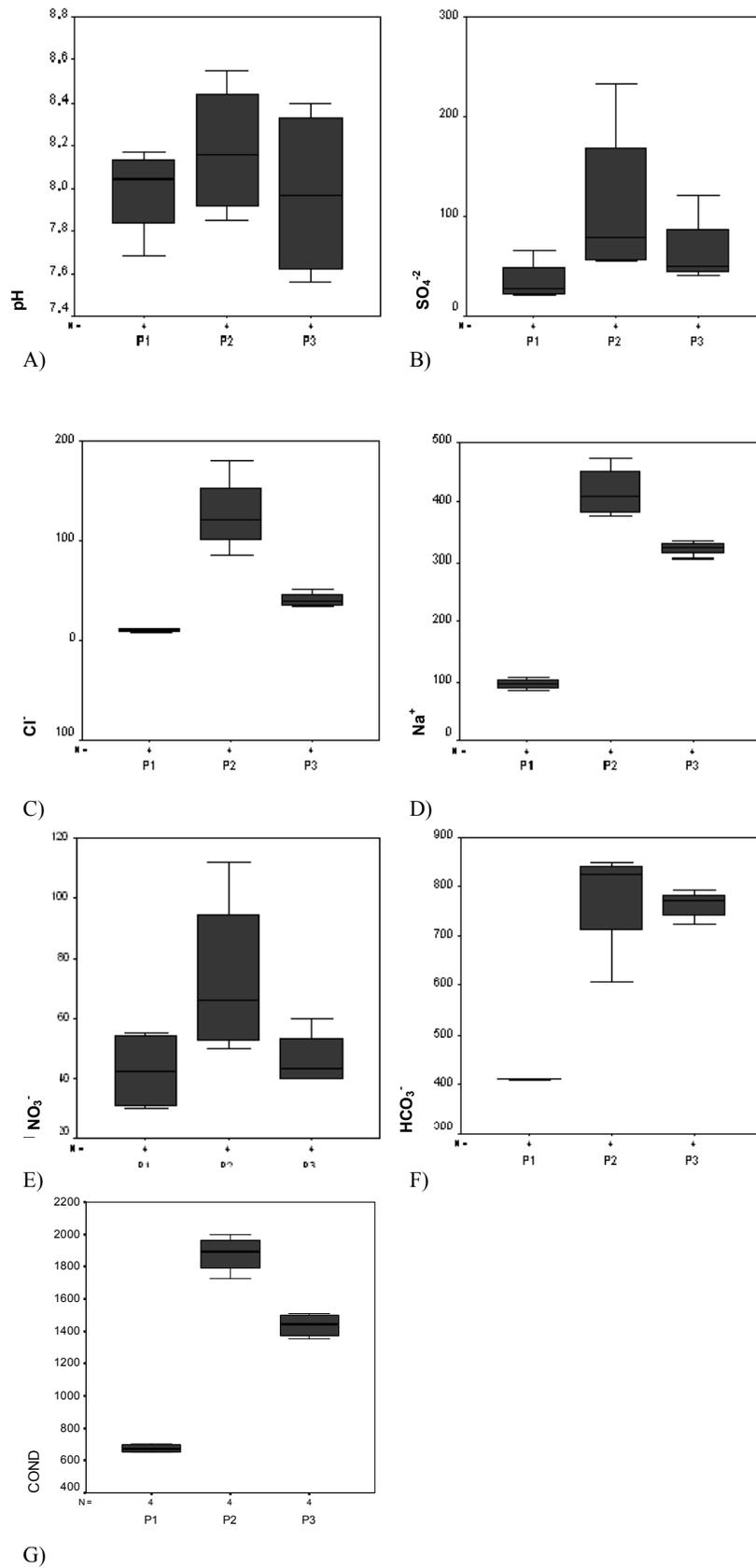


Figura 6: Diagramas de caja mostrando la concentración de algunos componentes en el agua subterránea del acuífero libre en la zona del basural municipal. Muestras (12) recolectadas en el periodo 2006-2007. A) Valores de pH, B)  $\text{SO}_4^{2-}$  en mg/l, C)  $\text{Cl}^-$  en mg/l, D)  $\text{Na}^+$  en mg/l, E)  $\text{NO}_3^-$  en mg/l, F)  $\text{HCO}_3^-$  en mg/l y G) CE en  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

Tabla 5. Análisis de DQO, DBO<sub>5</sub> y bacteriológico a muestras de agua subterránea tomada de las perforaciones realizado en la zona del basural, en el muestreo realizado en diciembre de 2006. Concentraciones expresadas en mg/l.

	DBO <sub>5</sub>	DQO	Microorganismos aerobios y anaerobios [µfc/ml]	Coliformes Totales [NMP/100ml]	<i>Escherichia coli</i> [NMP/100ml]	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>
P1	6,7	55,4	50	3	No se observa desarrollo	No se observa desarrollo
P2	14,9	69,4	2000	150	Se observa desarrollo	Se observa desarrollo
P3	11,3	51,4	1500	210	Se observa desarrollo	Se observa desarrollo

Tabla 6: Composición iónica (mmol/l) del agua de lluvia de Coronel Moldes y del agua subterránea de los pozos usados en los modelos de balance de masa. Localización de los pozos Figura 1.

	Agua de lluvia	P1	B61	B19
C total	2,1078	6,8045	9,0588	11,2256
S total	0,0822	0,2049	0,5812	0,4346
Ca <sup>+2</sup>	0,0599	0,8987	0,2198	0,2398
Mg <sup>+2</sup>	0,0802	0,6828	0,1807	0,2018
Na <sup>+</sup>	0,0261	4,0268	9,6405	12,4146
Cl <sup>-</sup>	0,0818	0,2822	0,6454	1,0476
F <sup>-</sup>	0,0042	0,0790	0,1633	0,1159
K <sup>+</sup>	0,0179	0,1500	0,1707	0,1587

catiónico, que se sabe son importantes en estos materiales. Los modelos seleccionados se muestran en la Tabla 7.

La composición del agua bicarbonatada sódica (menos evolucionada) en las zonas de recarga es resultado de la disolución de calcita en sistema abierto, consumo de CO<sub>2</sub> gas, transferencia de masa positiva en la fase Exchange, indicando que Na<sup>+</sup> es liberado desde las posiciones de intercambio hacia la solución, y Ca<sup>+2</sup> y Mg<sup>+2</sup> incluidos en los sitios de intercambio en una proporción 2:1 junto al intercambio positivo Mg<sup>+2</sup>/Na<sup>+</sup>, el cual en algunos modelos involucra un número reducido de moles. El signo positivo en las reacciones de intercambio indica que la reacción ocurre de derecha a izquierda, con liberación del Na<sup>+</sup> y una adsorción de Ca<sup>+2</sup> y Mg<sup>+2</sup>.



X= superficie de intercambio



Se observa entonces una liberación de Na<sup>+</sup> y una adsorción de Ca<sup>+2</sup> por aproximadamente 0,5 mmol/kg H<sub>2</sub>O. Del mismo modo ocurre una liberación del Na<sup>+</sup> y una adsorción de Mg<sup>+2</sup> por aproximadamente 0,06 mmol/kg H<sub>2</sub>O.

La disolución de minerales silicatados (hornblenda, feldespato potásico) aporta parte del K<sup>+</sup> y Mg<sup>+2</sup> en solución. Los modelos muestran condiciones próximas al equilibrio con illita y el equilibrio con Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> que explica la concentración de SO<sub>4</sub><sup>-2</sup> a partir de la concentración por evaporación del agua de lluvia.

El aumento de F<sup>-</sup> en la solución, derivado principalmente del vidrio volcánico presente en los sedimentos, podría estar representado por la disolución de fluorapatita en todos los modelos. Los índices de saturación calculados indican la subsaturación respecto a minerales silicatados entre los que se encuentra sílice amorfa, principal portador de F<sup>-</sup> y As en el agua subterránea.

Los modelos seleccionados para explicar la composición de aguas bicarbonatadas sódicas a partir del agua de lluvia en zona de recarga local indican que los principales procesos involucran disolución de calcita, intercambio catiónico y disolución de silicatos.

#### 4.5. Aplicación de modelos de mezcla en el área del basural municipal

A fin de obtener el porcentaje de mezcla entre el agua del acuífero con los lixiviados a partir de la laguna de efluente, se efectuaron modelos geoquímicos utilizando al ión Cl<sup>-</sup> en los cálculos de proporciones de mezcla. Se

Tabla 7: Resultado de los modelos geoquímicos inversos en el estudio de la composición del agua subterránea en áreas de recarga en la zona de Coronel Moldes considerando como agua inicial al agua de lluvia. Valores en mmol/l.

N° de pozo (Agua final)	Factor de evaporación	Procesos								
		Disolución de calcita	Consumo de CO <sub>2</sub>	Intercambio Ca <sup>+2</sup> /Na <sup>+</sup>	Intercambio Mg <sup>+2</sup> /Na <sup>+</sup>	Disolución de feldespato K	Disolución de hornblenda	Equilibrio con illita	Disolución de fluorapatita	Equilibrio con Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>
P1	3,5	0,59350	-0,7291	0,59336	-	-	0,10704	0,04260	0,01869	-0,02286
B61	7,9	0,43472	-1,3943	0,54920	0,05730	0,00374	-	-	0,01649	-0,00857
B19	12,8	0,39242	-1,6237	0,45779	0,06216	-	-	-0,00918	0,00484	-0,04831

consideró también el porcentaje de mezcla entre aguas del acuífero, aquella sin contaminar (P1) y aquella directamente afectada por los lixiviados (P2). Se sabe que el agua de una zona que se mezcla con otra de distinto origen y composición, modificará la composición de la primera. Conocida la composición de las dos aguas que se mezclan y la composición del agua “intermedia” que resulta de la mezcla de las dos anteriores, es posible cuantificar los porcentajes de cada una en la mezcla final usando un ión que no es incluido en ninguna fase. Se tomaron como soluciones iniciales el agua de P1, tomada al pie del médano, y el efluente de la laguna que se localiza dentro del basural y se realizaron simulaciones teniendo como soluciones finales a P2 y P3.

A modo de ejemplo se presentan cálculos para los porcentajes de mezcla en P2 que resultan de la mezcla del efluente y el agua no contaminada de P1:

$$Cl_{P2} = x Cl_{Efl} + (1-x) Cl_{P1}$$

Donde:

$$X = \frac{Cl_{P2} - Cl_{P1}}{Cl_{Efl} - Cl_{P1}} \quad \text{Habitualmente } x \text{ se presenta en \%}$$

Y donde:

X = proporción del Efluente en P2

1 - x = proporción de P1 en P2

Los elementos químicos y fases minerales analizadas en los modelos de mezcla incluyen, además de los considerados en modelos anteriores, Fe y las fases hematita y “CH<sub>2</sub>O” (materia orgánica). Las Tabla 8 y 9 muestran la composición iónica del efluente y del agua subterránea en la zona del basural y los distintos modelos implementados junto a los porcentajes de mezcla obtenidos en cada caso.

#### 4.5.1. Modelo I

El Modelo I (Tabla 9), refleja que el agua del acuífero debajo del basural estaría conformada en un 62% por agua subterránea no contaminada, de P1, y un 38 % del efluente de la laguna dentro del basural. Es importante señalar que si bien no se conoce la composición de los lixiviados generados por el basural, parte de los porcentajes de mezcla atribuidos al lixiviado de la laguna derivan del aporte de los lixiviados generados a partir del propio basural.

Las reacciones químicas que se generan a partir de la mezcla incluyen precipitación de calcita, disolución de silicatos y reacciones de intercambio con liberación de Na<sup>+</sup> a la solución y adsorción Mg<sup>+2</sup> y alta presión de CO<sub>2</sub> vinculada a procesos de descomposición de la materia orgánica. La importante cantidad de CO<sub>2</sub> es aportado por

Tabla 8: Composición iónica (mmol/l) de la laguna de efluentes y del agua subterránea de los pozos realizados en la zona del basural de Coronel Moldes.

Componentes	Laguna de efluente	P1	P2	P3
C total	34,6327	7,0310	14,1076	13,0350
S total	1,3100	0,6803	1,0583	1,2645
Ca <sup>+2</sup>	1,1410	1,0187	0,6398	0,6596
Mg <sup>+2</sup>	0,5032	0,6215	1,0671	0,7249
Na <sup>+</sup>	19,7597	4,6227	18,8349	14,6222
Cl <sup>-</sup>	8,8903	0,3218	3,5514	1,4518
F <sup>-</sup>	0,0581	0,0737	0,2109	0,0896
K <sup>+</sup>	0,7576	0,0998	0,1896	0,1844
Fe	0,0078	0,0003	0,0002	0,0003

la oxidación de la materia orgánica (CH<sub>2</sub>O) presente en el efluente que se ve reflejada en los modelos con altos mmoles/Kg de H<sub>2</sub>O. Esta reacción marca la influencia del lixiviado con abundante HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> hacia el agua subterránea, responsable del aumento de este compuesto en el acuífero. Las grandes cantidades de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> y CO<sub>3</sub><sup>-2</sup> responden al alto aporte de materia orgánica, y causan primero alta disolución de carbonatos y luego precipitación.

El signo negativo para la illita puede estar indicando la neoformación de esta arcilla, la más abundante en los sedimentos del acuífero, representando la disminución de K<sup>+</sup> en P2 en relación al gran aporte recibido desde el efluente. Los modelos muestran disolución de Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> y hornblenda.

El lixiviado que entra al acuífero con mayor fuerza iónica y una composición catiónica relativa diferente a la del agua subterránea natural, favorecerá además las reacciones de intercambio debido a la incorporación de cationes, con diferentes afinidades por los sitios de intercambio y en diferentes concentraciones respecto a las halladas en el acuífero no contaminado, creando un complejo sistema en el frente contaminante que irá cambiando su concentración producto de los procesos de disolución, precipitación e intercambio a lo largo de la línea de flujo.

Se observa un mayor número de moles involucrados en la disolución de fluorapatita, en respuesta a las condiciones favorables para la puesta en solución de F<sup>-</sup> a partir de los minerales fuentes. La disminución de Fe, entre el efluente y P2, esta representada por los valores negativos de hematita. La presencia de elevadas cantidades de materia orgánica y altos pH en estas soluciones generan condiciones propicias para la adsorción y precipitación de compuestos metálicos con el Fe, pudiendo estar reflejando además los procesos de adsorción y precipitación de hidróxidos bajo estas condiciones.

Tabla 9: Resultado de los modelos de mezcla efectuados entre el efluente derivado de la laguna, el agua del acuífero sin contaminar en la zona del basural (P1) y el agua contaminada en P2 y P3. Valores en mmol/l.

	Agua Inicial 1	Agua Inicial 2	Agua Final	Procesos								
				Precipitación de calcita	Oxidación de CH <sub>2</sub> O	Intercambio Ca <sup>+2</sup> /Na <sup>+</sup>	Intercambio Mg <sup>+2</sup> /Na <sup>+</sup>	Disolución de hornblenda	Precipitación de Hematita	Disolución/ equilibrio con fluorapatita	Disolución de mirabilita	Precipitación/ equilibrio con Illita
Modelo I	Efluente (38%)	P1 (62%)	P2	-5,743	2,4161	-	4,11266	4,60279	-2,3028	0,14306	0,14075	-0,26364
Modelo II	P1 (65%)	P2 (35%)	P3	-2,052	5,5805	-	2,06141	1,98675	-0,9933	-0,03213	0,45192	0,08863
Modelo III	Efluente (13%)	P1 (87%)	P3	-	2,3638	2,04259	1,45783	1,57773	-0,7893	0,01793	0,50117	-0,00362

#### 4.5.2. Modelo II

Según el Modelo II (Tabla 9), el agua subterránea localizada 30 m aguas abajo del basural muestra una composición que resulta en 65% del agua subterránea no contaminada, de P1, y un 35 % del agua subterránea directamente influenciada por los lixiviados, P2. La precipitación de calcita, disolución de silicatos y reacciones de intercambio con liberación de Na<sup>+</sup> junto al aumento de CO<sub>2</sub> a partir de la oxidación de la materia orgánica siguen siendo las reacciones que se producen en el acuífero frente al ingreso de contaminantes en la zona del basural. El gran aporte de Na<sup>+</sup> derivado de la contaminación del efluente en P2 puede también quedar reflejado por la disolución importante de Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>.

Los valores negativos de hematita pueden estar reflejando los procesos de adsorción y precipitación de compuestos metálicos con Fe bajo las mencionadas condiciones hidrogeoquímicas. El modelo indica además la disolución de pequeñas cantidades de illita, lo que eventualmente puede considerarse de condiciones de equilibrio.

#### 4.5.3. Modelo III

En el Modelo III (Tabla 9), los porcentajes de mezcla entre el agua del acuífero y el efluente reflejan la disminución de la contaminación a los 30 m aguas abajo, respecto a la hallada inmediatamente debajo del basural y la laguna de efluentes. Las reacciones químicas a lo largo de la línea de flujo siguen siendo reacciones de intercambio con liberación de Na<sup>+</sup>, precipitación de calcita (otro modelo no incluido lo indica) y disolución de silicatos. Se observa una disminución de los valores de CH<sub>2</sub>O disueltos, lo que puede interpretarse como una disminución en el aporte de materia orgánica hacia la solución, respecto al modelo anterior donde la transferencia de mmol/Kg de H<sub>2</sub>O de CH<sub>2</sub>O resultó casi el doble de lo hallado en este modelo. En este modelo pueden asumirse las condiciones de equilibrio respecto a illita y fluorapatita, con una menor cantidad de Fe involucrado en la precipitación de hematita.

#### 4.5.4. Modelo IV

En el último caso, Modelo IV, ningún modelo posible fue arrojado por el programa, en respuesta a que el agua final considerada (P3) deriva en mayor porcentaje de agua del acuífero no contaminado, la cual no está siendo considerada en la simulación.

La falta de resultados en esta modelación apoya los resultados de mezcla obtenidos en los modelos II y III donde el agua subterránea de P3, tomada 30 m aguas abajo del basural, resulta en mayor proporción a partir del agua subterránea no contaminada y no únicamente del agua contaminada y del efluente.

## 5. Conclusiones

Los estudios realizados hasta el momento permiten señalar que la incorporación del lixiviado procedente de la laguna de efluentes, y los producidos a partir del propio basural, se infiltran hacia la zona no saturada y alcanzan la zona saturada sin llegar a generar en el acuífero el típico ambiente reductor.

El incremento del contenido de CE, Cl<sup>-</sup>, Na<sup>+</sup> y SO<sub>4</sub><sup>-2</sup> en P2 y P3 derivan principalmente del aporte de los lixiviados desde la laguna de efluentes y posiblemente desde el basural, resultando en condiciones geoquímicas locales propicias para algunas reacciones (intercambio, precipitación, óxido-reducción y disolución) que controlan la movilización y concentraciones de Ca<sup>+2</sup>, As, F y Si en el agua del acuífero.

Los porcentajes de mezcla encontrados en los modelos reflejan la influencia de los lixiviados sobre el agua subterránea debajo del basural, en P2, y su disminución en P3, reflejando los procesos de atenuación (disolución, precipitación, adsorción, dilución y oxidación) en la zona no saturada y el acuífero frente al ingreso de sustancias contaminantes ajenas al sistema.

Las altas concentraciones de iones que percolan desde la laguna de efluentes hacia la zona no saturada y hacia el acuífero son “neutralizadas” debido a la conjunción de

varios factores entre los que se involucran reacciones de precipitación con calcita, procesos de intercambio catiónico, procesos de disolución de silicatos, de adsorción de iones sobre partículas de compuestos orgánicos e inorgánicos y procesos redox. También influyen las características químicas del agua subterránea aguas arriba del basural, permitiendo además procesos de dilución de los compuestos en los procesos de mezcla con los lixiviados que llegan al acuífero. Muy importante resultó el espesor de la zona no saturada, composición de los materiales y la presencia del suelo, sobre los procesos de atenuación natural. La zona del suelo es aquella biológicamente activa, e integra la parte más alta de la zona no saturada, donde muchos de los procesos que causan la eliminación y atenuación de contaminantes ocurren a tasas más altas (Foster e Hirata, 1988). De este modo los espesores de la zona no saturada y la presencia del suelo sobre el que se vierten los residuos proveen condiciones favorables para que actúen los procesos de atenuación natural.

Los procesos de precipitación y adsorción sobre los metales traza resultarían ser los que controlan la concentración de Fe, y otros metales, en el agua del acuífero afectado por la contaminación. Estos elementos metálicos son principalmente movilizados a la solución desde los materiales que componen el suelo y zona no saturada debido a la presencia de los lixiviados derivados del basural y la laguna de efluentes que generaron un ambiente geoquímico favorable.

El estudio indica afectación al acuífero siendo necesario que el sitio de disposición de residuos sólidos urbanos de Coronel Moldes sea re-localizado a un sitio alejado de estas zonas de recarga local, debiendo implementarse un relleno sanitario a partir del cual se reduce el impacto ambiental sobre todas las esferas.

## Agradecimientos

Los autores desean agradecer a la Secretaría de Ciencia y Técnica de la Universidad Nacional de Río Cuarto y al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) por subsidiar la investigación.

## Bibliografía

- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), 1995, Standard methods for the examination of water and wastewater: Washington, D.C., American Public Health Association, 1325 p.
- Appelo, C., Postma, D., 1996, Geochemistry, groundwater and pollution: Rotterdam, Balkema, 536 p.
- Blarasin, M., Cabrera, A., Matteoda, E., Gomez, M. L., 2004, Estudio hidrogeológico para el diagnóstico y propuesta de solución del problema ocasionado por el ascenso del nivel freático en la ciudad de Coronel Moldes, Córdoba: Municipio de Coronel Moldes, Argentina, Informe Técnico, 20 p.
- Cantú, M., 1992, Provincia de Córdoba, en Iriondo, M. (ed.), El Holoceno en la Argentina: Paraná, CADINCUA, 1-16.

- Custodio, E., Llamas, M., 1983, Hidrogeología subterránea: Barcelona, Omega, 1500 p.
- Deutsch, W.J., 1997, Groundwater Geochemistry: fundamentals and applications to Contamination: New York, CRC Press, 232 p.
- Dirección Provincial de Aguas y Saneamiento (DIPAS), 1999, Normas de calidad de aguas: Córdoba, Argentina, Gobierno Provincial de Córdoba, 85 p.
- Douchafour, P., 1984, Edafogénesis y clasificación: Barcelona, Masson, 450 p.
- Foster, S., Hirata, R., 1988, Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas, una metodología basada en datos existentes: Lima, Perú, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS)-OPS-OMS, 81 p.
- Gomez, M.L., 2009, Modelado geoquímico de contaminantes procedentes de efluentes urbanos e industriales en el acuífero clástico del área de Coronel Moldes, Córdoba: Córdoba, Argentina, Universidad Nacional de Río Cuarto, tesis doctoral, 290 p.
- Gomez, M.L., Blarasin, M.T., Martínez, D.E., 2009, Arsenic and fluoride in a loess aquifer in the central area of Argentina: Environmental Geology, 57, 143-155.
- Katz, B.G., Coplen, T.B., Bullen, T.D., Davis, J.H., 1997, Use of chemical and isotopic tracers to characterize the interactions between ground water and surface water in mantled Karst: Ground Water, 35, 1014-1028.
- Ortolani, C., 2007, Estratigrafía del Cuaternario del tramo medio del A° Achiras del Gato, Departamento de Río Cuarto, Córdoba: Córdoba, Argentina, Universidad Nacional de Río Cuarto, Trabajo Final de Licenciatura, 94 p.
- Musso, T., 2003, Evaluación de la variabilidad temporal de propiedades químicas y fisicoquímicas de suelos para el seguimiento de la calidad ambiental: Córdoba, Argentina, Universidad Nacional de Río Cuarto, Trabajo Final de Licenciatura, 109 p.
- Nirich, S., 2000, Diagnóstico provincial de los sistemas de gestión de residuos sólidos urbanos: Córdoba, Argentina, Gobierno de la provincia de Córdoba-Agencia Córdoba Ambiente, 70 p.
- Plummer, L.N., Prestemon, E.C., Parkhurst, D.L., 1991, An Interactive Code (NETPATH) for Modelling Net Geochemical Reactions Along a Flow Path: Washington, D.C., USGS Water Resources Investigations, 4078-227.
- Smedley, P.L., Kinniburgh, D.G., Macdonald, D.M.J., Nicolli, H.B., Barros, A.J., Tullio, J.O., Pearce, J.M., Alonso, M.S., 2005, Arsenic associations in sediments from the loess aquifer of La Pampa, Argentina: Applied Geochemistry, 20, 989-1016.
- Zaporozec, A., 2002, Groundwater contamination inventory: A methodological guide: Paris, UNESCO, IHP-VI Series On Groundwater N°2, 160 p.

Recibido: 28/07/2009

Recibido corregido: 20/11/2009

Aceptado: 05/12/2009