

EVALUACIÓN PREVENTIVA ESPACIAL DEL RIESGO SANITARIO POR LA INSTALACIÓN DE UN CEMENTERIO PARQUE

F. PELUSO¹, L. VIVES, M. VARNI, G. CAZENAVE, J. GONZÁLEZ CASTELAIN Y
E. USUNOFF

Instituto de Hidrología de Llanuras - IHLLA. Universidad Nacional del Centro de la Prov. de
Buenos Aires, Comisión de Investigaciones Científicas, Municipalidad de Azul
C.C. 44 (B7300) Azul, Argentina

¹fpeluso@faa.unicen.edu.ar

RESUMEN

La radicación de Cementerios Parque ha crecido en los últimos tiempos en la Argentina, siendo la evaluación de impacto ambiental uno de los requisitos para aprobar su instalación. Uno de los impactos a evaluar es la contaminación de los acuíferos y el riesgo sanitario que ello genera. Se presenta un método para prever la posible contaminación a 20 años por un establecimiento a instalarse en Azul, Argentina, según la simulación del transporte advectivo y conservativo de los lixiviados cadavéricos, usando el contenido de nitrato como indicador. A partir de las concentraciones estimadas por los modelos de flujo y transporte, se calculó el riesgo sanitario por ingesta de agua. Los resultados indican que la ubicación del cementerio puede ser riesgosa entre 300 y 400 metros aguas abajo del predio y hasta los 10 metros de profundidad, según las condiciones de simulación. Los modelos aplicados de manera integrada resultan herramientas analíticas importantes para la gestión de los recursos hídricos.

Palabras clave: contaminación de aguas subterráneas; cementerios; riesgo sanitario; modelos de transporte

ABSTRACT

Settlement of small, private cemeteries has grown rapidly in Argentina in the last few years, provided that an environmental impact assessment has to be carried out in order to obtain the permit. Such an assessment places a particular emphasis on the contamination of aquifers and the sanitary risk involved. A method is presented for estimating the likely contamination from a cemetery to be settled in Azul, Argentina, for a 20-year time span. The tool is the simulation of advective transport of non-reactive cadaverous leachates, using nitrate concentrations as its indicator. From the concentrations obtained by the flow and transport models, the risk related to water consumption has been estimated. Results indicate that the cemetery location may represent a

risk for water resources up to 300 to 400 m downstream from the cemetery, and to a depth of about 10 m. It should be pointed out that the integration of models constitutes important analytical tools whenever it comes to water resources management.

Keywords: Groundwater pollution, cemetery, environmental risk, transport modelling

1. Introducción

La radicación de Cementerios Parque ha crecido notablemente en los últimos tiempos en la Argentina, contando en la actualidad con casi 200 establecimientos de los cuales 70 están en territorio de la Provincia de Buenos Aires. Entre los requisitos para aprobar su instalación en esa provincia se destaca la obligatoriedad de realizar una Evaluación de Impacto Ambiental (EIA), tal como lo expresa la Ley Provincial de Medio Ambiente (anexo 2 de la Ley N° 11.723 de la Provincia de Buenos Aires, Argentina o Ley Integral del Medio Ambiente y los Recursos Naturales). Un elemento importante a considerar dentro de la lista de los impactos potenciales de la operación de un cementerio es la posibilidad que, con el tiempo, se genere contaminación de los acuíferos y, eventualmente, efectos sanitarios devenidos del uso de esas aguas para consumo humano.

Existe relativamente poca investigación sobre el impacto ambiental potencial de los cementerios (Dent y Knight, 1998). Si bien la bibliografía presenta algunos trabajos que exponen sobre la posibilidad de generar contaminación de los acuíferos (Van Haaren, 1951; Pacheco et al, 1991; Chan *et al.*, 1992; Dent y Knight, 1998; Marques Silva, 1998; Spongberg y Becks, 2000a y 2000b), básicamente lo hacen desde un punto de vista hidrogeológico y no sanitario, salvo Marques Silva (1998). Por otro lado, tampoco existen desarrollos de modelos predictivos accesibles a la gestión ambiental de utilidad para la toma de decisiones, por ejemplo para las EIAs.

Este trabajo presenta un esquema metodológico para estimar el riesgo sanitario por la contaminación de los acuíferos que generaría un cementerio a instalarse en la ciudad de Azul, Provincia de Buenos Aires, Argentina ([figura 1](#)), utilizando modelos de transporte y al nitrato como sustancia indicadora. A partir de un modelo predictivo de transporte en agua subterránea (Cazenave y Vives, 2004) se estimaron los efectos sanitarios potenciales a 20 años de funcionamiento del emprendimiento utilizando modelos de análisis de riesgo. Este cementerio tiene una superficie de 12 ha y se presume una tasa de enterramiento de 100 personas al año, procedimiento que se realiza a 1.5 m de profundidad como cota mínima por normativa municipal.

Una metodología similar fue previamente utilizada en la misma ciudad para una descarga industrial, y comunicada en Peluso *et al.* (2004).

2. Descripción de la fuente de contaminación

Un cementerio puede ser considerado una especie de relleno sanitario (Dent y Knight, 1998). La descomposición del cadáver genera un lixiviado acuoso que, de tomar contacto con el agua subterránea, puede generar contaminación del recurso. Este lixiviado, si bien es un producto

natural derivado de la descomposición de materia orgánica, contiene dos conjuntos de elementos peligrosos para la salud humana:

- Sustancias tóxicas, en particular sustancias nitrogenadas. Entre ellas pueden considerarse las diaminas formadas por la degradación de proteínas, mencionando entre las más comunes la cadaverina (pentanodiamina) y la putrescina (butanodiamina), dos moléculas degradables de alta solubilidad en agua (Marques Silva, 1998). Otra sustancia de más fácil determinación es el nitrato, forma inorgánica más común del nitrógeno.
- Microorganismos: bacterias y virus, patógenos y no patógenos.

Según Dent y Knight (1998), un cuerpo humano promedio de hombre posee 1,8 kg de N y 1,2 kg el de una mujer por lo que esas cantidades serían esperables en los lixiviados funerarios. La etapa de generación de fluidos cadavéricos ("fase humorosa") dura aproximadamente 1 año (Marques Silva, 1998), sufriendo el mismo un proceso simultáneo de secado y/o polimerización variable.

En este estudio se consideró como sustancia química representativa de los lixiviados funerarios al nitrato, asumiéndolo como el resultado final único de la transformación de todas las formas nitrogenadas.

3. Descripción de la zona de estudio

Según Sala *et al.* (1987) la sección hidrogeológica para la zona de estudio es la Epiparaniana, apoyada directamente sobre el basamento cristalino. Como parte de dicha sección, en la zona en estudio han sido reconocidos los sedimentos del Pampeano y Post-pampeano, asentados en discordancia tanto sobre el basamento precámbrico en el sector Sur de la cuenca como sobre el Paraniano en el Norte. Se trata de sedimentos limolíticos arenosos y arcillosos pardo rojizos con lentes compactos de tosca (IHLLA, 1995). La cubierta sedimentaria (Pampeano y Post-pampeano) constituye el principal almacén de agua subterránea para sus diversos usos (IHLLA, 2000). El basamento hidrogeológico, del Precámbrico y sin alteración meteórica y tectónica (Méndez Escobar *et al.*, 1993), aflora en la zona serrana (al sur de la zona de estudio), y se profundiza hacia el área de llanura. En la zona de la ciudad de Azul se presenta entre los 111 y 143 m de profundidad. La sección Epiparaniana suprayacente está constituida por una sección permeable areno-limosa con anisotropías locales limosas y limo-arcillosas, destacándose en algunas perforaciones la presencia de gravas y gravas finas, ubicadas entre los 40 -50 m de profundidad, con lo cual es esperable un aumento de la transmisividad (Sala *et al.*, 1987). De los ensayos hidráulicos realizados por el IHLLA se obtiene una transmisividad media de $600 \text{ m}^2 \text{ día}^{-1}$, una permeabilidad de 5 m d^{-1} y un coeficiente de almacenamiento de 3×10^{-4} (IHLLA, 1995).

La morfología freática en la zona de estudio muestra un flujo convergente al arroyo Azul ([figura 1](#)), verificándose gradientes hidráulicos altos (2 m km^{-1}) en la zona intraserrana, para ir transformándose en una tendencia general plana con gradientes menores a 1 m km^{-1} y restringiéndose el carácter convergente sólo a las proximidades del arroyo al Norte de la ciudad de Azul. Respecto de la interacción del acuífero y el arroyo, el balance hídrico neto indica que el acuífero entrega aproximadamente $1.25 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ al curso de agua (IHLLA, 1995). El efecto de la

Peluso, F. et al. (2006): "Evaluación preventiva espacial del riesgo sanitario por la instalación de un cementerio parque", GeoFocus (Informes y comentarios), nº 6, p. 1-14. ISSN: 1578-5157

explotación de aguas subterráneas para provisión de agua a Azul desde 1942 es poco marcado a pesar del volumen de extracción. Las perforaciones tienen distintas profundidades (entre 85 y 110 m), y los caudales de bombeo de las mismas varían de 24 a 140 m³ h⁻¹ (Coiule *et al.*, 2001).

Varni *et al.* (1997) y Varni y Usunoff (1999) determinaron un valor de recarga de 20 mm para el área de estudio, siendo la precipitación media anual de 918 mm para el período 1900 – 2001 (IHLLA, 2003).

Estudios sobre la oscilación de los niveles freáticos llevados a cabo en el sitio de emplazamiento del cementerio para el período 1991 – 2001, establecen que dichos niveles frecuentemente ascienden hasta casi alcanzar la cota mínima de enterramiento (1.5 metros) (Usunoff y García Patella, 2001).

En la ciudad de Azul los servicios sanitarios cubren un alto porcentaje del casco urbano, aunque no llegan al sitio del emprendimiento. Según el censo del año 2001, el 98% de la población cuenta con servicio de agua potable y el 76% con el servicio de cloacas, y un 70% de las calles con asfalto.

3. Estudio de la potencialidad de contaminación del acuífero

La extensión y magnitud de la contaminación de los recursos hídricos subterráneos que podría generar un cementerio dependerá de varias condiciones, entre ellas, de su interacción con el ciclo hidrológico (lluvias, evapotranspiración, infiltración, escurrimiento superficial, dirección y movilidad del agua subterránea, etc.), y de la diferencia entre la cota de enterramiento y el nivel del agua subterránea (Dent y Knight, 1998). En este trabajo, la propagación de un eventual contaminante desde la zona de enterramiento se estudió mediante varios modelos matemáticos de simulación. En primer lugar se utilizó un modelo de flujo de aguas subterráneas, el MODFLOW, desarrollado por el U. S. Geological Survey (McDonald y Harbaugh, 1988). A continuación se aplicó el programa MODPATH (Pollock, 1989) para definir trayectorias de partículas en el campo de flujo previamente resuelto. Finalmente, se simuló el transporte de un soluto no reactivo mediante el modelo MT3D (Zheng, 1990). Todos estos modelos se ejecutaron dentro del paquete Visual MODFLOW del Waterloo Hydrologic Inc. (2002).

Previo a las predicciones del transporte, se definió el modelo conceptual de funcionamiento del acuífero en el área de interés y posteriormente se simuló el movimiento del flujo de agua subterránea. Los detalles sobre la estructura del modelo y su calibración pueden consultarse en Cazenave y Vives (2004). El estudio del transporte para los lixiviados cadavéricos simula un escenario donde se asume flujo subterráneo en estado estacionario. El mismo se considera preponderantemente advectivo (muy poco dispersivo), es decir, que el soluto viaja principalmente a la velocidad del agua y no tiene intercambio con el medio.

Las condiciones iniciales fueron de concentración inicial nula en todo el dominio excepto en la zona de enterramiento donde se estableció una concentración fija durante todo el período de simulación. Otra condición fue asumir el contacto directo del lixiviado con el agua subterránea, despreciando el rol de la zona no saturada como atenuador, debido a que el ascenso del nivel

freático frecuentemente reduciría el espesor de la misma bajo la cota de enterramiento a valores insignificantes. La recarga natural al acuífero se produce por infiltración de agua de lluvia con concentración nula.

Finalmente, se definió la dispersividad, que es el parámetro que caracteriza el grado de avance y retraso de ciertos filetes de transporte del soluto respecto del transporte puramente advectivo (el soluto es solidario a la partícula de agua). En este caso se fijó una dispersividad de 10 m.

4. Análisis del riesgo a la salud

Un análisis de riesgo estima el potencial de peligro para un receptor humano a partir de la exposición a una sustancia química presente en el ambiente, en el agua subterránea en este caso. Estos estudios establecen las condiciones específicas bajo las cuales una sustancia representa una amenaza no aceptable a la salud (Lyons, 2002).

Existen diferentes tipos de evaluación de riesgo a la salud, aunque en su mayoría respetan el modelo básico del National Research Council (NRC, 1983). Éste expresa que el riesgo es una función de la exposición a la sustancia peligrosa y la toxicidad de la misma. La exposición por una sustancia en el agua de bebida en una evaluación de riesgo a la salud por sustancias no carcinogénicas se sustenta en un modelo que calcula la "dosis diaria promedio" tal como muestra la ecuación 1 (Louvar y Louvar, 1998):

$$DDA = \frac{(C * TI)}{PC} \quad \text{Ecuación 1}$$

siendo DDA = Dosis Diaria Promedio, C = Concentración de la fuente de riesgo, TI = Tasa de ingesta diaria de la fuente, PC = Peso corporal del individuo expuesto.

El análisis de la exposición se contextualiza en un análisis de riesgo confrontando ese valor con la dosis umbral por debajo de la cual no existen efectos toxicológicos sobre el individuo expuesto. En este caso se usa como dosis umbral a la Dosis de Referencia (RfD). Ésta representa una estimación de la exposición diaria a la que la población humana, incluyendo los subgrupos sensibles, a la que se puede someter a la fuente sin que generen riesgos de efectos adversos durante toda su vida (Barnes, 1988). Entonces, una medida del riesgo para este tipo de sustancias es estimar si, y en cuánto, la dosis diaria promedio excede la dosis de referencia para la misma. Esta relación se denomina cociente de riesgo R (Risk Quotient en inglés) (USEPA, 1989):

$$R = \frac{DDA}{VR} \quad \text{Ecuación 2}$$

siendo R = Cociente de Riesgo, VR = Valor toxicológico referencial, en este caso la RfD, que para el nitrato es de 7.04 mg kg⁻¹ día⁻¹.

Se considera a los niveles de riesgo menores a la unidad como “no atendibles”; si sobrepasa ese valor, podrían existir efectos a la salud, lo que requeriría atender particularmente la situación.

El análisis de riesgo probabilístico recurre a modelos que representan cómo se distribuyen los niveles de riesgo en la población y que caracterizan la incertidumbre en dichas estimaciones basados en probabilidades (USEPA, 1999). Las técnicas probabilísticas, en vez de operar con un valor único para cada término del modelo analítico representado por las ecuaciones 1 y 2, lo hace con distribuciones de valores, obteniendo también una distribución como resultado del mismo, la que incluye y permite representar la incertidumbre y/o variabilidad resultante del modelo. Finalmente puede obtenerse un valor único representativo de esa distribución el que tendrá asociado un valor de probabilidad. Una práctica común es utilizar como representante de la distribución su 95 percentil.

Debido a que los resultados del modelo de transporte arrojan porcentajes de la concentración en el punto de origen, y a que el análisis de riesgo trabaja sobre la base de concentraciones tal como se vio en la ecuación 1, se la estima en el punto de origen. Ésta se calculó en base al contenido de nitrógeno por cuerpo inhumado calculando la masa total según la tasa anual de enterramientos y asumiendo que todas las formas nitrogenadas se convierten finalmente en nitrato. El volumen en el que se diluye esa especie química corresponde a la recarga anual para la superficie del emprendimiento, el que alcanzaría los 2400 m³ (IHLLA, 2003).

Tanto la tasa de ingesta de agua como el peso fueron estimados probabilísticamente, según un escenario de exposición residencial (24 horas al día durante 365 días al año) y para niños lactantes como individuos susceptibles expuestos de modo agudo.

Los valores que caracterizan la tasa de ingesta adoptada, en litros día⁻¹, son:
Media: 0.75; Desvío Standard: 0.45; Mínimo: 0.1; Máximo: 2.1

Y del peso, en kg, son:
Media: 9.75; Desvío Standard: 2; Mínimo: 7.75; Máximo: 15.75
Estos valores fueron extraídos de USEPA (2002)

Se construyeron distribuciones probabilísticas por Monte Carlo (5.000 iteraciones) para cada parámetro interviniente según estimaciones realistas, asumiendo una distribución normal, y bajo condiciones sugeridas por USEPA (1997, 1999) con Crystal Ball 7.1 (Decisioneering, 2005). Los parámetros descriptivos de la distribución del riesgo estimado son el valor máximo, la media aritmética, el desvío estándar y el percentil 95.

Se hizo un análisis de riesgo areal y en profundidad, a partir de los datos que muestran la [figura 3](#) y [figura 4](#).

5. Resultados, análisis y discusión

La [figura 2](#) muestra las trayectorias de partículas inyectadas en el flujo de agua en el sector de enterramiento. Estas partículas, usadas a modo de trazador, se mueven solidarias al movimiento

del agua, gobernadas por las condiciones estacionarias del flujo subterráneo. La figura muestra que la mayoría de las trayectorias se desplazan hacia aguas abajo del cementerio.

La [figura 3](#) y la [figura 4](#) muestran el desplazamiento del penacho de un contaminante a lo largo de 20 años. Los distintos colores expresan la concentración del contaminante respecto a la concentración en la zona de enterramiento que se fija en un 100%, lo que se visualiza con los tonos rojo-marrones. Los colores varían pasando por el amarillo, el verde hasta llegar al azul donde las concentraciones están en el rango del 0.01 al 20 %.

En la [figura 5](#) puede verse un corte según un eje sur-norte en el que se ve, a 20 años, la profundización del penacho de contaminación. De acuerdo al total de N por cuerpo inhumado, el nitrógeno liberado al acuífero será aproximadamente de 130 kg por año, considerando 100 inhumaciones anuales, 50 hombres y 50 mujeres. Este número se considera constante en el tiempo debido a que la fase humorosa dura aproximadamente ese período. Si este valor se convierte a nitratos, se estaría aportando al acuífero anualmente 575.45 kg de esta sustancia, ya que la misma, para un peso molecular de 62 g, cuenta con 14 g de nitrógeno.

En base a la recarga y al aporte anual de nitrato, la concentración máxima posible de nitrato será de 239.42 mg l⁻¹. Las concentraciones estimadas a partir de la aplicación del modelo de transporte para un horizonte temporal de 20 años se aprecian en la [tabla 1](#). Los valores de riesgo para cada nivel de concentración también se visualizan en la misma tabla.

En la [figura 3](#) y la [figura 4](#) puede verse que, a los 20 años de iniciado el proceso, concentraciones menores al 1% de la concentración en la zona de enterramiento llegarían hasta unos 1000 m aguas debajo de dicha zona, mientras que concentraciones cercanas al 20% alcanzarían una distancia de unos 100 m. Concentraciones mayores quedan restringidas a la periferia inmediata del área de enterramiento. La [figura 5](#) permite apreciar que, además de su desplazamiento horizontal, existe una considerable profundización del penacho contaminante.

En el contexto de un análisis de riesgo y si se adopta la posición más conservadora, es decir, utilizando los valores máximos estimados a partir del método probabilístico, los resultados a 20 años indican que, en cuanto a lo espacial, el cementerio puede ser riesgoso entre 300 y 400 metros aguas abajo del predio. En profundidad, ocasionaría niveles de riesgo atendible hasta aproximadamente los 10 metros.

En el trabajo se realizan varias asunciones o simplificaciones (por ejemplo, el contacto del nivel freático con la cota de enterramiento, el considerar al nitrato como única forma química generadora de riesgo sanitario, la forma de cálculo de la concentración inicial, etc.) que se justificarían debido a que la metodología apunta a proveer a entes técnicos tomadores de decisión de una herramienta expeditiva para evaluar los posibles efectos sanitarios de un emprendimiento y decidir o no su instalación. Por otro lado, aplicar un conjunto de condiciones conservadoras tiende a disminuir los efectos de la incertidumbre para la toma de decisiones. Es decir, se pretende formalizar una herramienta para la toma de decisiones surgida de una solución de compromiso entre el rigor de su basamento técnico y su valor práctico para la gestión (Ministerio de Medio Ambiente de España, 1996).

Tal como se desprende del presente estudio, bajo las condiciones asumidas, puede preverse con cierto nivel de seguridad que el emprendimiento causaría un impacto sanitario potencial que se extendería a las áreas vecinas. Si bien en la actualidad los cementerios se suelen instalar en zonas de las ciudades urbanísticamente no consolidadas, o con restricciones de uso, lo que reduciría la cantidad de gente potencialmente expuesta, también debe decirse que tal vez por ello no sea esperable una inmediata extensión de la red de agua potable. Si se analiza tanto el área como el subsuelo afectados por los penachos contaminantes en este caso, puede esperarse que predios vecinos tengan una afectación de la calidad del agua en las profundidades típicas a las que se realizan las captaciones domiciliarias (de 8 a 15 metros).

Por otro lado, debe tenerse muy presente que este estudio sólo se centra en lo químico soslayando lo bacteriológico, aspecto que debería complementar el presente análisis.

Los modelos de flujo y transporte son herramientas analíticas y de simulación importantes para la gestión de los recursos hídricos. Así, la simulación del transporte, a pesar de las limitaciones que presenta al no poder reproducir la heterogeneidad de las formaciones en profundidad, permite la toma de decisiones con base informativa. La integración de los procesos de transporte con los estudios de riesgo puede convertirse en adecuadas herramientas analíticas prospectivas. Aunque las metodologías de análisis de riesgo aun se consideran en estadios iniciales de desarrollo y con cierta incertidumbre (Cranor, 1995), su interés radica en que pueden plantearse como estudios "preventivos" (Peluso *et al.*, 2003; Peluso *et al.*, 2004), tal como las EIAs como en este caso.

El planteo del análisis espacial de riesgo sanitario bajo un entorno SIG como el que se presenta, además de ser un monitor espacial de la calidad de los recursos hídricos (Peluso *et al.*, 2003), permite evaluar proyectos de incidencia sobre la planificación urbana o el medio ambiente. Esta combinación metodológica permite plantear escenarios futuros de manera explícita, lo cual es valioso para la toma de decisiones. Así, en el caso que se presenta, sería conveniente apoyar la sugerencia efectuada por Dent y Knight (1998) de realizar "buffers" alrededor de este tipo de emprendimientos. El ordenamiento urbano de la ciudad de Azul, a pesar de cierta restricción de usos en la zona referida (barrios, por ejemplo), posibilitaría el poblamiento de terrenos linderos para la instalación de casa de veraneo, emprendimientos productivos menores (huertas, por ejemplo), o clubes deportivos. Si bien esto fomentaría la extensión de la red de agua corriente, de todos modos podría hacerse uso del agua subterránea para el llenado de piletas o para el riego de huertas y jardines, práctica común en la ciudad. Por otro lado, también resulta evidente la necesidad de modificar el flujo subterráneo del área con obras ingenieriles que estabilicen y profundicen los niveles freáticos.

6. Conclusiones

Los modelos de flujo y transporte son herramientas importantes para la toma de decisiones con relación a la gestión de los recursos hídricos. Su integración con los modelos espaciales de riesgo sanitario en entornos SIG permite no sólo contar con herramientas prospectivas para analizar las afectaciones ambientales potenciales de un emprendimiento, como en el caso estudiado, sino también contextualizar estos estudios en el marco de la planificación urbana.

Peluso, F. et al. (2006): "Evaluación preventiva espacial del riesgo sanitario por la instalación de un cementerio parque", *GeoFocus (Informes y comentarios)*, nº 6, p. 1-14. ISSN: 1578-5157

Los resultados a 20 años del estudio indican que el establecimiento podría ocasionar afecciones a la salud si se ingiere agua subterránea hasta unos 400 metros aguas abajo del predio y si se la capta de pozos someros (hasta los 10 metros).

Este estudio muestra que, bajo las condiciones asumidas, el emprendimiento podría ocasionar un impacto sanitario potencial que se extendería a las áreas vecinas, por lo que son necesarias medidas de mitigación que le competen tanto a la gerencia del emprendimiento (a través de obras ingenieriles en el predio del establecimiento) como al municipio local (fijando zonas de restricción de usos en los predios linderos, o extendiendo la red de agua potable).

Referencias bibliográficas

- Barnes, D. (1988): "Reference Dose (RfD): Description and Use in Health Risk Assessment". *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 8, pp. 471-486.
- Cazenave, G., Vives, L. (2004): "Modelo de transporte de solutos en aguas subterráneas de la ciudad de Azul, provincia de Buenos Aires, Argentina", *Cuadernos del CURIHAM* 10, pp. 33 – 43.
- Chan, G.S., Scafe M., Emami, S. (1992): *Cemeteries and Groundwater: An Examination of the Potential Contamination of Groundwater by Preservatives Containing Formaldehyde*. Report. Water Resources Branch, Ontario Ministry of the Environment, Ontario, Canadá.
- Coiule, A., Comparato, H., Quattrocchio, A. y García Patella, R. (2001): *Características Hidrológicas de la ciudad de Azul*. Curso de Hidrología Subterránea. Universidad Nacional del Centro de la provincia de Buenos Aires. Olavaria.
- Cranor, C. (1995): "Some generic strategies for addressing uncertainty in risk assessment", *Assessing and managing health risks from drinking water contamination: approaches and applications*. IAHS Publ. 233, pp. 195 – 207.
- Decisioneering (2005): Crystal Ball 7.1 software.
- Dent, B. B., Knight, M. J. K. (1998): "Cemeteries: A special kind of landfill", *Proceedings of the International Association of Hydrogeologists Conference on Groundwater Sustainable Solution*, Melbourne, Australia, February 8-13.
- IHLLA, (1995): *Hidrología de los sectores alto y medio de la cuenca del arroyo Azul. Informe Final*. Instituto de Hidrología de Llanuras. CIC, Municipalidad de Azul y UNCPBA. Azul.
- IHLLA, (2000): *Avance metodológico en el tratamiento de los recursos hídricos en una cuenca de llanura*. Informe Final. Instituto de Hidrología de Llanuras. CIC, Municipalidad de Azul y UNCPBA. Azul.
- IHLLA, (2003): *Sistema de soporte para la gestión eficiente de los recursos hídricos en la llanura bonaerense*. Proyecto CIC-UNCPBA, Informe Final. Instituto de Hidrología de Llanuras, Azul, Argentina.
- Louvar, J. F. y Louvar, B. D. (1998): *Health and environmental risk analysis: Fundamental and applications*. Prentice Hall, NY., USA.
- Lyons, K., (2002): "Definition of Contaminant in Risk-Based Corrective Action". Office of Underground Storage Tanks, Environmental Protection Agency, en <http://www.epa.gov/swrust1/rbdlm/definitn.htm>
- Marques Silva, L. (1998): "Cemiterios: fonte potencial de contaminação dos aquíferos livres". *Memorias del IV Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea*, volumen 3, 667 – 681.

Peluso, F. et al. (2006): "Evaluación preventiva espacial del riesgo sanitario por la instalación de un cementerio parque", *GeoFocus (Informes y comentarios)*, nº 6, p. 1-14. ISSN: 1578-5157

- McDonald, M., Harbaugh A. (1988): *MODFLOW, A modular three- dimensional finite difference ground-water flow model*. U. S. Geological Survey, Open-File Report 83-875, Chapter A1, Washington, DC, USA.
- Méndez Escobar, R., Usunoff, E. y Weinzettel, P. (1993): "Aportes al conocimiento del subsuelo de la cuenca del arroyo Azul (provincia de Buenos Aires)", *V Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales*, Vol. 2, pp. 55-60. Santa Rosa, La Pampa.
- Ministerio de Medio Ambiente de España (1996): *Indicadores Ambientales. Una propuesta para España*. Madrid, Serie Monografías, 146 p.
- NRC (1983): *Risk assessment in the federal government: managing the process*. National Research Council. National Academic Press, Washington DC, USA.
- Pacheco, A., Mendes, J.M., Martins, T., Hassuda, S. and Kimmelman, A. (1991): "Cemeteries - A potential risk to groundwater", *Water Science and Technology*, 24, pp. 97-104.
- Peluso, F., Cazenave, G., Vives, L. y Usunoff, E. (2004): "Análisis areal y prospectivo de riesgo sanitario incorporando modelos de transporte de solutos en aguas subterráneas", *GeoFocus (Artículos)*, nº 4, pp. 166-178.
- Peluso, F., Usunoff, E. y González Castelain, J. (2003): "El análisis de riesgo a la salud como monitor de la calidad de los recursos hídricos usados con fines consuntivos". *Memorias del I Seminario Hispano-Latinoamericano Sobre Temas Actuales de la Hidrología Subterránea*, Tomo 2, pp. 415 – 421. Rosario, Argentina.
- Pollock, D.W. (1989) *Documentation of computer programs to compute and display pathlines using results from the U.S. Geological Survey modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model*. U.S. Geological Survey, Open-File Report 89-381, Denver, USA.
- Sala, J. M., Kruse, E., Aguglino, R. (1987): *Investigación hidrológica de la cuenca del arroyo Azul, Provincia de Buenos Aires*. Informe 37. Comisión de Investigaciones Científicas. La Plata, Argentina.
- Spongberg, A. L. y Becks, P. (2000a): "Organic contamination in soils associated with cemeteries". *Journal of Soil Contamination* 9(2), pp. 87-97.
- Spongberg, A. L. y Becks, P. (2000b): "Inorganic Soil contamination from cemetery leachate", *Water, Air and Soil Pollution* 17, pp. 313-327.
- USEPA. (1992): *Guidelines for exposure assessment*. Environmental Protection Agency. Fed. Reg. 57, 22888 – 22938. Washington DC, USA.
- USEPA (1997): *Guiding principles for Monte Carlo analysis*. Risk Assessment Forum, EPA/630/R-97/001. Washington D.C., USA.
- USEPA (1989): *Risk assessment guidance for superfund. Volume 1: Human health evaluation manual*. EPA/540/1-89/002. Washington D.C, USA.
- USEPA (1999): *Process for conducting probabilistic risk assessment*. Environmental Protection Agency, Draft, en <http://www.epa.gov/superfund/programs/risk/>
- USEPA (2002): *Child-specific exposure factors handbook*. Environmental Protection Agency. EPA-600-P-00-002B. Washington DC, USA.
- Usunoff, E., García Patella, R. (2001): *Oscilaciones del nivel freático en sitios discretos del predio de Parque Centenario S.A*. Informe Final. Instituto de Hidrología de Llanuras, Azul, Argentina.
- Van Haaren, F. W. J. (1951): "Cemeteries as sources of groundwater contamination". *American Institute of Chemical Engineering. Water* 35 (16), pp. 167-172.
- Varni, M. y Usunoff, E. (1999): "Simulation of regional-scale groundwater flow in the Azul River basin, Buenos Aires Province, Argentina". *Hydrogeology Journal* 7, pp. 180-187.

Peluso, F. et al. (2006): "Evaluación preventiva espacial del riesgo sanitario por la instalación de un cementerio parque", *GeoFocus (Informes y comentarios)*, nº 6, p. 1-14. ISSN: 1578-5157

Varni, M., Vives, L., Weinzettel, P., Usunoff, E. y Rivas, R. (1997): "Estimación de la recarga en la zona central del acuífero del Arroyo del Azul". *Actas del I Congreso Nacional de Hidrogeología*, pp. 365-375.

Waterloo Hydrologic Inc. (2002): *Visual MODFLOW Pro user's manual*. Waterloo Hydrologic Inc., Ottawa, Canadá.

Zheng, C. (1990): *MT3D, a modular three-dimensional transport model*. S.S. Papadopoulos & Associates, Inc., Rockville, Maryland, USA.

TABLAS

Tabla 1. Valores de riesgo expresados como el máximo (Max.), media aritmética (Prom.), desvío estándar (Desv.) y el 95 percentil (P95) de la distribución probabilística para cada nivel de concentración absoluta (Conc.) y relativa (Conc.%), distancia (Dist.) y profundidad (Prof.) según la escala de colores (Color) resultante de la simulación a 20 años.

Color	Conc. (mg l ⁻¹)	Conc.%	Dist. (m)	Prof. (m)	Max.	Prom.	Desv.	P95
Rojo	239.40	100.00	0	0	7.87	2.77	1.38	5.28
	191.52	80.00	250	2	6.30	2.18	1.09	4.15
Naranja	143.64	60.00	275	2	4.72	1.65	0.81	3.11
Amarillo	95.76	40.00	300	2	3.12	1.10	0.54	2.07
Verde	47.88	20.00	400	12	1.51	0.55	0.27	1.03
Azul	23.94	10.00	1000	82	0.78	0.27	0.13	0.52
	2.39	1.00	1000	82	0.08	0.03	0.01	0.05

FIGURAS

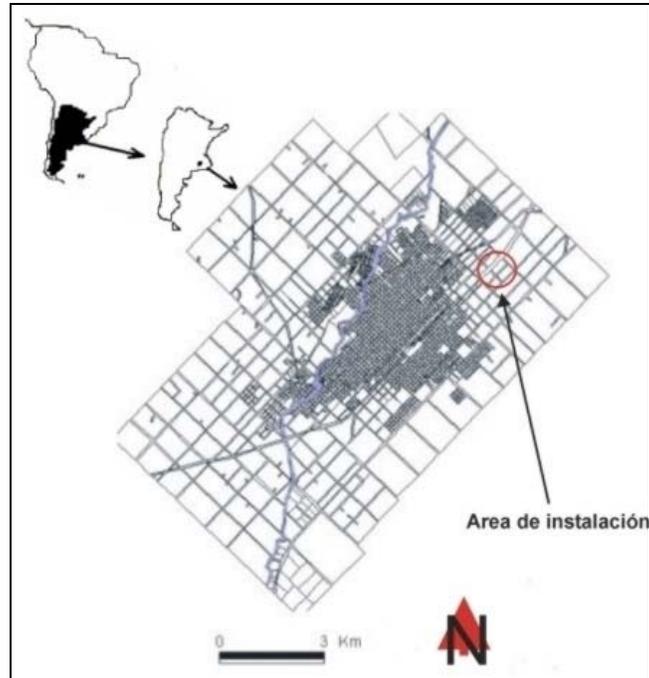


Figura 1. Emplazamiento del cementerio dentro de la geografía urbana de la ciudad de Azul, Argentina. En celeste se remarca la traza del Arroyo Azul.

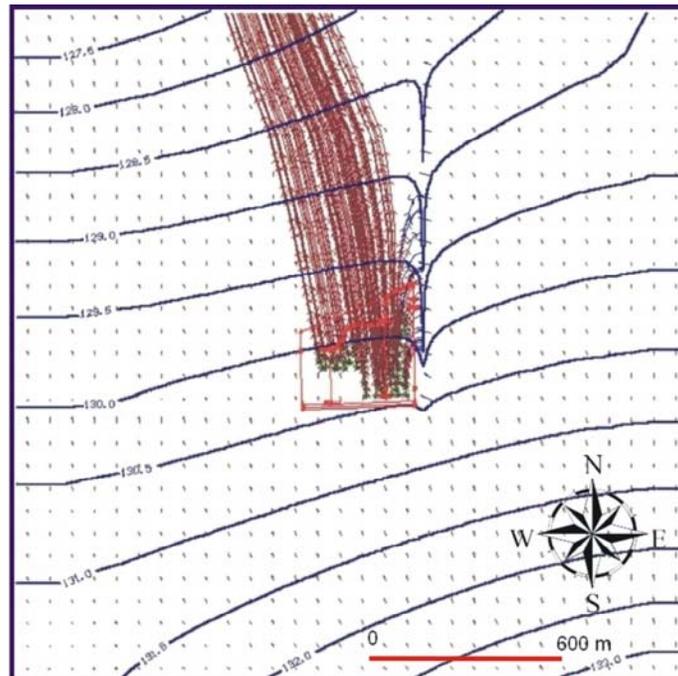


Figura 2: Trayectorias del flujo a partir de la zona de enterramiento.

Peluso, F. et al. (2006): "Evaluación preventiva espacial del riesgo sanitario por la instalación de un cementerio parque", *GeoFocus (Informes y comentarios)*, n° 6, p. 1-14. ISSN: 1578-5157

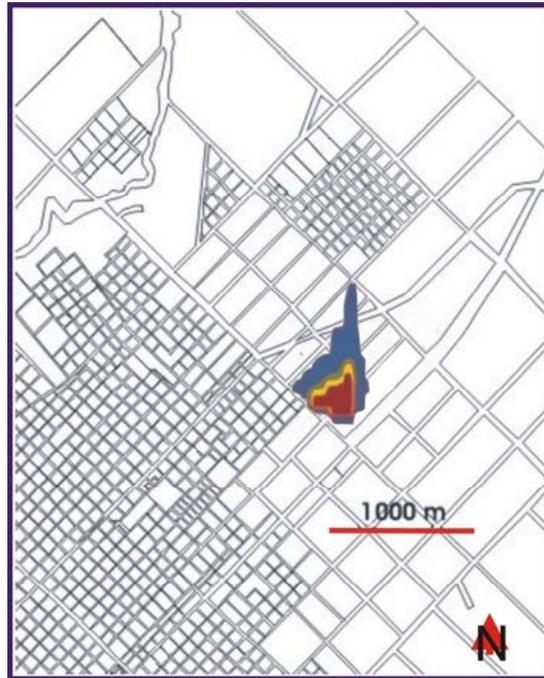


Figura 3. Simulación espacial de las isoconcentraciones de los lixiviados cadavéricos a veinte años en el contexto de la planta urbana de Azul.

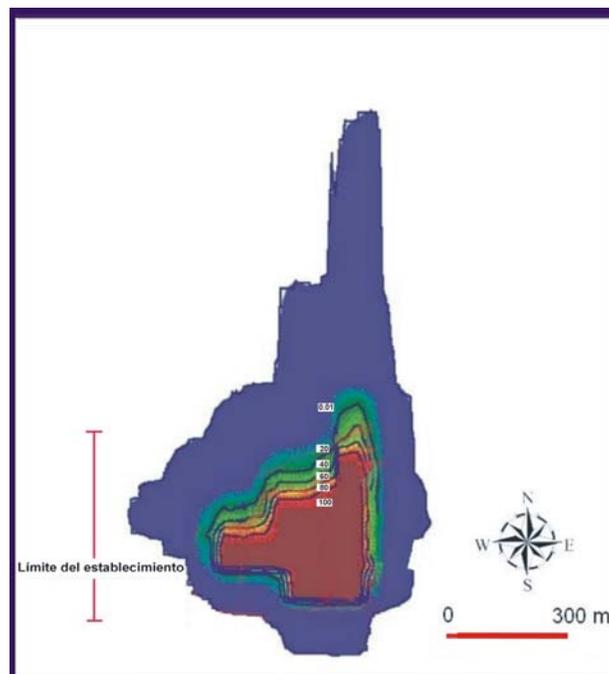


Figura 4. Detalle del penacho contaminante mostrando los porcentajes de la concentración inicial y los límites del establecimiento

Peluso, F. et al. (2006): "Evaluación preventiva espacial del riesgo sanitario por la instalación de un cementerio parque", GeoFocus (Informes y comentarios), nº 6, p. 1-14. ISSN: 1578-5157

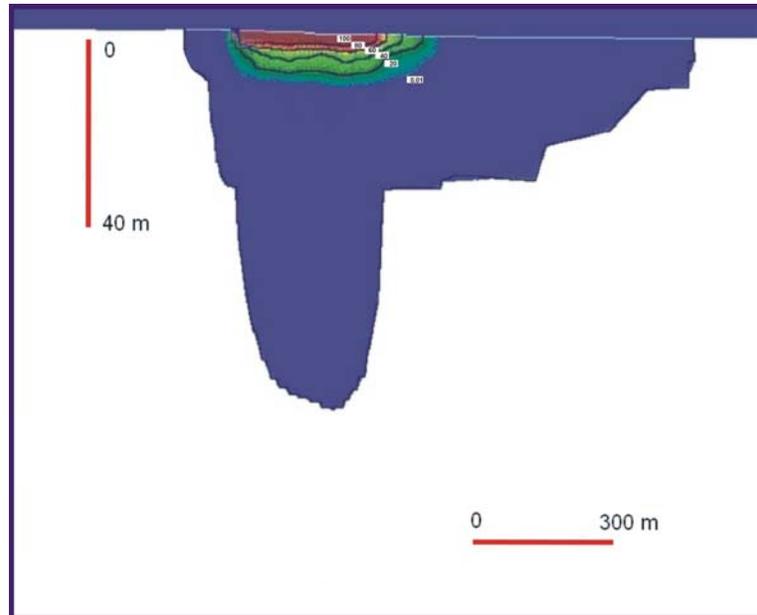


Figura 5. Simulación de las isoconcentraciones de los lixiviados cadavéricos en corte vertical a veinte años.