Número 4 - 2004

# Revista Latino-Americana de Hidrogeologia

ALHSUD

Número 4 – 2004

# Revista Latino-Americana de Hidrogeologia

**Revista Latino-Americana de Hidrogeologia**

Esta publicação poderá ser obtida em permuta, junto à

Universidade Federal do Paraná
Biblioteca Central - Seção de Intercâmbio
Caixa Postal, 19.051
81531-990 Curitiba - Paraná - Brasil
e-mail: inter@ufpr.br
Fone: 55 (41) 360-5290

CATALOGAÇÃO NA FONTE
Coordenação de Processos Técnicos. Sistema de Biblioteca. UFPR

REVISTA LATINO-AMERICANA DE HIDROGEOLOGIA / Asociación Latinoamericana de Hidrologia Subterránea para el Desarollo. - n.. 4, (2004)-. Curitiba : ALHSUD, 2004.

Periodicidade annual
ISSN 1676-0999*

1. Hidrogeología. 2. Águas subterrâneas. I. Asociación Latinoamericana de Hidrologia Subterránea para el Desarrollo.

CDD 551.4905
CDU

* o número do ISSN na capa está incorreto

PRINTED IN BRAZIL
Curitiba, 2004

**IMPRENSA UNIVERSITÁRIA**
Rua Bom Jesus, 650 - Juvevê
Tel./Fax: (41) 252-6712
80035-010 Curitiba - Paraná - Brasil

PEDE-SE PERMUTA
WE ASK FOR EXCHANGE

## Asociación Latino-Americana de Hidrologia Subterránea para el Desarollo


Presidente : Mario A. HERNÁNDEZ (Argentina)

Vicepresidentes: Joel CARRILLO (México)
Ernani Francisco da ROSA FILHO (Brasil)
Carlos MOLANO (Colombia)
Liubow GONZALEZ (Chile)

Secretaría General: Jorge MONTAÑO (Uruguay)

Secretaria Adjunta: Pablo DECOUD (Uruguay)

Suplentes: Alfredo TINEO (Argentina)
Guillermo HERNANDEZ (México)
Uriel DUARTE (Brasil)
Alcides HUGGET (Colombia)
Carlos ESPINOZA (Chile)
Andrés PEREZ (Uruguay)
Marcela PEREZ (Argentina)

Consejo Directivo: Roraima ALFONZO (Venezuela)
Fernando LARROZA (Paraguay)
Norberto BUCICH (Argentina)
Lourdes ROCHA (Uruguay)
Milton MONTALVO (Ecuador)
Diosdado PEREZ FRANCO (Cuba)

Suplentes: Celso VELAZQUEZ (Paraguay)
Nilda GONZALEZ (Argentina)
Leslie MOLERIO
Enrique MASSA (Uruguay)
Jorge CARRICA (Argentina)
Juan LEDESMA (Uruguay)

Comisión Fiscal: Fernando LOPEZ-VERA (España)
José Luis ARUMI RIVERA (Chile)
Eduardo Chemas HINDI (Brasil)

Suplentes: Marcos Imério LEÃO (Brasil)
Malena PESSI (Uruguay)
Carlos SCATIZZA (Argentina)

**Revista Latino-Americana de Hidrogeologia**
Publicação oficial da Asociación Latinoamericana de Hidrologia Subterránea para el Desarollo

**CONSELHO EDITORIAL**

**Editores**: Ernani Francisco da Rosa Filho (ernani@ufpr.br)
Eduardo Chemas Hindi (hindi@ufpr.br)

**Corpo Consultivo**

Miguel Auge; Mario Hernandez; Nilda Gonzáles; Ofelia Tujchneider (Argentina)
Aldo da Cunha Rebouças; André Virmond Lima Bittencourt; Ricardo Hirata; Uriel Duarte (Brasil)
Mario E. Arias Salguero (Costa Rica)
Emílio Custódio; Fernando López-Vera (Espanha)
Carlos Espinosa; Luibow Nikolaivna Gonzalves (Chile)
Carlos Molano (Colombia)
Rosa María Valcarce Ortega; Willy Rodríguez Miranda (Cuba)
Joel Carrillo; Maritza Esteller; Miguel Rangel Medina (México)
Oscar Cruz Meléndez (Nicaragua)
Fernando Larroza (Paraguai)
Jorge Montaño Xavier (Uruguai)

**Diagramação e formatação**: Dulce Bueno
**Supervisão gráfica**: Quintino Dalmolin

# PRESENTACIÓN

Cuando en al año 2001 y con gran esfuerzo ALHSUD pudo poner en circulación el Número 1 de su Revista Latino-Americana de Hidrogeología, nos sentimos todos muy contentos y satisfechos de haber alcanzado una meta tan importante como la aparición de una publicación hidrogeológica en español y portugués.

Era para los colegas de América Latina una necesidad de larga data, y ese primer número abría una importante posibilidad de difusión en el plano científico-académico de los logros alcanzados por la disciplina en el plano regional.

Pero éramos a la vez concientes de que luego de esa primer meta, la siguiente era todo un desafío: mantener la **continuidad** de la revista luego de su inscripción en el ISSN como publicación anual y en el CDD (Brasil).

Quiso el destino que los conocidos sucesos en la economía de muchos países de la región desde ese mismo año, se transformaran en un severo escollo para las expectativas de ALHSUD. Pero quiso también favorecer esta importante iniciativa con la cooperación de personas e instituciones, como el caso del Dr. Fernando López Vera (Universidad Autónoma de Madrid) y la Red VIIA de CYTED, que han posibilitado grandemente dicha continuidad con su apoyo económico en momentos decisivos.

Llegamos así a editar este N° 4 conteniendo fundamentalmente trabajos seleccionados de aquellos presentados al I Seminario Hispano-Latinoamericano sobre Temas Actuales en la Hidrología Subterránea, realizado en la Ciudad de Rosario (Argentina) entre los días 23 y 26 de Setiembre de 2003, organizado por el Grupo Argentino IAH y el CURIHAM con el auspicio de ALHSUD y CYTED. Tenemos el orgullo de haber contribuido a difundir las contribuciones seleccionadas del Taller de La Habana, Cuba (CYTED, Abril de 2002), del XXXII IAH Congress y VI Congreso ALHSUD, Mar del Plata, Argentina (Octubre de 2002) además del mencionado Seminario que nutre este número.

Idénticamente, habremos de dedicar páginas del próximo ejemplar de la Revista a la publicación de trabajos referados presentados al XXXIII IAH Congress y VII Congreso ALSHUD (Zacatecas, México, Octubre 2004).

Es imprescindible volver a destacar, como se ha hecho en anteriores números, la decisiva participación en esta labor de la Impresa Universitaria de la Universidade Federal do Paraná (Brasil) y del Conselho Editorial, con sus editores responsables Dr. Ernani Da Rosa Filho y Eduardo Chemas Hindi.

Como todo emprendimiento que aspira a perdurar, cuenta esta Revista con nuevas y más ambiciosas metas para el futuro próximo: lograr su financiamiento, tras el cuarto año consecutivo de aparición regular, por parte del Sistema Científico de Brasil. Llevar su frecuencia a dos números anuales. Intentar su incorporación a los Index reconocidos internacionalmente.

Tal como fue posible la aparición y el mantenimiento de la periodicidad, confiamos en poder cumplir las otras metas si todos los colegas nos ayudan simplemente con su aporte anual y la incorporación de nuevos miembros a ALHSUD. Podremos hacer crecer la Revista, ampliar nuestro Programa de Becas de Posgrado "Ing. Germán Galarza", multiplicar las ayudas para la participación en eventos. Esta en vuestras manos.

Prof. Dr. Mario A. Hernández
Presidente ALHSUD

# SUMÁRIO

9 A MIGRAÇÃO DE CONSTITUINTES IÔNICOS NO AQÜÍFERO BARREIRAS NA REGIÃO SUL DE NATAL-RN, DECORRENTE DO QUADRO ESTRUTURAL LOCAL - UMA HIPÓTESE DE TRABALHO
L. R. F. LUCENA
E. F. ROSA FILHO
A. V. L. BITTENCOURT
J. X. MONTAÑO

17 COMPOSICIÓN ISOTÓPICA DE LA LLUVIA DE BUENOS AIRES. SU IMPORTANCIA PARA EL ESTUDIO DE LOS SISTEMAS HIDROLÓGICOS PAMPEANOS
C. DAPEÑA
H. O. PANARELLO

27 EFICIENCIA DE LA BARRERA PERMEABLE REACTIVA DE AZNALCOLLAR (SEVILLA; ESPAÑA) COMO REMEDIO DE AGUAS ÁCIDAS DE MINA
J. BOLZICCO
J. CARRERA
C. AYORA

35 EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD A LA CONTAMINACIÓN DEL ACUÍFERO MERCEDES EN EL ÁREA METROPOLITANA DE LA CIUDAD DE PAYSANDÚ – COMPARACIÓN DE LOS MÉTODOS GOD Y DRASTIC
J. M. XAVIER
S. GAGLIARDI
H. VIDAL
M. MONTAÑO
L. R. F. LUCENA

47 EVALUATING THE OCCURRENCE AND SPATIAL DISTRIBUTION OF THE RADIOACTIVE ISOTOPES $^{226}Ra$, $^{228}Ra$, $^{222}Rn$ AND $^{238}U$ IN THE GROUNDWATERS OF REGIÃO DOS LAGOS - RJ – BRAZIL
D. C. LAURIA
R. M. R. ALMEIDA
A. C. FERREIRA

57 IMPACTO DEL LIXIVIADO DE RELLENOS SANITARIOS EN LA CUENCA DEL ARROYO LOBERÍA: I. CARACTERIZACIÓN DE LA CARGA CONTAMINANTE
D. E. MARTÍNEZ
H. E. MASSONE
A. FERRANTE
G. BERNAVA
M. YEDAIDE

67 REACTIVIDAD DE SOLUTOS COMUNES EN AGUAS SUBTERRÁNEAS DE LA CUENCA DEL ARROYO DEL AZUL, ARGENTINA
E. USUNOFF
D. ARIAS

71 SISTEMA REDOX EN UN ACUÍFERO CARBONATADO AFECTADO POR LIXIVIADO DE BASUREROS
R. GÓNZALEZ
I.VADILLO
R. RODRÍGUEZ
F. CARRASCO

81 UN MODELO NUMÉRICO DE LA INTRUSIÓN SALINA CON DISPERSIÓN HIDRODINÁMICA
D. E. M. DOMÍNGUEZ

85 VULNERABILIDAD DE ACUÍFEROS
M. AUGE

# A MIGRAÇÃO DE CONSTITUINTES IÔNICOS NO AQÜÍFERO BARREIRAS NA REGIÃO SUL DE NATAL-RN, DECORRENTE DO QUADRO ESTRUTURAL LOCAL - UMA HIPÓTESE DE TRABALHO

Leandson Roberto F. de LUCENA[1]
Ernani Francisco da ROSA FILHO[1]
André Virmond Lima BITTENCOURT[1]
Jorge Xavier MONTAÑO[2]

**RESUMO**

A contaminação de aqüíferos porosos decorrente de águas residuais urbanas não tratadas e do uso de fertilizantes constitui-se num fator cada vez mais preocupante, sendo motivo de diversos estudos ao longo das últimas décadas. Tal tendência deve-se a expansão de áreas urbanas não saneadas e a crescente demanda na produção de alimentos, além da própria necessidade de preservação da qualidade dos mananciais subterrâneos. Contudo, esses estudos dizem respeito costumeiramente a contaminações *in situ* dessa natureza. No presente artigo é abordado a eventual migração de constituintes iônicos no meio saturado em subsuperfície, proporcionado pelo quadro estrutural local em terrenos sedimentares cenozóicos. Este processo migratório pode ser resultado, dentre outros aspectos, do fluxo subterrâneo estruturalmente controlado e variações bruscas de espessuras saturadas, somado à disposição de cotas potenciométricas favoráveis no terreno. Neste caso, alguns constituintes iônicos, particularmente nitrogênio e potássio, que atingirem o aqüífero podem adquirir uma razoável mobilidade e eventualmente alcançarem áreas teoricamente com baixo risco de contaminação por uma dessas atividades humanas. Exemplos dessa interação entre o contexto estrutural e o hidrogeoquímico vem sendo alvo de pesquisas no Aqüífero Barreiras na área sul de Natal/RN-Brasil.

**Palavras-chave:** Contaminação, Aqüífero Barreiras, contexto estrutural.

**ABSTRACT**

The contamination of porous aquifers arising from *in-natura* urban sewage and the usage of fertilizers is a reason of concern of several studies in the last decades. Such concern is due to the expansion of urban areas with no sewage system, the increasing demand for food production and besides that, the need to preserve the quality of the underground water resources. The studies so far mainly investigate the in situ contamination of these underground resources. In the present paper, we investigate the eventual migration of ionic constituters in the saturated porous underground porous media, which is structurally controlled in sedimentary terrains. This migration process can be a result of: structurally controlled underground flow and abrupt variations of the saturated thickness, together with favourable piezometric height of the terrain. In this case, due to human activities, some ionic constituters can have a reasonable high mobility and may eventually reach areas thought to be of low risk of contamination. Examples of this structural-hydrochemical interaction are now the target of researchs in the Barreiras Aquifer, in NE Brazil.

**KEY-WORDS:** contamination, Barreiras Aquifer, structural context

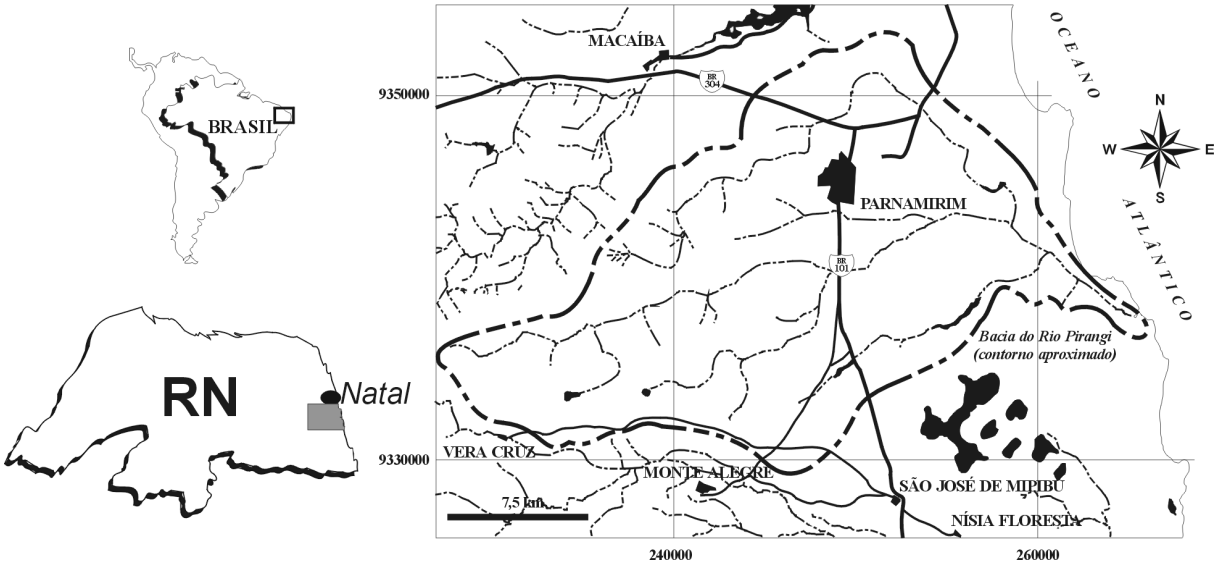
[1] Universidade Federal do Paraná (UFPR)/ Curitiba-PR, Brasil; ernani@ufpr.br
[2] Universidad de la Republica Oriental Del Uruguai (UDELAR)

## INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

Estudos envolvendo relações entre os contextos hidrogeológicos e estruturais, sobretudo em terrenos sedimentares mesozóicos e cenozóicos, ainda representam uma linha de pesquisa recente nestas duas ciências. Contudo, algumas publicações foram efetuadas nesta área, tais como aqueles de LUCENA & QUEIROZ (1996), LUCENA *et al.* (1999) e LUCENA *et al.* (2002), além de outros trabalhos desenvolvidos no Programa de Pesquisa e Pós-graduação em Geodinâmica e Geofísica da Universidade Federal do Rio Grande do Norte-PPGG/UFRN e no Laboratório de Pesquisas Hidrogeológicas da Universidade Federal do Paraná-LPH/UFPR. Estes estudos mostram a alteração do parâmetro "transmissividade hidráulica" em áreas adjacentes, decorrente principalmente de variações bruscas de espessuras saturadas provocadas por falhamentos, além do condicionamento estrutural de fluxos subterrâneos. Por outro lado, o conhecimento de possíveis influências desta mesma estruturação no meio hidrogeoquímico é insipiente, ou mesmo inexistente.

Dessa forma, o presente trabalho compreende uma síntese de estudos preliminares sobre as influências de uma estruturação cenozóica regional no contexto hidrogeoquímico, tomando-se como exemplo a ocorrência e provável migração de constituintes iônicos no Aqüífero Cenozóico Barreiras. A região ora estudada situa-se a sul da cidade de Natal-RN, litoral leste do Estado do Rio Grande do Norte-Brasil, abrangendo o setor oriental da bacia do Rio Pirangi e envolvendo parte dos municípios de Parnamirim, Nísia Floresta e São José de Mipibú-RN (figura 1).

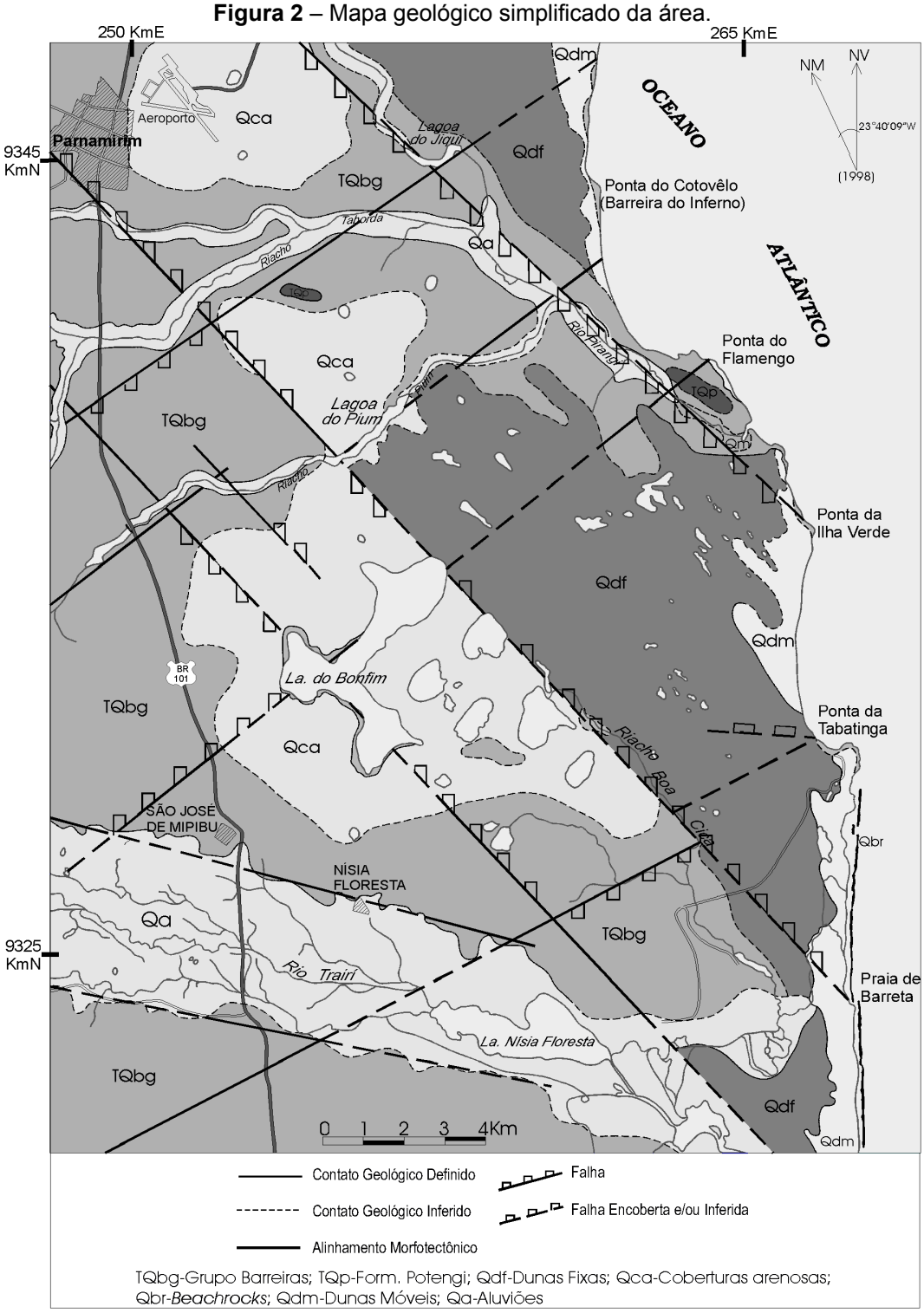
**Figura 1** – Localização da área




## O CONTEXTO GEOLÓGICO E HIDROGEOLÓGICO

A geologia da área é constituída estratigraficamente pelo embasamento cristalino Pré-cambriano, sotoposto a sedimentos cretácicos (este constituído por uma seqüência arenítica basal e outra carbonática no topo) e capeados por unidades cenozóicas, na qual apenas estas últimas são aflorantes. Dentre estas unidades cenozóicas, destacam-se o Grupo Barreiras (de idade Terciária-Quaternária) e toda a sedimentação quaternária, composta por diversas gerações de dunas, coberturas arenosas, bem como sedimentos praiais e aluvionares. O arcabouço tectono-estrutural é formado por uma complexa estruturação regional (BEZERRA *et al.*, 1993; LUCENA & QUEIROZ, 1996; CORIOLANO *et al.*, 1998), caracterizada em três direções principais: NW, NE e E-W, aproximadamente, além de uma quarta direção, menos expressiva e não individualizada em escala de mapa, com orientação geral N-S (figura 2). Estas direções estruturais foram denominadas de alinhamentos morfotectônicos ou mesmo falhamentos, quando possível a quantificação de rejeitos e/ou feições apropriadas no terreno.

**Figura 2** – Mapa geológico simplificado da área.



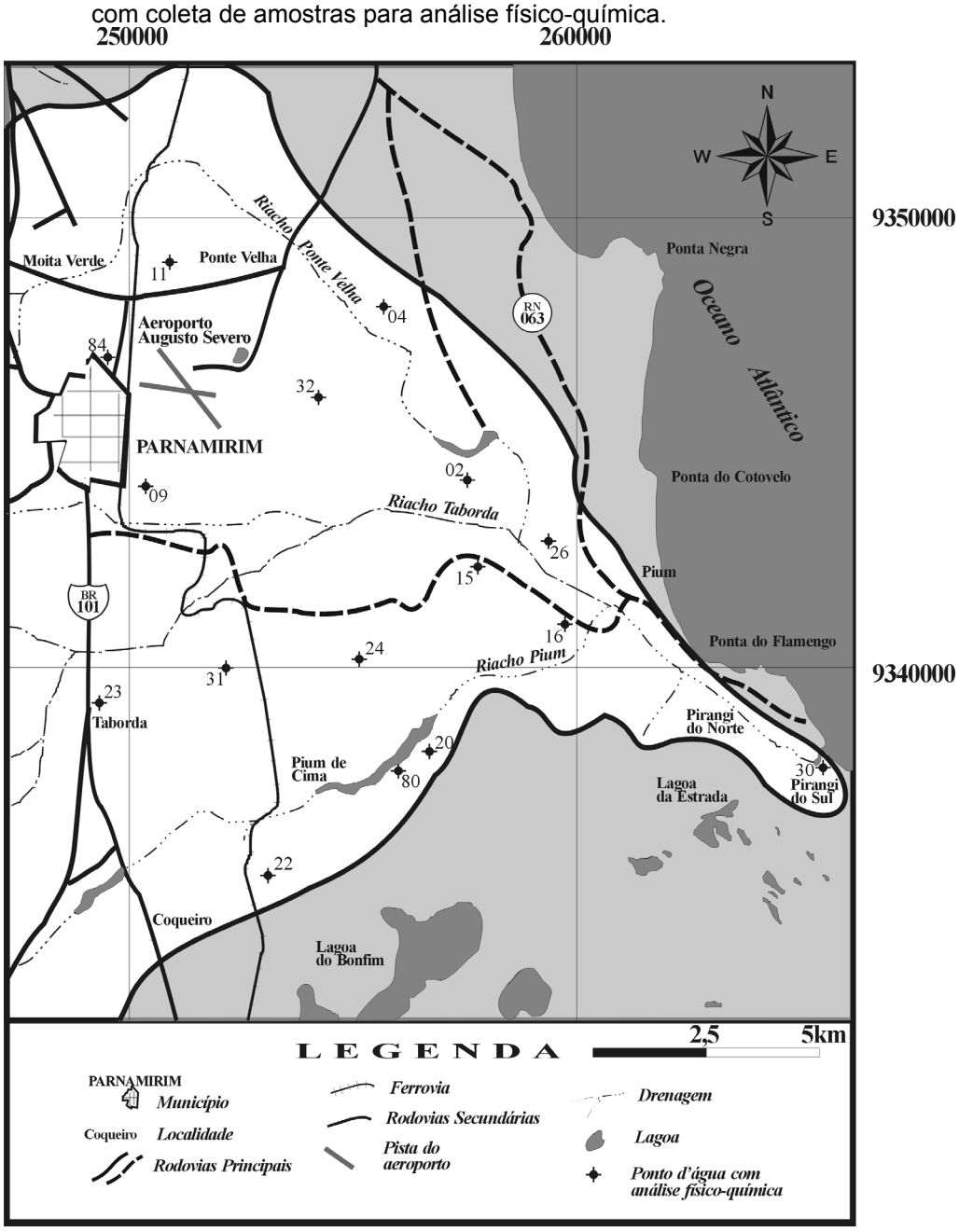

O contexto hidrogeológico alvo do presente estudo é representado pelo Aqüífero Barreiras. Este último, de caráter local livre a semi-confinado, é responsável pelo abastecimento da maioria das cidades da faixa litorânea oriental do Estado, incluindo a capital Natal. Apresenta-se, sob o ponto de vista litológico, bastante heterogêneo, envolvendo desde arenitos pouco argilosos a conglomeráticos, até argilas. Esta composição diversificada, somada à variações de espessuras saturadas (geralmente decorrentes do arcabouço tectono-estrutural da área), resulta em vazões explotáveis igualmente variáveis, em geral da ordem de 5 $m^3$/h a 100 $m^3$/h. Outro fator que merece destaque é a ocorrência de cotas potenciométricas relativamente maiores imediatamente a norte da Lagoa do Bonfim e decrescendo no sentido da Lagoa do Pium e riacho homônimo (ver mapa da figura 2),

originando um fluxo subterrâneo neste mesmo sentido (LUCENA *et al.*, 2002).

## METODOLOGIA GERAL

A metodologia geral de trabalho compreendeu basicamente a associação de dados relativos ao mapeamento geológico, com ênfase ao quadro estrutural local, o mapa de condutividade elétrica do Aqüífero Barreiras e análises físico-químicas de poços em que se buscou evidenciar, dentre outros parâmetros, os respectivos teores de nitrato e potássio. A escolha de tais elementos deve-se ao fato deles estarem associados à contaminação da água subterrânea por atividade humana e/ou práticas agrárias (uso de fertilizantes), possibilitando o uso dos mesmos como "marcadores" no presente estudo. Com relação a estas análises físico-químicas, foi efetuada uma amostragem em 16 poços tubulares do Aqüífero Barreiras, espacialmente bem distribuídos e inseridos no setor oriental da bacia do Rio Pirangi (figura 3). Tais amostras foram coletadas após um bombeamento dos respectivos poços por um período mínimo de cerca de 15 minutos, com vistas à obtenção de dados representativos do manancial subterrâneo, em que se minimizou a coleta de águas estagnadas e/ou contaminadas no interior das captações.

**Figura 3 –** Localização dos poços, inseridos no setor oriental da bacia do Rio Pirangi, com coleta de amostras para análise físico-química.



Os resultados analíticos, em relação a teores de nitrato e potássio dos poços apresentados na figura 3, são mostrados na tabela 1.

**Tabela 1 –** Teores de nitrato e potássio para amostras coletadas em poços tubulares, inseridos no setor oriental da bacia do Rio Pirangi.

| Elementos analisados | POÇOS TUBULARES (Nº DE REFERÊNCIA) | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 20 | 31 | 32 | 09 | 84 | 26 | 16 | 15 | 24 | 22 | 23 | 11 | 04 | 02 | 80 | 30 |
| Nitrato (mg/L $N\text{-}NO_3^-$) | 0,05 | 0,19 | 0,56 | 4,31 | 6,19 | 3,14 | 3,28 | 1,85 | 0,01 | 0,33 | 0,29 | 1,33 | 0,69 | 5,02 | 0,00 | 0,00 |
| Potássio (mg/L $K^+$) | 0,83 | 5,38 | 0,83 | 6,64 | 5,77 | 0,42 | 0,50 | 0,42 | 0,50 | 0,42 | 3,33 | 0,83 | 0,83 | 5,77 | 4,17 | 2,92 |

## O MAPA DE CONDUTIVIDADE ELÉTRICA DO AQÜÍFERO BARREIRAS

O parâmetro condutividade elétrica é amplamente utilizado na hidrogeologia, estando diretamente relacionado com as variações da mineralização das águas subterrâneas, a temperaturas constantes. Em outras palavras, a condutividade elétrica evidencia o maior ou menor grau de concentração de sais dissolvidos sob forma de íons na água subterrânea, associada costumeiramente ao padrão de qualidade deste manancial.

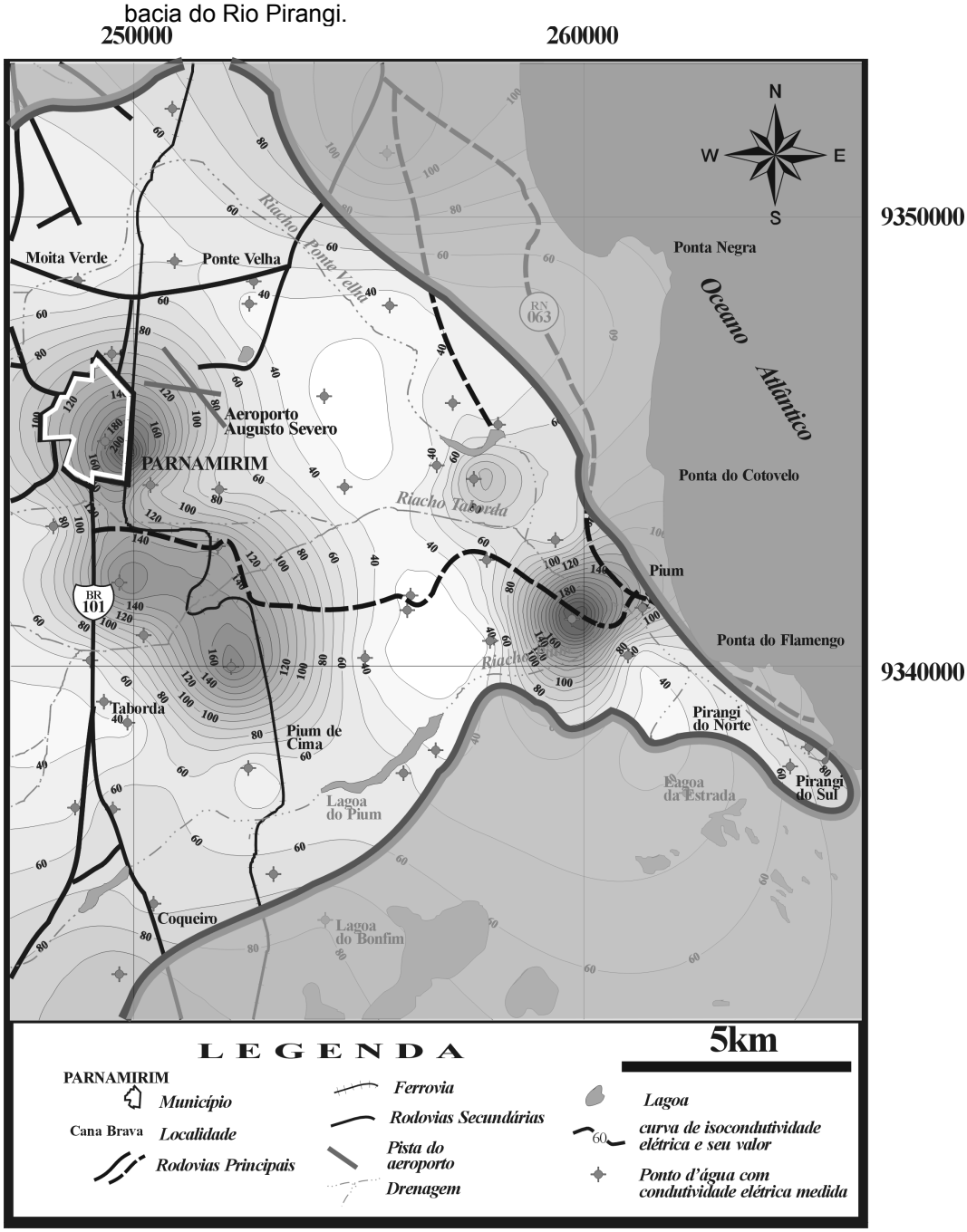
Os pontos levantados são apresentados na forma de um mapa de isolinhas, sendo este resultado da interpolação dos dados de campo através do *software Surfer for Windows* (figura 4). O equipamento utilizado nas medições de campo foi um condutivímetro modelo HI933300 da Hanna Instruments, o qual já fornece valores corrigidos de acordo com a temperatura da amostra.

Os resultados obtidos com a interpolação dos dados de campo, adotado um "*background*" de 60 μS/cm, revelam a ocorrência de algumas anomalias relativas, aqui interpretadas como indícios de uma tendência à poluição local do aqüífero. Tais anomalias são de caráter pontual, não perfazendo extensas superfícies, exceto a área da sede municipal de Parnamirim. Esta última, está associada com as condições pouco satisfatórias de esgotamento sanitário, em face da disposição de esgotos em sistemas de fossas sépticas e sumidouros. Outro aspecto a se considerar é a deposição de resíduos sólidos diretamente em "lixões" sobre o solo, com partículas contaminantes atingindo as camadas aqüíferas pela lixiviação de poluentes. Já os valores anômalos situados a sul de Parnamirim podem ser resultado da migração de sais dissolvidos provenientes da referida sede municipal, tendo em vista a presença de linhas de fluxo subterrâneas nesse sentido, conforme dados preliminares da potenciometria da região. A continuação desta mesma superfície anômala, localizada a leste-nordeste da localidade de Taborda, por sua vez, sugere a influência de alguns perímetros irrigados para atividades agrárias nas proximidades das margens esquerda e direita da Lagoa do Pium e norte da Lagoa do Bonfim. É notório o uso local de fertilizantes de natureza química, face à maior disponibilidade e menor preço no mercado. Somado a este fato, LUCENA *et al.* (2002) caracterizou linhas de fluxo subterrâneas a partir do sistema lacustre do Bonfim, no sentido norte até a margem direita do Riacho Taborda e já no âmbito da bacia do Rio Pirangi, o que explicaria a migração de íons que teriam atingido a zona saturada nas área irrigadas.

Em outros dois pontos do mapa destacam-se anomalias pontuais de razoável amplitude relativa, da ordem de 240 μS/cm e 110 μS/cm. A primeira, localiza-se na confluência dos riachos Pium e Taborda e deve estar relacionada também com o adensamento populacional local, refletido a ausência de um sistema adequado de esgotamento sanitário, a exemplo da sede municipal de Parnamirim. A segunda anomalia localiza-se na margem direita da Lagoa do Jiqui, na altura da base física da Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte-EMPARN, devendo estar associada a práticas agrárias. Esta área também recebe constantes adubações, sobretudo de natureza química, destinadas aos campos de produção de mudas e de desenvolvimento de árvores frutíferas das pesquisas agropecuárias desta empresa. A irrigação, por sua vez, é realizada por poços e adutoras provenientes da referida lagoa. Portanto, tal anomalia é resultado da percolação de alguns desses componentes até o meio saturado, contribuindo para o aumento da salinidade local desse manancial. Um outro dado que vem a colaborar com esta hipótese diz respeito à análise físico-química da água de um dos poços da EMPARN (número de referência 2, na tabela 1 do presente documento), o qual apresenta o segundo maior índice de nitrato (5,02 mg/L) e potássio (5,77 mg/L) dentre os 16 poços amostrados no setor leste da bacia do Rio

Pirangi. O nitrogênio, normalmente revelado nas águas subterrâneas na forma de nitrato ($NO_3^-$), além do potássio, constituem-se em dois dos principais nutrientes exigidos pelas culturas e presentes nos fertilizantes. As amostras referentes aos poços 09, 84, 26 e 16 (tabela 1), com concentrações de nitrato ($N\text{-}NO_3^-$) de 4,31, 6,19, 3,14 e 3,28 mg/L, respectivamente, acham-se diretamente associadas com águas residuais urbanas, uma vez que tais captações encontram-se inseridas nas proximidades do centro de Parnamirim e localidade de Pium. Já os teores de potássio dos poços 31 e 80 (5,38 e 4,17 mg/L, respectivamente) estão associados com o uso de fertilizantes, a exemplo da anomalia da base física da EMPARN.

**Figura 4** – Mapa de condutividade elétrica do Aqüífero Barreiras no setor oriental da bacia do Rio Pirangi.




## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em linhas gerais, sabe-se que a migração de eventuais elementos contaminantes em subsuperfície é governada basicamente pela advecção e dispersão, que dão razão do movimento e diluição do contaminante ou soluto (MORAIS, 1996). Outros fatores tais como o tipo de aqüífero, parâmetros hidrodinâmicos, geologia do terreno e as próprias características químicas das águas subterrâneas e dos

poluentes, exercem forte influência nesse processo. Somado a isso, os mecanismos pelos quais os elementos ou contaminantes passam a fazer parte do fluxo subterrâneo e, por conseguinte, ficam submetidos a este, são igualmente preponderantes em toda esta ação migratória.

Nesse contexto, e excetuando-se as demais influências de estruturas frágeis em aqüíferos costeiros (Lucena *et al*, 1999), a estruturação regional exerce sua parcela de contribuição na migração de elementos ou contaminantes em subsuperfície através do controle estrutural do fluxo subterrâneo. A este último aspecto, reportado nos trabalhos de Lucena *et al* (1999) e Lucena *et al* (2002), pode-se imputar o decréscimo ou mesmo incremento, no caso de uma convergência local do fluxo, da concentração de determinado elemento/ contaminante. Vale ressaltar ainda que a heterogeneidade do aqüífero resulta em diferentes velocidades no movimento da água subterrânea e nos elementos nela contidos, já que envolve a ocorrência/alternância de locais de alta e baixa condutividade hidráulica. Tal parâmetro, por sua vez, possui proporção inversa à espessura saturada local, estando assim susceptível a variações bruscas desta mesma espessura, ocasionada por falhamentos.

Com base na análise do mapa de condutividade elétrica do Aqüífero Barreiras no setor oriental da bacia do Rio Pirangi (figura 4), os valores relativos elevados observados a norte e nordeste da localidade de Taborda mostram-se como candidatos em potencial da migração de elementos contaminantes em subsuperfície. Conforme já reportado, esta abrangente "superfície" de condutividade elétrica das águas do Aqüífero Barreiras não pode ser explicada pela simples lixiviação/infiltração de águas residuais não tratadas, seja de esgotos domésticos, seja de origem industrial ou da atividade agropecuária. Tal afirmação deve-se à baixa densidade populacional local, principalmente a leste de Taborda, bem como a ausência de industrias e/ou grandes áreas agricultáveis (ressaltando-se aqui o uso de fertilizantes e agrotóxicos/pesticidas). Por outro lado, tem-se a ocorrência dos perímetros irrigados nas proximidades de Pium de Cima, nas margens esquerda e direita da Lagoa do Pium, além da área situada imediatamente à norte-noroeste da Lagoa do Bonfim. Tais área possuiriam, dessa forma, uma tendência periódica à contaminação decorrente do uso de agrotóxicos/pesticidas e principalmente de fertilizantes.

Sobrepondo-se informações preliminares da potenciometria local e do arcabouço estrutural do setor oriental da bacia do Rio Pirangi ao mapa de condutividade elétrica da figura 4, reforça-se a hipótese de migração de elementos contaminantes em subsuperfície decorrente de fluxos subterrâneos estruturalmente controlados. A espessura saturada relativamente menor ocasiona uma maior condutividade hidráulica, enquanto que uma espessura saturada relativamente maior (neste caso, proporcionada por falhas locais) aumenta a área de uma frente de escoamento e consequentemente do meio físico para o transporte em subsuperfície. O aumento do valor da condutividade hidráulica, por sua vez, proporciona uma redução no tempo de chegada de determinado elemento contaminante conservativo a um ponto adjacente ao foco pontual da contaminação considerada. A interação destes fatores, somado à presença de uma zona de recarga do Aqüífero Barreiras na área da bacia do Rio Pirangi proveniente do sistema lacustre do Bonfim (Lucena *et al*, 2002), compatibiliza com a ocorrência de anomalias de condutividade elétrica do aqüífero na localidade de Taborda. Esta anomalia, sob esta hipótese, é resultado da migração de elementos em subsuperfície, após estes terem atingido o aqüífero nas citadas áreas de perímetros irrigados, como decorrência do uso de fertilizantes e agrotóxicos/pesticidas. Neste contexto, a análise referente ao poço de número 2, na EMPARN (ver tabela 1), confirma uma tendência a contaminação *in situ* do aqüífero por parte destas práticas agrárias, enquanto que os poços 31 e 80 exemplificam a hipótese acima reportada, sobretudo pelos teores relativamente elevados de potássio.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

O mapa de condutividade elétrica das águas do Aqüífero Barreiras revelara valores da ordem de 40 a 270 μS/cm, onde se definiu um "*background*" de 60 μS/cm. A partir desta observação, algumas anomalias relativas foram individualizadas e associadas ao aumento de salinidade, decorrente da infiltração de águas residuais urbanas e práticas agrárias.

A hipótese de trabalho envolvendo a influência da estruturação regional no contexto hidrogeoquímico local, apesar de ainda especulativa e de carecer de uma maior quantidade de dados, é respaldada preliminarmente na análise conjunta de informações já disponíveis como parâmetros físico-químicos, o mapa de condutividade elétrica do aqüífero, informações iniciais da potenciometria da área e do arcabouço estrutural regional. Dentro desta nova linha de pesquisa e à título de sugestão para futuros trabalhos na área em questão, pode-se vislumbrar uma reavaliação e detalhamento do mapa de

condutividade elétrica do aqüífero. Outros fatores importantes seriam a elaboração de mapas de distribuição de alguns componentes dissolvidos, notoriamente aqueles presentes nas formulações químicas dos principais fertilizantes e agrotóxicos utilizados na região, bem como o confronto com análises físico-químicas completas em poços situados sobre a área da referida anomalia de condutividade e dos perímetros irrigados das lagoas do Bonfim (à norte desta) e Pium.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BEZERRA, F. H. R.; LUCENA, L. R. F. DE; SAAD, A.; MOREIRA, J. A. M.; LINS, F. A. P. L.; NOGUEIRA, A. M. B.; MACEDO, J. W. P.; NAZARÉ JR. D. Estruturação neotectônica do litoral de Natal-RN, com base na correlação entre dados geológicos, geomorfológicos e gravimétricos. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE ESTUDOS TECTÔNICOS, IV. 1993, Belo Horizonte. **Anais**... Belo Horizonte-MG. SBG, Núcleo MG. Bol. 12: p. 317-321.

CORIOLANO, A.C.F.; LUCENA, L.R.F.; JARDIM DE SÁ, E.F.; SAADI, A. A deformação quaternária no litoral oriental do Rio Grande do Norte. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE ESTUDOS TECTÔNICOS, VIII. Lençóis, 1997. **Anais**... Lençóis-BA, SBG. P. 67-70.

LUCENA, L.R.F.; OLIVEIRA, S.K.; MEDEIROS, W.E. Condicionamento estrutural sobre o Aqüífero Barreiras e Sistema Lacustre do Bonfim, Nísia Floresta-RN. In: INTERNATIONAL CONGRESS OF THE BRASILIAN GEOPHYSICAL SOCIETY, VI. Rio de Janeiro, 1999. **Anais em CD**... Rio de Janeiro-RJ, SBGf.

LUCENA, L.R.F. & QUEIROZ, M.A. Considerações sobre as influências de uma tectônica cenozóica na pesquisa e prospecção de recursos hídricos - o exemplo do litoral sul de Natal-RN, Brasil. **Revista Águas Subterrâneas**, ABAS. Vol. 1, n° 15: 81-88, 1996.

LUCENA, L.R.F.; ROSA FILHO, E.F.; HINDI, E.C. O fator estrutural atuante na conexão hidráulica subterrânea entre o sistema lacustre do Bonfim e a bacia do Rio Pirangi, litoral leste do Rio Grande do Norte. **Revista Águas Subterrâneas**, ABAS. N° 16: 69-75, 2002

MORAIS, J.O. Geologia no planejamento ambiental: impactos na água. **Revista de Geologia**. Vol. 8: 225-258, 1996.

# COMPOSICIÓN ISOTÓPICA DE LA LLUVIA DE BUENOS AIRES. SU IMPORTANCIA PARA EL ESTUDIO DE LOS SISTEMAS HIDROLÓGICOS PAMPEANOS

Cristina DAPEÑA[1]
Héctor O. PANARELLO

**RESUMEN**

El estudio de la composición isotópica de la precipitación de la estación Buenos Aires fue de vital importancia para complementar la interpretación de algunos de los sistemas hidrológicos pampeanos. El contenido isotópico ($^{2}H$, $^{18}O$ y $^{3}H$) de las lluvias se registra desde 1978 en la estación Ciudad Universitaria en la ciudad de Buenos Aires, que pertenece a la Red Nacional de Colectores de Argentina y a la Global Network for Isotopes in Precipitation. La composición isotópica del agua de lluvia de Buenos Aires responde a un promedio anual ponderado $\delta^{18}O$= -5,5‰, $\delta^{2}H$=-30‰ y se ha elaborado una línea de aguas meteórica local, *i.e.* $\delta^{2}H = 8\delta^{18}O+14$‰ que permite utilizar estos registros como función de entrada a los sistemas hidrológicos de la región. La concentración de $^{3}H$ (variable temporal) varía entre 0 y 17.7 UT, aunque se han detectado máximos relativos de hasta 40UT, los cuales responden al pico de primavera. Al presente se han hallado valores que superan esa concentración, debido, probablemente a factores no naturales. En varias regiones de la provincia de Buenos Aires se realizaron trabajos hidrogeológicos con el apoyo de técnicas isotópicas. Los ambientes pampeanos seleccionados como ejemplo en este trabajo corresponden a la ciudad de La Plata y sus alrededores, Pergamino-Arrecifes y el Sistema de las Encadenadas de Chascomús.

**Palabras clave:** Isótopos Ambientales, precipitación, agua subterránea y agua subterránea en provincia de Buenos Aires.

**ABSTRACT**

The isotopic composition precipitation in Buenos Aires station is of great importance to understand the interpretation of the hydrologic pampean systems. The rain isotope content ($^{2}H$, $^{18}O$ y $^{3}H$) is recorded since 1978 at Ciudad Universitaria Station, which belongs to the Red Nacional de Colectores de Argentina and Global Network for Isotopes in Precipitation (IAEA-WMO). The annual weighted average of Buenos Aires isotopic composition is $\delta^{18}O$= -5,5‰, $\delta^{2}H$=-30‰ and the local meteoric water line matches $\delta^{2}H = 8\delta^{18}O+14$‰; these data can be used like input function to local hydrologic systems. The $^{3}H$ concentration varies between 0 and 17.7TU. Nevertheless, some high values up to 40 TU were measured. These values respond to the spring peak. At present, higher values were found, probably due to non-natural causes. The isotope techniques were used to investigate some regions from Buenos Aires province. This work presents three selected case studies, were isotope data are relevant: La Plata city and surroundings, Pergamino-Arrecifes basin and “Sistema de las Encadenadas de Chascomús”.

**Keywords:** Environmental isotopes, precipitation, groundwater, Buenos Aires province groundwater

[1] Instituto de Geocronología y Geología Isotópica (CONICET) – Departamento de Ciencias Geológicas, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (UBA) . Pabellón INGEIS, Ciudad Universitaria (C1428EHA) Buenos Aires, Tele-fax: 54 11 4783-3024, dapenna@ingeis.uba.ar; hector@ingeis.uba.ar

## INTRODUCCIÓN

El agua de lluvia representa la función de entrada de la mayoría de los sistemas hidrológicos. La precipitación de cada región responde a una composición isotópica media característica determinada por los parámetros meteorológicos locales y constituye uno de los principales factores de recarga. El conocimiento y caracterización de su contenido isotópico es de importancia fundamental cuando se inicia un estudio hidrológico y por lo tanto es necesario contar con su registro histórico actualizado.

Por este motivo, el Organismo Internacional de Energía Atómica (IAEA) junto con la Organización Meteorológica Mundial (WMO) han desarrollado una red internacional de medición de isótopos en aguas de precipitación, denominada GNIP (Global Network for Isotopes in Precipitation) que entró en función al principio de la década de 1960. Los objetivos principales de esta red son la evaluación, a escala global, de la distribución espacial y temporal de los contenidos de estos isótopos en la precipitación y su dependencia de los parámetros meteorológicos (IAEA/WMO, 2001). El Instituto de Geocronología y Geología Isotópica (INGEIS) ha creado una Red Nacional de Colectores (RNC) que integra la GNIP y permite conocer las funciones de entrada (contenido isotópico de la lluvia) en distintas regiones del país debido a la compleja morfología y extensión de la Argentina que determina una gran variedad de climas (DAPEÑA y PANARELLO, 1999; 2002).

DANSGAARD (1964) estableció que la composición isotópica media anual de las aguas meteóricas está fuertemente relacionada con la temperatura del aire media anual, que a su vez es función de la latitud y altitud. Asimismo comprobó la relación con la cantidad de precipitación y la penetración de los frentes de humedad dentro del continente. Denominó a estas variaciones como “efectos”, de altitud, latitud, y continentalidad. Además, observó que la cantidad de lluvia (“amount effect”) puede modificar de manera notoria los valores isotópicos del patrón sinóptico. El análisis meteorológico de los datos de la GNIP sugiere que la historia meteorológica a largo plazo de las masas de aire (rainout history, humedad) es el principal factor que gobierna la variabilidad del contenido isotópico de una lluvia a otra, así como la estacionalidad y en las zonas tropicales la cantidad de precipitación (ALBERO y PANARELLO, 1981; GAT, 1987; ROZANSKI *et al.*, 1993). En 1961, Craig estableció una correlación entre la composición isotópica del hidrógeno y oxígeno en precipitaciones que obedece a una relación lineal y es conocida como recta meteórica. Su valor promedio mundial corresponde a $\delta^2H = 8\delta^{18}O + 10‰$.

GAT y TZUR (1967) demostraron que la composición isotópica del agua subterránea en climas templados refleja con buena aproximación la composición isotópica del promedio de la precipitación de una localidad. Sin embargo, pueden ocurrir procesos que la modifiquen durante los mecanismos de recarga, tal como la evaporación previa a la infiltración o variaciones estacionales de la precipitación evidenciadas por una infiltración selectiva. FONTES (1980) estableció que las lluvias individuales muestran una composición isotópica con una amplia dispersión, pero que converge en el promedio anual dentro de las fluctuaciones climáticas normales de un año a otro. El agua subterránea promedia bastante bien ese contenido, indicando que no hay fraccionamiento significativo durante el proceso de recarga. Una distribución homogénea de los isótopos en el agua indica su origen en tanto que las variaciones describen su historia. La comparación entre los valores $\delta^{18}O$ de las aguas subterráneas y la precipitación a escala regional muestra la conexión que existe entre ambas, aunque como se indicó precedentemente bajo ciertas circunstancias la composición isotópica del agua subterránea puede diferir de la precipitación media anual (GAT, 1983), ZIMMERMAN *et al.* (1967) señalaron que la evaporación en las capas superiores del suelo durante épocas de sequía alternantes con distintos eventos de lluvia resulta en un enriquecimiento de los isótopos pesados en las aguas residuales.

Está bien establecido que el escurrimiento superficial (runoff) es la respuesta de un sistema hidrológico a la precipitación e involucra el agua pre-tormenta así como el agua que precipita directamente. Estos componentes pueden ser bien diferenciados isotópicamente y entonces la variación en tiempo y espacio de los isótopos ambientales puede ayudar a interpretar los mecanismos del escurrimiento. Por lo tanto se pueden establecer las proporciones relativas de la escorrentía superficial y la descarga subterránea. La contribución de la tormenta está esencialmente limitada a la lluvia que cae directamente sobre los ríos (FRITZ *et al*., 1976).

## COMPOSICIÓN ISOTÓPICA DE LA LLUVIA DE BUENOS AIRES

El estudio de la composición isotópica de la precipitación de la estación Buenos Aires fue de vital importancia para complementar la interpretación de algunos de los sistemas hidrológicos pampeanos. Los primeros análisis fueron publicados por PANARELLO y ALBERO (1983) y PANARELLO y PARICA (1984).

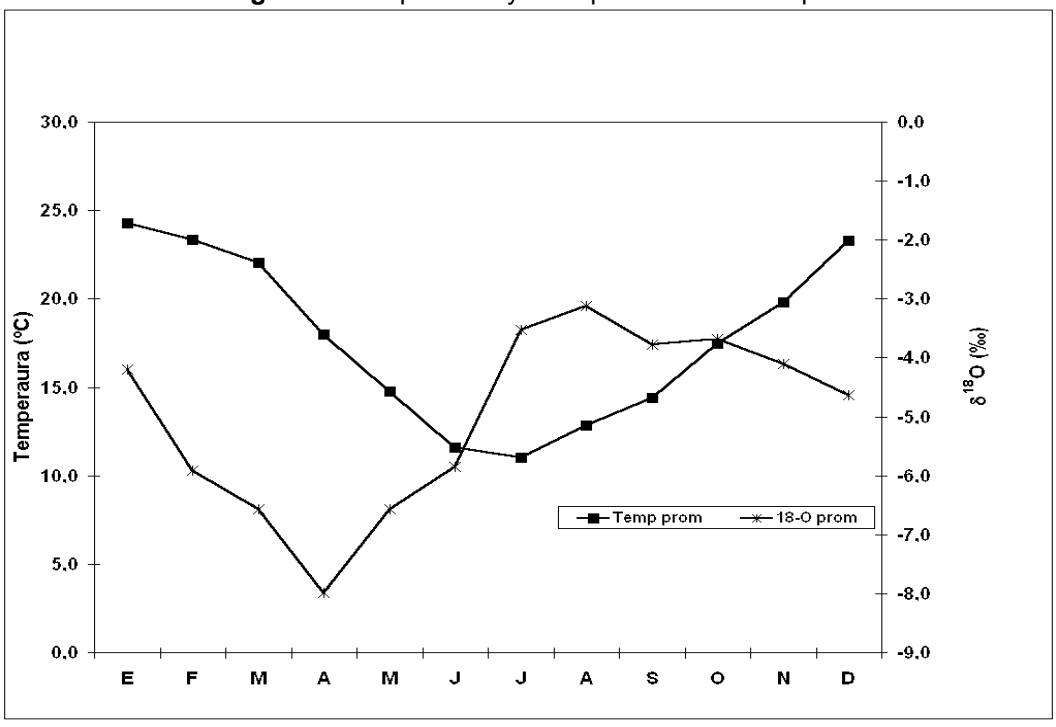
El contenido isotópico ($^2H$, $^{18}O$ y $^3H$) de las lluvias se registra desde hace 24 años en la estación Ciudad Universitaria en la ciudad de Buenos Aires, que pertenece a la RNC y la GNIP (PANARELLO *et al*., 1995, 1998; DAPEÑA y PANARELLO, 1999, 2002; IAEA/WMO, 2002).

La composición isotópica del agua de lluvia de Buenos Aires responde a un promedio anual ponderado $\delta^{18}O$= -5,5‰, $\delta^2H$=-30‰ en el período 1978-1999 y se ha elaborado una línea de aguas meteóricas local, *i.e.* $\delta^2H = 8\delta^{18}O+14$‰ (PANARELLO *et al*., 1995; PANARELLO *et al*., 1998) que permite utilizar estos registros como función de entrada a los sistemas hidrológicos de la región. La concentración de $^3H$ (variable temporal) varía entre 0 y 17.7 UT, aunque se han detectado picos de hasta 40UT, los cuales responden al pico de primavera. Al presente se han hallado valores que superan esa concentración, debido a factores no naturales.

DANSGAARD (1964) estableció una relación lineal entre la temperatura media anual del aire y los valores $\delta^{18}O$ y $\delta^2H$ de la precipitación media anual, en el caso del $^{18}O$ la pendiente es $\theta$ = 0,5-0,7 ‰/ºC. YURTSEVER y GAT (1981) calcularon esta relación para los promedios mensuales. Por lo tanto en las estaciones de latitud media y alta, los contenidos de $^{18}O$ y $^2H$ son más empobrecidos en invierno que en verano y en general se cumple que a menor temperatura corresponde mayor empobrecimiento.

En la precipitación de Buenos Aires (Figura 1) se observa una buena correlación entre la temperatura y la composición isotópica medias mensuales durante los meses de enero a abril, donde $\theta = 0{,}53 \pm 0{,}15$ ‰/ºC. Sin embargo, en los meses más fríos (mayo-agosto) se observa una inversión de la pendiente con un mayor enriquecimiento isotópico a menor temperatura. Por otro lado, los valores más empobrecidos se registran durante los meses de febrero a mayo. Este patrón estacional también se ha observado en las colectoras de la RNC de Azul, Santa Fe, Corrientes y en algunos años está marcado por un empobrecimiento isotópico mucho mayor con valores $\delta^{18}O$ inferiores a -10‰, seguramente vinculados a la procedencia de las masas de aire. Este efecto estacional puede ser usado como trazador en los sistemas hidrológicos.

**Figura 1:** Temperatura y $\delta^{18}O$ promedio *vs.* tiempo




## MATERIALES Y MÉTODOS

La operación de la RNC se basa en la colección de aguas de lluvia en pluviocolectores diseñados para recibir el total mensual de la precipitación de cada estación. En los laboratorios de INGEIS se miden las relaciones isotópicas del hidrógeno ($^2H/^1H$) y oxígeno ($^{18}O/^{16}O$) por espectrometría de masas y la concentración de tritio ($^3H$) por técnicas de centelleo líquido; se evalúan estadísticamente y se integran a bases de datos nacionales e internacionales. Además, estos datos se complementan con la información meteorológica

como temperatura media mensual, presión de vapor media mensual y cantidad de precipitación.

Los análisis isotópicos ($^{2}$H y $^{18}$O) se llevan a cabo en el laboratorio de Isótopos Ambientales del INGEIS. Las muestras se tratan siguiendo las técnicas de COLEMAN *et al*. (1982) y PANARELLO y PARICA (1984) para $^{2}$H y $^{18}$O respectivamente. Las mediciones de las relaciones isotópicas se realizan en un espectrómetro de masas de triple colector, sistema de introducción múltiple, Finnigan MAT Delta S.

Los resultados obtenidos se expresan como $\delta$, definido como:

$$\delta = 1000 \frac{R_S - R_P}{R_P} ‰$$

donde:

$\delta$: desviación isotópica en ‰; S: muestra; P: patrón internacional; R: relación isotópica ($^{2}$H/$^{1}$H, $^{18}$O/$^{16}$O). El patrón utilizado es Vienna Standard Mean Ocean Water (V-SMOW) (GONFIANTINI, 1978). Los errores analíticos son ±0,2‰ y ±1,0‰ para $\delta^{18}$O y $\delta^{2}$H respectivamente.

Para el proceso de análisis de $^{3}$H se utiliza el enriquecimiento electrolítico. Posteriormente la muestra se mide por espectrometría de centelleo líquido. Las concentraciones de $^{3}$H se expresan como unidades de tritio definidas como: 1 UT = 1 átomo de $^{3}$H / $10^{18}$ átomos de $^{1}$H y el error analítico es en promedio ±1,0 UT.

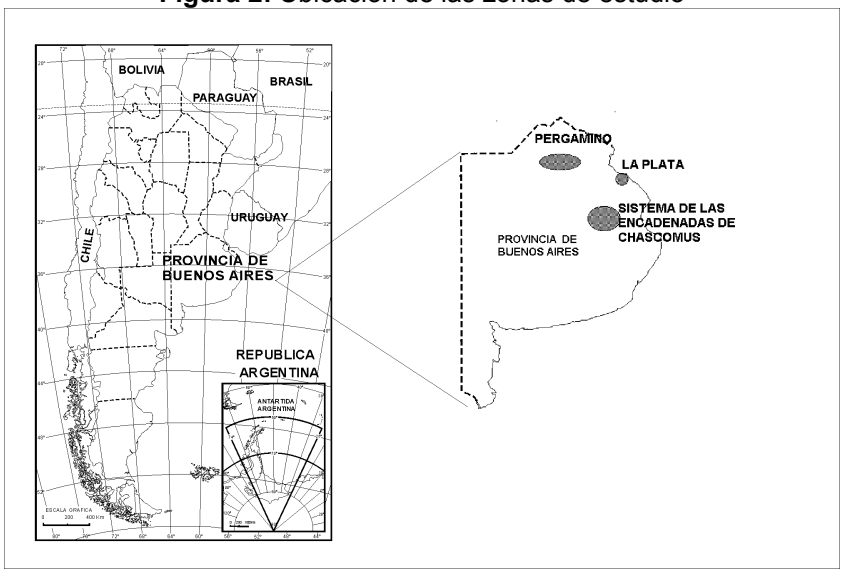
## SISTEMAS HIDROLÓGICOS PAMPEANOS

### Antecedentes

En varias regiones de la provincia de Buenos Aires se realizaron trabajos hidrogeológicos con el apoyo de técnicas isotópicas, entre ellos el sector costero (LEVIN *et al*.,1988; PANARELLO, 1992; PANARELLO *et al*., 1993; 1995), Sierra de la Ventana (BONORINO *et al*., 1996).

La llanura pampeana no es homogénea y se pueden diferenciar particularidades topográficas-morfológicas, hidrogeológicas y variaciones en la distribución de cuerpos lacunares y redes de drenaje. El paisaje se destaca por las bajas pendientes topográficas, una baja densidad de drenaje y por la presencia de materiales relativamente permeables en la superficie del terreno (SALA *et al.,* 1983). Está caracterizada por la presencia de ciclos húmedos y secos que derivan de la alternancia de períodos con excesos o déficit de agua en los balances hidrológicos. Desde el punto de vista hidrológico se caracteriza por presentar un dominio de movimientos verticales (evaporación – infiltración) del agua sobre los horizontales (escurrimientos) y muestran una fuerte interrelación entre el agua superficial y el agua subterránea (KRUSE y ZIMMERMANN, 2002). SALA *et al*. (1992) indican que la infiltración modular anual en la llanura de la provincia de Buenos Aires, incluso en zonas con una red de drenaje bien desarrollada alcanza valores superiores al 10% de la precipitación anual.

**Figura 2:** Ubicación de las zonas de estudio




Las unidades acuíferas que se explotan más intensamente en estas regiones son el Puelche y el Pampeano. El primero actúa como semiconfinado, su techo se encuentra entre 25 y 50 m de profundidad, y su espesor varía entre 30 y 80m. Sobre él una capa de limo arcilloso (acuitardo) lo separa del Pampeano que actúa como acuífero dominantemente libre y contiene a la capa freática (AUGE y HERNÁNDEZ, 1983). El Pampeano tiene gran importancia

hidrogeológica, especialmente por ser la única capa acuífera con relación directa con las fases superficial y atmosférica del ciclo hidrológico, responde rápidamente a sus variaciones y actúa como generadora activa respecto a las unidades inferiores. Está conformado por sedimentos predominantemente pelíticos, limo loessoides con abundante vidrio volcánico y carbonato de calcio (tosca) (KRUSE y ZIMMERMANN, 2002).

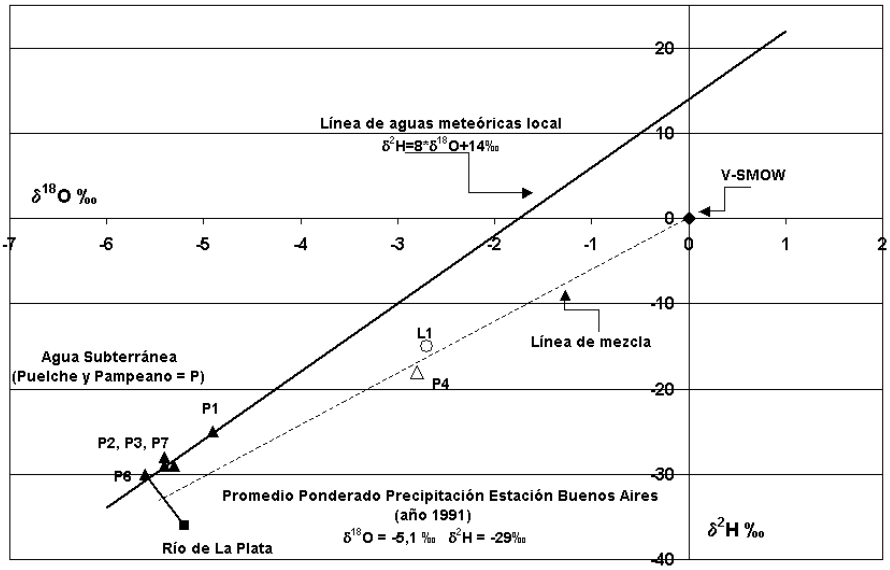
Los ambientes pampeanos seleccionados como ejemplo en este trabajo corresponden a dos áreas del NE de la provincia de Buenos Aires: la ciudad de La Plata y sus alrededores y la zona de Pergamino-Arrecifes y la tercera al Sistema de las Encadenadas de Chascomús , perteneciente a la cuenca del Salado (Figura 2).

**La Plata**

Para estudiar las características del flujo y las causas de salinización en esta área, se efectuaron análisis químicos y de isótopos estables sobre más de 100 muestras del Puelche y el Pampeano. Estos muestreos se realizaron en dos etapas: el primero en 1990 y el segundo en 1991. Asimismo se realizaron determinaciones de $^3$H para introducir la variable temporal (PANARELLO *et al.*, 1995)

La figura 3 muestra el gráfico $\delta^2$H *vs* $\delta^{18}$O de las muestras pertenecientes a 1990 que presentan un panorama sintético de los tipos de agua encontrados en la zona de La Plata y la recta meteórica local determinada para Buenos Aires. Los pozos P1 y P3, en la zona de recarga de la planicie alta, hacia el sudoeste de la ciudad, poseen filtros instalados en el Pampeano junto con el Puelche. P2 es una muestra de la capa freática en el extremo sur del área hacia el borde de cuenca. P6 y P7 son pozos de gran caudal de la red de provisión de agua potable, sus filtros se encuentran en el Puelche. Los pozos L1 (LEVIN *et al*., 1973) y P4 se encuentran en la planicie baja cerca del Río de la Plata, producen del Puelche salinizado, no son aptas para el consumo humano e industrial y se usan para el llenado de piletas de natación. Son aguas cloruradas sódicas del tipo del agua de mar, con conductividades mayores a 20 mS cm$^{-1}$. En la figura 3 se puede apreciar que sus composiciones isotópicas se pueden interpretar como la mezcla entre aguas del Puelche recargado en la planicie baja, el Río de la Plata (R5) y aguas antiguas de una ingresión marina ($\delta^{18}$O= $\delta^2$H =0‰, similar a V-SMOW).

**Figura 3:** $\delta^2$H *vs* $\delta^{18}$O en La Plata.



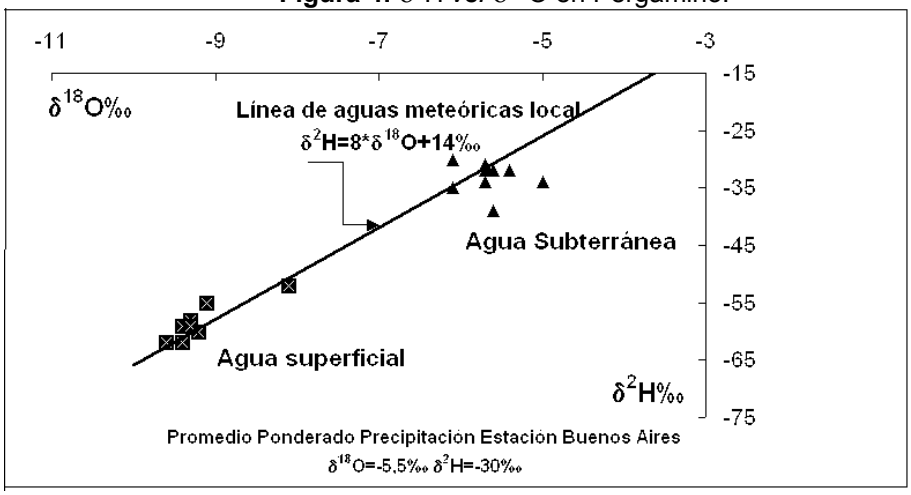

Los contenidos de tritio varían entre 0,7 y 2,6 UT. En todos los casos son menores a la función de entrada estimada en ese momento, sugiriendo envejecimiento por tránsito o mezcla con flujos subterráneos más antiguos. De acuerdo a los mecanismos planteados para la recarga, debería reflejar la función de entrada en $^3$H, sin embargo su contenido es mucho menor. Esto se puede relacionar con la existencia de flujos regionales a nivel freático o con un retardamiento de la infiltración debido, a la intercalación discontinua de tosca y que actuaría como acuitardo en zonas determinadas. Los contenidos salinos del Pampeano y el Puelche en la planicie elevada, no muestran correlación con la composición isotópica sugiriendo que el mecanismo principal de salinización, en este caso, es la disolución de sales por tránsito.

**Pergamino**

Las técnicas isotópicas se utilizaron para el estudio de los mecanismos de recarga. Se

realizaron análisis químicos y de isótopos estables sobre 20 muestras del Pampeano y los ríos y arroyos (GALINDO *et al*., 2002). La figura 4 muestra los valores isotópicos de las muestras de agua subterránea y superficial y la línea de aguas meteóricas local.

**Figura 4:** $\delta^2$H *vs.* $\delta^{18}$O en Pergamino.



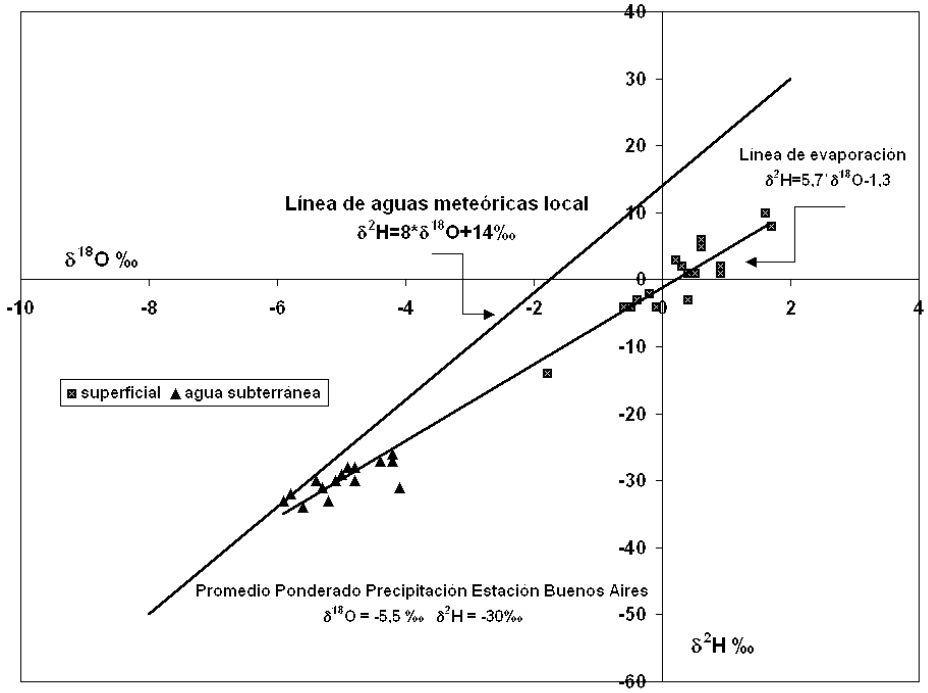

La composición isotópica del agua subterránea es relativamente constante: -5,7‰ y 33‰ para $\delta^{18}$O y $\delta^2$H (Figura 4 ), cercana al promedio anual de la precipitación establecido para Buenos Aires ($\delta^{18}$O=-5,5‰, $\delta^2$H=-30‰) y en consecuencia indica su origen meteórico. El agua superficial muestra valores más empobrecidos y homogéneos con –9,2‰ y -58‰ para $\delta^{18}$O y $\delta^2$H, respectivamente (Figura 4). Estos valores isotópicos son bastante diferentes de los del agua subterránea y son probablemente debidos a la precipitación directa sobre los cursos superficiales. En este caso, las lluvias medidas en la ciudad de Buenos Aires durante febrero y mayo de 2000 muestran valores $\delta^{18}$O entre –10,6 y –8,6‰, confirmando la incidencia de la lluvia directa. Como se mencionó anteriormente, estos valores tan empobrecidos entre febrero y mayo, registrados además en las estaciones Azul y Santa Fe resultan de las distintas procedencias de las masas de aire y son importantes como trazadoras en este sistema.

**Sistema de las encadenadas de Chascomús**

Con el objeto de analizar la relación entre el agua superficial y subterránea de la zona y sobre la base de las hipótesis que postulan que las lagunas pampásicas son efluentes con respecto al agua subterránea (SALA *et al*.,1983) se realizó un estudio geoquímico e isotópico (MIRETZKY *et al.*,2000; DAPEÑA *et al.*, 2001). Se tomaron 33 muestras de las lagunas de Chascomús, Adela y Vitel, de los arroyos Vitel S, Vitel N, Portela, Girado, Valdez, Monte Brown , San Felipe y Las Tamberas y agua subterránea somera (pampeano).

En la figura 5 se observan los valores isotópicos obtenidos en las muestras de agua superficial y subterránea y la línea de aguas meteóricas local. La composición isotópica del agua subterránea es relativamente constante: $\delta^{18}$O=-5,0‰ y $\delta^2$H=-30‰, indicando su origen meteórico, ya que el promedio anual ponderado de la lluvia de Buenos Aires es $\delta^{18}$O=-5,5‰, $\delta^2$H=-30‰. Las pequeñas fluctuaciones en los valores isotópicos obtenidos se deben a procesos de evaporación de la precipitación local en forma previa a la infiltración. El tiempo de permanencia del agua de lluvia en la superficie del suelo depende de la permeabilidad de los materiales superficiales. Si es elevada, la infiltración es rápida y la composición isotópica del agua que percola puede ser idéntica o muy similar a la de las lluvias. En caso contrario se produce evaporación previa y el agua infiltrada es isotópicamente enriquecida.

**Figura 5:** $\delta^2$H *vs.* $\delta^{18}$O en Sistema de las Encadenadas de Chascomús




Las aguas de los arroyos y lagunas se ubican sobre una línea de evaporación: $\delta^2$H =5,7$\delta^{18}$O-1.3‰, indicando la contribución del agua subterránea al agua superficial (Figura 5). Los resultados isotópicos sugieren que durante el verano, cuando el balance precipitación-evaporación es negativo la composición química del agua superficial está regida principalmente por el proceso de evaporación Además, se demuestra el origen meteórico del agua subterránea y que es el flujo de base del agua superficial. El aporte del agua subterránea a los sistemas lénticos y lóticos también se evidencia en el proceso de intercambio catiónico que contribuye a determinar la composición hidroquímica del agua superficial.(MIRETZKY *et al*, 2000)

## CONCLUSIONES

El objetivo fundamental del registro de la precipitación en la estación Buenos Aires así como en otras localidades del país es brindar las bases científicas y técnicas necesarias para la realización de estudios isotópicos que complementarán a los llamados métodos "clásicos" de la hidrogeología con el fin de lograr un manejo adecuado de los recursos hídricos a efectos de preservar su calidad y cantidad. Dado que el agua de lluvia representa la función de entrada para la mayoría de los sistemas hidrológicos, y está fuertemente influenciada por los parámetros meteorológicos es fundamental contar con un registro histórico actualizado de la composición isotópica de las precipitaciones en localidades representativas del país. De esta manera se pueden resolver, en forma relativamente sencilla y a bajo costo, numerosos problemas en aguas superficiales y acuíferos relacionados con el origen y zona de la recarga, los mecanismos de salinización, los procesos en la zona no saturada (ZNS). Finalmente, se destaca la importancia del mantenimiento operativo de la Red Nacional de Colectores de Argentina así como un aumento en el número de estaciones en distintas latitudes y altitudes del país y la necesidad de la toma de conciencia de su trascendencia por parte de las autoridades científico tecnológicas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBERO, M.C. AND PANARELLO, H.O. *"Tritium and stable isotopes in precipitation waters South America"*. Actas de. Interamerican Symposium on Isotope Hydrology, Colombia, pp. 91-109, 1981.

AUGE, M.P. Y HERNÁNDEZ, M.A**.** *"Características geohidrológicas de un acuífero semiconfinado (Puelche) en la Llanura Bonaerense. Su implicancia en el ciclo hidrológico de llanuras dilatada."*. Actas del Coloquio Internacional de Grandes Llanuras, Olavarría, Provincia de Buenos Aires, UNESCO, Vol. II, pp. 1019-1043, 1983.

BONORINO, A.G., PANARELLO, H.O., CARRICA, J. Y ALBOUY,R. *"Isótopos estables y dinámica del acuífero freático de la vertiente occidental de las Sierras Australes"*. Actas del XIII Congreso Geológico Argentino y III Congreso de Explotación de Hidrocarburos,Vol. IV, pp. 409-416, 1996.

COLEMAN, M.L., SHEPERD, T.J., DURHAM, J.J., ROUSE, J.E. AND MOORE, F.R. *"A Rapid and Precise Technique for Reduction of Water With Zinc for Hydrogen Isotope Analysis"*. Analytical Chemistry, 54, 993-995, 1982.

CRAIG, H. *"Isotope variations in meteoric waters".* Science, 133, 1702-1703, 1961.

DANSGAARD, W. *"Stable isotopes in precipitation".* Tellus, 16, 436-468, 1964.

DAPEÑA, C. AND PANARELLO, H.O. *"Development of the National Network for Isotopes in Precipitation of Argentina".* Actas del II South American Symposium on Isotope Geology, pp. 503-508, 1999.

DAPEÑA, C. Y PANARELLO, H.O. *"Red Nacional de Colectores de Isótopos en precipitación en Argentina: su importancia en estudios hidrogeológicos".* Actas del Congreso Agua Subterránea y Desarrollo Humano, Bocanegra, E., Martínez, D., Massone, H. (Editores), Volume (CD), pp.1053-1060, 2002.

DAPEÑA, C., MIRETZKY, P., PANARELLO, H. O. AND FERNÁNDEZ CIRELLI, A. *"Environmental stable isotope of the "Sistema de las encadenadas de Chascomús", Buenos Aires, Argentina"* .Actas del III South American Symposium on Isotope Geology, Volume (CD), 375-378, Sociedad Geológica de Chile, 2001.

FONTES, J. CH. *Environmental Isotopes in Groundwater Hydrology*. In : Fritz, P. and Fontes, J. Ch. (eds.), Handbook of Environmental Isotope Geochemistry. The Terrestrial Environment, A. Chapter 3, 75-140, 1980.

GAT, J. *Precipitation, groundwater and surface waters.* In: Palaeoclimates and paleowaters: A collection of environmental isotope studies. International Atomic Energy Agency, 3-12, 1983.

GAT, J. *"Variability (in time) of the isotopic composition of precipitation: Consequences regarding the isotopic composition of hydrologic systems".* Actas del. Symposium On the Use of the Isotope Technicques in Water Resources Development. International Atomic Energy Agency, Vienna, pp. 551-563, 1987.

GAT, J. R. AND TZUR, Y. *"Modification of the isotopic composition of rainwater by processes which occur before groundwater recharge"*. Actas de Isotopes in Hydrology Symposium IAEA, Vienna, pp. 49- 60, 1967.

GALINDO,G., SAINATO, C., DAPEÑA,C., FERNÁNDEZ TURIEL, J.L., GIMENO, D., POMPOSIELLO, M.C. Y PANARELLO, H.P. "Natural and anthropogenic features influencing water quality in NE Buenos Aires, Argentina". *Actas del Congreso Agua Subterránea y Desarrollo Humano,* Bocanegra, E., Martínez, D., Massone, H. (Editores), Volume (CD), pp. 300-309, 2002.

GONFIANTINI, R. *"Standards for stable isotope measurements in natural compounds".* Nature 271, 534, 1978.

IAEA/WMO. *"Global Network for Isotopes in Precipitation. The GNIP Database". http://isohis.iaea.org,* 2002.

KRUSE,E. y ZIMMERMANN, E.D. *" Hidrogeología de Grandes Llanuras.particularidades en la Llanura Pampeana (Argentina)"*. Actas del Congreso Agua Subterránea y Desarrollo Humano, Bocanegra, E., Martínez, D., Massone, H . (Editores), Volume (CD), pp. 2025-2038, 2002.

LEVIN, M.. CORTELEZZI, C.R y FIGGINI, A.J. *"Uso de isótopos estables (deuterio y oxígeno-18) para determinación del origen de la salinización del "Puelchense" en la ciudad de La Plata y alrededores. I. Parte".* Actas del V Congreso Geológico Argentino, Vol. I, pp. 373-393, 1973.

LEVIN, M., ALBERO, M., PANARELLO, H. O., HERNANDEZ, M., LORENZO, F. y KERSFELD, A. *"Uso de isótopos ambientales ($^{18}O$, $^{2}H$ y $^{3}H$) para la determinación de recarga y trazado de procesos hidrodinámicos en un sector costero de la provincia de Buenos Aires.I parte"*. Actas de las Segundas Jornadas Geológicas Bonaerenses, pp. 599-607, 1988.

FRITZ, P., CHERRY, J.A., WEYER, K.W. y SKLASH, M. *Storm runoff analyses using environmental isotopes and major ions*. In: Interpretation of Environmental Isotope and Hydrochemical Data in Groundwater, IAEA, 111-130, 1976.

MIRETZKY P., CONZONNO,V. and FERNÁNDEZ CIRELLI, A. *"Hydrochemistry of pampasic ponds in the lower stream bed of Salado River drainage basin (Argentina)"*. Environmental Geolology, 39, 951-956, 2000.

PANARELLO, H.O. *"Aguas muy enriquecidas en oxígeno-18 en acuíferos costeros de la Provincia de Buenos Aires, sus posibles orígenes".* Actas de las Terceras Jornadas Geológicas Bonaerenses, pp. 219-222, 1992.

PANARELLO, H.O. y ALBERO, M.C. *" Tritium, oxygen-18 and deuterium contents of Buenos Aires rainwater".* Actas del Coloquio Internacional de Grandes Llanuras, Olavarría, Provincia de Buenos Aires, UNESCO, Vol. II, pp. 889-898, 1983.

PANARELLO, H.O. y PARICA, C.A. *"Isótopos del oxígeno en hidrogeología e hidrología. Primeros valores en aguas de lluvia de Buenos Aires".* Asociación Geológica Argentina, Revista, 39 (1-2): 3-11, 1984.

PANARELLO, H.O., LEVIN ,M., DE FELIPI, R., LORENZO, F., PALADINO, J. y VIZCAÍNO, A. *" Uso de isótopos ambientales ($^{3}H$, $^{2}H$ y $^{18}O$) para la determinación de recarga y trazado de procesos hidrodinámicos en un sector costero de la provincia de Buenos Aires. II Parte".* Asociación Geológica Argentina, Revista, 48 (3-4), 147-153, 1993.

PANARELLO, H.O., DAPEÑA, C. y AUGE, M.P. *"Mecanismos de salinización del agua subterránea de la zona de La Plata, Buenos Aires, Argentina: su interpretación por medio de los isótopos ambientales".* International Atomic Energy Agency, Technical Document 835, 13-27, 1995.

PANARELLO, H.O., ARAGUAS-ARAGUAS, L., GERARDO ABAYA, J. and GIBERT, E. *"The role of the "Global Network for Isotopes in precipitation, GNIP, in hydrological and hydroclimatic studies".* Key note. Actas del International Symposium on Isotope Techniques in the Study of Past and Current Environmental Changes in the Hydrosphere and the Atmosphere. International Atomic Energy Agency, Vienna, pp. 79-91, 1998.

ROZANSKI, K., ARAGUAS ARAGUAS, L. and GONFIANTINI, R. *"Isotopic patterns in modern global precipitation".* Climate Change in Continental Isotopic Records, Geophysical Monograph 78, American Geophysical Union, 1-36, 1993.

SALA, J., GONZALEZ, N., y KRUSE, E. *"Generalización Hidrológica de la Provincia de Buenos Aires"*. Coloquio Internacional de Grandes Llanuras, Olavarría, Provincia de Buenos Aires, UNESCO, Vol. III, pp. 975-1008, 1983.

SALA, J; ROJO, A. y KRUSE E. *"Los excesos hídricos y la infiltración en la provincia de Buenos Aires"*. Actas de las Terceras Jornadas Geológicas Bonaerenses, pp. 171-174, 1992.

YURTSEVER, Y. and GAT, J. R. Atmospheric Waters. In: J.R. Gat and R. Gonfiantini (Eds.), Stable Isotope Hydrology, Deuterium and oxygen-18 in the Water Cycle, Chapter 6, IAEA Technical Reports Series No. 210, 103-142, 1981.

ZIMMERMANN, U., EHHALT, D. and MÜNNICH, K.O. *"Soil water movement and evapotranspiration: changes in the isotopic composition of the water".* Actas del Isotopes in Hydrology Symposium, Vienna, IAEA, pp. 567-584, 1967.

# EFICIENCIA DE LA BARRERA PERMEABLE REACTIVA DE AZNALCOLLAR (SEVILLA; ESPAÑA) COMO REMEDIO DE AGUAS ÁCIDAS DE MINA

José BOLZICCO[1, 2]
Jesús CARRERA[1]
Carlos AYORA[2]

**RESUMEN**

La rotura de la balsa minera de Aznalcóllar provocó, en el mes de abril de 1998, una riada de aguas ácidas y lodos piríticos que contaminó el aluvial del río Agrio y el río Guadiamar. El río Agrio y su acuífero aluvial fueron los que soportaron las peores consecuencias y aún en la actualidad hay indicios de contaminación por aguas ácidas con metales (Zn, Cu, Al). Las medidas correctoras para el acuífero se centraron en la construcción de una barrera permeable reactiva experimental, con la finalidad de filtrar las aguas del acuífero elevando su pH y reteniendo los metales pesados a través de procesos de coprecipitación y sulfato-reducción. La barrera construida está constituida por tres módulos de 30 m de largo por 1.4 m de grosor, ocupando todo el espesor saturado del acuífero y con proporciones variables de caliza, compost y hierro. Los tiempos de resdiencia son del orden de 2 días. Dentro de la barrera el pH es neutro, debido sobre todo a la disolución de la calcita. Los metales son coprecipitados como oxihidróxidos, y probablemente también adsorbidos en la superficie de la materia orgánica Aguas abajo el porcentaje de remoción de metales es irregular, alcanzándose porcentajes de 60-90% para el Zn y el Cu, y tasas de remoción de acidez y de Al entre 50-90%.

**Palabras clave:** barrera permeable reactiva, tratamiento pasivo, drenaje ácido de minas, tratamiento de aguas subterráneas, contaminación por metales.

**ABSTRACT**

As a result of the collapse of a mine tailing dam in april 1998 about 40 km of the Agrio and Guadiamar valleys were covered with a layer of pyrite sludge. Although most of the sludge was removed, a small amount remains in the soil of the Agrio valley and the aquifer remains polluted with acid water (ph<4) and metals (10 mg/L Zn, 5 mg/L Cu and Al). A permeable reactive barrier was build across the aquifer to increase the alcalinity and retain the metals. The barrier is made up of three sections of 30 m long x 1.4 m thick x 5 m deep (average) containing different proportions of limestone gravel, organic compost and zero-valent iron. The residence time of the water in the barrier is about two days. Within the barrier, the pH values increase to near neutral mainly due to calcite dissolution. Metals co-precipitate as oxyhydroxides, and they are also adsorbed on the organic matter surface. Downstream the barrier, the total pollution removal is around 60-90% for Zn and Cu, and from 50 to 90% for Al and acidity.

**Keywords:** permeable reactive barrier, passive treatment, acid mine drainage, groundwater remediation, metal pollution.

[1] Departamento de Ingeniería del Terreno, Universidad Politécnica de Cataluña. Jordi Girona s/n . Módulo D-2. Oficina 005. Barcelona. España. j.bolzicco@upc.es
[2] Instituto de Ciencias de la Tierra Jaume Almera. CSIC. Barcelona. España.

## INTRODUCCIÓN

Como consecuencia de las actividades industriales hay una continua generación de residuos siendo de especial importancia los problemas generados por los residuos de naturaleza inorgánica y entre ellos los que contienen metales. Los metales son especies químicas que, por lo general, son fácilmente lixiviables tanto de los residuos como de suelos y sedimentos contaminados por ellos. Estos lixiviados son una posible fuente de contaminación por especies metálicas, especialmente de aguas superficiales y subterráneas. Las alternativas encaminadas al aislamiento y extracción de las aguas contaminadas para su tratamiento fuera del sitio son procesos de un elevado coste económico.

Una alternativa a esta situación, es la utilización de tecnologías de tratamiento "in-situ" que permiten la estabilización del contaminante en el mismo lugar para evitar su migración a los cursos de agua superficiales y a los acuíferos. Este tratamiento requiere materiales que sean: 1) reactivos, es decir, capaces de formar una fase sólida insoluble con la especie metálica de interés disuelta en el agua, 2) permeables, de manera que dejen pasar el agua a su través, actuando como filtros; y 3) pasivos, es decir, que funcionen de manera natural sin necesidad de cuidado o supervisión continuos.

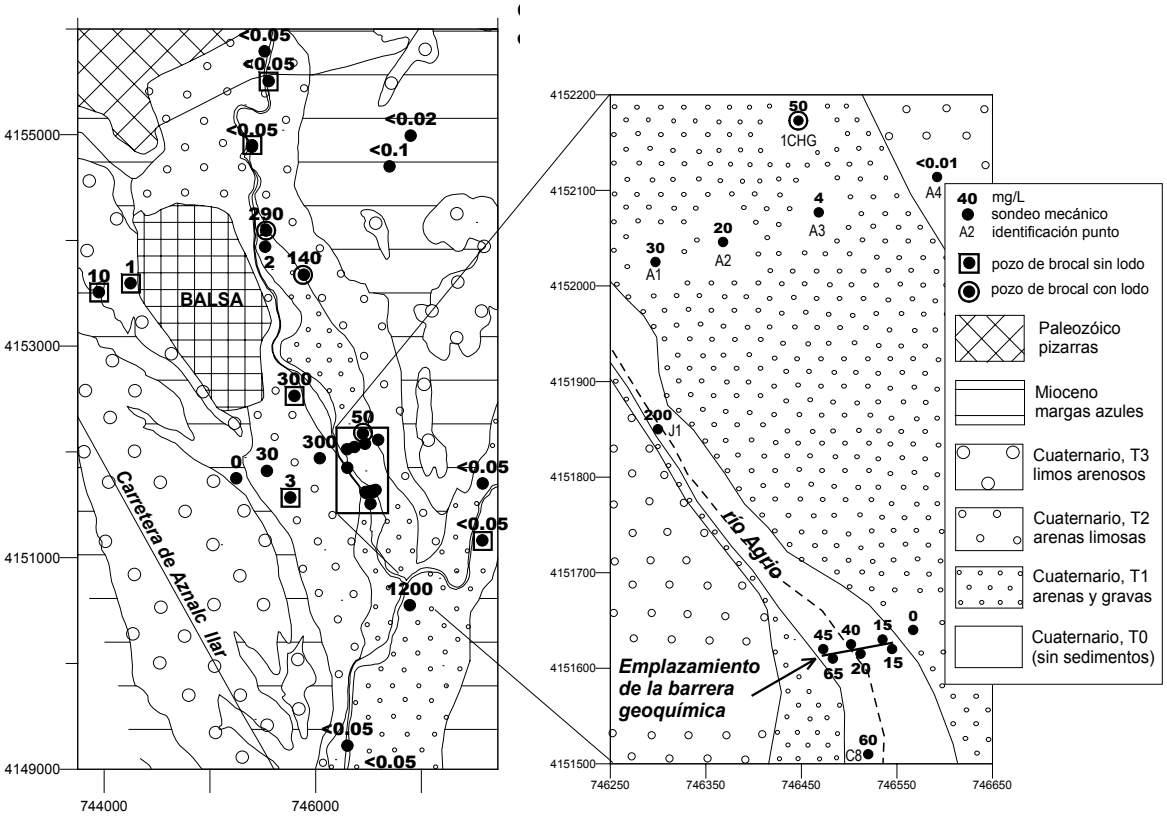
En los últimos años se han desarrollado diseños de ingeniería que posibilitan la instalación de los materiales adecuados para el tratamiento "in situ" del agua contaminada tanto en el medio subterráneo como en la superficie del terreno. En el medio subterráneo, el diseño se basa en la construcción de barreras o filtros permeables basados en la excavación de una zanja y su posterior relleno con los materiales adecuados a cada caso (PULS, 1998). Para el caso específico de aguas subterráneas contaminadas con metales, el diseño de posibles barreras se halla descrito en BLOWES y PTACEK (1996). En esta patente, los procedimientos de descontaminación se basan siempre en la reducción química de las especies contaminantes para formar compuestos insolubles. Los materiales de relleno propuestos son agentes reductores activos, como el hierro metal, el sulfuro de hierro o la materia orgánica vegetal. Al circular a través de estos filtros, las especies contaminantes que presenten estados de valencia altos, como $U^{VI}$ y $Cr^{VI}$, son reducidas y precipitadas en forma de un sólido insoluble, como $U^{IV}O2$ y $Cr^{III}(OH)3$. En otros casos, son los iones $SO_4$ del agua los que se reducen a $H_2S$, que forma sulfuros insolubles con muchos metales. Este último caso no requiere que los metales contaminantes tengan diferentes estados de valencia y podrá ser aplicado a cualquier contaminante metálico.

En Nickel Rim (Ontario) se instaló en 1995 la primera barrera basada en la reducción biogénica de sulfato con precipitación sulfuros de hierro (BENNER *et al*., 1997). En este caso el drenaje contiene 2000 a 4000 mg/l de sulfato, 200-1200 mg/l de Fe y un pH de 6. El material reactivo fue una mezcla de grava silícica (50%), compost de hojas de árbol (40%), compost municipal (18%) y calcita (2%). Las dimensiones son de 3.6 m de profundidad, 15 m de largo y 4 m de ancho. Hasta ahora se ha producido una eliminación parcial de sulfato y de hierro y se ha observado precipitación local de sulfuros de hierro (HERBERT *et al*., 2000). A los tres años de la instalación, la eliminación del sulfato es un 30% inferior a la inicial, hecho atribuido a la lenta cinética de los procesos biológicos de reducción del sulfato (BENNER *et al*., 2002). Contemporáneamente a Aznalcóllar se instaló una barrera semejante en Vancouver (British Columbia). El agua a tratar tiene un pH de 6.4 y 3.6 mg/l de Cu (LUDWIG *et al.,* 2002). Las dimensiones son de 6.5 m de profundidad, 10 m de largo y 2.5 m de ancho. El relleno consiste en grava silícica (84%), compost de hojas (15%) y calcita (1%). Después de 21 meses, el pH del agua tratada es de 6.9 y la eliminación de metal es del orden del 80%. La eliminación de metal se atribuye a la reducción del sulfato y precipitación de sulfuros. Sin embargo, este hecho contrasta con los potenciales redox positivos medidos en el agua influyente y efluente.

## EL PROBLEMA DE AZNALCOLLAR

La rotura de la balsa minera de Aznalcollar, en el mes de abril de 1998, provocó una riada de aguas ácidas y lodos piríticos (5 $Hm^3$) que contaminó el aluvial del río Agrio y el río Guadiamar hasta su desembocadura, 40km aguas abajo en el Océano Atlántico. En la Fig. 1, el área de estudio reducida, se ubica al sur de España (Andalucía). La geología del entorno se caracteriza por la presencia de terrazas aluviales (T1, T2 y T3) que van limitando en cota al actual valle aluvial de los mencionados ríos. En la imagen satélite se ve el sitio de rotura de la balsa y el área afectada por el vertido hasta la confluencia de los ríos Agrio y Guadiamar.

**Figura 1:** Concentraciones características de Zn (mg/L) en el agua subterránea del aluvial del río Agrio y de las formaciones colindantes. Los datos corresponden a la mediana de varias campañas de muestreo entre mayo de 1998 y enero de 2000.




El río Agrio y su acuífero aluvial fueron los que soportaron las peores consecuencias y aún en la actualidad hay indicios de elevada contaminación. Se consideran claramente contaminadas las aguas con pH <4 y con concentraciones de Zn superiores a 10 mg/l, de Al de 10 mg/l y de Cu de 1 mg/l. No se analizaron concentraciones significativas de Fe (menores a 1 mg/L). La contaminación aparece en el aluvial que resultó inundado (terraza T1) al llegar a la altura de la balsa y parece extenderse hacia el S hasta cerca de la confluencia Agrio-Guadiamar, con algunas incertidumbres. Así, en la terraza T2, inmediatamente aguas abajo de la balsa, algunos sondeos y pozos, que no resultaron inundados, indican la existencia de una franja de terreno contaminada cuyo origen no puede ser el vertido de abril de 1998, pero se desconoce aún con exactitud. Como hipótesis se pueden señalar el flujo procedente de fugas subterráneas de la balsa de lodos.

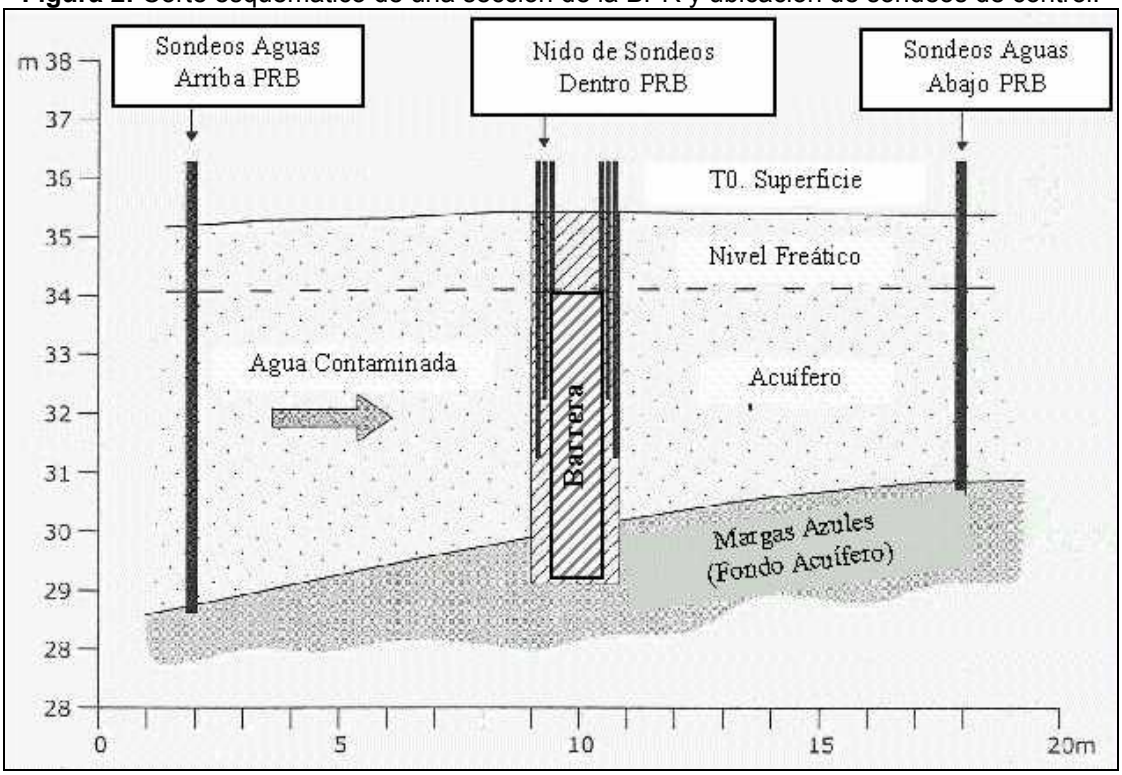
## OBJETIVOS

Una de las medidas correctoras al problema de la contaminación acuífera fue la construcción de una barrera permeable reactiva (BPR) experimental, con la finalidad de filtrar las aguas del acuífero para elevar su pH y retener los metales pesados a través de procesos de coprecipitación y sulfatoreducción.

Los trabajos previos a la construcción incluyeron una caracterización detallada de la zona, para lo que se han realizado SEV, imaging profiles, sondeos mecánicos a diferentes profundidades, catas, ensayos hidráulicos y ensayos de trazadores, además de un exhaustivo muestreo de aguas. La BPR se terminó de construir en octubre del 2000, 1Km aguas arriba de la confluencia de los ríos Agrio y Guadiamar (Fig. 1). Se compone de tres módulos, cada uno de 30 m de longitud, 1.40 m de ancho y profundidad variable entre 3-7 m. Cada módulo está relleno con diferentes materiales reactivos, básicamente calcita, compost de tipo vegetal u orgánico y limaduras de hierro, mezclados en diferentes proporciones de acuerdo a las experiencias de laboratorio y antecedentes. Este relleno fue cubierto en todos los casos de una capa de arcilla poco permeable para aislar la barrera de la atmósfera y del río Agrio. Cada módulo de la barrera fue equipado con una serie de piezómetros que permiten seguir la evolución de la calidad del agua y del material reactivo a diferentes profundidades y en

secciones de ingreso y salida del flujo de agua subterránea. Seis sondeos externos a la barrera controlan el flujo del agua antes de su ingreso y a la salida de la misma. El control de todos estos sondeos ha permitido definir la eficiencia de funcionamiento de la BPR experimental. En la Fig. 2 se aprecia un corte con la ubicación de los sondeos correspondientes a una de las tres secciones en que se dividió la barrera.

**Figura 2:** Corte esquemático de una sección de la BPR y ubicación de sondeos de control.




## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La eficiencia hidráulica se midió en base a los caudales de circulación a través de la BPR. Se contó con datos de permeabilidad del acuífero y de los materiales de la barrera, obtenidos de numerosos ensayos de bombeo y de pulso dentro de la barrera. Los resultados se hallan en la Tabla 1.

**Tabla 1.** Conductividad hidráulica (m/día) del acuífero aluvial y de la BPR de Aznalcollar.

| | Margen derecha | Central | Margen izquierda |
|---|---|---|---|
| Acuífero Aluvial | 440 | 640 | 630 |
| BPR | <0.1 | 1.0 | 0.6 |

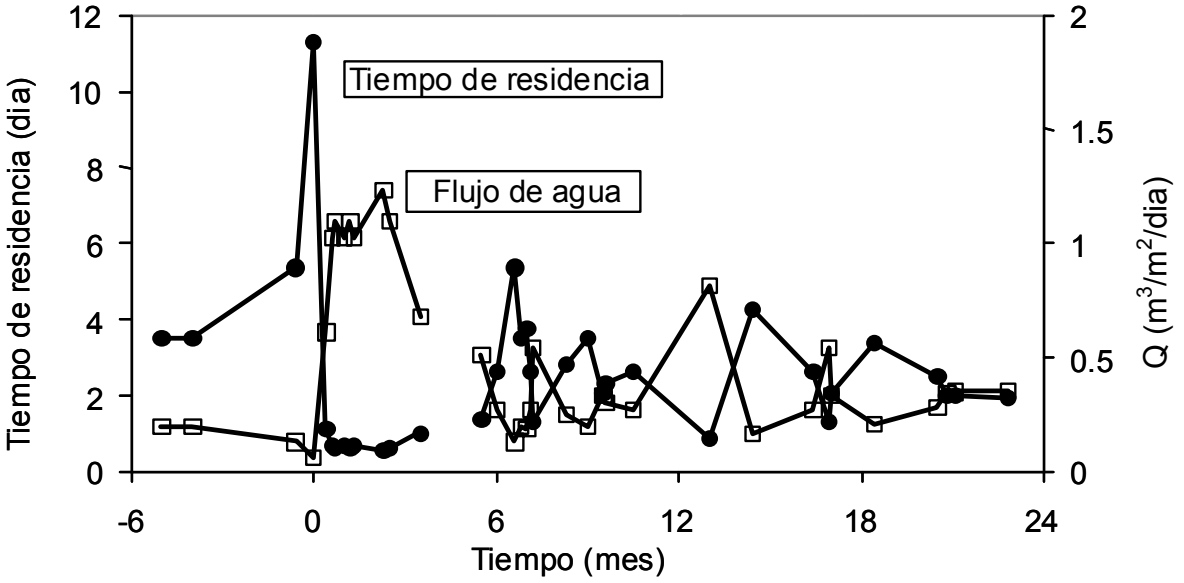
La barrera de la margen derecha actúa como una pantalla de baja permeabilidad y su eficacia descontaminante es prácticamente nula. Esto se ha atribuido a un porcentaje de un 25% en volumen de fangos de depuradora de grano muy fino como parte del relleno. La barrera central y la de margen izquierda presentan conductividades hidráulicas altas (semejantes a arena), aunque inferiores a las del acuífero, mayoritariamente constituido por gravas. Por lo tanto se estima que el flujo tiene lugar mayoritariamente a través de las barreras central e izquierda, y que el gradiente piezométrico dentro de la barrera es un orden de magnitud mayor que en el acuífero.

La permeabilidad media se obtuvo con la siguiente expresión, donde x1, x2 y xb son las distancias entres los sondeos (aguas arriba, aguas abajo y dentro de la barrera) y k1, k2 y kb las respectivas permeabilidades.

$$\frac{x}{k_T} = \frac{x_1}{k_1} + \frac{x_b}{k_b} + \frac{x_2}{k_2}$$

El gradiente hidráulico se obtuvo a partir de la medida de los niveles freáticos. Los bajos gradientes observados en el acuífero (1-3 ‰) obligó a efectuar una nivelación de precisión de los sondeos, lo que aseguró una estimación muy aproximada de las pendientes, caudales y tiempos de residencia.

**Figura 3:** Evolución del caudal y del tiempo de residencia a través la barrera de Aznalcóllar.

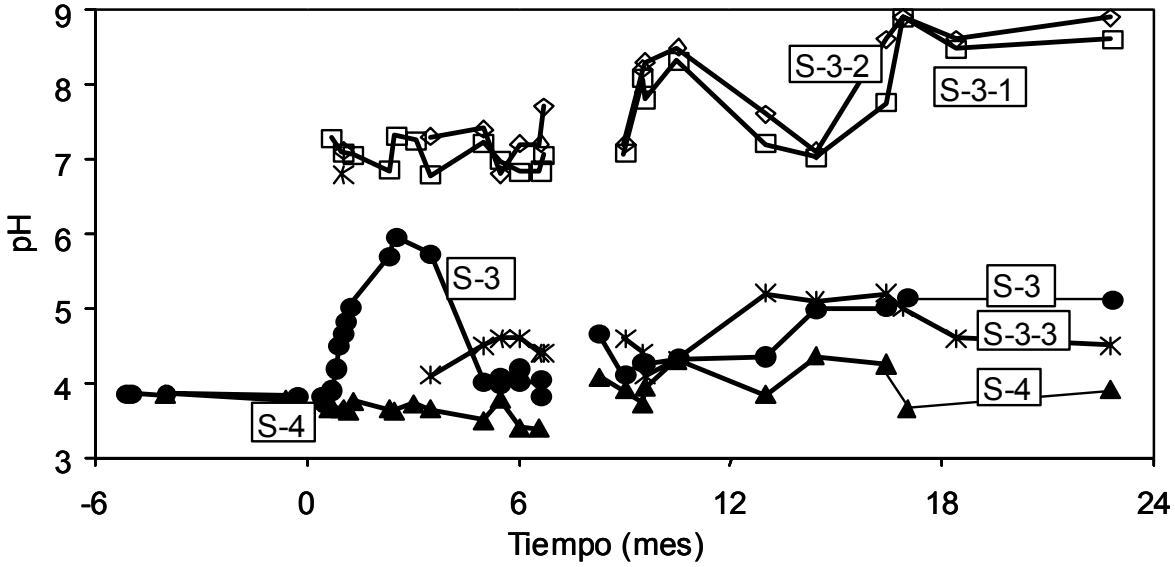



La permeabilidad media del conjunto acuífero-barrera es de 16 m/día, lo que permite el pasaje de un caudal de 0.056 $m^3/m^2$/día a través de ella, obteniéndose tiempos de residencia de entre 1 y 4 días. Tiempos que resultan, de acuerdo a ensayos de laboratorio, suficientes para retener un porcentaje importante de los metales pesados dentro de ella. En la Fig.3 se aprecia la evolución de caudales y Tr desde el inicio de la construcción de la BPR. Al cabo de cuatro meses de funcionamiento hubo varias riadas grandes (periodo de retorno de 50 años), que modificaron el funcionamiento del acuífero.

A continuación exponemos los resultados del funcionamiento para la barrera central. La de margen izquierda muestra un comportamiento muy semejante y, como ya se ha indicado anteriormente, la de margen derecha es prácticamente inoperante debido a su baja permeabilidad.

La evolución del pH resume la del conjunto del comportamiento químico de la barrera. La barrera tuvo un alto rendimiento durante los primeros tres meses (Fig. 4). Agua abajo de la barrera (sondeo S3) el pH ascendió hasta valores próximos al neutro. Coincidiendo con la riada el pH descendió a valores de 4.0, probablemente debido al lixiviado de sulfatos de la superficie del acuífero. Posteriormente el pH ha ido aumentando gradualmente hasta valores todavía inferiores al neutro. Dentro de la barrera el pH muestra un comportamiento heterogéneo. Los sondeos inferior y medio muestran valores de pH altos (y concentraciones bajas en metales) durante todo el periodo de registro. Sin embargo, el sondeo superior muestra pH bajos, intermedios entre los valores aguas arriba y aguas abajo. Este hecho puede interpretarse como que el sondeo superior quedó finalmente emplazado en los materiales de recubrimiento de la barrera (arcillas) debido a una pequeña consolidación de los materiales de la barrera, o bien a la formación de vías preferentes de flujo, donde el tiempo de residencia es muy inferior al resto de la barrera y las reacciones de neutralización no se producen. Estos canales preferentes podrían explicar el que los valores de pH aguas abajo sean inferiores a los medidos en varios puntos de la barrera, ya que representarían una mezcla de varias líneas de flujo.

**Figura 4:** Evolución del pH en el tramo central de la barrera de Aznalcóllar: aguas arriba (S-4: triángulos llenos), aguas abajo (S-3: círculos llenos) y dentro de la barrera (símbolos vacíos): parte superior (S-3-3), media (S-3-2) e inferior(S-3-1).




La evolución de los metales (Al, Zn, Cu) es muy semejante al pH: a mayores valores de pH menores concentraciones de metales (no representado). Inicialmente las concentraciones de metales aguas abajo de la barrera (sondeo S3) descendieron. Sucesivamente ascendieron durante el periodo de riadas, para después descender gradualmente hasta las últimas medidas. Dentro de la barrera, los sondeos inferiores y medios (S-3-1 y S-3-2) muestran concentraciones muy bajas en metales en el agua de los poros, mientras que el superior muestra valores semejantes a los de aguas arriba. Finalmente, las concentraciones en metales aguas abajo representan una mezcla.

La concentración de sulfato de las aguas no muestra variaciones importantes aguas arriba y abajo de la barrera, indicando que los procesos de sulfato reducción bacteriana no son importantes. Esto viene confirmado por la escasa población de bacterias sulfatoreductoras observada a lo largo de sucesivos muestreos ($<10^6$ cel/g).

La eficiencia geoquímica de la BPR fue medida a partir de la capacidad de remoción de metales RM (g/día/$m^3$ barrera)

$$RM = (M_{up} - M_{down}) * q * 1000/x$$

donde $M_{up}$ y $M_{down}$ es la suma de las concentraciones de metales o sulfatos (g/l), q es el caudal a través de la barrera y x el espesor de la barrera (m). La capacidad de remoción de acidez RA se calcula de manera similar, M se reemplaza por la medida de la acidez A (mol/l) y se calcula como:

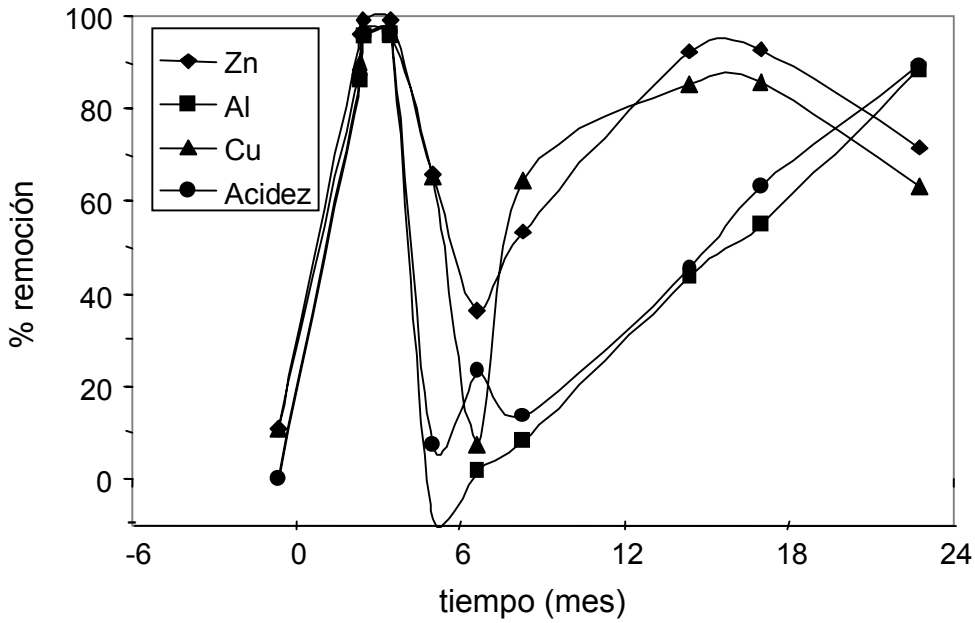
$$RA = 3*Fe\ (mol/L) + 3*Al\ (mol/L) + 10^{-pH}$$

El porcentaje de metales removidos se calcula como

$$\% \text{ remoción} = (M_{up} - M_{down})/ M_{up}*100$$

El porcentaje de metales removidos que oscila entre un 80 y 90% para los metales y de un 50 a un 90% para el Al y la acidez (Fig. 5).

**Figura 5:** Porcentaje de remoción de acidez y metales en el módulo central de la barrera de Aznalcóllar.




La disminución de eficiencia de la BPR, al cabo de 3 meses de construida, se debió a la modificación del flujo natural del acuífero por acción de las inundaciones del río Agrio, que luego de un período de intensas lluvias, y ante la apertura de un embalse situado aguas arriba, vio desbordado su canal natural. Esto provocó una sobreelevación del nivel acuífero, un lavado de los suelos y un aporte de aguas ácidas desde zonas marginales (terrazas T1 y T2) no controladas por la BPR. Situación que luego lentamente y de forma natural se ha ido corrigiendo.

Se han realizado sondeos en el material de relleno de la barrera después de dos años de funcionamiento. Se ha observado evidencias de corrosión en los granos de calcita y se han detectado precipitados de hidróxidos de hierro y de aluminio amorfos. Estas fases contienen también concentraciones menores de Zn y Cu. Paralelamente, se han llevado a cabo experimentos en columna en el laboratorio con el mismo material de relleno y un agua sintética semejante a la del acuífero. Al cabo de un año las columnas se han desmontado y los sólidos precipitados son semejantes a los encontrados en los sondeos. Solo ocasionalmente se han encontrado framboides de pirita en la zona próxima a la salida de las columnas. Además, experimentos batch adicionales confirman la capacidad de adsorción de metales en la superficie de la materia orgánica a medida que el pH se acerca a neutro.

**CONCLUSIONES**

La barrera, que es de tipo experimental, se considera que funciona satisfactoriamente, reduciendo los porcentajes de metales y de acidez de las aguas. La remoción de metales y acidez fue prácticamente completa después de la construcción, descendió bruscamente durante el periodo de riadas y finalmente se recupera lentamente. La dinámica hídrica del acuífero y la eficacia de la barrera como método de remedio se ve seriamente afectada por las interacciones con el río. Pequeños cambios de gradiente modifican el flujo y el aporte de aguas no tratadas desde zonas contiguas (terrazas T2 y T1) modifican la calidad del agua del acuífero aguas abajo de la barrera.

Una proporción de material fino en el relleno, como lodos de depuradora urbana, puede causar la pérdida de permeabilidad de la barrera, como ha sucedido en el módulo derecho. Permeabilidades del relleno algo menores a las del acuífero pueden solventarse mediante incrementos del gradiente piezométrico. Esta situación favorece la formación de canales en el interior de la barrera.

La escasa presencia de bacterias y la insignificante disminución del sulfato del agua indican que la reducción de sulfato y la precipitación de sulfuros no tiene lugar. El análisis del material de los sondeos en la barrera y los ensayos de laboratorio indican que la remoción de metales tiene lugar debido a la coprecipitación con hidróxidos de hierro y aluminio amorfos y mediante adsorción en la superficie de la materia orgánica. El aumento de

pH producido por la disolución de calcita es un factor clave para que tengan lugar los procesos anteriores.

**REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

ALCOLEA A., AYORA C., BERNET O., BOLZICCO J., CARRERA J., CORTINA J. L., COSCERA G., DE PABLO J., DOMENECH C., GALACHE J., GIBERT O., KNUDBY C., MANTECÓN R., MANZANO M., SAALTINK M. y SILGADO A. ***Barrera geoquímica***. Boletín Geológico y Minero (ITGE, Ministerio de Ciencia y Tecnología). Volumen Especial: Las Aguas y los suelos tras el accidente de Aznalcóllar, pp. 229-255, 2001.

BENNER S.G., BLOWES D.W. y PTACEK C.J. **"A full scale porous reactive wall for prevention of acid mine drainage".** *Ground water monitoring and remediation*, 17, 99-107, 1997.

BENNER S.G., BLOWES D.W. y PTACEK C.J. **"Rates of sulfate reduction and metal sulfide precipitation in a permeable reactive barrier".** *Applied Geochemistry,* 17, 301-320, 2002.

BLOWES D.W. y PTACEK C.J. **"System for treating contaminated groundwater"**, *patente US 5.514.279,* 1996.

BLOWES, D. W. y PTACEK, C. J. ***Geochemical Remediation of Groundwater by Permeable Reactive Walls****: Removal of Chromate by Reaction with Iron-bearing Solids*. In Proceedings of the Subsurface Restoration Conference, U.S. Environmental Protection Agency, Kerr Laboratory, June 21-24 Dallas, TX, pp. 214-216, 1992.

HERBERT R.B., BENNER S.G. y BLOWES D.W. **Solid phase iron-sulfur geochemistry of a reactive barrier for treatment of mine drainage**. Applied Geoqchemistry, 15: 1331-1343, 2000.

PULS R.W. **"Permeable reactive barriers. Technologies for contamination remediation"**, *USEPA/600/R-98/125*, 1998.

# EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD A LA CONTAMINACIÓN DEL ACUÍFERO MERCEDES EN EL ÁREA METROPOLITANA DE LA CIUDAD DE PAYSANDÚ – COMPARACIÓN DE LOS MÉTODOS GOD Y DRASTIC

Jorge Montaño XAVIER[1]
Sergio GAGLIARDI[2]
Hernán VIDAL[2]
Mauricio MONTAÑO[2]
Leandson Roberto F. da LUCENA[3]

**RESUMEN**

El presente trabajo tiene como fin principal la evaluación de la vulnerabilidad del acuífero poroso en los alrededores de la Ciudad de Paysandú, en el NW de Uruguay mediante los métodos GOD y DRASTIC. En el primer método intervienen solamente parámetros y características intrínsecas del sistema acuífero; en el segundo intervienen además parámetros externos como recarga, topografía e impacto de la zona no saturada. Como resultado de la aplicación de estos sistemas se obtuvieron dos mapas de vulnerabilidad, que permiten visualizar las regiones más sensibles a la contaminación, y que constituyen una herramienta importante para la elaboración del ordenamiento territorial del área, basado en la protección de los recursos hídricos subterráneos. Estos mapas definen indirectamente zonas más o menos aptas para la implantación de las diferentes actividades a desarrollarse en función del impacto que estas pueden tener sobre los recursos hídricos subterráneos del área. También indican las zonas en las que no debería implementarse ningún tipo de actividad o en las que deberían llevarse a cabo modificaciones físicas que impidan la llegada de contaminantes. La aplicación de los sistemas GOD y DRASTIC posibilitó además la comparación de los resultados obtenidos a partir de la aplicación de cada método y su valoración en función de los requerimientos de información que cada metodología implica.

**Palabras Clave:** acuífero, vulnerabilidad, Paysandú, GOD, DRASTIC

**ABSTRACT**

The aim of this work is to evaluate the vulnerability of the porous acquifer located around Paysandú city, NW of Uruguay, using GOD and DRASTIC methodologies. In GOD there are only involved intrinsic parameters and characteristics. In DRASTIC there are also involved external parameters like recharge, topography and impact in the vadose zone (or unsaturated). The use of these methodologies have produced two vulnerability maps. These maps allow us to visualized the most sensitive areas to contamination, and they constitute an important tool for the territorial arrangement of the area based on the protection of groundwater resources. In addition, these maps indirectly define zones more or less apt for the development of different activities as a function of the impact they cuold have in the groundwater resources. Also, they show zones where no activitiy should be done or the modifications that has to be taken in order to prevent the contaminant's arrival. The use of GOD and DRASTIC methodologies allow too the comparison between the obtained results in both methodes and their value as a function of the required information in each methodology.

**Key words:** aquifer, vulnerability, Paysandú, GOD, DRASTIC

[1] Departamento de Geología, INGEPA - Facultad de Ciencias – UDELAR. Iguá 4225. C.P. 11400. Montevideo, Uruguay. Fax: (0598-2) 5258617; (montanox@movinet.com.uy).
[2] Estudiantes de la Universidad de la República - Facultad de Ciencias – INGEPA. Iguá 4225. C.P. 11400. Montevideo, Uruguay. Fax: (0598-2) 5258617.
[3] Laboratorio de Pesquisas Hidrogeológicas (LPH) da UFPR; Curitiba-PR, Brasil

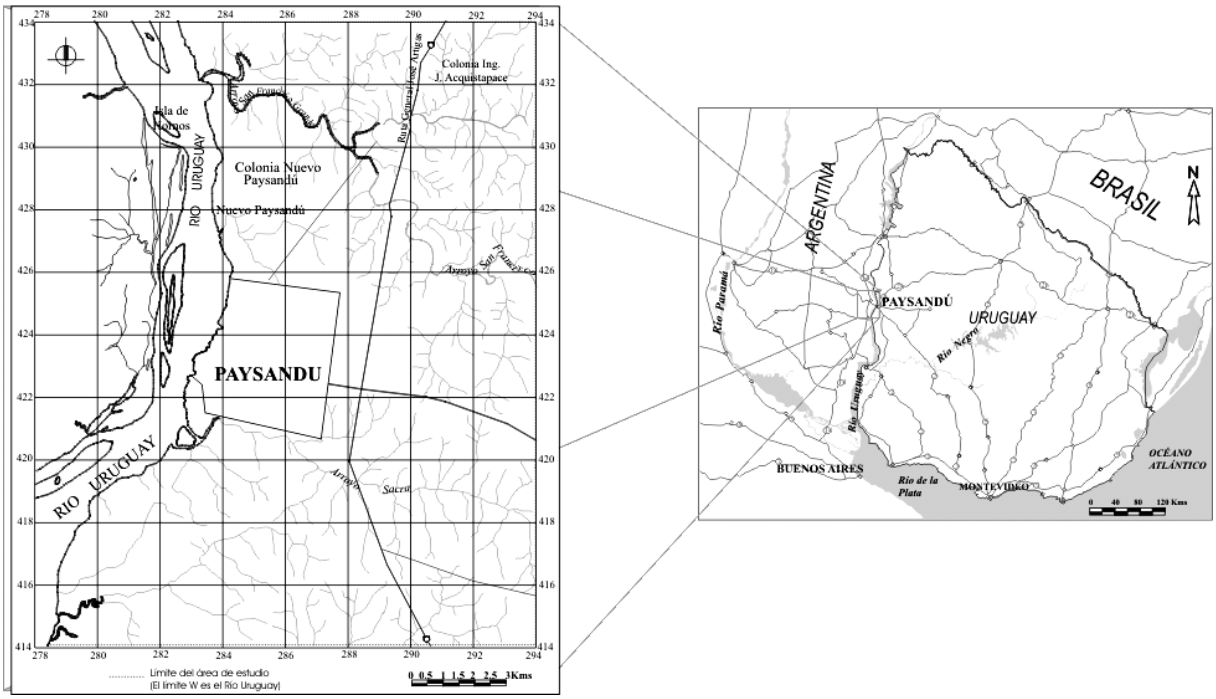
## 1. Introducción

El acuífero Mercedes es el principal reservorio de agua subterránea en el área periurbana de la Ciudad de Paysandú (Uruguay). La evaluación de la Vulnerabilidad de este acuífero, realizada en el presente trabajo mediante los métodos GOD (FOSTER & HIRATA, 1991) y DRASTIC (EPA 1985), posibilita la delimitación de las áreas más susceptibles a la contaminación. Permite además la comparación de los resultados obtenidos a partir de la aplicación de cada método y su valoración en función de los requerimientos de información que cada metodología implica. Esta valoración puede ser base para la selección del método de evaluación a utilizar en función del grado de conocimiento que se tenga, o sea en cuanto al detalle de la información con la que se cuenta.

Como objetivo principal se realiza la evaluación de la vulnerabilidad del Acuífero Mercedes mediante el método GOD y DRASTIC. Además se comparan los resultados obtenidos a partir de la aplicación de los Métodos y se analiza la eficacia de la aplicación de los mismos.

El área de estudio comprende la zona periurbana de la Ciudad de Paysandú, limitada por el Arroyo San Francisco al N, el Arroyo Sacra al S, el Río Uruguay al O y al E el meridiano 294. Las coordenadas geográficas (UTM) que delimitan la zona son: X: 278, X': 294; Y. 414, Y' 434 (Figura 1).

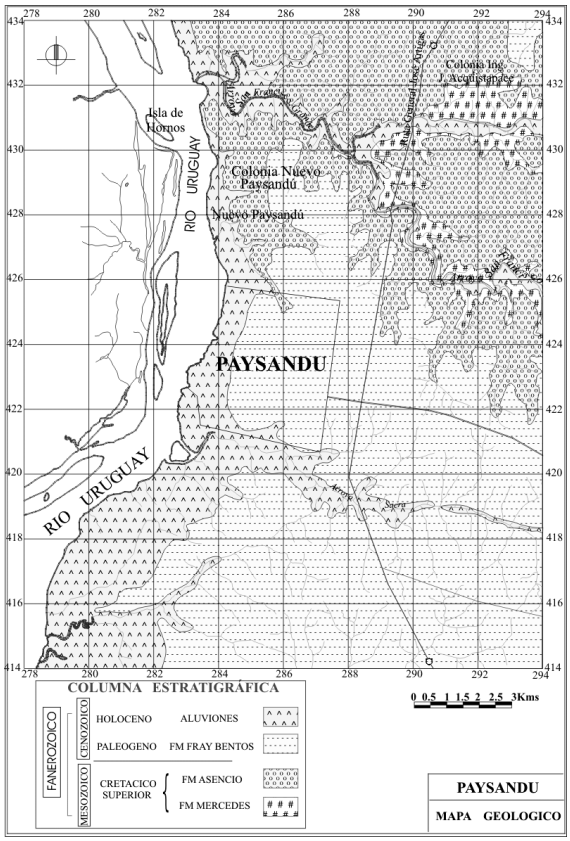
**Figura 1.** *Mapa de Ubicación*




## 2. Geología

El subsuelo del área de estudio está compuesto por sedimentos de edad cretácica, correspondientes a las formaciones Mercedes (Bossi J, 1966) y Asencio (Bossi J, 1966), cubiertos hacia el sur por litologías pertenecientes a la formación Fray Bentos (Bossi J, 1966) y ocasionalmente por depósitos cuaternarios (Figura 2 y cuadro 1).

**Figura 2.** *Mapa Geológico*




**Cuadro 1.** Estratigrafía sintética

| Era | Período | Época | Formación | Litología |
|---|---|---|---|---|
| ***Cenozoico*** | *Cuaternario* | *Holoceno* | *Reciente y Actual (Q)* | -Aluviones modernos y actuales.<br>-Arenas recientes |
| | *Terciario* | *Oligoceno Superior* | *Fray Bentos (Fb)* | Limo arcilloso con $CaCO_3$, rosado |
| **Mesozoico** | *Cretácico Superior* | | *Asencio (As)* | Arena fina a media con óxido de Fe, rojiza. |
| | | | *Mercedes (Mc)* | Arena media a gruesa, blanca, con niveles de gravas y cantos, se observa silicificación. |

Las formaciones Asencio y Mercedes tienen incidencia hidrogeológica, pues representan los acuíferos de mayor potencial de la zona. Estas dos formaciones, de edad *Cretácico Superior*, están constituidas por depósitos esencialmente arenosos y conglomerádicos (formación Mercedes) y por sedimentos arenosos (formación Asencio), típicos de un ambiente continental. El techo de la formación Guichón (BOSSI, 1966), sobre el cual la formación Mercedes se apoya concordantemente, se considera límite vertical del presente trabajo.

La Formación Fray Bentos se depositó durante el período Cenozoico. Está constituida por sedimentos limo-arcillosos rosados con presencia de carbonato de calcio, originado en un ambiente continental peridesértico a desértico.

Por su baja permeabilidad se comporta como acuitardo, aunque ocasionalmente pueden observarse permeabilidades mayores, generadas por disolución de carbonato de calcio cuando este se presenta en altos tenores y por aumento de la fracción arenosa.

El Reciente y Actual (Cuaternario), está representado por aluviones cuyos depósitos son restrictivos a la zona costera del Río Uruguay y algunos arroyos, y forman acuíferos libres de baja potencialidad. Estos depósitos están constituidos mayormente por arenas finas a medias, cuarzosas - feldespáticas, redondeadas.

## 3. Hidrogeología

Los acuíferos presentes en el área son porosos. Los sedimentos presentan porosidad intergranular o primaria por lo que conforman medios continuos para el almacenamiento y la

circulación del agua. Se distinguen las siguientes unidades hidrogeológicas:

*Unidad hidrogeológica Fray Bentos:* Esta unidad se desarrolla en el contacto de las formaciones Fray Bentos y Asencio. Es un acuífero de tipo libre a semilibre, altamente sensible a las variaciones climáticas (sequía o abundancia de precipitaciones), en función de las cuales se producen ascensos o descensos de los niveles piezométricos. En el área es explotado mediante pozos de gran diámetro o brocales, de escasa profundidad (< 20m).

*Sistema Hidrogeológico Asencio – Mercedes:* Abarca dos niveles permeables portadores de agua subterránea que pertenecen a dos formaciones geológicas distintas: Asencio y Mercedes. La primera está constituida por arenas finas y medias de permeabilidad media y espesores que no superan los 10m; hacia la base se encuentra una capa de limos arenosos que se comporta como acuitardo, formando el límite con la zona permeable de Mercedes. Se puede decir que este acuífero (Formación Asencio) tiene una importancia relativamente menor, debido a su escaso espesor y a que presenta discontinuidades laterales, por ello la prospección de agua en el área se enfoca a los niveles permeables de Mercedes.

La Formación Mercedes es el principal acuífero. Se desarrolla en toda el área, pero presenta discontinuidades tanto en su potencia como en sus características litológicas que causan variaciones de porosidad y permeabilidad en zonas silicificadas o con cemento calcáreo. El piso del acuífero está constituido por la formación Guichón, límite vertical del presente estudio. Es un acuífero de tipo semiconfinado en toda el área menos en la zona de afloramiento de la formación, donde se comporta como acuífero libre. La dirección de flujo principal es hacia el W con descarga hacia el Río Uruguay.

La conductividad hidráulica (k): 0.12 m/h. La Trasmisividad (T): varía entre 5 en la zona W-SW y 100 $m^2$/día hacia el E, asociado probablemente al aumento del espesor y conductividad hidráulica de la Formación Mercedes. Los valores de Coeficiente de Almacenamiento (S) obtenidos son del orden de $10^{-2}$ confirmando el carácter de semiconfinamiento del sistema. El Gradiente Hidráulico (i) es aproximadamente 0.025 (25 m/km) con algunos valores de 0.007 (7 m/km). Los caudales de las perforaciones varían entre 20 a 25 $m^3$/h. El caudal específico (q) varía de 0.1 a 3.42 $m^3$/h/m, correspondiendo los valores más altos a los pozos de la zona este.

## 4. Cálculo de la Vulnerabilidad del acuífero Mercedes mediante el Sistema GOD

El primer método seleccionado para evaluar la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero Mercedes es el Sistema GOD (FOSTER & HIRATA,1991). Se basa en 3 parámetros: **G** (groundwater: comportamiento hidráulico del acuífero, Tipo de ocurrencia del agua subterránea); **O** (overall: características de la cobertura del acuífero referidas a grado de consolidación y litología); **D** (depth: profundidad del agua).

*Comportamiento hidráulico:* Distinguimos en el área de estudio 3 situaciones:

1. Semiconfinamiento del acuífero Mercedes: cuando se encuentra cubierto por las Formaciones Fray Bentos y Asencio (Fb + As) y ocasionalmente con materiales cuaternarios sobre Fray Bentos (Q + Fb + As). El valor asignado en el Sistema GOD es de 0.4.
2. Acuífero Mercedes cubierto por la Formación Asencio y ocasionalmente por Cuaternario y Asencio (al N del área). Consideramos en este caso al acuífero como No Confinado Cubierto, distinguiendo así esta zona de otras en que el acuífero se presenta como libre. Se le asigna un valor de 0.6.
3. Formación Mercedes aflorado: se considera el acuífero como no confinado (libre), asignándosele un valor de 1.

*Características de la cobertura del acuífero:* En función de las descripciones litológicas de las perforaciones existentes en el área, se verificó que la cobertura del acuífero Mercedes se constituye mayormente por areniscas consolidadas (formaciones Asencio y Mercedes) o limolitas consolidadas (formación Fray Bentos). Consideramos entonces un sustrato litológico consolidado (F), asignando un valor de 0.7 correspondiente a areniscas y de 0,6 correspondiente a las limolitas.

*Profundidad del sistema acuífero:* La profundidad de acuífero o del agua varía entre 5 y 30m, distinguiéndose 2 situaciones:

1. Acuífero No confinado (Mercedes aflorante) y No Confinado Cubierto (Formación Asencio sobre Mercedes). Para la zona no confinada se toma el valor de nivel estático (NE) para valuar la profundidad del agua en el sistema GOD. Los NE se encuentran normalmente entre 5 y 20 metros para esta zona, por lo que se le asigna un valor a este factor de 0.7.
2. Acuífero semiconfinado. La profundidad de la Formación Mercedes se obtuvo de las descripciones geológicas de las perforaciones. La profundidad de acuífero

(distancia al agua) se estimó teniendo en cuenta también la ubicación de la tubería filtro en cada perforación. A partir de este análisis se establece que la profundidad del acuífero es siempre mayor a los 20m, variando normalmente entre 25 y 35m, por ello se le asignó el valor de 0.5 en el sistema GOD.

4.1. Evaluación de la vulnerabilidad - GOD

Los resultados del cálculo de la vulnerabilidad se resumen en el cuadro 2.

**Cuadro 2.** *Cálculo de la Vulnerabilidad del Acuífero Mercedes. Sistema GOD*

| **GEOLOGÍA** | Fb – As – Mc<br>(Q - Fb – As – Mc) | As – Mc<br>(Q – As - Mc) | Mc<br>(Q – Mc) |
|---|---|---|---|
| **Comportamiento hidráulico** | Semiconfinado | No confinado cubierto | No confinado (libre) |
| | 0.4 | 0.6 | 1 |
| **Características de la cobertura del acuífero** | Limolitas consolidadas | Areniscas consolidadas | Areniscas consolidadas |
| | 0.6 | 0.7 | 0.7 |
| **Profundidad del agua** | 25m a 45m | 5m a 20m | 5m a 20m |
| | 0.5 | 0.7 | 0.7 |
| **Totales** | 0.12 | 0.294 | 0.49 |
| **VULNERABILIDAD** | **BAJA** | **BAJA - MODERADA** | **MODERADA – ALTA** |

Q: Cuaternario; Fb: Fm Fray Bentos; As: Fm Asencio; Mc: Fm. Mercedes (acuífero del área)

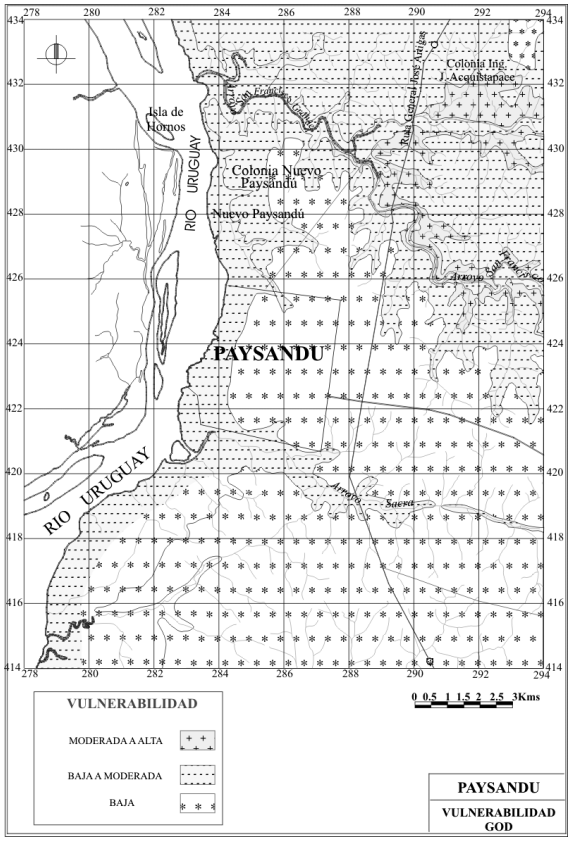
En la figura 3 se puede observar el Mapa de Vulnerabilidad por el Sistema GOD. Se tomó una franja lindera al Río Uruguay (zona W) de aproximadamente 1000 m de ancho en la cual se considera que los sedimentos de la formación Fray Bentos (limos) fueron erosionados por la acción fluvial, y solamente se encontrarían sedimentos cuaternarios sobre la Formación Asencio, por lo que la vulnerabilidad obtenida es baja a moderada. La misma consideración se toma para las áreas linderas a los arroyos y demás corrientes de agua donde afloran sedimentos cuaternarios (figura 2), excepto en la zona donde el Cuaternario se apoya directamente sobre la Formación Mercedes, donde, como ya fue especificado, la vulnerabilidad resultante es moderada – alta.

## 5. Cálculo de la Vulnerabilidad del acuífero Mercedes mediante el Sistema DRASTIC

Es un sistema estandarizado de evaluación (EPA 1985). La sigla DRASTIC corresponde a las iniciales de los parámetros utilizados para evaluar la vulnerabilidad intrínseca de los acuíferos: D = Depth (Profundidad); R = Recharge Net (Recarga); A = Aquifer Media (Acuífero); S = Soil Media (Suelo); T = Topography – Slope (Topografía, Pendiente); I = Impact of the Vadose Zone Media (Impacto zona vadosa); C = Conductivity Hidraulic of the Aquifer (Permeabilidad).

*Factor: Profundidad del agua (D):* Para este factor se distinguen 3 situaciones, que se resumen en el cuadro 3, donde se detallan los rangos y valores asignados a cada una de ellas:

**Figura 3.** *Mapa de Vulnerabilidad Método GOD*



**Cuadro 3.** *Factor: Profundidad del agua. Valores asignados.*

| *Descripción* | **Rango** (m) | **Valor asignado** |
|---|---|---|
| *Ac. Mercedes semiconfinado:* (Fb+As+Mc o Q+Fb+As+Mc). Como fue visto anteriormente las profundidades varían entre 25 y 35m. Se toma una media de 30 m. | 22.9-30.5 | **2** |
| *Ac Mercedes cubierto con Asencio:* (As+Mc o Q+As+Mc) | 15.2 – 22.9 | **3** |
| *Ac Mercedes aflorante:* (Mc o Q+Mc) | 9.1-15.2 | **5** |

Ac: Acuífero Q = Cuaternario. Fb: Fm Fray Bentos. As: Fm Asencio Mc: Fm Mercedes

*Factor: Recarga neta (R)*

En función del Balance Hídrico realizado para el área se estimó la infiltración profunda o recarga del acuífero en 37.38 mm anuales. La recarga se da fundamentalmente en la zona de afloramiento de sedimentos cretácicos y durante los meses de invierno (junio y julio), en el resto del año existe déficit hídrico en el suelo, o sea que la Precipitación Efectiva (Precipitación real – Escurrimiento) es menor que la Evapotranspiración Potencial. Para este factor se distinguen 2 situaciones que se resumen en el cuadro 4, en el que se detallan los rangos y valores asignados a cada una de ellas:

**Cuadro 4.** *Factor: Recarga. Valores asignados.*

| *Descripción* | **Rango** (mm/año) | **Valor asignado** |
|---|---|---|
| *Acuífero Mercedes semiconfinado:* En esta zona el acuífero se encuentra cubierto por la formación Fray Bentos, por lo que puede considerarse una recarga casi nula. (Fb+As+Mc o Q+Fb+As+Mc) | 0-50 | **1** |
| *Zona de afloramiento de sedimentos cretácicos:* Consideramos que esta zona es el área de recarga del acuífero. Aquí se toma el valor de recarga neta calculado (37.4mm). (As+Mc o Q+As+Mc o Mc aflorante) | 0-50 | **1** |

Q = Cuaternario. Fb: Fm Fray Bentos. As: Fm Asencio Mc: Fm Mercedes

*Factor: Roca del Acuífero (A):* La Formación Mercedes está constituida mayormente por arenas medias a gruesas, blancas, con niveles de gravas y cantos, cementadas, en ocasiones con cemento silíceo. Consideramos esta la constitución tipo del acuífero, y la incluimos dentro del rango Areniscas masivas, asignándole un **valor 6** constante para toda el área de estudio, valor típico marcado en el Sistema DRASTIC para estas litologías.

*Factor: Suelos (S):* En la zona se distinguen tres unidades de suelos:

*Unidad Bañado de Farrapos (BF):* se desarrolla sobre sedimentos cuaternarios y está constituida por los suelos más finos del área

*Unidad Young (Y):* se desarrolla sobre la Formación Fray Bentos, y está constituida por suelos mayormente franco arenoarcillosos

*Unidad Algorta (Al):* se desarrolla sobre las formaciones Mercedes y Asencio, y está conformada por suelos de granulometría más gruesa.

En la figura 4 se observan los porcentajes de arcilla, limo y arena que tienen a grandes rasgos los suelos que constituyen cada unidad (Bf, Y, Al). La distribución geográfica de las distintas unidades de suelos (figura 5) está directamente condicionada por la distribución de las diferentes formaciones geológicas, cuyos materiales son los generadores de los distintos tipos de suelo encontrados.

Se destaca que en la categorización del DRASTIC no existen rangos dentro del factor Tipo de Suelos que se corresponda con los suelos encontrados en el área. Tomamos para la Unidad Algorta el valor correspondiente a Marga arenosa, para la Unidad Young el correspondiente a Margas aluviales y para Bañado de Farrapos el correspondiente a Margas arcillosas. Se distinguen entonces para el factor Tipo de Suelo 3 situaciones, que se resumen en el cuadro 5, donde se detallan los rangos y valores asignados a cada una de ellas.

**Figura 4.** Textura de los suelos del área

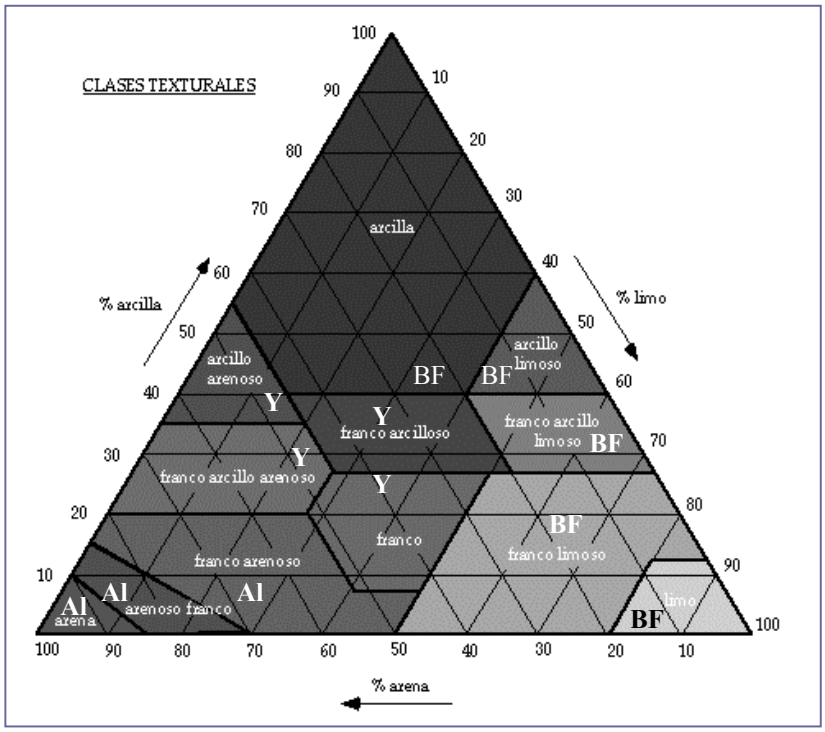
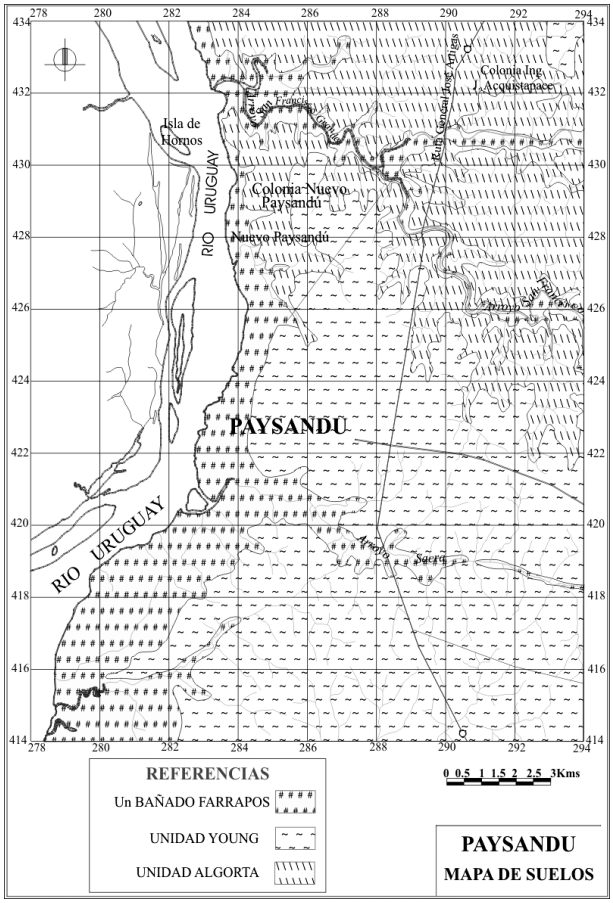



**Figura 5.** *Mapa de Suelos*



**Cuadro 5.** *Factor: Suelos. Valores asignados.*

| *Descripción* | **Rango** | **Valor asignado** |
|---|---|---|
| *Unidad Bañado de Farrapos:* Se desarrolla sobre sedimentos cuaternarios. Suelos arcillosos, limosos y francolimosos (Molfino 1995) | Marga arcillosa | **3** |
| *Unidad Algorta:* Se desarrolla sobre sedimentos cretácicos. Suelos mayormente arenosos y arenosos francos. (Molfino 1995) | Marga arenosa | **6** |
| *Unidad Young:* Se desarrolla sobre sedimentos de la Fm. Fray Bentos. Suelos franco arenosos y arcillosos. (Molfino 1995) | Marga aluvial | **4** |

*Factor: Topografía (P):* Los rangos y valores asignados para este factor se resumen en el cuadro 6:

**Cuadro 6.** *Factor: Topografía. Valores asignados.*

| *Descripción* | **Rango** | **Valor asignado** |
|---|---|---|
| *Unidad Bañado Farrapos:* Pendiente muy suave | 0-2% | **10** |
| *Unidad Young:* Pendiente suave a moderada (1-6%) | 2-6% | **9** |
| *Unidad Algorta:* Pendiente moderada | 2-6% | **9** |

*Factor: Impacto de la zona no saturada (I):* Se reconocen tres situaciones (cuadro 7), en función de lo cual la zona no saturada quedará compuesta por Limos (Fb), areniscas (As) o Arenas y gravas (Cuaternario en las áreas cercanas a arroyos y ríos y cuando el cuaternario se apoya directamente sobre el acuífero, o Mercedes aflorante). La zona no saturada quedará compuesta entonces por Limos (Fb), areniscas (As) o Arenas y gravas (Cuaternario en las áreas cercanas a arroyos y ríos y cuando el cuaternario se apoya directamente sobre el acuífero, o Mercedes aflorante). En el siguiente cuadro, onde se detallan los rangos y valores asignados a cada una de ellas:

**Cuadro 7.** *Factor: Impacto de la zona no saturada. Valores asignados.*

| *Descripción* | **Rango (constitución de la ZNS)** | **Valor asignado** |
|---|---|---|
| *Fb sobre Acuíf Mercedes o (Q + Fb) sobre Acuífero Mc* | Limo/arcilla | **2** |
| *As sobre Acuíf Mercedes* | Areniscas | **6** |
| *Q sobre Acuíf. Mercedes o Mc aflorante* | Arenas y gravas | **8** |

Q = Cuaternario Fb: Fm Fray Bentos As: Fm Asencio Mc: Fm Mercedes

*Factor: Conductividad Hidráulica (C):* En el capítulo de hidrogeología se estableció que la Conductividad hidráulica (k) del acuífero es de 0.12 m/h, lo que equivale a 2,88 m/día. A los efectos de la presente evaluación, consideramos ese valor constante para todo el acuífero. Estaríamos en el rango de 0.004 a 4 m/día; asignamos para este factor un valor de 1.

### *5.1. Resultados*

Se calculó la vulnerabilidad mediante el sistema DRASTIC tanto con los pesos generales como con los pesos para pesticidas. Se definen 3 zonas de vulnerabilidades diferentes. La distribución geográfica de estas áreas está directamente relacionada con la distribución de las diferentes formaciones geológicas encontradas en el área.

A los efectos de realizar una comparación relativa de los distintos grados de vulnerabilidad definidos mediante los índices DRASTIC se adoptó el siguiente cuadro comparativo (cuadro 8):

**Cuadro 8.** *Cuadros comparativos – vulnerabilidad relativa*

| **VULNERABILIDAD GENERAL** | | **VULNERABILIDAD PESTICIDAS** | |
|---|---|---|---|
| **Indice** | **Vulnerabilidad relativa** | **Indice** | **Vulnerabilidad relativa** |
| 23 a 64 | MUY BAJA | 26 a 73 | MUY BAJA |
| 65 a 105 | BAJA | 74 a 120 | BAJA |
| 106 a 146 | MODERADA | 121 a 167 | MODERADA |
| 147 a 187 | ALTA | 168 a 214 | ALTA |
| 188 a 230 | MUY ALTA | 215 a 260 | MUY ALTA |

En el cuadro 9 se resumen los resultados de la Evaluación de la Vulnerabilidad mediante el Sistema DRASTIC. Se destaca que los valores marcados con * en dicho cuadro corresponden a la presencia de la Unidad Bañado Farrapos. Esta variable no tiene mayor incidencia en el resultado final de la vulnerabilidad, aunque provoca cambios de menor importancia en los índices obtenidos para los factores Tipo de Suelo y Topografía.

**Cuadro 9.** *Cálculo de la vulnerabilidad*

| | | | Situaciones consideradas | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | Fb -As - Mc (Q-Fb-As-Mc) | | | | As-Mc (Q-As-Mc) | | | | Mc (Q-Mc) | | | |
| | Peso general | Peso Pesticidas | Valor | Indice Gral | | Indice Pes | Valor | Indice Gral | | Indice Pes | Valor | Indice Gral | | Indice Pes |
| D | 5 | 5 | 2 | 10 | | 10 | 3 | 15 | | 15 | 5 | 25 | | 25 |
| R | 4 | 4 | 1 | 4 | | 4 | 1 | 4 | | 4 | 1 | 4 | | 4 |
| A | 3 | 3 | 6 | 18 | | 18 | 6 | 18 | | 18 | 6 | 18 | | 18 |
| S | 2 | 5 | 4 o 3* | 8 | *6* | 20 *15* | 6 o 3* | 12 | *6* | 30 *15* | 6 o 3* | 12 | *6* | 30 *15* |
| T | 1 | 3 | 9 o 10* | 9 | *10* | 27 *30* | 9 o 10* | 9 | *10* | 27 *30* | 9 o 10* | 9 | *10* | 27 *30* |
| I | 5 | 4 | 2 | 10 | | 8 | 6 | 30 | | 24 | 8 | 40 | | 32 |
| C | 3 | 2 | 1 | 3 | | 2 | 1 | 3 | | 2 | 1 | 3 | | 2 |
| INDICES TOTALES | | | | **62** | ***61*** | **89** ***87*** | | **91** | ***86*** | **120** ***108*** | | **111** | ***106*** | **138** ***126*** |
| VULNERABILIDAD GENERAL | | | MUY BAJA | | | | BAJA | | | | MODERADA | | | |
| VULNERABILIDAD PESTICIDAS | | | BAJA | | | | BAJA | | | | MODERADA | | | |

### *5.2. Mapa Vulnerabilidad DRASTIC*

En cuanto a la distribución geográfica de la vulnerabilidad (figura 6), se tomó, igual que para el Mapa de Vulnerabilidad con el sistema GOD, una franja lindera al Río Uruguay de aproximadamente 1000 m de ancho en la cual se considera que los sedimentos de la formación Fray Bentos fueron erosionados por la acción fluvial, y solamente se encontrarían sedimentos cuaternarios sobre la Formación Asencio, por lo que la vulnerabilidad obtenida es baja. La misma consideración se toma para las áreas linderas a los arroyos y demás corrientes de agua donde afloran sedimentos cuaternarios, excepto en la zona donde el Cuaternario se apoya directamente sobre la Formación Mercedes, donde, como ya fue especificado, la vulnerabilidad resultante es moderada.

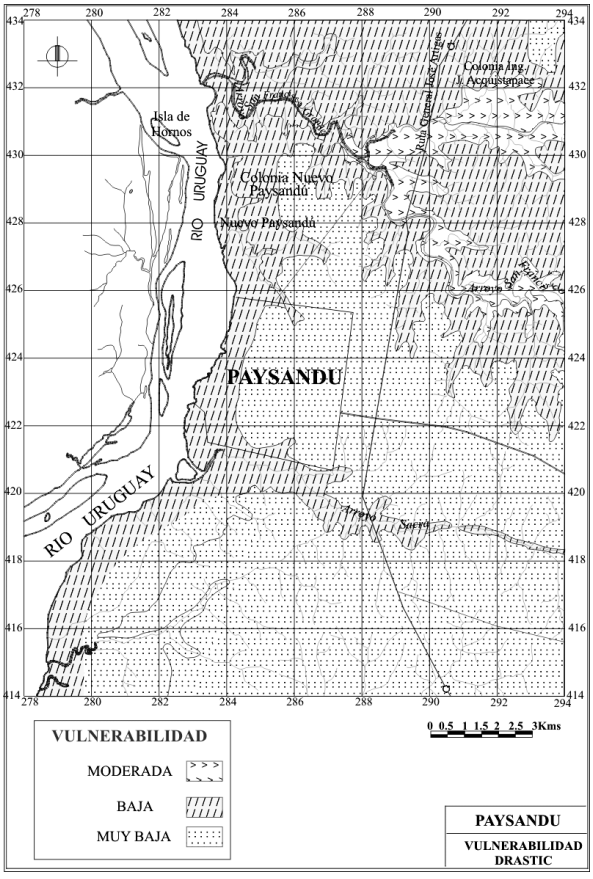



**Figura 6.** *Mapa de Vulnerabilidad. Método DRASTIC*

## 6. CONCLUSIONES

El subsuelo del área de estudio está constituido por sedimentos pertenecientes a las formaciones geológicas Fray Bentos (Oligoceno Superior-Mioceno Superior), Asencio (Comienzos del Terciario), Mercedes (Cretácico Superior) las cuales ocasionalmente se encuentran cubiertas por Sedimentos Recientes y Actuales - Aluviones (Cuaternario).

Los acuíferos identificados en el área son porosos. Desde el punto de vista hidrogeológico se distinguen dos Unidades, una más superficial y de importancia relativa menor, denominada Unidad Hidrogeológica Fray Bentos, y otra que contiene al acuífero Mercedes, el de mayor importancia del área, denominada Sistema Hidrogeológico Mercedes – Asencio.

El acuífero Mercedes es de tipo semiconfinado, presentando los siguientes parámetros hidráulicos: K: 0.12 m/h, T: 5 y 100 $m^2$/día; S: $10^{-2}$. El gradiente hidráulico i es aproximadamente 0.0025 (25 m/km) con algunos valores de 0,007 (7 m/km). El caudal específico (q) varía de 0.1 a 3.42 $m^3$/h/m. Los caudales de los pozos que captan agua de estos niveles permeables tienen valores de 20 a 25 $m^3$/h.

Los suelos de la zona se pueden separar en tres unidades: Unidad Algorta (suelos mayormente arenosos y arenosos francos; Unidad Young (suelos francos y francoarenoarcillosos; Unidad Bañado de Farrapos (suelos limoarcillosos). La distribución geográfica de estas unidades coincide con las de los materiales geológicos que las generan, los cuales son respectivamente Sedimentos Cretácicos (formaciones Asencio y Mercedes), Formación Fray Bentos y Sedimentos Cuaternarios

La recarga neta del acuífero se estimó en 37.38 mm anuales. El volumen de Recarga anual R sobre toda la superficie considerada (Cuenca del Río Queguay: 7866 $km^2$) R = 294,031 x $10^6$ $m^3$/año. Debemos destacar que el valor de recarga neta obtenido debe ser tomado con cierto recaudo, dado que el error acumulado en la estimación es importante, debido fundamentalmente al error implícito en las medidas realizadas (precipitación, caudal de los ríos, etc).

En función de la evaluación de la vulnerabilidad del Acuífero Mercedes mediante el Sistema GOD (FOSTER & HIRATA, 1991) se distinguen tres zonas, cuya distribución geográfica coincide con la distribución en planta de las tres situaciones geológicas consideradas: la zona más vulnerable es donde aflora la formación Mercedes (MODERADA-ALTA), la situación intermedia se da cuando aflora la Formación Asencio (BAJA-MODERADA) y la zona menos vulnerable se da cuando aflora la Formación Fray Bentos (BAJA).

Mediante el sistema de evaluación DRASTIC (EPA 1985) también se obtuvieron tres zonas de vulnerabilidades distintas: Muy baja, Baja y Moderada, con distribuciones geográficas similares a las obtenidas por el sistema GOD. Se destaca que si se considerara una caracterización de suelos a mayor escala es de esperarse una variación mayor de vulnerabilidades, y una distribución geográfica distinta a la obtenida.

Se destaca la importancia fundamental de la Formación Fray Bentos en cuanto a la protección que da a los acuíferos, debido al desarrollo de suelos con horizontes A y B con gran cantidad de intercambiadores químicos, con probabilidades de retener o intercambiar potenciales contaminantes y a la baja permeabilidad fruto de su constitución limosa; es por esto que los valores más bajos de vulnerabilidad se dan cuando está presente esta formación.

En relación a la comparación de los resultados obtenidos mediante ambas metodologías, se puede afirmar que para una etapa de estudio preliminar y con información a escala regional la aplicación del método GOD resulta más efectiva en cuanto a la menor necesidad de información específica y la mayor rapidez con que se llega a los resultados finales, mientras que para etapas posteriores de trabajo, en el marco de un estudio de mayor detalle y con disponibilidad de información precisa resulta más eficaz la utilización del sistema DRASTIC.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLER L. BENNET T. LEHR J. PETTY R. & G. HACKETT. *DRASTIC: A standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings*. U.S. EPA /600/2-87-036: 1-455. Oklahoma. 1987.

BOSSI J. *Geología del Uruguay.* Departamento de Publicaciones, Universidad de la República, Montevideo, 469pp, 1966.

FOSTER S; HIRATA R. *Determinación del riesgo de contaminación del riesgo de agua subterránea.* 2ª Edición. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, Lima, Perú. OMS. 80p, 1991.

## BIBLIOGRAFIA

AGORIO C; CARDELLINO G; CORSI W; FRANCO J. *"Estimación de las necesidades de riego en Uruguay. Impacto, magnitud y frecuencia de la lámina neta total"*. MGAP, Dirección general de recursos naturales renovables. División uso y manejo de agua. Uruguay, 1988.

ALTAMIRANO A; DA SILVA H; DURAN A; ECHEVERRÍA A; PANARIO D; PUENTES R. *Carta de Reconocimiento de suelos del Uruguay (Tomo 1)*. MGAP – Uruguay, 1976.

DIRECCIÓN NACIONAL DE HIDROGRAFÍA. *Anuario Hidrológico 1992-1993.* DNH, División Recursos Hídricos. Diciembre de 1995, Uruguay, 1995.

BARREIRO D; WILLIMAN C. *Apuntes de Suelos*. Facultad de Ciencias Agrarias, Uruguay, 2000.

CUSTODIO E. & LLAMAS M.R. *Hidrologia Subterranea*. Ediciones Omega, S.A., Barcelona, España, 1986.

DURÁN. *Propiedades Hídricas del suelo*. Facultad de agronomía. UDELAR, Uruguay. 4ª Reimpresión, 2000.

FEITOSA F.A.C. & MANOEL FILHO J. *Hidrogeologia: Conceitos e aplicações*. 2ª Ediçao. Serviço Geológico do Brasil CPRM – Laboratorio de Hidrogeología da UFPE LABHID. Fortaleza, Brasil. 389 p, 1998.

KAPLAN A.; LABELLA S.; RUCKS L; DURAN A. *Manual para la descripción e interpretación del perfil del suelo*. Departamento de suelos y aguas. Facultad de agronomía. UDELAR - Uruguay. 7ª Reimpresión. Febrero del 2001.

MOLFINO, H; CALIFRA A, PETRAGLIA C; PERDOMO J; DE LOS HEROS M: *Compendio Actualizado de Información de Suelos del Uruguay (CAISU) Escala 1:100.000.* Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (MGAP)– Dirección de Recursos Naturales Renovables – División Suelos y Aguas. Sistema de Información Geográfica (SIG). Uruguay. Editado en CD, 1994.

MONTAÑO J; COLLAZO P., PÉREZ A *et al*. *"Evaluación de la Contaminación de aguas superficiales y subterráneas por agroquímicos en el departamento de Paysandú. Proyecto Nº 4021*". FCIEN – UDELAR – Uruguay, 2002.

RODRIGUEZ J. *"Metodología para el estudio hidrológico de proyectos de represas de mediano y pequeño tamaño de cuenca"*. Construir nº 2. Setiembre de 1989. Publicación de la comisión mixta MTOP – UDELAR - Uruguay.

RUCKS L; GARCÍA F; KAPLAN A.; Ponce De León J. *Propiedades físicas del suelo*. Facultad de agronomía. UDELAR -Uruguay. 2ª Reimpresión. Febrero del 2000.

# EVALUATING THE OCCURRENCE AND SPATIAL DISTRIBUTION OF THE RADIOACTIVE ISOTOPES $^{226}Ra$, $^{228}Ra$, $^{222}Rn$ AND $^{238}U$ IN THE GROUNDWATERS OF REGIÃO DOS LAGOS - RJ – BRAZIL

Dejanira Costa LAURIA[1]
Rodrigo Menezes Raposo de ALMEIDA [2]
Ana Cristina FERREIRA[3]

**Abstract**

A survey of radionuclide concentrations in ground waters of Região dos Lagos, the Lake's Region - Rio de Janeiro State-Brazil, was performed in order to verify the natural levels of radionuclides in the groundwater, to identify main factors influencing the radioisotope concentration and in a first approach to estimate natural radionuclide ingestion levels by the adult inhabitants. The concentration values of the major ion concentrations varied widely, showing the seawater influence over the groundwaters. Unusual low pH values were found in a specific region and the statistical analysis stressed its strong influence on the high radium concentrations. Probably the high Ra concentrations in the waters are due to Ra leaching from rock matrix, which is incited by the low pH. Generally low concentrations of radon found even in samples with high radium concentrations were a consequence of radon de-gassing. The concentrations of uranium were lower than maximum allowable limit for all samples. Seventeen of the eighty-eight water samples collected in the region had levels of naturally occurring radium that exceeded the maximum allowable values recommended by Brazilian Health Minister for drinking water, being necessary to assess the potential risks for the population from the exposure to these radionuclides in the waters.

**Keywords:** radioactivity, coastal aquifer, radium, radon, uranium, statistical analysis, spatial analysis.

**Resumo**

Um levantamento da concentração de isótopos radioativos naturais nas águas subterrâneas da Região dos Lagos, estado do Rio de Janeiro-Brasil, foi realizado com a finalidade de verificar os níveis naturais de radioisótopos nas águas subterrâneas, identificar os principais fatores que influenciam as suas concentrações e, numa avaliação preliminar, estimar os níveis de ingestão destes isótopos pela população adulta da região. Os valores de concentração dos íons maiores nas águas variaram substancialmente, mostrando a influência da água do mar na composição das águas subterrâneas. Valores muito baixos de pH foram encontrados em uma específica área da região de estudo e a análise estatística enfatizou a forte influência das altas concentrações de íon hidrogênio nas altas concentrações de rádio encontradas. Baixas concentrações de radônio foram verificadas e são imputadas ao escape do gás diretamente dos poços de abastecimento. As concentrações de urânio em todas as amostras analisadas foram inferiores aos valores permissíveis. Das setenta e cinco amostras de água coletadas na região, dezessete tinham níveis de isótopos de rádio (Ra-226 e Ra-228) superiores aos níveis de radioatividade estabelecidos pelo Ministério Brasileiro de Saúde para água potável (0,1 Bq/l para alfa e 1 Bq/l para beta), sendo necessário avaliar o risco potencial para a saúde da população em decorrência da exposição a estes radioisótopos nas águas de abastecimento.

[1] Instituto de Radioproteção e Dosimetria
[2] Universidade Federal Fluminense
[3] Instituto de Radioproteção e Dosimetria and Ondra Sracek - Charles University

## INTRODUCTION

### Radioactive isotopes behavior

The main naturally occurring radioactive isotopes that are found in ground water are the radium isotopes, radon and uranium. The main isotopes of radium, $^{226}Ra$ and $^{228}Ra$, are generated in the natural radioactive series of uranium and thorium. The $^{226}Ra$ is an alpha emitter, whose half-life is relatively long (1602 years), it is produced from the sequential decay of five radioactive isotopes: $^{238}U \rightarrow ^{234}Th \rightarrow ^{234}Pa \rightarrow ^{234}U \rightarrow ^{230}Th \rightarrow ^{226}Ra$. The $^{228}Ra$ is a beta emitter, half-life 5.75 years, produced directly from the $^{232}Th$ decay. As an earth-alkaline metal, its chemical is basically characterized by sorption reactions. Radium concentration in surface waters normally ranges from 0.01 to 0.1Bq.L$^{-1}$ (IYENGAR, 1990); the highest values have been found in waters close to uranium mining and milling (PASCHOA *et al*., 1979). Nevertheless, in groundwater the concentration can reach values up to 38 Bq/L, that will be depend on factors such as kind of aquifer rock and chemical and physical water characteristics (GASCOYNE, 1989). A very important factor affecting the radium concentration in waters is the salinity. Based on groundwater data, a positive correlation between salinity and radium has been observed (KRAEMER & REID, 1984; LANGMUIR, 1985; BAEZA *et al*., 1995). This increasing of radium concentrations in saline groundwater has been explained by the competition among Ra and cations for site adsorption on solids, resulting in the release of Ra to the aqueous phase (MOORE & SHAW, 1998).

$^{222}Rn$ is an inert radioactive gas also daughter product of the $^{238}U$ chain ($^{226}Ra \rightarrow ^{222}Rn$). So, the source of $^{222}Rn$ in groundwater is $^{226}Ra$ incorporated in aquifer matrix. As the $^{226}Ra$ decays, its daughter $^{222}Rn$ diffuses into the pore waters of rock formations and becomes concentrated in the aqueous phase. Provided that there is no escape of $^{222}Rn$ from groundwater system, the radionuclide remains in solution in the aquifer until the groundwater is discharged or until it decays through a series of chemically reactive daughter products to stable $^{206}Pb$. A worldwide survey of groundwater indicated a $^{222}Rn$ mean concentration of about 183 Bq/L (NCRP, 1984).

Uranium concentrations in ground waters range from 0.1 and 10 mg/L (Osmond, 1980). The uranium migration in water-rock system is largely controlled by uranium solution-mineral equilibrium and sorption reactions. Complexing of uranyl carbonate inhibits uranyl adsorption especially in alkaline solutions (His and Langmuir, 1985) and uranyl complexes with hydroxide, carbonate, fluoride, sulfate or phosphate can predominate in oxidized waters (LANGMUIR, 1978).

### Basis for risk assessment

The risks to health from radioactive isotopes in water have been matter of concern worldwide. The protection agencies have established maximum contaminant levels (MCLs), a level of a contaminant that ensures the safety of the water over a lifetime of consumption. The MCL for combined $^{226}Ra$ and $^{228}Ra$ is 0.185 Bq/L and for total alpha is 0.555 Bq/L. It is estimated that the additional lifetime risks associated with drinking water containing 0.185 Bq/L is about 1 in 10000. This means that if 10000 people were to consume two liters of this water per day for 50 years, one additional fatal cancer would be estimated among the 10000 exposed individuals (USEPA, 1996). The Brazilian legislation proposed a maximum allowable value of 0.1 Bq/L for total alpha and 1 Bq/L for total beta, above which the Brazilian Nuclear Energy Commission should be consulted. For $^{222}Rn$ the MCL is not yet established, the proposed limit is 150 Bq/L. Natural U is classified as both a radiological and a chemo-toxicological agent and it is the only radioactive substance for which chemical toxicity is the limiting factor in risk assessments. The MCLs for U is 20 mg/L (USEPA, 1996).

### Survey region

The Região dos Lagos is located 150 km east far from Rio de Janeiro City, between W 42o 42', S 23$^{o}$ 00' and W 41$^{o}$ 50', S 22$^{o}$ 31' geographic coordinates. The total area investigated was 1900 km$^2$, and 257 km$^2$ of that are formed by well known tourist lakes and lagoons. According to least census conducted by *Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística* (IBGE, 2000) there are 340000 inhabitants, 10% of that are living in the rural area. The inhabitants of villages and rural areas are totally supplied by water from homeowner's wells without any previous treatment.

The objective of this study were to verify the natural levels of radionuclides in the groundwater, to identify the main factors influencing the radioisotope concentrations and in a first approach to estimate the natural radionuclide intake levels by the adult inhabitants of this region.

## MATERIAL AND METHODS

### Main characteristics of study area

The Região dos Lagos has a semi-arid climate with the mean annual temperature around 22.5 $^{o}$C, the mean air moisture is 80% and the main wind direction is from NE. The

mean annual precipitation is between 900 e 1000 mm and the mean annual potential evaporation is 1600 mm, resulting in a net negative water balance of 600 a 700 mm per year. The shape of the costal line, the main wind direction (NE) (responsible for deposit marine aerosols) and the negative water balance are the main factors influencing the large occurrence of ground water with medium and high salinity, ALMEIDA & LIMA (2000).

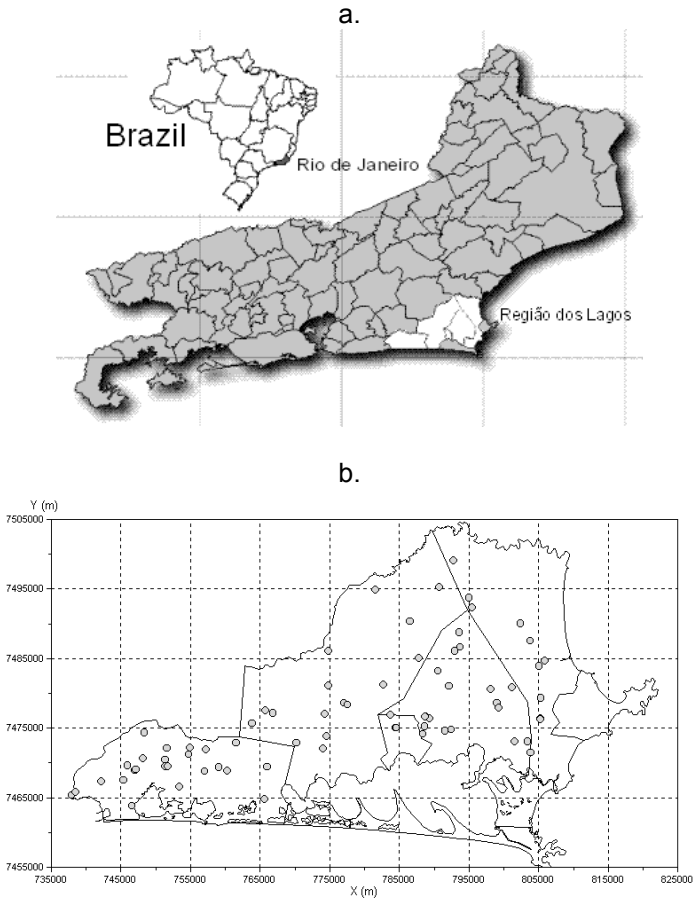
The Região dos Lagos has a rich geologic environment with pre-Cambrian rocks and recent Quaternary sediments, REIS & MANSUR (1985). Among the pre-Cambrian units, the Região dos Lagos unit is the most important, covering about 85% of the study region. The Região dos Lagos unit is composed of granitic gneisses and heterogeneous migmatites. The mineralogy of granitic gneisses includes quartz, microcline, plagioclase, biotite and some accessories as magnetite, ilmenite, apatite and zircon. BRANCO (1979) related a strong relationship between some Pre-Cambrian rocks like granitic and gnaisses and the presence of monazite. CASTRO (1979) studying the geochemistry of some breccias in the region found some opening associated to faults system, largely with a chalkcedonic matrix, exhibit important anomalous grades of Ba, which probably indicates the existence of significant Ba minerals.

The hydrogeology features are defined by the geologic, lithologic structural and geomorphologic characteristics. Partially eroded metamorphic fractured rocks are covered by altered material in the slopes and hills and by sandy and clayed Quaternary sediments in the valleys. The main aquifers are unconfined, their recharge is local, and water table levels are shallow, between 5 and 10 meters below ground surface. In the rural area the groundwaters are pumped from homeowner's dug wells with diameter of about 1 meter.

**Sampling and Analysis of the samples**

Groundwater samples from springs, domestic wells, hole wells and deep wells were collected during the months of October and September of 2000. Eighty-eight water samples spread across 1900 km$^2$ area resulting in about 22 km$^2$/well were sampled, encompassing 5 municipal districts of the region (Saquarema, Araruama, Iguaba Grande, São Pedro da Aldeia and Cabo Frio), the sampling location are shown on Figure 1.

**Figure 1:** a. Map of Brazil with location of Rio de Janeiro State and study area Região dos Lagos; b. Location of the sampling points in the study area.



The well owner pumps were used for the sampling the waters. On the other hand, for sampling of wells without a pump a submerged portable 12V electric pump was used. Sampled water was discharged until the stabilization of some physical chemistry parameters like pH, temperature, and CE (electric conductivity) was reached. A 20 ml capacity syringe was connected to the pump rubber hose, and 10 mL of the water was sampled. Then this sample was immediately shaken with 10 mL of toluene containing scintillators in a scintillator vial. These samples were taken to the laboratory as soon as possible for the $^{222}Rn$ determination by a low background liquid scintillation spectrometer. (Manjon et al, 1997).

For the other determinations, about 3.1 L were sampled: 2 L in a polyethylene bottle for radium; 1 L in a polyethylene bottle for alkalinity; 20 mL for major cations and 40 mL for anion determinations. For major cations 20 mL of the water were filtered with a filter, 0.45 mm, connected to a syringe, and stored in a polyethylene centrifuge tube. The solution was acidified with 0.1 mL 65% concentrated Suprapur $HNO_3$. Another 40 mL were filtered and stored in a polyethylene centrifuge tube, for anion determination. The sample for alkalinity as well as the one for anion determination were stored in 4°C prior to analysis.

Analysis for anions determinations were performed on the anion unacidified aliquot for $Cl^-$, $SO_4^{2-}$, $NO_3^-$, and $PO_4^{3-}$ by ion chromatography. The acidified aliquot was analyzed for the major cations and metals by inductively coupled plasma atomic emission spectrograph (ICP-AES) and for $^{238}U$ by inductively coupled plasma-mass spectrometry, ICP-MS, Perkin-Elmer SCIEX ELAN 6000 (GODOY *et al*., 2001).

The major ions, metals and alkalinity were analyzed by LAMIN, the Laboratory of Mineral Analysis of CPRM, the Brazilian Geological Survey.

Using 1-liter sample, $^{228}Ra$ and $^{226}Ra$ were analyzed by total alpha and beta counting, after radium co-precipitation as $Ba(Ra,Pb)SO_4$, purification with nitrilotriacetic acid (NTA) followed by radium re-precipitation and filtration of the sulphate precipitate (GODOY *et al*., 1994). Alpha and beta activities were counted in a low-background anticoincidence proportional detector (Bertold, model: LB770-1). As a method routinely used at IRD laboratories, its analytical performance is routinely tested through the participation in inter-laboratory exercises organized by different international organizations as the EML/U.S.DOE, New York, MAPEP/RESL/U.S. DOE, Idaho Falls, and the PNI/IRD/ CNEN, Rio de Janeiro (VIANNA *et al*., 1998).

**RESULTS AND DISCUSSION**

For each variable, the distribution of the combined data was verified by the curve of accumulated frequency (MILLER and MILLER, 1989). The best correlation coefficients were found for a lognormal fit. Therefore, as usually observed in environmental samples, the concentrations of the variables are better represented by the log-normal distribution and the central tendency is then represented by the geometric average (median) (WAYNE, 1990). The major ion composition of the groundwaters and the $^{222}Rn$, $^{226}Ra$, $^{228}Ra$ and $^{238}U$ are given on Table 1 as medians, geometric standard deviations and minimum and maximum values.

The ranges of concentrations were from $<2.0\ 10^{-3}$ to 0.49 Bq/L for $^{226}Ra$, from $<8.0\ 10^{-3}$ to 1.50 Bq/L for $^{228}Ra$ and from $<1.0\ 10^{-4}$ to $8.0\ 10^{-2}$ Bq/L for $^{238}U$. Detectable $^{222}Rn$ concentrations (>3 Bq/L) were found in only two samples. All the determined variables showed a wide range of values. The conductivity varied from 63 to 19100 μS and pH values varied from 3.77 to 8.87. On Figure 2 and 3 is shown the cumulative frequency distribution plot of pH values and $^{238}U$, $^{226}Ra$ and $^{228}Ra$ concentration values.

**Table 1:** Median, geometric standard deviation and minimum and maximum values of pH, Eh, conductivity and the concentration of the major ions, radium isotopes, $^{222}Rn$ and $^{238}U$ in ground waters from Lake's Region.

| Variable | Median (geo std. dev.) | Minimum-maximum |
|---|---|---|
| pH | 6.04 (1.19) | 3.77-8.87 |
| Eh (mV) | 345 (1.67) | 48-565 |
| Conductivity (μS/cm) | 494 (2.96) | 63-19110 |
| $^{226}Ra$ (Bq/L) | 0.022 (4.12) | <0.002-0.492 |
| $^{228}Ra$ (Bq/L) | 0.256 (7.67) | <0.01-1.50 |
| $^{238}U$ (mg/L) | $8.35\ 10^{-5}$ (7.52) | $<2\ 10^{-4}$-$6.67\ 10^{-1}$ |
| Rn (Bq/L) | | <3-75 |
| $HCO_3^-$(mg/L) | 36 (4.84) | <0.5-742 |
| $CO_3^{-2}$(mg/L) | 0.05 (2.14) | <0,05-47 |
| $SO_4^{-2}$(mg/L) | 27 (5.64) | 0.1-3984 |
| $NO_3^-$(mg/L) | 3.0 (8.46) | <0.1-145 |
| $Cl^-$ (mg/L) | 78 (5.45) | 9-30517 |
| $Ca^{2+}$ (mg/L) | 8.5 (5.07) | 0.8-565 |
| $Mg^+$ (mg/L) | 7.0 (5.16) | 0.9-1858 |
| $Na^+$ (mg/L) | 65 (4.95) | 5.4-17750 |
| $K^+$ (mg/L) | 5.2 (3.89) | 1.7-810 |

**Figure 2:** Cumulative frequency distribution plots showing the distribution of pH and $^{238}U$ concentration values.

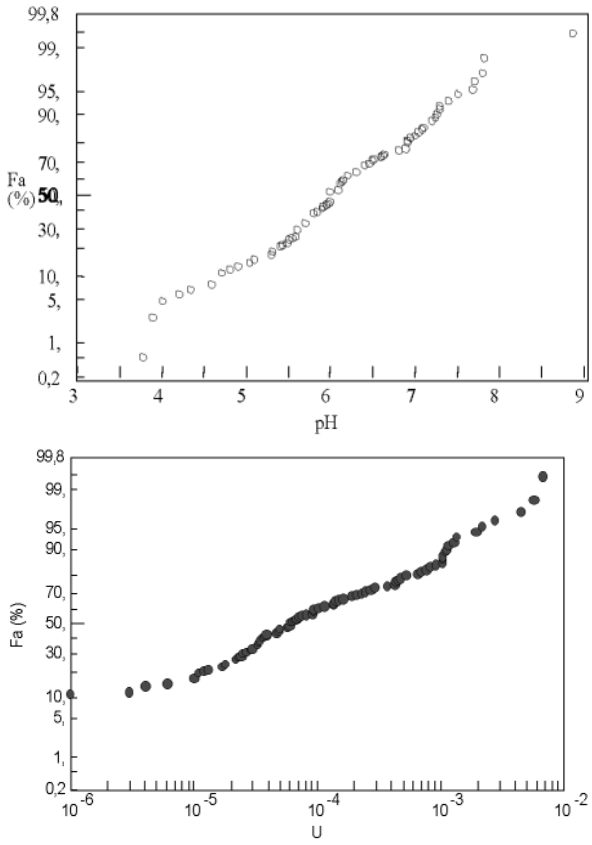
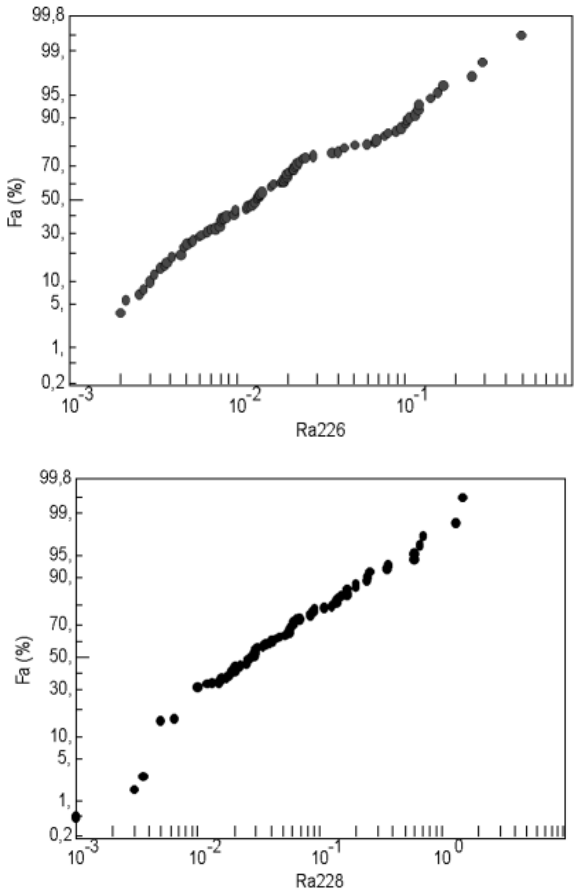



**Table 2:** Speciation of ground water samples with highest Uranium concentration.

| Sample ID | Field pH | U [mg/L] | $UO_2 OH^+$ [%] | $UO_2^{+2}$ [%] | $UO_2 CO_3$ [%] | $UO_2 H_3SiO$ [%] | $UO_2 F^+$ [%] | $UO_2 (CO_3)_2^{-2}$ [%] | $UO_2 SO_4$ [%] | Total [%] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| SPA-095 | 5.7 | 8.2e-9 | 52.58 | 17.08 | 5.10 | 10.52 | 9.36 | 0.00 | 4.79 | 99.43 |
| SPA-035 | 7 | 2.8e-8 | 61.86 | 1.14 | 23.28 | 8.01 | 2.08 | 0.89 | 0.34 | 97.59 |
| CFR-075 | 7.08 | 1.2e-8 | 67.63 | 1.30 | 21.39 | 6.82 | 0.00 | 1.24 | 0.80 | 99.19 |
| CFR-053 | 4 | 9.2e-9 | 5.99 | 90.63 | 0.01 | 0.16 | 1.24 | 0.00 | 1.60 | 99.62 |
| CFR-072 | 6.9 | 1.9e-8 | 76.60 | 3.07 | 15.61 | 1.68 | 0.03 | 0.75 | 0.74 | 98.49 |

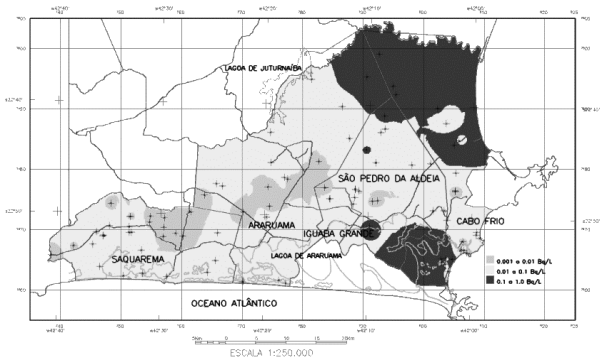
**Figure 3:** Cumulative frequency distribution plot of $^{226}Ra$ and $^{228}Ra$ concentration values.




The correlation analysis for uranium showed a significant correlation among its concentration and Conductivity, Ca, Mg, Na, K and Cl, at the 0.05 level (2-tailed). This result probably indicates a seawater influence because these ions are common in sea water. The highest concentration of uranium was found in samples with high concentrations of sulfate and bi-carbonate. However, all analyzed samples had U concentration value lower than the recommended uranium maximum allowable value for drinking water. The samples that presented the highest U concentrations were speciated using the geochemical model PHREEQC (PARKHURST, 1995). On Table 2 it is shown the results of speciation modeling for U. As observed by Langmuir (1978), the principal complexes in the samples with about neutral pH values are hydroxide and carbonate complexes, comprising of about 80% of the total dissolved uranium. For a sample with the lowest pH value, the uranyl ion $UO_2^{2+}$ comprises about 90 % of the total dissolved U. On the other hand, the fluoride, sulfate and phosphate complexes do not play a significant role in the uranium migration in those waters.

On Figure 4 the spatial distribution of the $^{226}Ra$ activity concentration values is shown. It is of interest to note that spatial distribution of Radium concentration delineate some large continuous areas, provably due to the homogeneous rock and soil distribution. The principal area with highest water Ra concentration corresponds to the area of low pH values (in some case <4.0) in the NE of the study area. The reason for such low pH values remain unclear, but it seems to be a combination of acidic precipitation concentrated by evapotranspiration, lack of carbonate buffers in soil, and equilibrium with ferric oxides and hydroxides.

**Figure 4:** Spatial distribution of $^{226}Ra$ concentration




The second anomaly is found in the region with EC values higher than 2000 $\mu S.cm^{-1}$, close to the lagoon Araruama.

The radium speciation is shown on Table 3. It is evident that besides of the free radium, $Ra^{2+}$, by far the most significant is $RaSO_4^0$ complex. In sample CFR-075 with high concentration of sulfate (almost 10 mmol/L), this complex accounts for about 40 % of total dissolved radium.

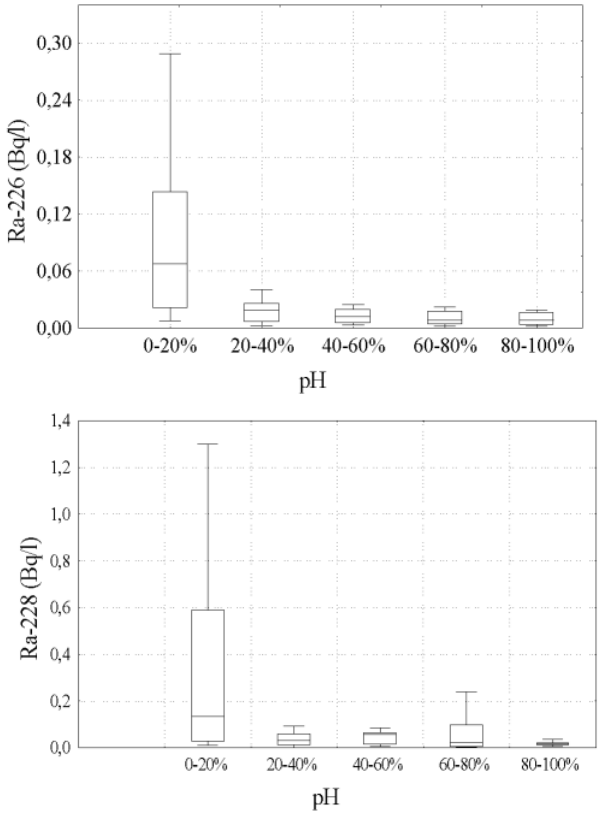
**Table 3**: Speciation of Ra for selected samples.

| 1 | pH | Ra [mg/L] | $Ra^{2+}$ [%] | $RaSO_4^0$ [%] | $RaCl^+$ [%] | Total [%] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| SPA-095 | 5.7 | $6.48x10^{-10}$ | 76.5 | 23.3 | 0.1 | 99.9 |
| SPA-035 | 7.0 | $5.20x10^{-10}$ | 74.9 | 24.8 | 0.3 | 100 |
| CFR-010 | 3.8 | $1.36x10^{-9}$ | 84.4 | 14.6 | 0.9 | 99.9 |
| CFR-075 | 7.1 | $5.23x10^{-10}$ | 59.7 | 39.9 | 0.4 | 100 |

The correlation analysis between Ra and other variables showed only a significant negative correlation between the radium isotope concentrations and the pH values. None of major ion concentrations showed significant statistical correlation with Ra isotope concentrations, and there was not found a significant correlation between the radium isotopes and the conductivity or salinity values.

Trying to improve the identification of factors influencing the observed Ra concentrations, the data-set was sorted according to increasing pH and conductivity values and divided into five 20-percentile groups. The distributions are presented as "box and whisker" plots, where the box contains the interquartile (25-75 percentile) range of data, with a horizontal line at median value (figure 5).

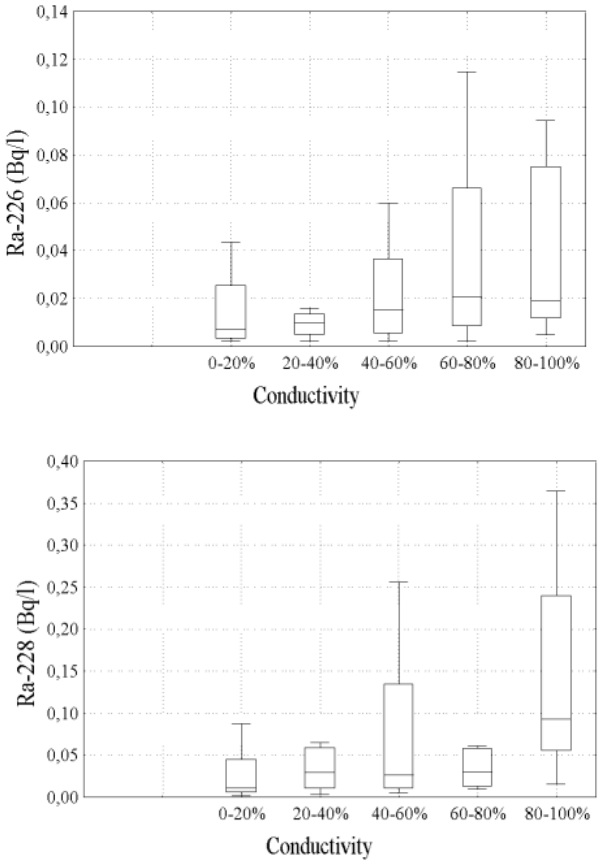
**Figure 5:** Distribution of the pH values and radium isotopes in 20 percentile categories: 0-20% (pH 3.77-5.33); 20-40% (pH 5.33-5.99); 40-60% (pH 5.99-6.18); 60-80% (pH 6.18-6.84); 80-100% (pH 6.84-8.87)




Parentheses above and below the median value show the 95% confidence interval for the median as can be seen on Figure 6. It can be noticed that only on percentile 0-20% (pH between 3.75-5.33) the radium concentration median value is higher than that one of the other percentiles, thus from 20 to 100% the median value is quite constant. Consequently, this result suggests no directly relationship between pH values and radium concentration, but stress the strong influence of low pH values on high radium concentrations.

On the other hand, the conductivity influence on the radium concentration was not so clear as for pH, Figure 6. For $^{226}$Ra a small increase at the concentration median value could be noticed from 60-80% percentile (from 936 μS), whereas for $^{228}$Ra the influence can only be observed from 1714 μS (80-100% percentile).

**Figure 6:** Box-plots showing the distribution of radium isotope concentrations according to conductivity values in 20 percentile categories: 0-20% (CE 63-225); 20-40% (CE 225-430); 40-60% (CE 430-936); 60-80% (CE 936-1714); 80-100% (Cond. 1714-20100)




There is an abundance of ferric oxides and hydroxides in tropical soils of the region. These minerals act as adsorbents and they have a variable surface charge depending on pH range (LANGMUIR, 1997; APPELO and POSTMA, 1999). When pH is low, surface charge is highly positive with resulting repulsion of cations (DREVER, 1982). When pH value increases, there also is increasing adsorption of cations (so called adsorption edge). Thus, at low pH values radium present as $Ra^{2+}$ remains mobile in ground water. A primary source of Ra is unknown, but it can be accessory uranium and thorium in monazite

Except by the samples SPA-095 (75 Bq/L) and SPA-100 (35 Bq/L), all the samples had $^{222}$Rn concentrations lower than 3 Bq/L, the minimum activity concentration of the employed method. This is inconsistent with expected secular equilibrium with radium, especially taking

into account elevated dissolved radium concentrations in some areas. However, this may be related to de-gassing of radon into vadose zone followed by its escape through ground surface. Also, some wells had a large diameter and it can be assumed that at least a part of radon escaped from ground water during storage of ground water in wells.

Spatially, see Figure 4, it could be observed two very well defined regions of high radium concentrations, one in the area of low pH and the other one in the region whose conductivity value is higher than 2000 μS, whose values are higher than the recommended value for drinking water (Ministério da Saúde), being necessary to assess the potential risks from exposure to these radionuclides in the waters.

## CONCLUSIONS

In a general way, this work brings a contribution to the knowledge of the behavior and distribution of radionuclides in groundwater of costal areas in tropical environment. High radium concentrations in the NE of the area of the Região dos Lagos are related to low pH values (in some cases <4.0). The low pH value have a direct impact on the adsorption behavior of Ra. Ferric oxides and hydroxides in soils have highly positive charge at the pH range and radium present in cationic form as $Ra^{2+}$ is not adsorbed and remains in ground water. Contrary to a common opinion, the Ra concentration did not show a good correlation with the salinity. The potential original source of radium is accessory thorium and uranium in monazite. Higher dissolved uranium concentrations in ground water close to the Araruama Lagoon were attributed to the formation of carbonate and hydroxide complexes. There was a significant correlation between uranium concentration and EC, Ca, Mg, Na, K and Cl. These results probably indicate sea water impact on the concentration of uranium in ground water. Finally, generally low concentrations of radon found even in samples with high radium concentrations were probably a consequence of radon de-gassing. It was found that 19% out of the eighty-eight samples had Ra concentrations exceeding the maximum allowable values recommended by the Brazilian Health Ministry for tap water, whereas the observed uranium and radon concentrations were lower than the maximum allowable values.

## ACKNOWLEDGEMENTS

We thank Laercio Lara de Carvalho, Rozangela Zenaro and Heliane Zilbenberg from the Environmental Radiological Protection Department/DEPRA/IRD, for their help in the sample collection and support on the radiochemical analyses. Thanks are due to José da Silva Lima and Monica Pessoa Neves from ReSub/UFF for the support in the well location and sample collection.

## REFERENCES

ALMEIDA, R.M.R and LIMA, J.S. (2000). IN: 1st Joint World Congress on Groundwater. CDRoom, Fortaleza.

APPELO, C.A.J., POSTMA, D. (1999) *Geochemistry, groundwater and pollution*. A. A. Balkema, Rotterdam, Brookfield. 536 p.

BAEZA, A., DEL RIO, L.M., JIMENEZ, A., MIRO, C. and J.M. PANIAGUA, J.M. (1995). Factors Determining the Radioactivity Levels of waters in the Provience of Caceres (Spain), *Applied Radiation and Isotopes*, 46, 1053-1059.

BRANCO, P.M. (1979). *Dicionário de Mineralogia*. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. Rio de Janeiro, RJ, 254p.

CASTRO, H.O. (1979). Considerações geoquímicas das brechas de Araruama no Estado do Rio de Janeiro. Dissertação de Mestrado, Departamento de Geoquímica, UFF, 125p.

DREVER, J. I. (1982) *The Geochemistry of Natural Waters*. Prentice Hall, Englewood, N.J. 388p.

GASCOYNE, M (1989). High Levels of Uranium and Radium in Ground waters at Canada's Underground Research Laboratory, Lac du Bonnet, Manitoba, Canada, *Applied Geochemistry*, 4, 557-591.

GODOY, J.M., LAURIA, D.C., GODOY, M.L.D.P. and CUNHA, R.P. (1994). Development of a Sequential Method for the Determination of 238U, 234U, 232Th, 230Th, 228Th, 228Ra, 226Ra, and 210Pb in environmental samples, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry Articles*, 182(1), 165-169.

GODOY, M. L. D. P., GODOY, J. M. & ROLDÃO, L. A.( 2001) Determination of Trace Elements in Coal and Coal Ash Samples by ICP-MS. *Atomic Spectroscopy*, 22(1) 235-243.

HIS C. K.D. and LANGMUIR D. (1985). Adsorption of uranyl onto ferric oxyhydroxides: application of surface complexation site-binding model. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 49, 1931-1941.

IBGE – Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2000). Censo Demográfico - 2000 - Resultados Preliminares da Amostra. IBGE. 172p. www.ibge.net/censo

IYENGAR, M.A.R. (1990). The Natural Distribution of Radium, *The Environmental Behavior of Radium*, Technical Reports Series No.310 (pp 59-128), Vienna, International Atomic Energy Agency.

KRAEMER, T.F. and REID, D.F. (1984). The Occurrence and Behavior of Radium in Saline Formation Water of the U.S. Gulf Coast Region, *Isotope Geoscience*, 2, 153-174.

LANGMUIR, D (1978). Uranium solution-mineral equilibria at low temperatures with application to sedimentary ore deposits. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 42, 547-569.

LANGMUIR, D (1985). The Thermodynamic Properties of Radium, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 49, 1593-1601.

LANGMUIR, D. (1997). *Aqueous Environmental Geochemistry*. Prentice Hall, New Jersey, 600p.

MANJON G., VIOQUE I., MORENO H. GARCIA-TENORIO R. E GARCIA-LÉON (1997), Determination of 226Ra and 224 Ra in Drinking Waters by Liquid Scintillation Counting, *Appl. Radiat. Isot*. Vol.48, No.4., pp.535-540.

MILLER, J. C. & MILLER, J. N. (1989). *Statistic for Analytical Chemistry*. Limited, Edition. Chichester, England: (2nd. Ed.), Ellis Horwood.

MOORE W.S. and SHAW, T.J. (1998). Chemical Signals from Submarine Fluid Advection onto the Continental Shelf, *Journal of Geophysical Research*, 103 (C10), 21543-21552.

NCRP, 1984. National Council on Radiation Protection and Measurements. Exposures from the Uranium Series eith Emphasis on Radon and its Daughters. NCRP Report No.77, Bathesda, MD.

OSMOND, J.K. (1980), Elsevier (eds.), Uranium disequilibrium in hidrologic studies, Oxford, 259.

PARKHURST, D.L. (1995). PHREEQC: A Computer Program for Speciation, Reaction-Path, Advective-Transport, and Inverse Geochemical Calculations, U.S. Geological Survey, Lakewood, Colorado.

PASCHOA, A.S., BAPTISTA, G.B., MONTENEGRO, E.C., MIRANDA, A.C. and SIGAUD, G.M. (1979). Radium-226 Concentrations in the Hydrographic Basins near Uranium Mining and Milling in Brazil, **in**: Proceedings of the Mid Year Topical Symp., *Low Level Radioactive Waste Management*, Williamsburg, VA, (pp. 337-343).

REIS, A.P.; MANSUR, K.L. 1995. Sinopse Geológica do Estado do Rio de Janeiro: Mapa Geológico 1:400.000. Niterói – RJ: DRM/RJ.

USEPA – U. S. Environmental Protection Agency (1996). *EPA integrated risk information system* (IRIS) eletronic database. Washington, DC: US Environmental Protection Agency.

VIANNA, M.E.C.M., TAUATA, L., OLIVEIRA, A.E., OLIVEIRA, J.P., CLAIN A.F., and FERREIRA, A.C.M. (1998). Evaluation of Brazilian Intercomparison Program Data from 1991 to 1995 of Radionuclide Assays in Environmental Samples, *Applied Radiation and Isotopes*, 49, 1463-1466.

WAYNE, R.O. (1990). A Physical Explanation of the Lognormality of Pollutant Concentrations, *J. Air Waste Manage. Assoc*., 40, 1378-1383.

# IMPACTO DEL LIXIVIADO DE RELLENOS SANITARIOS EN LA CUENCA DEL ARROYO LOBERÍA: I. CARACTERIZACIÓN DE LA CARGA CONTAMINANTE

D. E. MARTÍNEZ [1, 2]
H. E. MASSONE [2]
A. FERRANTE [2]
G. BERNAVA [1]
M. YEDAIDE [3]

**RESUMEN**

El objetivo de este trabajo es caracterizar la carga contaminante proveniente del lixiviado de rellenos sanitarios y que potencialmente puede contaminar el acuífero freático en la cuenca del Arroyo Lobería, Partido de General Pueyrredón, Provincia de Buenos Aires. Gran cantidad del lixiviado es drenado superficialmente por este curso que desemboca en la zona costera de Chapadmalal. El muestreo bimensual del mismo ha servido para caracterizar la carga contaminante, destacándose en primer término la muy alta variabilidad de la misma. Se ha analizado también la composición del agua subterránea tomada en perforaciones someras ubicadas a menos de 250 m del relleno, a entre 250 y 500 m y a más de 500 m. Se determinaron altos coeficientes de correlación entre las variables que más significativamente expresan la carga contaminante del lixiviado: conductividad eléctrica, concentración de cloruro, concentración de amonio, DBO y DQO. La composición iónica de las aguas subterráneas difiere de las superficiales, fuertemente impactadas por el lixiviado. Se ha determinado el potencial redox del lixiviado a partir de los pares redox de las diferentes especies del nitrógeno. Se trata de un medio moderadamente reductor en la etapa de reducción de nitrato. Los metales en solución se encuentran en su mayor proporción en la forma reducida ($Fe^{2+}$ y $Mn^{2+}$) de más alta movilidad. No obstante ello no se han determinado en las aguas subterráneas concentraciones de metales que superen las observadas regionalmente.

**Palabras clave:** contaminación, relleno sanitario, estado redox.

**ABSTRACT**

The goal of this study is to characterize the contaminant loading of the leachate coming from landfills placed in the basin of the Lobería creek, in the district of General Pueyrredón, Province of Buenos Aires, Argentina. Most of the leachate drains to the Lobería creek, which outflows into the sea. Bimonthly sampling has been useful to characterize the contaminant loading, being noticeable its high variability. Groundwater composition was also determined in shallow wells at different distances from the landfills. High correlation coefficients have been found between the variables that express more lightly the contaminant loading: BOD, QOD, electrical conductivity, ammonia and chloride concentration. The ionic composition of groundwater is different of the composition of surface waters, strongly affected by leachate. Redox state of the solution has been determined from redox couples of nitrogen species . Heavy metals occurs in greater proportions in the more mobile reduced state ($Fe^{2+}$ y $Mn^{2+}$). Nevertheless the heavy metal concentration measured Ion groundwater doesn't exceed significantly the regional background.

**Keywords:** contamination, landfill, redox state.

[1] CONICET
[2] Centro de Geología de Costas y del Cuaternario, U.N. de Mar del Plata.
[3] Cátedra de Microbiología, U.N. de Mar del Plata. Casilla de Correo 722, (7600) Mar del Plata. E-mail: demarti@mdp.edu.ar

## INTRODUCCIÓN

Los residuos sólidos domiciliarios de la ciudad de Mar del Plata son depositados en vertederos y tratados con una tecnología deficiente de relleno sanitario. Desde el año 1979 a la fecha estos residuos se han dispuesto en tres predios contiguos en un área de alrededor de 100 has (Figura 1), totalizando un total aproximado de cinco millones de toneladas de residuos (MARTÍNEZ *et al*., 2002). El Arroyo Lobería (Figura 1) nace en el centro de la llamada Cuenca Sur del Partido de General Pueyrredon y luego de recorrer unos 13 km, desemboca en el mar.

La importancia geoquímica de la caracterización de lixiviados y su impacto en el agua subterránea ya es conocida desde los trabajos pioneros de BAEDECKER y BACK (1979 a y b). La hidroquímica general y el impacto de la infiltración del lixiviado en el agua subterránea del sector ha sido tratada en varios trabajos anteriores (MARTÍNEZ *et al*, 1993 a y b; BOCANEGRA *et al*., 2001, MARTÍNEZ *et a*l., 2002), habiéndose logrado simular el avance de pluma contaminante sobre la vertiente norte (Cuenca del Arroyo Las Chacras, Bocanegra et al., 2001) y una caracterización hidrogeoquímica de las aguas sobre la vertiente sur (Martínez et al., 2002). La contaminación ha sido identificada por las concentraciones en el agua de contaminantes conservativos como cloruro y nitrato. El lixiviado del relleno sanitario fue caracterizado de manera puntual en el tiempo y únicamente en las lagunas de decantación de estos líquidos.

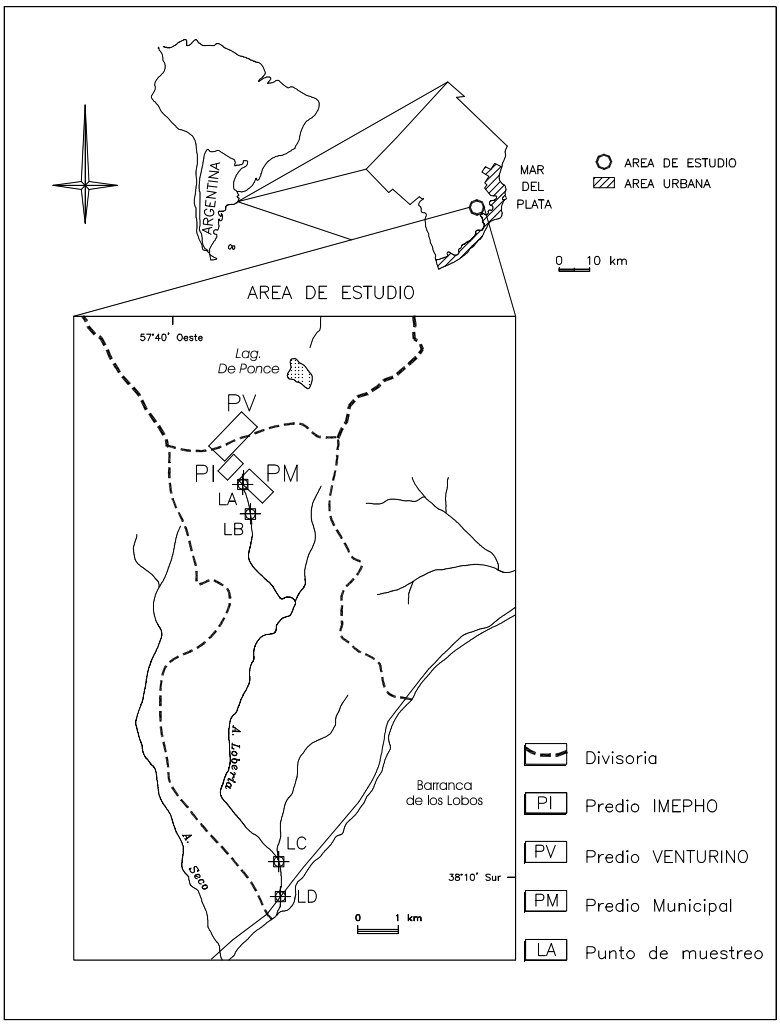
En este trabajo se presenta una caracterización química y bacteriológica del agua superficial en diferentes sectores de la cuenca del Arroyo Lobería, analizando su variabilidad espacial y temporal a lo largo de un año. Además se comparan éstos valores con los obtenidos del agua subterránea del acuífero clástico a fin de complementar los resultados obtenidos en la Parte II de este trabajo, y se evalúa mediante un modelo de simulación numérica el probable impacto de este lixiviado en cada circunstancia y en cada sector. Con posterioridad a la clausura del predio utilizado hasta el año 1992 situado sobre la vertiente norte del sector, y con el abandono de la aplicación de técnicas adecuadas de contención del lixiviado en el nuevo predio a partir del año 1997, gran parte del volumen de lixiviado producido se encauzó en un curso temporario que constituye una de las nacientes del arroyo Lobería. Este hecho hace que el líquido lixiviado sea transportado rápidamente aguas abajo y que sea de gran interés conocer las relaciones entre las aguas subterráneas y el Arroyo Lobería.

## HIDROGEOLOGIA

Las rocas más antiguas del área son las ortocuarcitas de la Fm. Balcarce (DALLA SALDA y IÑÍGUEZ, 1979), que aparecen subsuperficialmente en los dos predios más antiguos y que afloran hacia el este del área de trabajo. La profundidad a que se encuentran estas rocas hacia el sur y sureste es variable, como consecuencia del sistema de fallamiento que las afecta. Estas rocas constituyen el basamento impermeable desde el punto de vista hidrogeológico (SALA, 1975) aunque, al menos en su parte superior, el diaclasado las hace potenciales conductoras de agua; es de destacar que existen numerosas perforaciones que extraen agua de este acuífero fisurado, aunque en caudales bajos.

En el área de estudio los bloques de ortocuarcitas conforman una divisoria de aguas principal de sentido general WNW-ESE, sobre la que se encuentran ambos predios de disposición final, y divisorias secundarias, que forman lomadas orientadas en direcciones variables, predominando N-S. Por encima de ellas se ubica en discordancia un paquete sedimentario Cenozoico; se trata en general de sedimentos limo-arcillosos, arcillosos y limo-arenosos, bastante homogéneos en todo el sector, con una permeabilidad de 10-15 m/día y transmisividad de unos 700 $m^2$/día. Desde el punto de vista hidrogeológico son secciones pobremente acuíferas, que corresponden a lo que SALA (1975) denominó Sección Epiparaniana.

**Figura 1:** Mapa de Ubicación




## MATERIALES Y METODOS

Con el objeto de caracterizar a líquido lixiviado y su variabilidad se planificó un muestreo durante un año completo, con toma de muestras aproximadamente bimensual, siendo las fechas de muestreo 26/11/01, 12/02/02, 08/05/02, 08/08/02, 19/09/02 y 07/11/02, más una muestra adicional en un punto el 04/12/02. Dado que como se explicara, los líquidos lixiviados provenientes de los tres rellenos sanitarios en buena parte se encauzan en las nacientes del arroyo Lobería, se seleccionaron cuatro puntos de toma sobre este arroyo. El primero de ellos (punto LA) situado exactamente en el límite sudoeste del relleno PM, de manera tal de recolectar inmediatamente en la salida este lixiviado, que constituye una importante parte del caudal del arroyo. El segundo punto (LB) se localizó apenas unos 250m aguas abajo del anterior, a efectos de observar variaciones rápidas en las cercanías de los rellenos. El punto LC está situado a 10 km aguas abajo, mientras que LD se ubica a 200 m de la desembocadura del arroyo en el mar. Se extrajeron fracciones para el análisis químico de componentes mayoritarios y muestras especiales en frascos adecuados para las determinaciones de demanda biológica de oxígeno (DBO) y demanda química de oxígeno (DQO). En las dos últimas fechas se extrajeron también muestras para el análisis microbiológico en envase estéril.

Las muestras de agua subterránea corresponden en todos los casos al acuífero clástico pampeano. Para verificar el grado de afectación de las mismas, se tomaron sobre la red de piezómetros instalada en el predio PM (Figura 1), empleando para la extracción una bomba sumergible de 3,5" de diámetro y un equipamiento de campo consistente en un grupo electrógeno y un sistema de caños de PVC con roscas. Este equipo permitió el muestreo dinámico del acuífero, extrayendo agua de la formación, después de bombear y deprimir el pozo y esperar su recuperación. En este estudio se utilizan resultados de muestras tomadas anteriormente (MARTÍNEZ *et al*., 2002) y cuatro nuevas muestras tomadas conjuntamente con el último muestreo de líquidos lixiviados. En todos

los casos en el momento de toma de muestras se midieron en el campo los parámetros temperatura y pH con un instrumento digital Luftman P300 y conductividad eléctrica con un conductímetro Luftman C400. La profundidad del agua subterránea bajo boca de pozo fue medida con sonda eléctrica bipolar y los puntos de muestreo fueron posicionados con GPS.

Las muestras fueron tratadas y acondicionadas según las normas de BROWN *et al*. (1970), y las determinaciones analíticas se efectuaron según técnicas estándar en el laboratorio del Centro de Geología de Costas y del Cuaternario. Se determinaron aquellos parámetros que caracterizan en general el estado de contaminación de un líquido efluente, especialmente su composición en iones mayoritarios, DBO, DQO, especies inorgánicas del nitrógeno, y algunos elementos minoritarios como Fe, F, Mn y Cr (VI). Las determinaciones microbiológicas se efectuaron en el Laboratorio de Microbiología de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de Mar del Plata, empleando el método del número más probable (NMP) para la determinación de coliformes presentivos (CP), coliformes totales (CT) y coliformes termotolerantes (CTt), el método de presencia ausencia en medio SIM para *Escherichia coli* y el método de recuento en placa para Aerobias mesófilas.

Los datos obtenidos fueron tratados estadísticamente para la obtención de los parámetros característicos de cada variable y el análisis de correlaciones y agrupamientos entre variables se utilizó el programa SYSTAT (WILKINSON, 1986). El programa PHREEQC2.0 (PARKHURST y APPELO, 1999) se utilizó para efectuar los cálculos termodinámicos y la determinación de las condiciones de equilibrio y redox de las muestras.

## RESULTADOS

### Caracterización hidroquímica

Los parámetros estadísticos de las aguas superficiales tomadas en el arroyo Lobería y los valores promedio para cada punto de muestreo se incluyen en la Tabla 1. Estos parámetros corresponden al total de 24 muestras tomadas en cuatro puntos diferentes a lo lago de un año, por lo que uno de los aspectos observables es la alta variabilidad de los resultados, expresados por grandes desvíos estandar. Para analizar la variación conjunta de algunas variables de mayor interés, se efectuó una matriz de correlación entre las mismas (Tabla 2), así como un análisis de agrupamiento usando la distancia de Pearson y la unión por el promedio (Figura 2). Allí se pueden reconocer algunos parámetros agrupados con distancias poco significativas ($NO_2^-$, pH, $NO_3^-$, K, Mn) y dos agrupamientos jerárquicos principales. Uno integrado por Mg, Fe, Cr y $SO_4^{2-}$ y otro que se subdivide en una rama que agrupa a los parámetros Ca, $NH_4^+$, $SiO_2$ y conductividad, y otra donde seagrupan $HCO_3$, Na, Cl y DBO.

**Tabla 1.** parámetros estadísticos del total de muestras del arroyo Lobería.

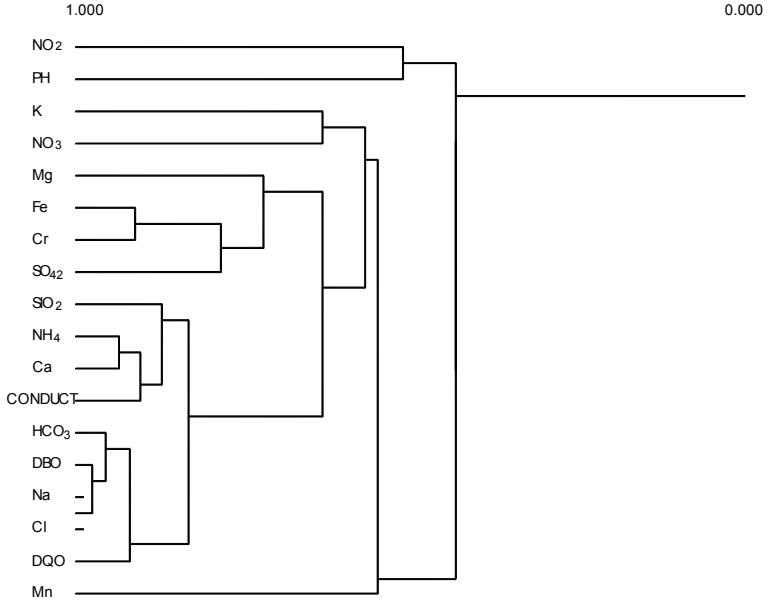
| PARAMETRO | MINIMO | MÁXIMO | MEDIA | DESVIO EST. | MEDIA LA | MEDIA LB | MEDIA LC | MEDIA LD |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Temperatura ºC | 9,4 | 20,9 | 13,4 | 3,57 | 13,0 | 13,6 | 13,0 | 13,9 |
| pH | 7,02 | 9,17 | 8,17 | 0,58 | 7,73 | 7,92 | 8,59 | 8,46 |
| Condc.Eléctrica .µs/cm | 314 | 20120 | 4418 | 6302 | 6855 | 19231 | 1011 | 1044 |
| Residuo Seco 105ªC | 308,0 | 30042,8 | 5507,5 | 9378,0 | 7796 | 12846 | 740 | 828 |
| $HCO_3^-$ mg/L | 142,9 | 3572,5 | 883,3 | 814,7 | 1503,51 | 957,42 | 345,82 | 533,44 |
| $SO_4^{2-}$ mg/L | 8,0 | 359,0 | 92,7 | 87,0 | 119,10 | 136,68 | 61,38 | 44,23 |
| $Cl^-$ mg/L | 69,4 | 16749,0 | 2264,2 | 4656,4 | 5524,81 | 2213,32 | 261,06 | 180,57 |
| $NO_3^-$ mg/L | 3,74 | 871,00 | 102,95 | 199,80 | 230,70 | 105,13 | 24,22 | 14,84 |
| $NO_2^-$ mg/L | 0,0 | 13,1 | 2,8 | 3,5 | 4,85 | 4,33 | 2,6 | 3,84 |
| $F^-$ mg/L | 0,0 | 24,2 | 9,3 | 7,7 | 14,99 | 8,84 | 6,75 | 6,07 |
| $HS^-$ mg/L | 0,0 | 2,0 | 0,36 | 0,51 | - | - | - | - |
| $Na^+$ mg/L | 29,79 | 11755,03 | 1467,56 | 3030,66 | 3523,98 | 1231,16 | 262,28 | 304,97 |
| $K^+$ mg/L | 0,0 | 709,0 | 92,9 | 192,9 | 102,00 | 229,17 | 12,58 | 12,90 |
| $Mg^{2+}$ mg/L | 1,95 | 232,8 | 71,4 | 71,8 | 119,36 | 101,07 | 34,46 | 16,81 |
| $Ca^{2+}$ mg/L | 10,0 | 460,0 | 92,7 | 103,1 | 166,32 | 128,94 | 21,20 | 30,36 |
| $NH_4^+$ mg/L | 0,0 | 721,5 | 108,2 | 204,8 | 229,71 | 154,22 | 7,53 | 4,57 |
| $Mn^{2+}$ mg/L | 0,00 | 0,16 | 0,01 | 0,03 | 0,026 | 0,045 | 0,0062 | 0,0027 |
| Fe total mg/L | 0,00 | 5,00 | 0,44 | 1,07 | 0,53 | 1,8 | 0,12 | 0,18 |
| $SiO_2$ mg/L | 0,00 | 88,6 | 17,1 | 22,4 | 29,89 | 22,80 | 6,64 | 4,64 |
| $Cr^{6+}$ mg/L | 0,00 | 4,60 | 0,316 | 0,99 | 0,023 | 0,80 | 0,11 | 0,01 |
| DQO mg/L | 29,0 | 6366 | 1369,8 | 1998,0 | 2031,96 | 1414,69 | 566,41 | 599,81 |

| PARAMETRO | MINIMO | MÁXIMO | MEDIA | DESVIO EST. | MEDIA LA | MEDIA LB | MEDIA LC | MEDIA LD |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| DBO mg/L | 0,0 | 2325,0 | 349,3 | 530,7 | 528,30 | 329,61 | 88,65 | 93,37 |

**Tabla 2.** Coeficientes de correlación entre los parámetros analizados.

| | *pH* | *Cond* | *Cl⁻* | *$HCO_3^-$* | *$SO_4^{2-}$* | *$NO_3^-$* | *$NO_2^-$* | *$NH_4^+$* | *$Na^+$* | *$K^+$* | *$Ca^{2+}$* | *$Mg^{2+}$* | *Fe* | *$SiO_2$* | *DQO* | *DBO* |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Ph | 1.000 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Cond | -0.175 | 1.000 | | | | | | | | | | | | | | |
| $Cl^-$ | -0.111 | 0.805 | 1.000 | | | | | | | | | | | | | |
| $HCO_3^-$ | -0.144 | 0.818 | 0.809 | 1.000 | | | | | | | | | | | | |
| $SO_4^=$ | -0.121 | 0.662 | 0.385 | 0.668 | 1.000 | | | | | | | | | | | |
| $NO_3^-$ | -0.134 | 0.022 | -0.044 | 0.251 | 0.336 | 1.000 | | | | | | | | | | |
| $NO_2^-$ | 0.018 | -0.076 | -0.194 | -0.200 | -0.183 | -0.313 | 1.000 | | | | | | | | | |
| $NH_4^+$ | -0.107 | 0.771 | 0.847 | 0.804 | 0.523 | 0.421 | -0.318 | 1.000 | | | | | | | | |
| $Na^+$ | -0.066 | 0.787 | 0.994 | 0.822 | 0.401 | -0.078 | -0.183 | 0.817 | 1.000 | | | | | | | |
| $K^+$ | -0.018 | 0.339 | 0.221 | 0.211 | 0.153 | 0.267 | -0.298 | 0.48 | 0.161 | 1.000 | | | | | | |
| $Ca^{2+}$ | -0.304 | 0.808 | 0.924 | 0.799 | 0.394 | 0.109 | -0.156 | 0.867 | 0.898 | 0.274 | 1.000 | | | | | |
| $Mg^{2+}$ | -0.618 | 0.295 | 0.055 | 0.301 | 0.253 | 0.388 | 0.071 | 0.184 | 0.017 | -0.082 | 0.191 | 1.000 | | | | |
| Fe | -0.274 | 0.479 | 0.008 | 0.274 | 0.487 | -0.120 | 0.301 | -0.030 | 0.014 | -0.148 | 0.110 | 0.550 | 1.000 | | | |
| $SiO_2$ | -0.043 | 0.705 | 0.840 | 0.771 | 0.467 | 0.159 | -0.362 | 0.784 | 0.826 | 0.542 | 0.802 | -0.003 | -0.030 | 1.000 | | |
| DQO | -0.143 | 0.734 | 0.857 | 0.697 | 0.395 | 0.177 | -0.262 | 0.897 | 0.829 | 0.348 | 0.812 | 0.042 | -0.135 | 0.706 | 1.000 | |
| DBO | -0.186 | 0.759 | 0.928 | 0.830 | 0.410 | 0.226 | -0.156 | 0.890 | 0.911 | 0.186 | 0.907 | 0.295 | 0.033 | 0.776 | 0.812 | 1.000 |

**Figura 2**: Análisis de agrupamiento




A efectos de disponer de una caracterización de aguas subterráneas que pudiera ser relacionada con las determinaciones del líquido lixiviado se utilizaron los datos existentes del año 1999 acerca de la calidad de las aguas subterráneas en el sector más próximo a los rellenos sanitarios, agrupándolas según el criterio empleado anteriormente por MARTÍNEZ *et al.* (2002) en muestras situadas a menos de 250 m del relleno sanitario (7 muestras), entre 250 m y 500m (cinco muestras) y muestras a más de 500 m (cinco muestras). Los valores medios de ese agrupamiento se presentan en la tabla 3.

**Tabla 3.** Composición media de las aguas subterráneas en pozos situados a menos de 250 m del PI (cercanos), a entre 250 y 500 m (intermedios) y a más de 500 m (lejanos).

| Parámetros | P. Cercanos < 250m | P. Intermedios 250-500 m | Pozos lejanos > 500 m |
|---|---|---|---|
| pH | 7,55 | 7,46 | 7,43 |
| Conductividad µs/cmm | 1182,3 | 807,7 | 847,4 |
| Bicarbonato mg/L | 556,29 | 396,28 | 431,12 |
| Cloruros mg/L | 246,56 | 111,13 | 82,40 |
| Sulfatos mg/L | 17,91 | 20,23 | 21,60 |
| Magnesio mg/L | 52,84 | 25,82 | 32,40 |
| Calcio mg/L | 106,07 | 50,57 | 88,80 |
| Potasio mg/L | 18,72 | 16,78 | 13,40 |
| Sodio mg/L | 153,10 | 87,88 | 106,80 |
| Amonio mg/L | 0,43 | 0,44 | 0.00 |
| Nitrato mg/L | 90,78 | 95,84 | 76,80 |

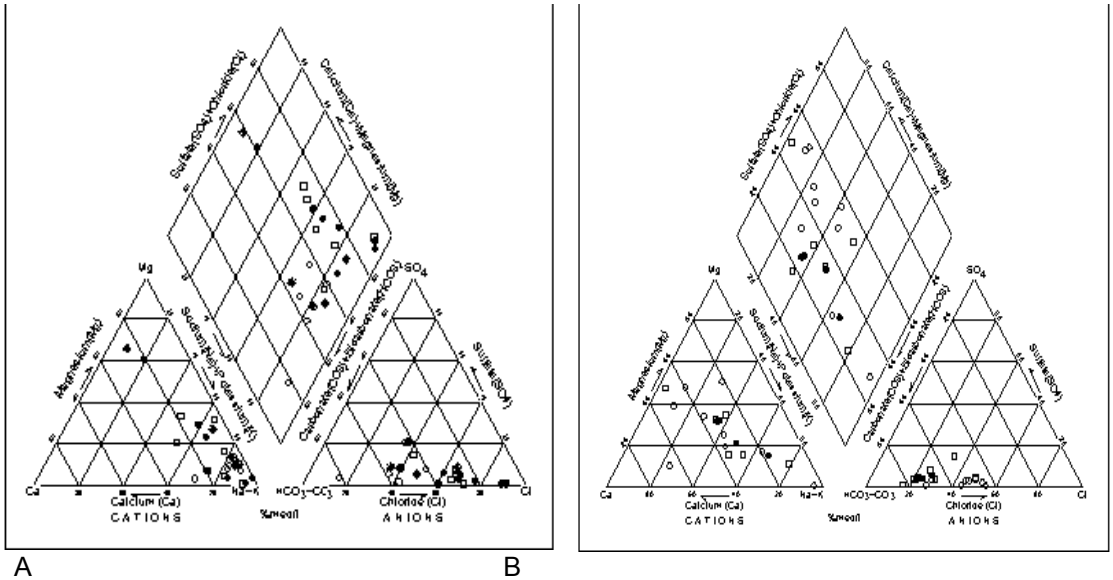
| Parámetros | P. Cercanos < 250m | P. Intermedios 250-500 m | Pozos lejanos > 500 m |
|---|---|---|---|
| Nitrito mg/L | 0,43 | 1,43 | 0,01 |
| Hierro mg/L | 0,17 | 0,25 | 0,00 |
| Cinc mg/L | 0,32 | 0,32 | 0,00 |

Por último se han incluido algunas muestras representativas de cada uno de los puntos de muestreo de lixiviado y de los sectores en los que se han agrupado las de agua subterránea en un diagrama de Piper (Figura 3) a efectos de observar las diferencias en la composición iónica de las aguas. En estos diagramas pueden observarse las diferencias más significativas entre la composición en meq % del agua superficial (que está formada por el lixiviado en las cabeceras) y las aguas subterráneas. Las aguas superficiales son del tipo clorurado-bicarbonatado sódico, mientras que las subterráneas son del tipo bicarbonatado sódico y bicarbonatado-clorurado sódico-cálcicas. Entre las muestras de agua superficial, las correspondientes al punto LA y LB son más netamente cloruradas que las de los puntos LC y LD, que son más cloruradas-bicarbonatadas. Entre las aguas subterráneas se observa que las correspondientes a los pozos más cercanos al relleno sanitario tienen en general más del 40% de cloruro en su composición aniónica, mientras que las de los pozos intermedios y lejanos tienen en general más del 60% de bicarbonato.

**Caracterización bacteriológica**

Los resultados (Tabla 4) muestran la existencia de una mayor contaminación bacteriológica en las aguas del arroyo en el punto LA, y una disminución hacia la desembocadura en ambas fechas de muestreo. Se observa sin embargo que el punto más próximo a la desembocadura (LD) tiene valores de contaminación mayores que los encontrados en el punto LC.

**Figura 3**: Diagramas de Piper. A: aguas superficiales; B: aguas subterráneas.




A B

ν **LA**
□ **LB**
μ **LC**
Ω **LD**

μ **pozos cercanos**
□ **pozos intermedios**
λ **pozos lejanos**

**Tabla 4.** Determinaciones bacteriológicas sobre el líquido lixiviado.

| Punto de muestreo | Fecha | Coliformes totales (NMP/100 ml) | Coliformes termotolerantes (NMP/100ml) | E. Coli (en 100 ml) | Aerobios (UFC/ml) |
|---|---|---|---|---|---|
| A | 19/09/2002 | 2,60E+06 | 2,00E+05 | no | 1,15E+06 |
| B | 19/09/2002 | 9,00E+05 | 3,00E+05 | si | 3,46E+06 |
| C | 19/09/2002 | 9,50E+04 | 1,40E+04 | si | 4,86E+05 |
| D | 19/09/2002 | 1,60E+05 | 1,70E+04 | si | 7,90E+04 |
| A | 07/11/2002 | 1,30E+04 | 1,30E+04 | si | 5,65E+04 |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| B | 07/11/2002 | 5,00E+03 | 8,00E+02 | si | 1,07E+05 |
| C | 07/11/2002 | 5,00E+03 | 1,70E+03 | si | 1,83E+03 |
| D | 07/11/2002 | 1,70E+04 | 2,40E+03 | si | 1,06+04 |

**Modelación hidrogeoquímica**

Las muestras de cada uno de los sitios de muestreo de lixiviados y algunas muestras de agua subterránea tomadas en las perforaciones más próximas al relleno sanitario fueron empleadas para la caracterización termodinámica con el programa PHREEQC2.0 (PARKHURST y APPELO, 1999). Por razones de espacio en este trabajo los resultados sólo se comentarán brevemente. Se destaca el hecho de que los lixiviados tienen valores de fuerza iónica de entre 0,04 y 0,06, contra valores del orden de 0,01 a 0,02 que caracterizan al agua subterránea. Tanto los lixiviados como las aguas subterráneas se encuentran en equilibrio o sobresaturados en los minerales calcita y aragonito.

En este análisis preliminar se ha prestado atención especialmente a dos de los resultados del modelo termoquímico: los potenciales redox calculados y al estado de especiación y equilibrios de los metales pesados. Con respecto a los potenciales redox, los valores de Eh para los lixiviados calculados según el par N(-3)/N(3) son del orden de 0,25 a 0,35, según el par N(-3)/N(5) del orden de 0,30 a 0,35, y según el par N(3)/N(5) del orden de 0,35 a 0,45.

Con respecto a los metales pesados, los lixiviados se encuentran sobresaturados en los minerales constituidos por óxidos de hierro, goethita y hematita, pero subsaturados con respecto a los óxidos de Zn y los minerales de óxidos de Mn (manganita, pirolusita). Para la especiación de especies redox el programa utilizó los valores de pe obtenidos a partir del par redox N(-3)/N(5), lo cual es una condición que puede indicarse mediante una opción en el ingreso de los datos. El hierro se encuentra en proporciones similares como $Fe^{2+}$ y $Fe^{3+}$. El Fe(II) está en solución principalmente como ion libre y de manera subordinada como la especie iónica $FeHCO_3^-$. El Fe (III) está como ion libre en forma mayoritaria, y las especies subordinadas son $Fe(OH)_3$ y $Fe(OH)_2^+$. El Mn está en casi su totalidad como $Mn^{2+}$ y no forma pares o complejos de importancia cuantitativa. El Zn se encuentra principalmente como $Zn^{2+}$, $ZnHCO_3^+$ y $ZNCO_3$ en ese orden de importancia. En los muestreos sobre los que trata este trabajo no se determinó Zn en el lixiviado por problemas instrumentales, pero en muestreos anteriores se obtuvieron valores de Zn de 1,90 mg/L (MARTÍNEZ *et al*., 1993a) y de 0,13 mg/L y 0,07 mg/L (MARTÍNEZ y MASSONE, 1997) . En las aguas subterráneas de los pozos más cercanos a los rellenos se repiten estas características en la distribución de especies de metales en solución, con variaciones en cuanto a la importancia relativa de las mismas especies iónicas dominantes.

**DISCUSION Y CONCLUSIONES**

Las concentraciones encontradas están dentro de rangos de valores ya observados en otros lixiviados de rellenos sanitarios (EHRIG, 1992; FERRANDO LÓPEZ-CORDÓN, 1981). El análisis de los valores medios para cada estación de muestreo demuestra la drástica disminución de los indicadores de contaminación aguas abajo, especialmente en los puntos próximos a la desembocadura. Los valores medidos de DBO, DQO y amonio en el lixiviado superan los máximos admisibles para descarga a un curso fluvial, según la Administración General de Obras Sanitarias de la provincia de Buenos Aires (AGOSBA). Las concentraciones de Zn y Fe alternativamente están por encima o debajo de los límites. Se observa que aquellos parámetros que de manera más característica indican la elevada carga contaminante, tales como conductividad eléctrica, concentración de cloruros, sodio, amonio, nitrato, y la DBO y DQO, se encuentran altamente correlacionados, en general con valores de $r > 0,75$. Esto permite utilizar un parámetro de determinación rápida y económica, tal como la conductividad eléctrica, para caracterizar la carga contaminante en un momento dado. El diagrama del análisis de agrupamiento muestra as relaciones entre las especies que más pueden utilizarse como indicadoras de contaminación. Se determinaron algunas concentraciones elevadas de los metales pesados Fe y Cr en el lixiviado. La alta variabilidad de las variables medidas en las seis fechas diferentes se debe a las diferentes condiciones climáticas previas a los muestreos.

El análisis de la composición iónica de aguas superficiales y subterráneas permite determinar que las aguas cloruradas se encuentran relacionadas genéticamente con el lixiviado de residuos, lo cual se manifiesta en el hecho que las aguas superficiales de los puntos LA y LB y las subterráneas de los pozos cercanos sean más frecuentemente del tipo clorurado. Esto es coherente con los muy altos contenidos de cloruro del lixiviado.

Las relaciones de equilibrio de las soluciones con los minerales de carbonato de calcio pueden ser la causa de los valores de pH alcalino de los lixiviados (media 8,17), siendo frecuente que estas soluciones presenten pH ácido a neutro. Los casos de lixiviado con

valores de pH mayores que 8 corresponden a rellenos que se encuentran en la etapa de fermentación metanogénica (EHRIG, 1992), lo cual no parece ser el caso de los rellenos considerados por cuanto su relación DBO/DQO > 0,4 no se corresponde con los valores típicos de tal etapa, y sí con la de fermentación ácida.

Los valores de Eh calculados indican que el ambiente está en la etapa post-óxica en el esquema de BERNER (1981), en la que se produce la reducción de oxígeno y reducción de $NO_3^-$ (STUMM y MORGAN, 1982), lo cual es manifiesto por las altas concentraciones de $NH_4^+$. Este ambiente debe tener incidencia en la permanencia en solución de algunos metales como Fe y Mn. El Mn está en su forma estable al Eh calculado ya que la reducción de $MnO_2$ a $Mn^{2+}$ se produce a Eh= 544mV.

Las muestras de agua subterránea consideradas a diferente distancia de la fuente de contaminación permiten reconocer a medida que nos alejamos de los rellenos un gradiente de mayores a menores valores de conductividad eléctrica y concentraciones de bicarbonato, cloruros, sodio y calcio. Otros constituyentes que usualmente indican contaminación, tales como especies iónicas del nitrógeno y los metales hierro y cinc presentan concentraciones igualmente elevadas en los pozos cercanos e intermedio, y disminuyen en gran medida o desaparecen a más de 500 m. Esto ratifica una vez más el valor indicativo de contaminación que el ion conservativo cloruro tiene en este ambiente, a la vez que se suman indicios del aporte de nitrógeno del lixiviado al agua subterránea.

Con respecto a los metales pesados parece haber en este caso también evidencias de su incorporación al agua subterránea. Sin embargo en un trabajo anterior (MARTÍNEZ *et al*., 2002) un estudio más completo incluyendo áreas de control ha demostrado que la aparición de metales pesados de manera aislada en algunos pozos no se debe necesariamente a la infiltración de los líquidos lixiviados.

Los datos bacteriológicos que aquí se presentan constituyen la primera información publicada acerca de la carga de contaminantes biológicos de los lixiviados de la región. La cuantificación de CTf superó en los sitios de muestreo LA y LB los valores establecidos como límites para descargas en conductos pluviales o cuerpos de agua superficiales a pH 7 a 10 por la resolución de AGOSBA 389/98. La disminución de la carga contaminante de CTf hacia la desembocadura podría deberse a que el agua del arroyo no representa el hábitat natural para estos microorganismos, y/o un efecto de dilución y/o a la adsorción al material particulado en suspensión y en el lecho. Sería necesario realizar una mayor cantidad de muestreos a lo largo del año para determinar que valores de contaminación bacteriológica se presentan más frecuentemente.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores del trabajo agradecen al Cart. Marcelo Farenga y a la Cart. Virginia Bernasconi por la realización de las figuras que acompañan el texto. El trabajo fue realizado gracias a los subsidios de la Universidad Nacional de Mar del Plata, CONICET (PEI 0138/98) y la ANPCyT (subsidio 07-08165).

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BAEDECKER, M.J. y W. BACK. Modern marine sediments as a natural analog to the chemically stressed environment of a landfill. Journal of Hydrology, 43, 393-414, 1979.

BAEDECKER, M.J. y W.BACK. Hydrogeological processes and chemical reactions at a landfill. Ground Water, 17, 429-437, 1979.

BERNER, R.A. A new geochemical classification of sedimentary environments. Journal of Sedimentary Petrology, Vol. 51 (2):359-365, 1981.

BOCANEGRA, E., MASSONE, H., MARTÍNEZ, D., CIVIT, E. and M. FARENGA. Groundwater contamination: risk management and assessment for landfills in Mar del Plata, Argentina. Environmental Geology, Volume 40 (6). 732-741, 2001.

BROWN, E. ,SJOUGSTAS, M., y M. FISHMAN. Methods for collection and analysis of water samples for dissolved minerals and gases. Techniques of Water-Resources Investigations. USGS Book 5 (A-1), 160 pp, 1970.

DALLA SALDA, L. e IÑIGUEZ RODRIGUEZ, A. La Tinta. Precámbrico y Paleozoico de Buenos Aires. VII Congreso Geológico Argentino, 1: 539-550, Neuquén, 1979.

EHRIG H.J. Cantidad y contenidos de lixiviados de los desechos domésticos. CEPIS, Proyecto 88.2965.6-03. San José de Costa Rica, 16 pp, 1992.

FERRANDO LOPEZ-CORDON J.A. Contaminación de aguas subterráneas por residuos de población. El problema de los vertederos de basuras. Jornadas sobre análisis y evolución de la

contaminación de aguas subterráneas en Esapaña. Vol. I:193-208. CIHS, Barcelona, España, 1981.

MARTINEZ, D.E., E. BOCANEGRA, H. MASSONE y J.L. DEL RIO. Groundwater impact of an Urban Solid Waste Disposal Area (USWDA) in Mar del Plata, Argentina. II International Conference on Environmental Pollution, 28 Sept - 1 Oct, Sitges, España, Proceedings, Nath et al. (Eds.), Vol I: 232-239. ISBN 0 9521673 0 1, 1993a.

MARTINEZ, D.E., E. BOCANEGRA, H.E. MASSONE, D. FAJARDO, J.L. DEL RIO y J.L. CIONCHI. Los residuos sólidos domiciliarios del Partido de General Pueyrredón (Provincia de Buenos Aires) desde una perspectiva geológico-ambiental. Parte II: Deterioro de la calidad de las aguas subterráneas debido al lixiviado de los sitios de disposición final. XII Congreso Geológico Argentino, Actas, Tomo VI: 311-317, Mendoza, 1993b.

MARTINEZ D.E. y MASSONE H.E. Relevamiento Hidrogeológico en el nuevo sitio de disposición final y preparación de una red de monitoreo. Convenio U.N. de Mar del Plata-Municipalida de Gral. Pueyrredón. Informe inédito, 52 pp, 1997.

MARTINEZ D.E., MASSONE H.E., CERON J.C., FARENGA M. y FERRANTE A. Hidrogeoquímica del área de disposición final de residuos de Mar del Plata, Argentina. XXXII Congreso de la AIH y VI de ALHSUD, CD trabajos completos pp. 391-399 , Mar del Plata, Argentina, 2002.

PARKHURST, D.L. y CAJ APPELO. User´s guide to PHREEQC (Version 2) – A computer program for speciation, batch reaction, one dimensional transport, and inverse geochemical calculations. U.S.G.S. Water-Resources Investigations Report 99-4259, 1-312, 1999.

SALA, J.M. Recursos Hídricos. Relatorio VI Congreso Geológico Argentino. 169-194. Bs. As, 1975.

STUMM W. y Morgan J.J. Aquatic Chemestry. John Wiley & Sons Inc. New York, USA, 780 pp, 1982.

WILKINSON, L. SYSTAT, The System for Statistics. Evanstons IL, SYSTAT Inc., 10 p, 1986.

# REACTIVIDAD DE SOLUTOS COMUNES EN AGUAS SUBTERRÁNEAS DE LA CUENCA DEL ARROYO DEL AZUL, ARGENTINA

Eduardo USUNOFF[1]
Daniel ARIAS

**RESUMEN**

El muestreo frecuente en varios sectores del acuífero freático de la cuenca del arroyo del Azul (6000 $km^2$, provincia de Buenos Aires, Argentina) ha determinado que las especies que exhiben mayor variabilidad espacial y temporal en sus concentraciones son $Ca^{++}$, $HCO_3^-$, $Na^+$ y $NO_3^-$. Con el objetivo de definir la posible interacción de las especies mencionadas con los sedimentos del acuífero, se ejecutaron ensayos en lote utilizando muestras del material constitutivo del acuífero y soluciones sintéticas que replican las concentraciones mínima, máxima y promedio medidas de las especies de interés. Los resultados indican que el $NO_3^-$ no es adsorbido y que, por el contrario, es liberado por la fase sólida de manera independiente de las concentraciones ya existentes en solución. El $HCO_3^-$ y el $Na^+$ no parecen estar afectados por fenómenos de adsorción sencillos. Adoptando un modelo de adsorción lineal su movimiento con respecto al flujo subterráneo es similar (retardo ≈ 1). El $Ca^{++}$ interacciona con la fase sólida, dando como resultado soluciones con un contenido final de $Ca^{++}$ bastante similar y menor al de las soluciones de partida. Tal interacción no responde a un modelo simple de adsorción lineal. A través de la química de equilibrio (calcita pura en contacto con aguas de pH neutro a ligeramente alcalino) se comprueba que existiría precipitación de $CO_3Ca$. Se concluye, hipotéticamente, que el comportamiento del $Ca^{++}$ y otras especies no consideradas está regulado por carbonatos compuestos y silicatos, cuya presencia no ha sido al corriente estudiada. En bajas concentraciones, parece existir intercambio iónico $Ca^{++}$ - $Na^+$ favorecido por el contenido fehaciente de arcillas en los sedimentos acuíferos.

**Palabras clave:** ensayos en lote, reactividad de solutos, cuenca del arroyo del Azul.

**ABSTRACT**

Several surveys of the water-table aquifer at the Azul River Basin (6000 $km^2$, Buenos Aires Province, Argentina) revealed that $Ca^{++}$, $HCO_3^-$, $Na^+$ y $NO_3^-$ are the species that show the greatest variability in space and time. Batch tests were carried out in order to assess the reaction among those compounds and the aquifer sediments. Synthetic solutions were prepared to emulate mean, maximum and minimum concentrations of the mentioned species. Results indicate that, rather than adsorbed, the $NO_3^-$ is released from the sediments independently of its concentration in solution. Adsorption of $HCO_3^-$ and $Na^+$ is not easy to explain. Linear models gave rise to retardation coefficients ≈ 1. $Ca^{++}$ reacts with the solid phases with final $Ca^{++}$ concentrations quite similar and lesser than those of the original solutions. A simple model of linear adsorption fits the data. From the chemical equilibrium standpoint (pure calcite in contact with water of neutral to slightly alkaline pH), it would suggest precipitation of $CO_3Ca$. Hypothetically, the behavior of $Ca^{++}$ and other species (not measured) may be controlled by carbonate and silicate minerals, whose existence has not been studied. At low concentrations, it would appear that $Ca^{++}$ - $Na^+$ ion- exchange comes into play, favored by the clay content in the aquifer sediments.

**Keywords:** batch tests, solutes reactivity, Azul River Basin.

[1] Instituto de Hidrología de Llanuras (IHLLA)
C.C. 44, (B7300) Azul, Bs. As., Tele-fax: 02281-432666, eusunoff@faa.unicen.edu.ar

## INTRODUCCIÓN

El acuífero freático de la cuenca del arroyo del Azul cubre algo más de 6000 km$^2$ en el centro de la provincia de Buenos Aires. Sobre el basamento cristalino (esquistos muscovíticos, granitos, tonalitas y migmatitas de edad Precámbrica), se encuentra una gradación de arenas limosas a limos arenosos con cantidades subordinadas de arcilla, de origen eólico (Pampeano: Plio-Pleistoceno), seguida por sedimentos eólicos (arenas limosas a limos arenosos de color castaño amarillento a castaño anaranjado, Post-Pampeano: Holoceno), y coronada por limos arenosos y arenas limosas relacionados con los arroyos actuales y algunas partes bajas del relieve. El paquete sedimentario en el que se aloja el acuífero tiene espesores de escasos centímetros en las nacientes de la cuenca hasta valores superiores a los 1200-1400 m en su sector terminal.

Desde 1996 se llevan a cabo relevamientos estacionales de niveles y muestreos químicos en una red de 40 perforaciones someras distribuidas en la cuenca. Salvo en un sector restricto de la cuenca alta, los niveles freáticos están próximos a la superficie del terreno (1 a 4 m) y esta característica afecta la composición química de las muestras de agua obtenidas en los dos metros superiores del acuífero. Los detalles pueden consultarse en USUNOFF y VARNI (1995) e IHLLA (2000). Las especies químicas que presentan mayor variabilidad en sus concentraciones son calcio, bicarbonato, sodio y nitrato, aunque tales variaciones entre distintos sectores de la cuenca o entre muestreos sucesivos no es fácil de justificar por la influencia cierta (pero no estudiada) del efecto de dilución de los excedentes de agua de lluvia que se infiltran rápidamente y la incorporación local de solutos desde la zona no saturada de muy escaso espesor.

A fin de obtener una valoración de la reactividad de las especies químicas mencionadas, se planearon y ejecutaron ensayos de laboratorio en los que soluciones sintéticas de composición promedio fueron puestas en contacto con sedimentos del horizonte superior del acuífero. La técnica es la de ensayos en lote (batch tests), y en lo que resta de este trabajo se describen los resultados obtenidos.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Las soluciones empleadas en los ensayos fueron preparadas a partir de las concentraciones máxima, mínima y promedio dosadas en los distintos relevamientos. Así, se dispusieron volúmenes suficientes de cuatro soluciones con la composición expresada en la Tabla 1.

**Tabla 1.** Composición química de las soluciones sintéticas.

| No. | $Ca^{++}$ (ppm) | $HCO_3^-$ (ppm) | $Na^+$ (ppm) | $NO_3^-$ (ppm) | pH | C.E. (*) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 10 | 100 | 40 | 20 | 7.84 | 273 |
| 2 | 40 | 400 | 160 | 50 | 7.60 | 874 |
| 3 | 60 | 600 | 240 | 70 | 7.91 | 1309 |
| 4 | 80 | 800 | 320 | 100 | 8.03 | 1723 |

(*) C.E.: Conductividad eléctrica (µmhos/cm a 25 °C)

Durante la perforación de los 40 pozos que componen la red de monitoreo, se obtuvieron muestras del horizonte superior del acuífero (donde los pozos están ranurados). Porciones de esas muestras fueron mezcladas, secadas al aire libre, homogeneizadas manualmente, cuarteadas y tamizadas (cribas estándar ASTM) para su caracterización granométrica. Esto supone que la muestra de sedimentos a utilizar no es representativa de un sitio en particular, sino de un promedio de los materiales del acuífero.

La densidad real ($\rho_r$) se determinó por el método del picnómetro (BLACK, 1965), con un resultado de 2.56 g/cm$^3$. La densidad aparente ($\rho_a$) deviene de considerar la relación entre el peso de la muestra secada a estufa a 105-110 °C y su volumen total (BLACK, 1965), que para los sedimentos utilizados fue de 1.31 g/cm$^3$. Ambas expresiones están vinculadas funcionalmente con la porosidad total ($\theta_t$) a través de la expresión $\theta_t = 100\ (1- \rho_a/ \rho_r$, que en este caso resultó ser de 49%. Si bien es un valor esperable para la densidad aparente medida según múltiples referencias bibliográficas, se consigna que los sedimentos han sido totalmente disturbados, y por ende no puede considerarse como representativo del espacio poral total en condiciones naturales.

La ejecución de ensayos en lote presupone la determinación apropiada de la relación suelo-agua ($r_{sw}$: soil-water ratio). Si los solutos son reactivos, cantidades superlativas de la fase sólida conducen a soluciones finales desprovista de iones en solución. Lo contrario sucede para proporciones relativamente grandes de soluciones con respecto a los sólidos. Para esta experiencia se hicieron pruebas previas con $r_{sw}$ de 0.10, 0,06 y 0.04, de las que resultó que el $r_{sw}$ de 0.10 brindaba los mejores resultados (operativamente, se usaron 10 g de sedimentos por cada 100 ml de solución).

En lo referente al tiempo de contacto entre los sedimentos y las soluciones en agitación, es necesario recordar que no está permitido el

muestreo mientras el experimento avanza pues el retiro de alícuotas de la solución variaría el $r_{sw}$. Por experiencia previa (USUNOFF, 1988) una solución de compromiso es el monitoreo de la C.E. a través de la inmersión de un electrodo apropiado sin extracción de muestras de la solución. Para la experiencia aquí presentada, se comprobó que 60 horas de agitación eran suficientes, a juzgar por la constancia en los valores de C.E. (normalizados a 25 °C) con respecto a la medida anterior hecha a las 48 horas de iniciado el ensayo.

## RESULTADOS

Los resultados finales, luego de la supuesta estabilización de las especies en solución con respecto a los minerales de la fase sólida, se presentan en la Tabla 2.

**Tabla 2.** Concentraciones medidas luego de 60 horas de agitación.

| No. | $Ca^{++}$ (ppm) | $HCO_3^-$ (ppm) | $Na^+$ (ppm) | $NO_3^-$ (ppm) | pH | Sílice (ppm) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 3.7 | 268 | 48 | 39 | 7.20 | 28 |
| 2 | 3.2 | 366 | 117 | 78 | 7.74 | 23 |
| 3 | 3.3 | 439 | 162 | 94 | 7.97 | 20 |
| 4 | 4.2 | 512 | 206 | 136 | 8.22 | 26 |

La cantidad adsorbida de un cierto compuesto depende del número de sitios potencialmente adsorbentes, y es por lo general una función de la superficie específica de los sólidos (superficie/volumen) y de la densidad de cargas superficiales. Los ensayos en lote, ya descriptos, se efectúan a temperatura constante y de ellos se obtienen las denominadas isotermas de adsorción. Las hay de varios tipos, aunque a efectos de este trabajo se considera la llamada isoterma de Freundlich pues es la única que puede conducir a la estimación del valor del coeficiente de retardo R utilizado en modelos de transporte, cuya definición (FREEZE y CHERRY, 1979) adopta la siguiente forma: $R = 1 + (\rho_a/\theta) K_d$. FREEZE y CHERRY (1979) describen la forma general de la ecuación de Freundlich:

$$S = K_d C^b$$

**donde:**

S: masa de la sustancia adsorbida por unidad de masa del adsorbente; $K_d$: coeficiente de distribución o de partición; C: concentración del soluto cuando la adsorción se ha completado; y b: constante que expresa la linealidad del proceso.

Esta ecuación puede expresarse en forma logarítmica [log S = log Kd + b log C], de forma tal que un gráfico que tenga como ordenada log S y como abcisa log C, determinará una recta cuya pendiente es b y su ordenada al origen es log $K_d$. De acuerdo con ello, y con los valores medidos (Tabla 2, descartando la solución 1), para las especies de interés se obtuvieron lo mostrado en la Tabla 3. Se desestimó $NO_3^-$ por razones que más adelante se explican.

**Tabla 3.** Parámetros de la ecuación de Freundlich.

**Valores consignados en sus unidades de medida**

| *Para $Ca^{++}$* | | *Para $HCO_3^-$* | | *Para $Na^+$* | |
|---|---|---|---|---|---|
| S (moles/g sedimento) | C (moles/l) | S (moles/g sedimento) | C (moles/l) | S (moles/g sedimento) | C (moles/l) |
| 0.092 | 0.08 | 0.056 | 6.0 | 0.189 | 5.07 |
| 0.142 | 0.08 | 0.264 | 7.2 | 0.340 | 7.03 |
| 0.189 | 0.11 | 0.471 | 8.4 | 0.494 | 8.97 |

**Valores logaritmados**

| *Para $Ca^{++}$* | | *Para $HCO_3^-$* | | *Para $Na^+$* | |
|---|---|---|---|---|---|
| log S | log C | log S | log C | log S | log C |
| -1.0362 | -1.09691 | -1.251812 | 0.778151 | -0.72354 | 0.7050 |
| -0.8477 | -1.09691 | -0.578396 | 0.857332 | -0.46852 | 0.8470 |
| -0.7235 | -0.95861 | -0.326979 | 0.924279 | -0.30627 | 0.9528 |

Con la transformación logarítmica mostrada en la mitad inferior de la Tabla 3, se efectuó una regresión lineal para determinar $K_d$, b, un indicador de la bondad del ajuste ($r^2$) y R, con obtención de los resultados mostrados en la Tabla 4.

**Tabla 4.** Coeficientes ajustados y calculados.

| | $Ca^{++}$ | $HCO_3^-$ | $Na^+$ |
|---|---|---|---|
| $K_d$ (ml/g) | 6,17 | $6.68 \times 10^{-7}$ | $1.23 \times 10^{-2}$ |
| b | 1.58 | 6.40 | 1.69 |
| $r^2$ | 0.511 | 0.957 | 0.998 |
| R | 17.49 | 1.000 | 1.033 |

## DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los valores del exponente b, especialmente para el $HCO_3^-$, indican que el modelo de Freundlich no puede utilizarse con confianza por no ser una adsorción reversible y lineal. El ión $NO_3^-$ no fue considerado porque sus concentraciones finales resultaron invariablemente mayores que las iniciales. Un ensayo extra poniendo en contacto agua

desmineralizada con sedimentos ($r_{sw}$ de 0.10) reveló, después de 60 horas de agitación, que el sobrenadante contenía 26 ppm de $NO_3^-$. Esto prueba los sedimentos contienen compuestos de nitrógeno soluble que se incorporan a la solución, independientemente del contenido inicial de $NO_3^-$ (contrastar Tablas 1 y 2).

En bajas concentraciones (solución 1) el $Ca^{++}$ que desaparece de la solución es aproximadamente equivalente al $Na^+$ que se incorpora. Sugiere intercambio iónico (la fase sólida contiene arcillas), que es una de las formas específicas de adsorción. Sin embargo, en las restantes soluciones el $Ca^{++}$ muestra el mismo tenor de adsorción que no se corresponde con las variaciones en la concentración final de $Na^+$. A juzgar por los valores de la Tabla 4, el $HCO_3^-$ y el $Na^+$ no participan de fenómenos de adsorción, y sí podría afectar al $Ca^{++}$ (de manera no lineal). Puesto que los sedimentos contienen minerales carbonáticos (TERUGGI *et al*., 1957, USUNOFF *et al*., 1995), se consideró la reacción de ataque ácido del mineral carbonatado más simple, la calcita ($CaCO_3$): $CaCO_3 + H^+ \leftrightarrow Ca^{++} + HCO_3^-$, caracterizada por una constante de equilibrio de $10^{1.987}$ a 25 °C. Se calculó la fuerza iónica de las soluciones y los coeficientes de actividad para especies mono y bivalentes y, utilizando las concentraciones finales de equilibrio de $Ca^{++}$, $HCO_3^-$ y $H^+$ (Tabla 2), se comprobó que los productos exceden a los reactantes. Desde el punto de vista de la química de equilibrio, existiría precipitación de calcita (con la excepción de la solución 1, en la que predominaría el intercambio iónico $Ca^{++}$ - $Na^+$). Los cálculos y consideraciones que resultan del tratamiento de los datos bajo los preceptos de la termodinámica química deben, sin embargo, tomarse con precauciones. Textos clásicos como GARRELS y CHRIST (1965) o STUMM y MORGAN (1981) advierten que los conceptos termodinámicos informan sobre las condiciones energéticas para que las reacciones se produzcan (o no) pero atadas a hipótesis simplificadoras. Cuando el producto de las actividades de las especies en solución supera el valor de la constante de equilibrio (como se señaló más arriba) no necesariamente se produce precipitación; sólo se garantiza la sobresaturación. De hecho, STUMM y MORGAN (1981) señalan que en muchos casos la sobresaturación alcanza índices de 10 sin que se adviertan signos de precipitación. Ello es así al menos por dos razones: (a) la inexistencia o difícil acceso a núcleos de precipitación, y (b) la cinética del proceso. Por otro lado, y tal lo consignado en USUNOFF *et al*. (1995), no puede afirmarse que los minerales carbonáticos estén en estado puro (lo más probable es que sean carbonatos compuestos de calcio y magnesio) y que exista una cierta influencia de los silicatos profusamente representados en los sedimentos locales (ver en la Tabla 2 los tenores de sílice liberados). Por lo tanto, de querer avanzar en este tema, será necesario contar con un estudio mineralógico de los materiales acuíferos. Ese estudio debería brindar detalles de las variaciones mineralógicas en profundidad, al igual que de su distribución areal en el ámbito de la cuenca del arroyo del Azul.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS


BLACK C. (Ed.). *Methods of Soil Analysis – Part 1*. Agronomy Series, American Society of Agronomy Publishers, Madison, Wisconsin, USA, 770 p, 1965.

FREEZE A. y CHERRY J. *Groundwater.* Prentice Hall, 604 p, 1979.

GARRELS R. y CHRIST CH. *Solutions, Minerals, and Equilibria*. Freeman, Cooper & Co., 450p, 1965.

IHLLA. *Avance metodológico en el tratamiento de los recursos hídricos en una cuenca de llanura*. Informe Final, Instituto de Hidrología de Llanuras, 265 p, 2000.

STUMM W. y MORGAN J. (2nd. Ed.). *Aquatic Chemistry*. John Wiley & Sons, 780 p, 1981.

TERUGGI M., ETCHICHURY M. y REMIRO J. *"Estudio sedimentológico de los terrenos de las barrancas de la zona Mar del Plata-Miramar"*. Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia" e Instituto Nacional de Investigación de las Ciencias Naturales IV(2):166-250, 1957.

USUNOFF E. *Factors affecting the movement and distribution of fluoride in aquifers*. Ph.D. Dissertation, Universidad de Arizona, Tucson, USA, 348 p, 1988.

USUNOFF E. y VARNI M. *Hidrología de los sectores alto y medio de la cuenca del arroyo Azul*. Informe final, Instituto de Hidrología de Llanuras, 315 p, 1995.

USUNOFF E., VARNI M., ARIAS D., RIVAS R. y WEINZETTEL P. *"Equilibrio químico en el acuífero freático de la cuenca del arroyo del Azul, provincia de Buenos Aires"*. Actas de las IV Jornadas Geológicas y Geofísicas Bonaerenses, Vol. II, pp. 247-254, 1995.

# SISTEMA REDOX EN UN ACUÍFERO CARBONATADO AFECTADO POR LIXIVIADO DE BASUREROS

R. GÓNZALEZ [1]
I.VADILLO [2]
R. RODRÍGUEZ [3]
F. CARRASCO [2]

**RESUMEN**

La infiltración del lixiviado del basurero de la ciudad de Mérida (Yucatán, México) en el acuífero carbonatado subyacente, provoca el desarrollo de una pluma de contaminantes en el sentido del flujo. La pluma de contaminantes, reconocida con el ión cloruro, alcanza una extensión aproximada de 400 metros. Se ha estudiado el sistema redox generado por la pluma contaminante, a través de la representación de las especies caracterizadoras del estado redox. Esto ha permitido reconocer la distribución de cuatro zonas redox a lo largo de la pluma contaminante: (1) la zona sulfato reductora, (2) zona hierro reductora, (3) zona de nitrificación y (4) zona aerobia.

**Palabras clave:** Basurero, acuífero carbonatado, especies redox, zonas redox, Yucatán.

**ABSTRACT**

The leachate generated in the landfill of the city of Merida (Yucatán, México) is infiltrating in the carbonated aquifer and developing a typical contamination plume along the groundwater flow path. The delineation of the contamination plume with the chloride concentration, shows a length of 400 m, approximately. The created redox system along this contamination plume was studied, by way of the distribution and concentration of the redox sensitive species. Four redox zones have been recognized in the contamination plume: (1) sulfate reduction zone, (2) iron reduction zone, (3) nitrification zone and aerobic zone.

**Keywords:** Landfill, carbonated aquifer, redox sensitive species, redox zones, Yucatán.

## INTRODUCCIÓN

La contaminación de acuíferos por sitios de disposición de residuos sólidos urbanos es un campo con una amplia referencia bibliográfica, tanto desde el punto de vista de migración de contaminantes, como de los procesos hidrogeoquímicos y bioquímicos (BAEDECKER y BACK, 1979; CHERRY J.A., 1983; CHRISTENSEN *et al.*, 1994; CHRISTENSEN *et al.*, 2001). Los estudios de contaminación en los que el agente contaminante conlleva la introducción de alta carga orgánica al sistema, y por tanto, una alta demanda química para su oxidación, deben estudiarse atendiendo al concepto de estado redox del sistema, en donde especies del sistema no contaminado "aceptan" electrones de las especies reducidas del lixiviado. Dentro de este marco de estudio es importante caracterizar el sistema redox de un acuífero carbonatado ya que son acuíferos cuya vulnerabilidad a la contaminación es muy alta. Desde el punto de vista hidrodinámico, predominan las reacciones hidrodispersivas del sistema que, en la mayoría de los casos, y debido a la heterogeneidad y/o a la existencia de conductos decamétricos, están muy atenuadas. Hidroquímicamente, la baja concentración de especies disueltas, como $NO_3^-$ o $SO_4^{2-}$, o la ausencia de fases minerales oxidadas (oxidos e hidróxidos de metales) conlleva que a menudo el único oxidante del medio sea el oxígeno disuelto, lo que implica que una vez consumido este, se desarrollarán zonas reductoras (zonación redox) aguas abajo de la fuente contaminante.

[1] Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida, 97111. Yucatán, México.
E-mail: gherrera@tunku.uady.mx
[2] Departamento de Geología, Facultad de Ciencias, Universidad de Málaga, 29071, Málaga. España.
Vadillo@uma.es, fcarrasco@uma.es
[3] Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Geofísica, Departamento de Recursos Naturales. México DF.
rrdz@tonatiuh.igeofcu.unam.mx

La dificultad de caracterizar adecuadamente el potencial redox de un sistema acuoso natural con electrodos de platino (HERON, 1994; CHRISTENSEN *et al.*, 2000; CHRISTENSEN *et al.*, 2001) se solventa estudiando las especies que controlan el sistema redox en el agua.

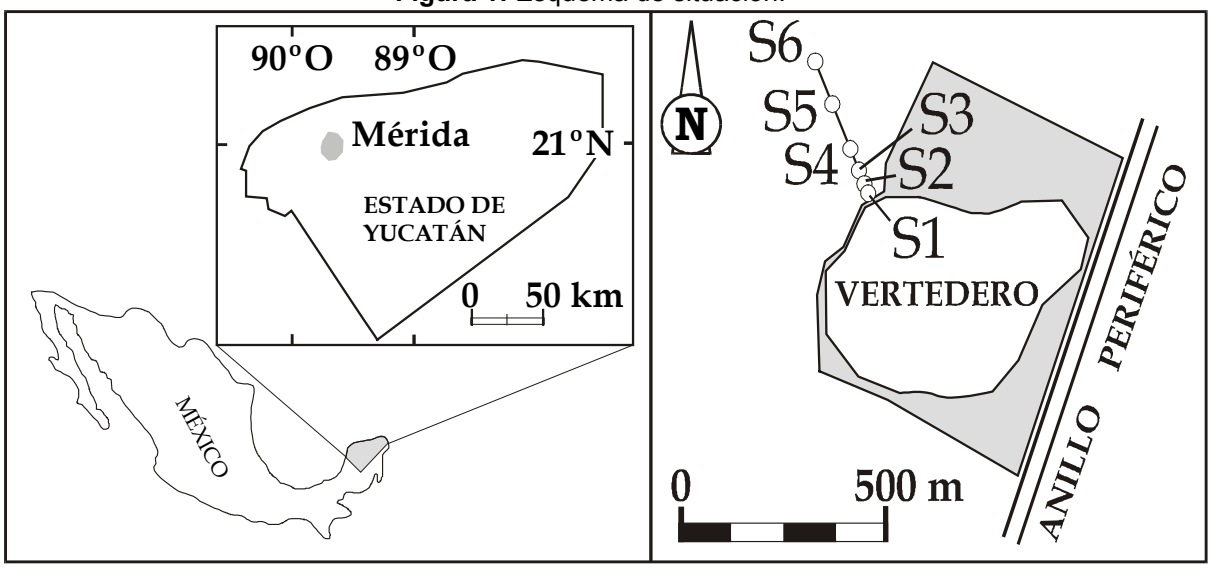
**Marco de estudio**

El sitio de disposición de residuos sólidos urbanos de la ciudad de Mérida, la cual cuenta con más de 700.000 habitantes (INEGI, 2000), se localiza al noroeste de la ciudad del mismo nombre (Figura 1). Desde 1979 hasta 1998 se han acumulado residuos urbanos, aunque durante el período 1979-1992 la basura se quemaba para su eliminación. Los residuos tienen principalmente un origen urbano, aunque la gestión incontrolada y la existencia de otras industrias, favorecían la acumulación de residuos industriales y sanitarios. El basurero no está impermeabilizado en su base, ni se han realizado obras conducentes a su clausura, por lo que la precipitación pluvial en el lugar provoca que el lixiviado generado se infiltre hacia la roca subyacente (GONZÁLEZ, 1996).

La Península de Yucatán está formada por calizas de edad Eoceno Superior-Oligoceno (BONET y BUTTELIN, 1962), con una orografía plana y ausencia de una capa edáfica. Los piezómetros de investigación indican que la columna litológica está constituida por una caliza alterada muy fracturada, superpuesta a una secuencia de areniscas calcáreas que alternan con areniscas de alto contenido fosilífero por debajo de la cual, y hasta los 50 m, dan paso a una caliza parcialmente recristalizada y bien cementada.

Los rasgos geomorfológicos de la zona están dominados por procesos kársticos que provocan la ausencia de cursos de agua superficiales y la infiltración total del agua de recarga al acuífero (LESSER y WEIDIE, 1988). La conductividad hidráulica se ha estimado entre $10^{-4}$ y $10^{-8}$ m/s, y el flujo subterráneo se produce de sureste a noroeste, con un gradiente de 0.08 $^{0}/_{00}$ (SÁNCHEZ, 1989).

**Figura 1:** Esquema de situación.




El acuífero, cuyo nivel freático se sitúa a 5 m de profundidad, está estratificado al existir dos tipos de agua: (1) una capa de agua dulce hasta los 50 metros de profundidad, superpuesta a (2) una capa de agua salada, producto de la intrusión salina. El agua del acuífero de Yucatán, en la zona de estudio, presenta una facies bicarbonatada-cálcica debida a la circulación del agua a través de las rocas carbonatadas. Son aguas con altos contenidos en oxígeno (> 3.0 mg/l), caracterizadas por una baja conductividad eléctrica (500 μS/cm), cuyos iones predominantes son $HCO_3^-$ (350 mg/l) y $Ca^{2+}$ (90 mg/l) y concentraciones de $SO_4^{2-}$ y $NO_3^-$ por debajo de 20 mg/l y 15 mg/l, respectivamente. Los contenidos en $Cl^-$ no son bajos (100 - 150 mg/l) debido a la contaminación por aguas residuales de la ciudad de Mérida, que no cuenta con un sistema de alcantarillado. El carbono orgánico disuelto (COD) arroja valores de 10 mg/l, y las especies analizadas de Nitrógeno, en su forma reducida ($NH_4^+$) y orgánica (Nitrógeno Kjeldahl (NKT)), presentan valores de 0 mg/l.

El lixiviado generado en el basurero presenta una conductividad eléctrica por encima de 10000 μS/cm y pH básico (7 – 8.5). El $Cl^-$ (1000 - 8750 mg/l) es el anión predominante, con también altas concentraciones de $NH_4^+$ (50 - 1500 mg/l). El lixiviado presenta un estado muy

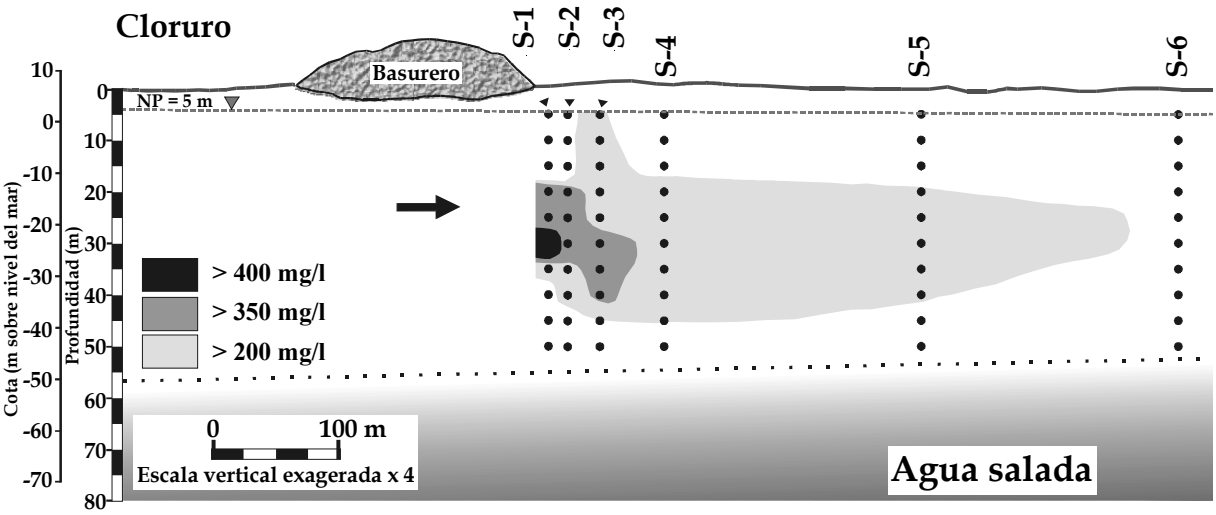
reducido, puesto de manifiesto por las medidas de potencial redox (+135 mV - (-300 mV)) y las altas concentraciones de los parámetros orgánicos analizados (COD (190 - 3300 mg/l); $DBO_5$ (100 - 1000 mg/l); DQO (600 - 8150 mg/l) y NKT (100 - 1700 mg/l)).

Para el estudio de la contaminación por el lixiviado se perforaron seis piezómetros de control a lo largo de la línea de flujo (ver Figura 1). Las profundidades de perforación nunca fueron superiores a los 50 metros, ya que a partir de ese punto se encontraba el agua salada. Se tomaron muestras de agua subterránea cada 5 metros, mediante una bomba peristáltica cuyo caudal de extracción era siempre inferior a 1 litro por minuto. Además mediante una sonda multiparamétrica ($O_2$, Eh, pH, Conductividad eléctrica, T) se han realizado perfiles contínuos en cada piezómetro. A cada muestra se le han realizado análisis de los componentes mayoritarios, minoritarios y parámetros físico-químicos, pero para el presente trabajo sólo se muestran aquellos parámetros relacionados con el sistema redox.

**RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

Para caracterizar la pluma contaminante generada por el basurero, se ha representado el $Cl^-$ (Figura 2) como ión que no se ve afectado por reacciones hidroquímicas de atenuación (precipitación - disolución, oxidación - reducción, interacción con superficies minerales, complexación); es decir, es un ión conservativo que sólo manifiesta los procesos hidrodispersivos en el acuífero. En el perfil se han representado las muestras correspondientes a la campaña llevada a cabo en Octubre de 2000, período inmediatamente posterior a la época de lluvias en esta zona. Se puede observar que la pluma se ha desarrollado hasta los 400 metros de distancia, aproximadamente, con concentraciones de más de 400 mg/l en el punto S1 y mínimos de 200 mg/l en el punto S5.

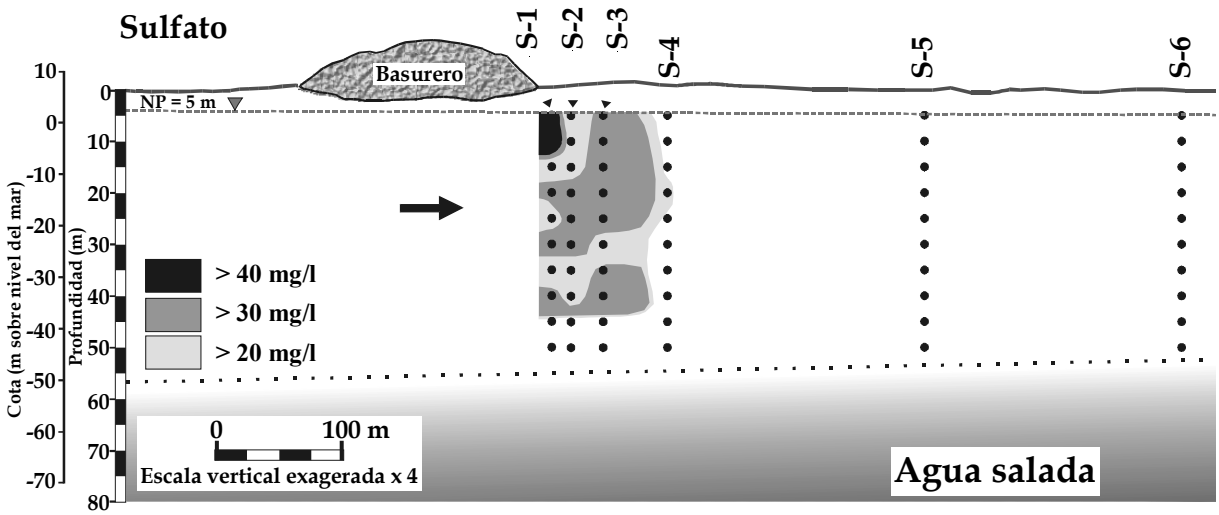
**Figura 2:** Perfiles de isoconcentración de $Cl^-$ y situación de los piezómetros de control aguas abajo del basurero de Mérida. Las muestras fueron colectadas cada 5 metros en la vertical de los puntos.




**Especies de azufre**

Aunque no se pudo analizar la concentración de sulfuro en el agua, otros criterios como el olor de la muestra y la cantidad de sulfato (Figura 3) pueden indicar el estado en el que se encuentra el azufre en el medio. Así, durante el muestreo de los puntos S1 y S2, se constató olor de ácido sulfúrico ($H_2S$) lo que es indicativo de la presencia de $S^{2-}$ y $HS^-$ y, por tanto, de una zona reductora de la pluma redox. Este estado se mantiene hasta el punto S2 (25 metros), ya que en el piezómetro S3, situado a 50 metros, (1) no se percibía olor de ácido sulfúrico en la muestra y (2) la concentración de $NO_3^-$ era superior a 5 mg/l (ver apartado de especies de nitrógeno más adelante), lo que indica un medio oxidante, incompatible con la presencia de $S^{2-}$ y $HS^-$ y (3) a partir del punto S2 aumenta el contenido de oxígeno disuelto en agua (Figura 5).

**Figura 3:** Perfiles de isoconcentración de $SO_4^{2-}$



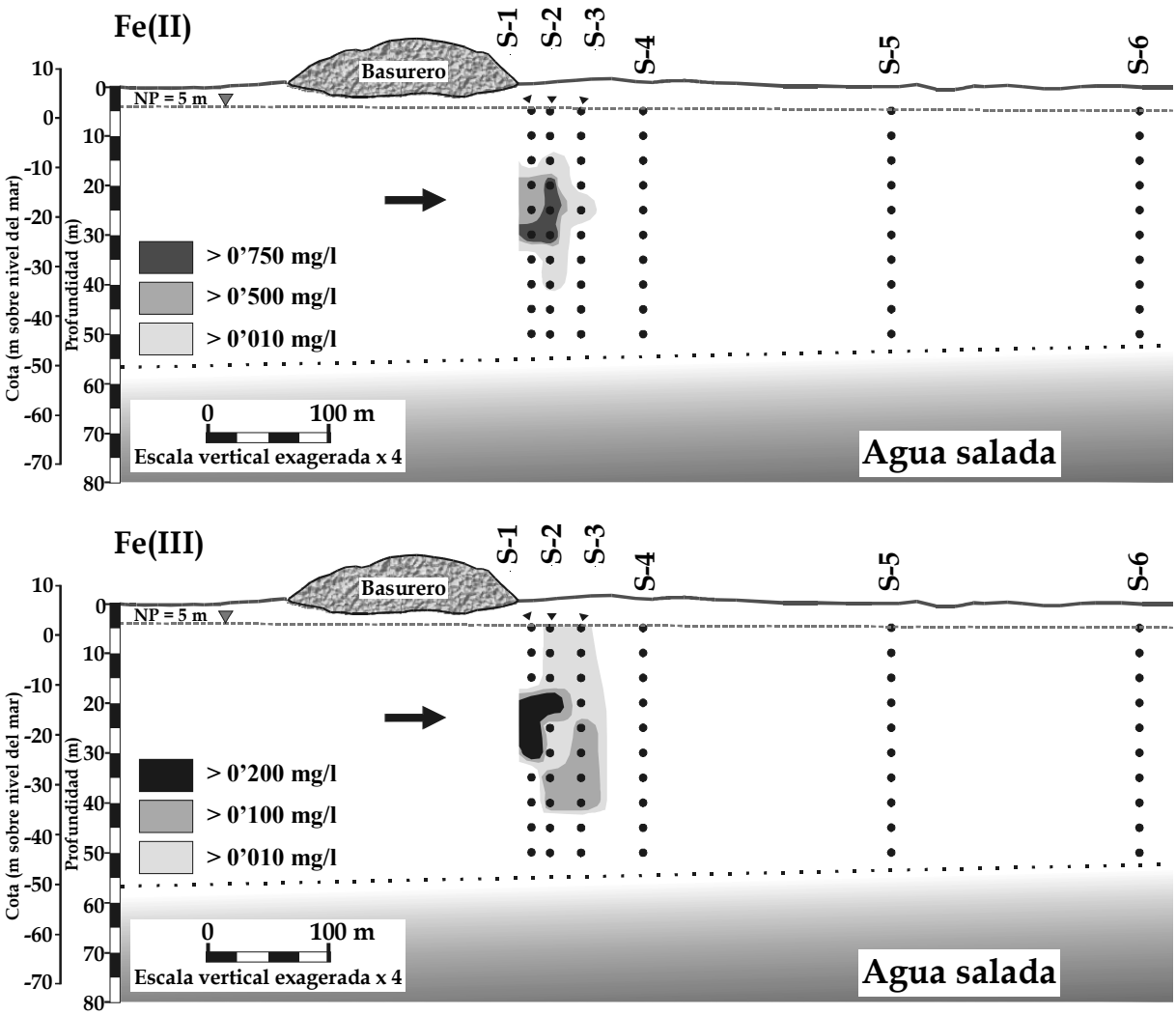

El azufre, en ambas formas reducidas ($S^{2-}$ y $HS^-$), debe haberse atenuado por (1) oxidación a sulfatos y (2) precipitación de sulfuros metálicos. El primer caso se constata por un incremento en la concentración de sulfatos (Figura 3), desde valores por debajo de 30 mg/l en el S1, hasta un predominio de valores por encima de 30 mg/l en el punto S3; mientras que el proceso de precipitación de sulfuros metálicos está soportado por la similitud en la distribución entre $Fe^{2+}$ (Figura 4) y la presencia de ácido sulfúrico ($S^{2-}$ y $HS^-$) en el agua. Sin embargo, como se verá más adelante, en el apartado dedicado a especies de hierro, las reacciones de precipitación de sulfuros metálicos se atenúan en gran medida a partir del punto S1, ya que las concentraciones de Fe(II) aumentan en el punto S2 (Figura 4). Esto permite afirmar que la presencia de sulfuros se debe limitar en gran medida al punto S1 y debe verse muy atenuada en el punto S2.

**Especies de hierro**

La concentración de Fe(III) en los puntos S1, S2 y S3 (Figura 4) se encuentra por encima del límite de detección del método analítico (0.010 mg/l) y es en el punto S4 cuando el Fe(III) disminuye por debajo de ese límite. El Fe(II) sólo se encuentra mayoritariamente en los 25 metros más cercanos al basurero, y a profundidades entre 15 y 35 metros. A partir de los 25 metros de distancia (punto S2) se observa un solo punto (25 m, S3) con presencia de Fe(II) por encima del límite de detección de 0.010 mg/l. A partir del punto S4 no se detecta hierro en concentraciones por encima de 0.010 mg/l.

En la distribución de Fe(II) se puede observar: (1) un aumento de concentración para el punto S2 con valores por encima de 0.750 mg/l y (2) una clara atenuación en el punto S3. El aumento en la concentración de Fe(II), como se ha visto en el apartado dedicado a las especies de azufre, está provocada por la ausencia de sulfuros del medio. Los mínimos de oxígeno disuelto (Figura 5) en el S2 ayudan a que se alcancen estos máximos ya que el Fe(II), a los pH medidos en las aguas subterráneas (6.5 – 6.8) y en ausencia de oxígeno (< 1.0 mg/l), es cuando alcanza su mayor grado de estabilidad.

**Figura 4:** Perfiles de isoconcentración de $Fe^{2+}$ y $Fe^{3+}$.




La atenuación de Fe(II) a partir del punto S2 no es debida a la precipitación de sulfuros metálicos, ya que estos se atenuaron entre el punto S1 y S2. La explicación debe encontrarse en dos procesos principales: (1) oxidación del Fe(II) a Fe(III) y (2) precipitación de minerales de Fe(II); ya que las reacciones de superficie no son procesos principales como mecanismos de atenuación del Fe(II), en comparación con los procesos de precipitación-disolución y redox (CHRISTENSEN *et al.*, 2000).

El Fe(III) no es una especie usual en aguas naturales a los pH encontrados en el estudio (6'5-6'8). Sin embargo, se pueden encontrar como fase móvil formando complejos orgánicos a pH de ese orden (LANGMUIR, 1998). Es posible observar altas concentraciones de carbono disuelto (Fig. 6) coincidiendo con la presencia de Fe(III); las mayores concentraciones de Fe(III) en el S2 y S3, localizadas en las muestras a partir de 30 metros, siguen el mismo patrón que el carbono disuelto, lo que lleva a pensar en procesos de complexación de hierro por materia orgánica.

**Figura 5:** Perfiles de isoconcentración de oxígeno disuelto.

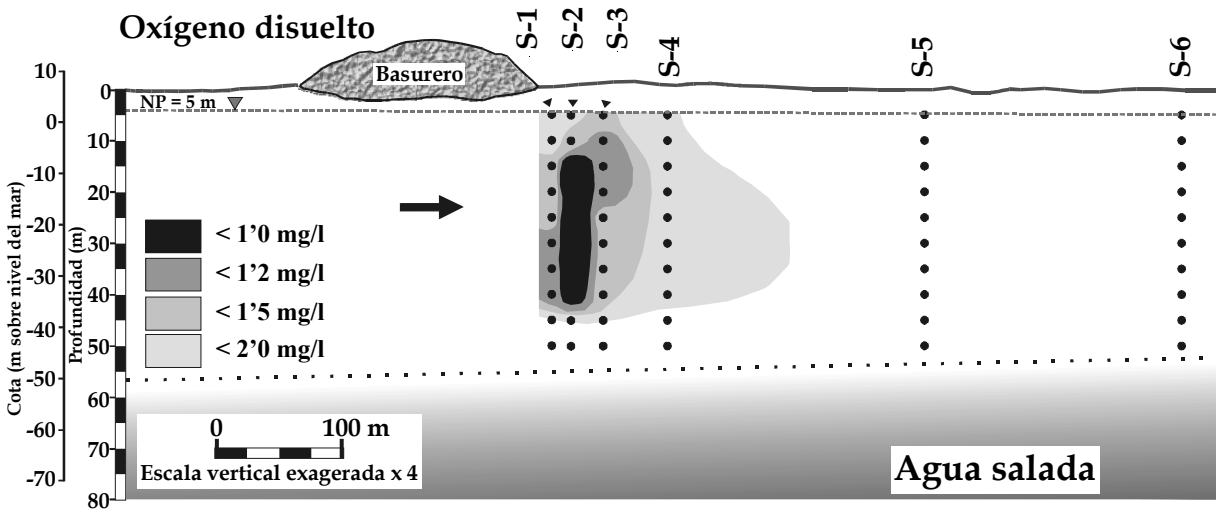
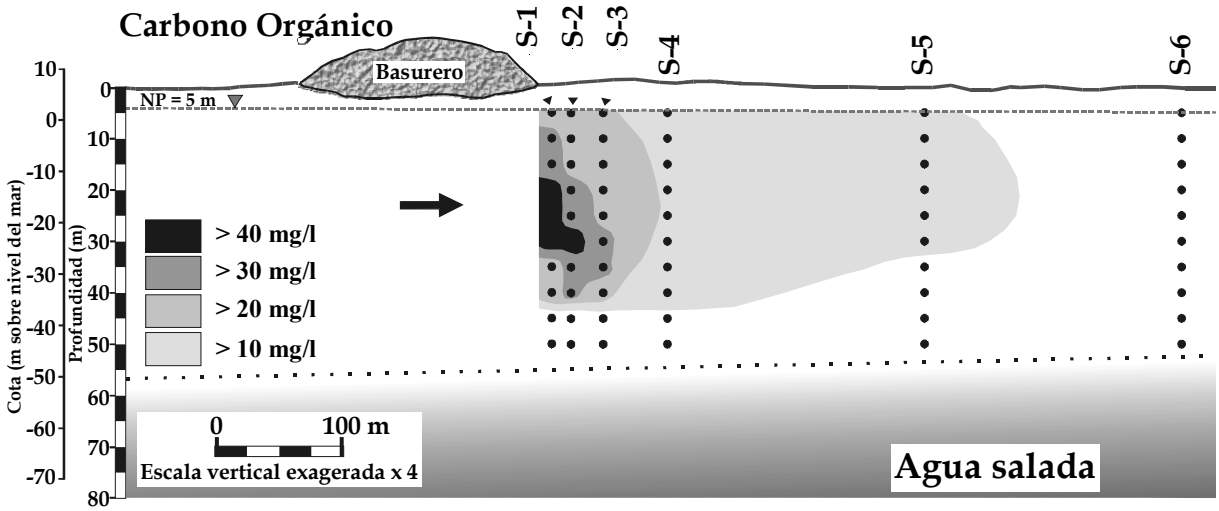


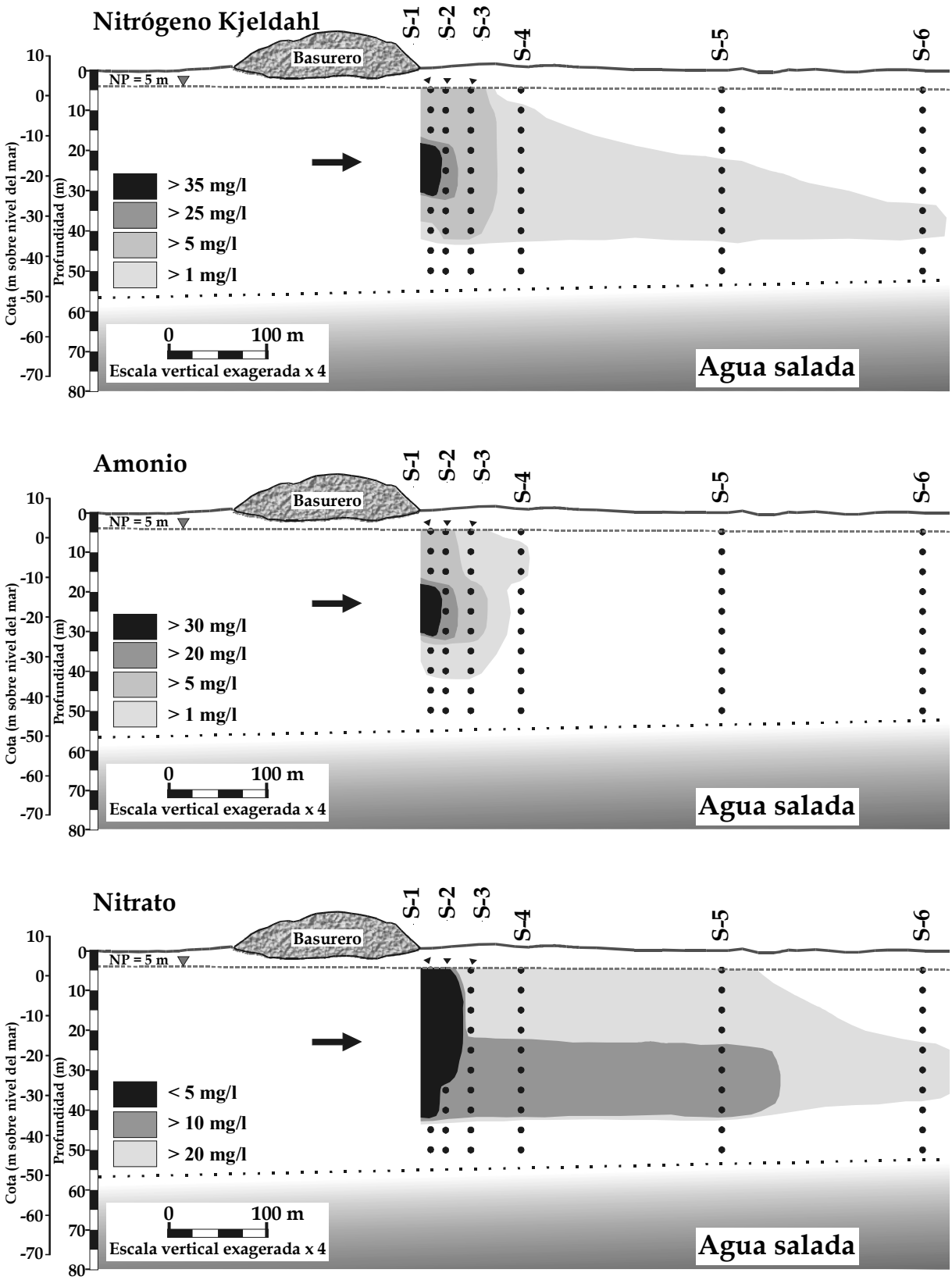

**Figura 6:** Perfiles de isoconcentración de carbono orgánico.




**Especies de nitrógeno**

En los puntos S1 y S2 (Figura 7) predomina el nitrógeno en su forma reducida ($NH_4^+$) y el nitrógeno Kjeldahl (NKT), en contraposición a las bajas concentraciones de $NO_3^-$ en el agua. Los valores de $NH_4^+$ como de NKT en el punto S3 (50 m) sufren una disminución severa, al mismo tiempo que el $NO_3^-$ aumenta por encima de 10 - 20 mg/l, situación que se mantiene, en general, hasta los últimos puntos de control, situados a 500 metros. A partir del punto S4 (100 m) desaparece el amonio del medio. Se observa que la presencia de $NH_4^+$ y $NO_3^-$ siguen patrones de distribución opuestos, debido a que el $NO_3^-$ no es una forma presente en un sistema reductor, como el que se genera en el entorno más inmediato del basurero. Sólo cuando se pasa de condiciones reducidas a oxidantes el amonio se oxida a $NO_3^-$.

**Figura 7:** Perfiles de isoconcentración de nitrógeno Kjeldahl, $NH_4^+$ y $NO_3^-$ .




Este proceso de nitrificación coincide con la desaparición de las formas de hierro (Figura 4) y disminución del carbono orgánico a concentraciones por debajo de 20 mg/l (Figura 6). Estas evidencias van unidas al hecho de que el oxígeno disuelto (Figura 5) aumenta desde

concentraciones cercanas a 1 mg/l a valores de casi 2 mg/l, lo que avala una mezcla con aguas oxidantes del acuífero.

La presencia de altos valores de $NH_4^+$ y $NO_3^-$ conjuntamente en el punto S3, indican que en ese punto se sigue produciendo oxidación de $NH_4^+$ aunque en etapas finales, ya que la concentración remanente de $NH_4^+$ es inferior a 10 mg/l.

## CONCLUSIONES

El punto más cercano al basurero (S1) está caracterizado por el desarrollo de una zona sulfato reductora que se aprecia por la existencia de $H_2S$ ($S^{2-}$ y $HS^-$), bajas concentraciones de oxígeno y $NO_3^-$, altas concentraciones de carbono orgánico, atenuación de Fe(II), comparado con el punto S2 y las mayores concentraciones de $NH_4^+$ y Nitrógeno Kjedahl. En el punto 2 se sigue manteniendo la zona reductora, apoyada por altas concentraciones de $NH_4^+$ y NKT y presencia de $H_2S$, pero han disminuido las reacciones sulfato reductoras para dar paso a una zona hierro reductora, manifestada por la disminución de sulfuro y el aumento de $SO_4^{2-}$ y Fe(II). Entre el punto S2 y S3 se ha generado la zona de nitrificación, puesta de manifiesto por el aumento de $NO_3^-$ y oxígeno disuelto, paralelamente a una disminución de $NH_4^+$, desaparición de Fe(II) y las últimas etapas de degradación de la materia orgánica. Finalmente, a partir del punto S4 se genera la zona aerobia con concentraciones de oxígeno disuelto por encima de 1.5 mg/l, aumento de la concentración de $NO_3^-$ y ausencia de $NH_4^+$ y NKT.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo es una aportación al proyecto YUC – 2002 – C01 – 8724 del Fondo Mixto de Fomento a la Investigación Científica y Tecnológica del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) y el Gobierno del Estado de Yucatán (,México), al Grupo de Investigación de la Junta de Andalucía RNM-308 y al proyecto de la UNESCO IGCP-448.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BAEDECKER M.J. y BACK W. Hydrogeological processes and chemical reactions at a landfill. *Ground Water*, 17(5): 429-437, 1979.

BONET, F. y BUTTERLIN, J. *Stratigraphy of the northern part of the Yucatan Peninsula*. New Orleans Geological Society, 52-57, 1962.

BREWERTON, L. R. *Aquifer Properties of Samples from Merida, Yucatan, Mexico*. British Geological Survey Technical Report WD/93/50, 1993.

CHERRY J.A. GUEST-EDITOR. Migration of contaminants in groundwater at a landfill: A case study. *Journal of Hydrology*, 63(Special Issue): 1-197, 1983.

CHRISTENSEN, T.H., KJELDSEN P., ALBRECHTSEN H.J., HERON G., NIELSEN P.H., BJERG P.L. y HOLM P.E. Attenuation of pollutants in landfill leachate polluted aquifers. *Crit. Rev. Environ. Sci. Tech.*, 24: 119-202, 1994.

CHRISTENSEN, T.H., BJERG, P.L., BANWART, S.A., JAKOBSEN, R., HERON, G. y ALBRECHTSEN, H.J. Characterization of redox conditions in groundwater contaminant plumes. *Journal of Contaminant Hydrology*, (45): 165–241, 2000.

CHRISTENSEN, T.H., KJELDSEN P., BJERG P.L., JENSEN, D.L., CHRISTENSEN, J.B., BAUN, A., ALBRECHTSEN, H.J. y HERON, G. Biochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, 16: 659-718, 2001.

GONZÁLEZ, R.A. *Evaluación de la Contaminación del Agua Subterránea en Relación con el Basurero Municipal de Mérida, Yucatán*. Informe Técnico de Proyecto CONACYT, clave 498100-5-1864-T9212, 1996.

HERON, G. *Redox buffering in landfill leachate contaminated aquifers*. Ph.D. thesis, Institute of Environmental Science and Engineering Groundwater Research Centre Technical University of Denmark, 1994.

INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y VIVIENDA. *Censo Nacional de Población y Vivienda*. INEGI, 2000. Aguas Calientes, México, 2000.

LANGMUIR, D. *Aqueous Environmental Geochemistry*. Prentice Hall, New Jersey. 600 p, 1998.

LESSER, J.M. y WEIDIE, A.E. Region 25. Yucatan Peninsula. En: Back, W., Rosenhein, J.S., Seaber, P.R., (Eds). *Geology of North America.* Vol. O-2. Chapter 28. Hydrogeology. The Geological Society of America. Boulder, 237-241, 1988.

SANCHEZ, P. I. *Estudio del Comportamiento de la Contaminación del Agua Subterránea Generada por la Disposición de Desechos Sólidos a Cielo Abierto (Study of the Behaviour of the*

*Groundwater Contamination Generated by Solid Waste Disposal at the Open Air)*. Informe final del Proyecto de Investigación 89-01-0801. Universidad Autónoma de Yucatán. Facultad de Ingeniería. Unidad de Posgrado e Investigación, 1989.

# UN MODELO NUMÉRICO DE LA INTRUSIÓN SALINA CON DISPERSIÓN HIDRODINÁMICA

David Ernesto Marón DOMÍNGUEZ[1]

**RESUMEN**

Se confeccionó un modelo numérico que resuelve las ecuaciones 2D del flujo y del transporte de contaminante en un medio poroso teniendo en cuenta la dispersión hidrodinámica. Se trabaja en el plano vertical y con densidad del fluido constante o variable. Se aplica el Método de los Elementos Finitos (MEF) para la discretización en el espacio y el Método de las Diferencias Finitas (MDF) para la discretización en el tiempo. En el modelo se utiliza el triángulo lineal. El modelo se formula en términos de la carga hidráulica y de la concentración de la sustancia contaminante como funciones incógnitas. Toda la implementación computacional se realiza con el asistente matemático MATLAB. Se verificó y se comprobó el algoritmo numérico comparándose con soluciones de otros modelos reportados en trabajos de la literatura.

**Palabras claves**: flujo, transporte de contaminantes, elemento finito, acuífero.

**ABSTRACT**

A numerical model was made that solves the 2D flow and transport of polluting agent equations in porous media considering hydrodynamic dispersion. The model works in the vertical plane and with constant or variable fluid density. The method of Finite Elements (MEF) for the spatial discretization and the method of Finite Differences (MDF) for the time discretization are applied. In the model the linear triangle is used. The model is formulated in terms of the hydraulic head and the concentration of the polluting substance like unknow functions. All the computacional implementation is made with mathematical assistant MATLAB. It was verified and the numerical algorithm was verified comparing itself with solutions of other models reported in another works of Literature.

**Key words**: flow, transport of pollutants, finite elements, aquifer.

## INTRODUCCIÓN

Un caso de contaminación en los acuíferos costeros abiertos provocada por la sobreexplotación de los acuíferos es la intrusión salina, la cual es la penetración del agua salada hacia el interior de los acuíferos de agua dulce contaminándolos. Este es un fenómeno muy común en los acuíferos costeros que provoca el deterioro de la calidad del agua dulce e impide su utilización. En Cuba el agua disponible para su uso o consumo proviene, en una gran parte, de las fuentes subterráneas por lo que es necesario su utilización racional y su protección. Debido a la forma estrecha y alargada de Cuba la gran mayoría de sus acuíferos entran en contacto con el mar en alguno de sus contornos por lo que esto hace que sean más propensos a la contaminación por el agua salada. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo es confeccionar un modelo numérico que permita resolver el problema del transporte de contaminantes y que incluya como caso particular el problema de la intrusión salina.

## ECUACIONES QUE INTERVIENEN

Para el planteamiento matemático del problema del flujo y del transporte de soluto es necesario formular dos ecuaciones, la primera que rige el movimiento del agua subterránea y la segunda que rige el movimiento del contaminante o soluto en el acuífero las cuales son (BEAR, 1972; HUYAKORN & PINDER, 1983)

[1] Departamento de Matemática. Facultad de Ingeniería Civil, I.S.P.J.A.E.
Av 127 s/n. Marianao. Cdad. de La Habana. Cuba. e-mail: dmaron@civil.cujae.edu.cu

$$\vec{\nabla}(\theta \rho \vec{v}) + \rho S_S \frac{\partial h}{\partial t} + \theta E \frac{\partial C}{\partial t} = 0 \quad (1)$$

$$\theta \rho_{min} \rho \vec{v}^T \vec{\nabla} C + \rho_{min} E \vec{\nabla} C([D]\vec{\nabla} C) - \rho \vec{\nabla}^T (\rho_{min}[D]\vec{\nabla} C) + \theta \rho (R_T \rho - EC) \frac{\partial C}{\partial t} + \lambda \theta R_T \rho^2 C = 0 \quad (2)$$

$$\theta \vec{v} = -[K](\vec{\nabla} h + eC\vec{\nabla} z) \quad (3)$$

$$[K] = \frac{\rho_{min} g [k]}{\mu} \quad (4)$$

$$h = \frac{p}{\rho_{min} g} + z \quad (5)$$

$$\rho = \rho(C) = \rho_{min} + E C \quad (6)$$

$$E = \frac{(\rho_{max} - \rho_{min})}{C_{max}} \quad (7)$$

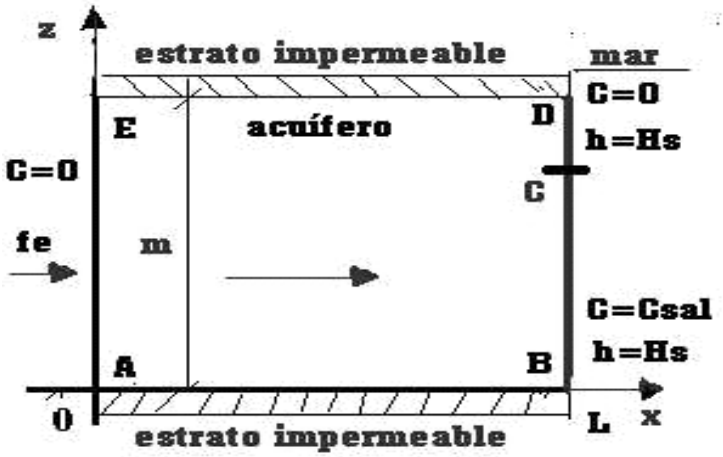
$$e = \frac{E}{\rho_{min}} \quad (8)$$

donde $\theta$ es la porosidad del medio, $\rho$ es la densidad del fluido (M/L$^3$), $\vec{v}$ es el vector de la velocidad real del fluido (L/T), $S_S$ es el coeficiente de almacenaje especifico (1/L), h es la carga hidráulica (L), $[K]$ es el coeficiente de la conductividad hidráulica (L/T), $\vec{\nabla} h$ es el gradiente hidráulico, *e* es una constante (L$^3$/M$_s$), $\mu$ es la viscosidad dinámica del fluido (M/LT), [ k ] es el coeficiente de la permeabilidad intrínseca (L$^2$ ), p es la presión del fluido (M/LT$^2$ ), g es la aceleración de la gravedad (L/T$^2$ ), z es la cota desde un plano de referencia (L), $\rho_{min}$ es la densidad mínima del fluido (M/L$^3$ ), E es una constante adimensional (M/M$_s$), $\lambda$ es el coeficiente de degradación (1/T), [D] es el coeficiente de dispersión (L$^2$/T), $R_T$ es el coeficiente de retardo, $\rho_{max}$ es la densidad máxima del fluido (M/L$^3$), C$_{max}$ es la concentración máxima del soluto en el fluido (M/L$^3$), C es la concentración del soluto en el fluido (M$_s$/L$^3$).

## VERIFICACIÓN DEL ALGORITMO

Con el objetivo de verificar y comprobar el modelo numérico propuesto se muestra a continuación la comparación de la solución obtenida del modelo propuesto con la solución de otro modelo reportado en la literatura. En este ejemplo se compara la solución del modelo propuesto aquí con la solución de un modelo reportado en la literatura para un ejemplo de intrusión salina en un acuífero confinado. Los resultados del modelo reportado en la literatura pertenecen al trabajo de Huyakorn (HUYAKORN *et al.*,1987). En el ejemplo que se muestra se considera el coeficiente de dispersión variable en función de la velocidad. Se parte de un acuífero confinado y homogéneo según se muestra en la figura siguiente. El sistema de referencia a partir del cual se mide la carga hidráulica se ubicó en el fondo del acuífero.

**Figura 1**. Esquema del acuífero confinado según el ejemplo de Huyakorn.




Los valores de los datos considerados por Huyakorn en este ejemplo son los siguientes:

Longitud L = 200 m

Espesor saturado m = 100 m.

Porosidad $\theta$ = 0.35

Conductividad Hidráulica KD = 1 m/día.

Densidad del agua dulce $\rho_d = 1000\ \mathrm{Kg/m^3}$

Densidad del agua salada $\rho_{sal} = 1025\ \mathrm{Kg/m^3}$

Concentración máxima de sal $C_{sal} = 35\ \mathrm{Kg/m^3}$

Flujo en la entrada ( lado AE) $f_e = \dfrac{0.0066}{\theta}\ \mathrm{m/día}$

Dispersividad longitudinal y transversal $\alpha_L = 3.5\ \mathrm{m}$ y $\alpha_T = 3.5\ \mathrm{m}$

Difusión molecular $D_m = 0\ \mathrm{m^2/día}$.

Para la discretización de la región en el espacio se tomo una malla uniforme con Nx = 10 subdivisiones en el eje OX y Nz = 10 subdivisiones en el eje OZ. Para la discretización en el tiempo se tomó un primer incremento en el tiempo de $\Delta t = 10$ día y a partir de este valor los otros intervalos los calculó multiplicando por un factor cuyo valor es f = 1.2 durante los primeros 25 intervalos y a partir de aquí tomó 10 intervalos mas con un intervalo constante e igual al último intervalo calculado lo cual hace un total de NT = 35 número de tiempos y un tiempo final de Tf = 12669.4956 días que es equivalente a unos 35 años. Con respecto al error en los cálculos se tomó un error en la carga de 0.01 m y un error en las concentraciones de 0.01. El estado inicial de las cargas se tomó igual al espesor saturado del acuífero h = m y el estado inicial de las concentraciones se tomó nulo.

En la Figura 2 se muestran las curvas de nivel de las cargas correspondiente a los valores de h = 102.5 , 102, 101.5 y 101 m para el tiempo final de simulación según el modelo propuesto y según el modelo de Huyakorn. En la Figura 3 se muestran las curvas de nivel de las concentraciones normalizadas correspondientes a los valores C = 1 $Kg/m^3$ = 1 g/l ($C/C_{sal}$=0.028571 $Kg/m^3$) y C = 17.5 $Kg/m^3$ ($C/C_{sal}$ = 0.5 $Kg/m^3$) para el tiempo final de simulación obtenidas según el modelo propuesto. Se muestran también la curva de la carga sobre el nivel del mar con la cual se cálculo la posición de la interfaz según el criterio de la interfaz abrupta. En la Figura 3 se muestran, también, la posición de la isoconcentraciones C = 0.5 correspondiente al modelo de Huyakorn para el tiempo final de simulación también. En la Figura 4 se muestran el campo de flujo del fluido y del soluto según el modelo propuesto para el tiempo final de simulación.

**Figura 2**. Curvas de nivel de las cargas según el modelo desarrollado y el modelo de Huyakorn.

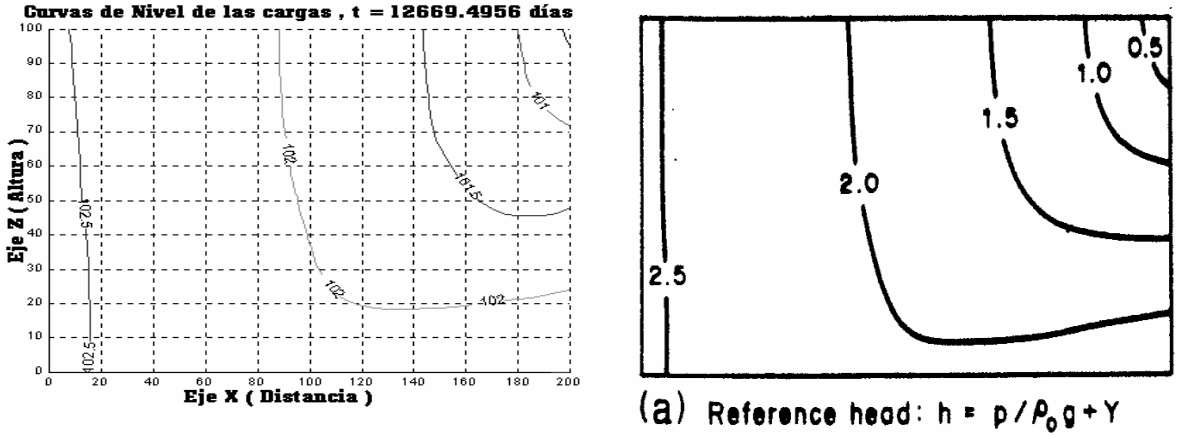



**Figura 3**. Curvas de nivel de las concentraciones según el modelo desarrollado y el modelo de Huyakorn.

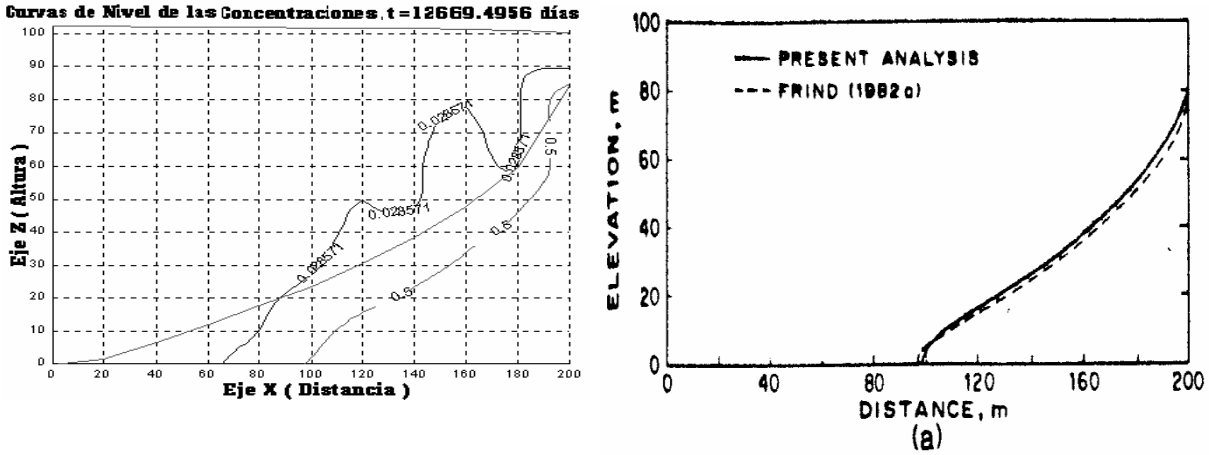
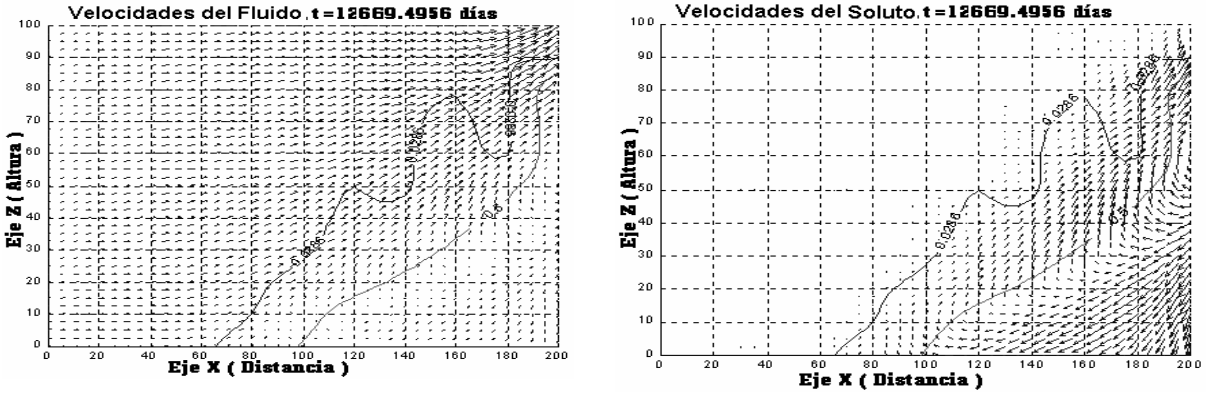



**Figura 4**. Campo de flujo del fluido y del soluto según el modelo desarrollado.




Como puede comprobarse de la Figura 2 las curvas de nivel de las cargas del modelo propuesto se ajustan bastante bien a las curvas de nivel de la carga del modelo de Huyakorn. De la Figura 3 se puede observar que la isoconcentraciones C = 0.5 del modelo propuesto tiene una buena coincidencia con la del modelo de Huyakorn. El pie de la cuña de intrusión para el modelo propuesto se encuentra a la misma distancia del mar ( 100 m ) que el pie de la cuña para el modelo de Huyakorn. El pie de la cuña de intrusión penetra una distancia mayor hacia adentro del acuífero que el pie de la cuña del modelo de dispersión. Puede verse también en la Figura 3 la comparación entre la isoconcentraciones C = 1 Kg/m$^3$ y la curva de la

interfaz abrupta. La isoconcentraciones C = 1 puede ser identificada como la interfaz del modelo de dispersión.

## CONCLUSIONES

El modelo 2D en el plano vertical es capaz de simular situaciones de contaminación con densidad variable como es el caso de la intrusión salina, por lo tanto, la posibilidad de disponer de esta tecnología nacional así como la posibilidad real de su futura aplicación por primera vez en Cuba constituye el aporte fundamental de este modelo.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BEAR, J. ***Dynamics of fluids in porous media***. American Elservier. 1972.

HUYAKORN, P.S. and PINDER, G.F. ***Computational methods in Subsurface flow***. Academic Press. 1983.

HUYAKORN, P. S. ; ANDERSEN, P. F.; MERCER, J. W. and WHITE, H., O. ***Saltwater intrusion aquifers: Development and testing of a three dimensional Finite Element Model.***, Water Resources Research . 23 (2). 1987.

# VULNERABILIDAD DE ACUÍFEROS

Miguel AUGE[1]

**ABSTRACT**

This paper provides definitions and a description of the most commonly used methods related to aquifer vulnerability. A new methodology for phreatic aquifers is proposed, together with another one for semi-confined aquifers. It is concluded that the advance in the development of models and the use of information systems such as GIS, forecast a tendency towards the formulation of quantitative methods in the future.

**Key words:** aquifer vulnerability, vulnerability methodologies, semiconfined aquifer vulnerability.

**RESUMEN**

Se mencionan las definiciones y las metodologías más empleadas respecto a la vulnerabilidad de acuíferos. Se propone un nuevo método para establecer en forma cualitativa la vulnerabilidad de acuíferos libres y otro para acuíferos semiconfinados. Se concluye que el avance en el desarrollo de modelos y el uso de sistemas como el SIG, apuntan hacia la formulación de métodos cuantitativos en el futuro.

**Palabras clave:** vulnerabilidad de acuíferos, metodologías de vulnerabilidad, vulnerabilidad de acuíferos semiconfinados.

## INTRODUCCIÓN

Desde que MARGAT (1968) introdujera el término "vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación", se han sucedido numerosas definiciones, calificaciones y metodologías sobre el mismo, en muchos casos orientadas a su representación cartográfica.

Hasta la fecha, sin embargo, no se ha logrado consenso sobre el alcance del término y en este sentido, existen dos grandes corrientes.

Una está representada por aquellos investigadores que consideran a la vulnerabilidad como una propiedad referida exclusivamente al medio (tipo de acuífero y cobertura, permeabilidad, profundidad, recarga, etc.), sin tener en cuenta la incidencia de las sustancias contaminantes (vulnerabilidad intrínseca) y en la otra orientación, se agrupan los que sí le otorgan, además del comportamiento del medio, trascendencia al tipo y carga del contaminante (vulnerabilidad específica).

También existen divergencias respecto a la utilidad de las representaciones cartográficas y a si la vulnerabilidad debe mantenerse en un marco cualitativo o pasar a otro cuantitativo. En este sentido en el Congreso XXIX del IAH, realizado en Bratislava en 1999, se produjo una fuerte controversia entre las escuelas alemana y checa, al sostener la primera la necesidad de adecuar nuevas metodologías para transformar a la vulnerabilidad en una variable cuantitativa, mientras que los checos propiciaron el mantenimiento del alcance cualitativo del término, debido al inconveniente que implica la asignación de magnitudes representativas a los componentes y procesos que inciden en la vulnerabilidad.

Aquí se hace una breve referencia a las definiciones, a los componentes y a los métodos más difundidos para caracterizar a la vulnerabilidad del agua subterránea respecto a la contaminación y se proponen dos nuevos; uno para acuíferos libres y otro para semiconfinados.

## DEFINICIONES

VRBA y ZAPOROZEC (1994) definen a la vulnerabilidad como "una propiedad intrínseca del sistema de agua subterránea que depende de la sensibilidad del mismo a los impactos humanos y/o naturales". De la definición se desprende que los autores incluyen en la misma tanto al sistema subterráneo como a los contaminantes y dentro de estos a los artificiales y a los naturales.

FOSTER y HIRATA (1991) dicen que la "vulnerabilidad del acuífero a la contaminación, representa su sensibilidad para ser adversamente afectado por una carga contaminante impuesta". En este caso al citar a una carga contaminante impuesta, los autores parecen referirse solamente a una contaminación de origen artificial.

[1] Universidad de Buenos Aires – Departamento de Ciencias Geológicas auge@way.com.ar

CUSTODIO (1995) señala: "la vulnerabilidad a la polución expresa la incapacidad del sistema para absorber las alteraciones, tanto naturales como artificiales". Vuelven a aparecer aquí procesos naturales y/o artificiales, como potenciales generadores de la alteración.

CARBONELL (1993) define la vulnerabilidad a la contaminación, como la tendencia de los contaminantes a localizarse en el sistema de agua subterránea, luego de ser introducidos por encima del acuífero más somero. En este caso el autor considera solamente la acción de los contaminantes.

EPA (1991) hace referencia a la vulnerabilidad subterránea respecto a un plaguicida, como la facilidad con que un contaminante aplicado en la superficie, puede alcanzar al acuífero en función de las prácticas agrícolas empleadas, las características del plaguicida y la susceptibilidad hidrogeológica. Esta definición incorpora, además de las condiciones del medio, las propiedades del contaminante y las prácticas de cultivo (vulnerabilidad específica).

Otro concepto íntimamente asociado a la **vulnerabilidad** es el de **riesgo** a la contaminación, aunque este también genera diferencias en su definición, utilidad y técnicas para el mapeo.

Algunos autores (FOSTER, 1987) definen al riesgo como el peligro de deterioro en la calidad de un acuífero, por la existencia real o potencial de sustancias contaminantes en su entorno. Otros (VRBA y ZAPOROZEC, 1994) lo asimilan a la vulnerabilidad específica, que se refiere al peligro de contaminación del agua subterránea respecto a un contaminante o familia de contaminantes de características y comportamientos similares (nitratos, hidrocarburos livianos o pesados, plaguicidas, materia orgánica, fenoles, metales, etc.).

En el entendimiento del suscrito la **vulnerabilidad intrínseca** tiene mayor utilidad en los trabajos de planificación de uso del territorio y del agua, particularmente en lo que respecta a la preservación de la calidad del recurso, en los sitios donde no está afectado, ni se realizan prácticas como fertilización, aplicación de plaguicidas, riego, cría concentrada de ganado, ni actividades domésticas, urbanas, o industriales, que por su intensidad pudieren afectarlo.

La **vulnerabilidad específica** incluye parcialmente el concepto de riesgo, toda vez que se refiere al peligro de deterioro en relación a sustancias contaminantes específicas.

Con el objeto de clarificar, se cita un ejemplo sencillo:

a) un depósito con puertas sin llave ni candado, ubicado en la zona rural, es muy vulnerable debido al fácil acceso; sin embargo el riesgo de hurto o robo es bajo, porque en la región no hay vándalos.
b) otro depósito, ubicado en la zona urbana y provisto de fuertes cerraduras, candados y ventanas enrejadas, es poco vulnerable pero de alto riesgo, debido a la presencia de delincuentes en la región.

## MÉTODOS

Se citan las metodologías más empleadas para la cualificación y el mapeo de la vulnerabilidad.

**DRASTIC.** Fue desarrollado por ALLER *et al* (1987) para EPA, con el objeto de evaluar la vulnerabilidad intrínseca de los acuíferos. Es un método de uso muy difundido, tanto para la cualificación (evaluación cualitativa) como para el mapeo y se basa en la asignación de índices que van de 1 a 10, de acuerdo a las características y el comportamiento de las variables consideradas en el acrónimo **DRASTIC**: **D** (**d**epth - profundidad del agua freática) **R** (**r**echarge - recarga neta) **A** (**a**quifer – litología del acuífero) **S** (**s**oil – tipo de suelo) **T** (**t**opography - topografía) **I** (**i**mpact - litología de la sección subsaturada) **C** (hydraulic **c**onductivity – conductividad hidráulica del acuífero). El índice 1 indica la mínima vulnerabilidad y el 10 la máxima.

Además de lo expresado, a cada variable se le asigna un peso o ponderación, de acuerdo a la influencia respecto a la vulnerabilidad. Para el peso ponderado se emplean índices entre 1 y 5, adoptando los autores el mayor (5) para la profundidad del agua (D) y la litología de la sección subsaturada (I) y el menor (1) para la topografía (T).

Ambos índices se multiplican y luego se suman los 7 resultados, para obtener un valor final o índice de vulnerabilidad, cuyos extremos son 23 (mínima) y 230 (máxima), aunque en la práctica el índice dominante varía entre 50 y 200.

DRASTIC también considera la incidencia de las actividades agrícolas, en particular de los pesticidas.

Tanto este como el resto de los métodos que aquí se mencionan, califican a la vulnerabilidad en forma cualitativa y su mayor utilidad es que permiten realizar comparaciones relativas dentro de una misma región, o entre regiones distintas.

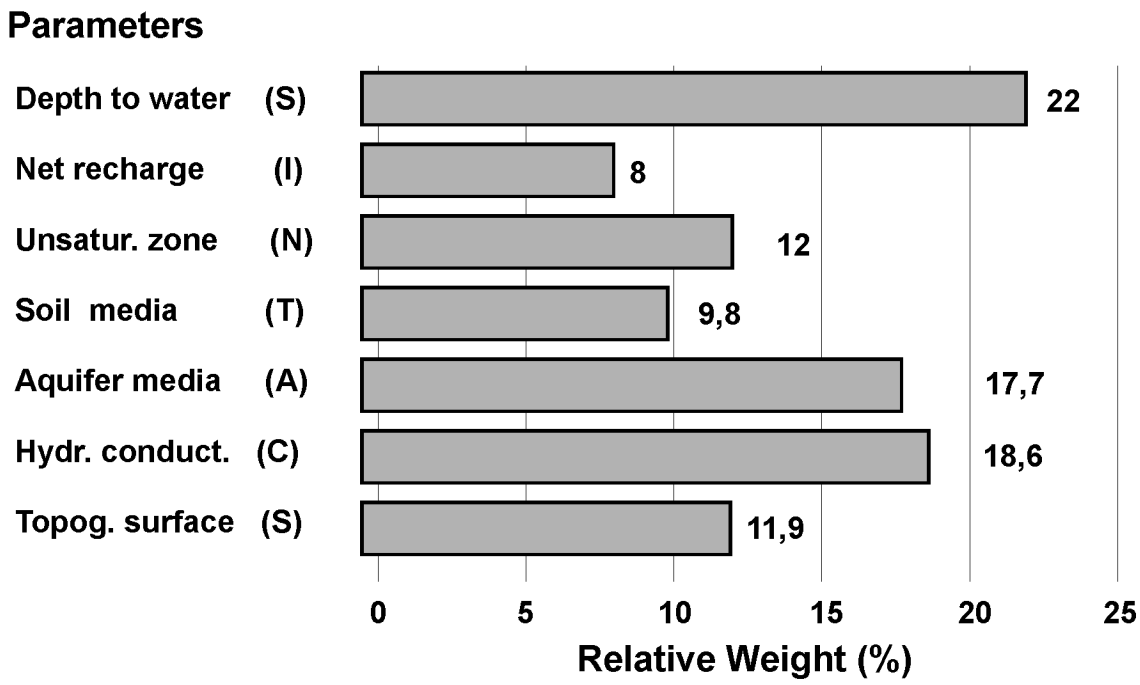
**SINTACS**. Es una derivación del DRASTIC, desarrollado por CIVITA *et al* (1990) para adecuarlo a las diversificadas características

hidrogeológicas de Italia y al requerimiento de un mapeo de mayor detalle. El acrónimo SINTACS comprende: **S** (**s**oggiacenza – profundidad del agua) **I** (**i**nfiltrazione - infiltración) **N** (**n**on saturo - sección subsaturada) **T** (**t**ipologia della copertura – tipo de suelo) **A** (**a**cquifero – características hidrogeológicas del acuífero) **C** (**c**onducibilità – conductividad hidráulica) **S** (**s**uperficie topografica – pendiente topográfica).

Este método presenta una estructura compleja, tanto para la entrada de datos como para la salida, por lo que su operación se realiza mediante un programa cibernético preparado especialmente para el mismo. A las variables mencionadas, que influyen en la vulnerabilidad intrínseca, se les puede añadir la incidencia del agua superficial y el uso de la tierra.

En la figura 1 tomada de VRBA y ZAPOROZEC (1994), se indican los pesos relativos en % de las variables intrínsecas adoptadas para la región de La Loggia – Carignano y, como puede observarse, la de mayor incidencia respecto a la vulnerabilidad es **S** la profundidad de la superficie freática (22) y la menor **I** la recarga neta (8).

**Figura 1** – Pesos Relativos



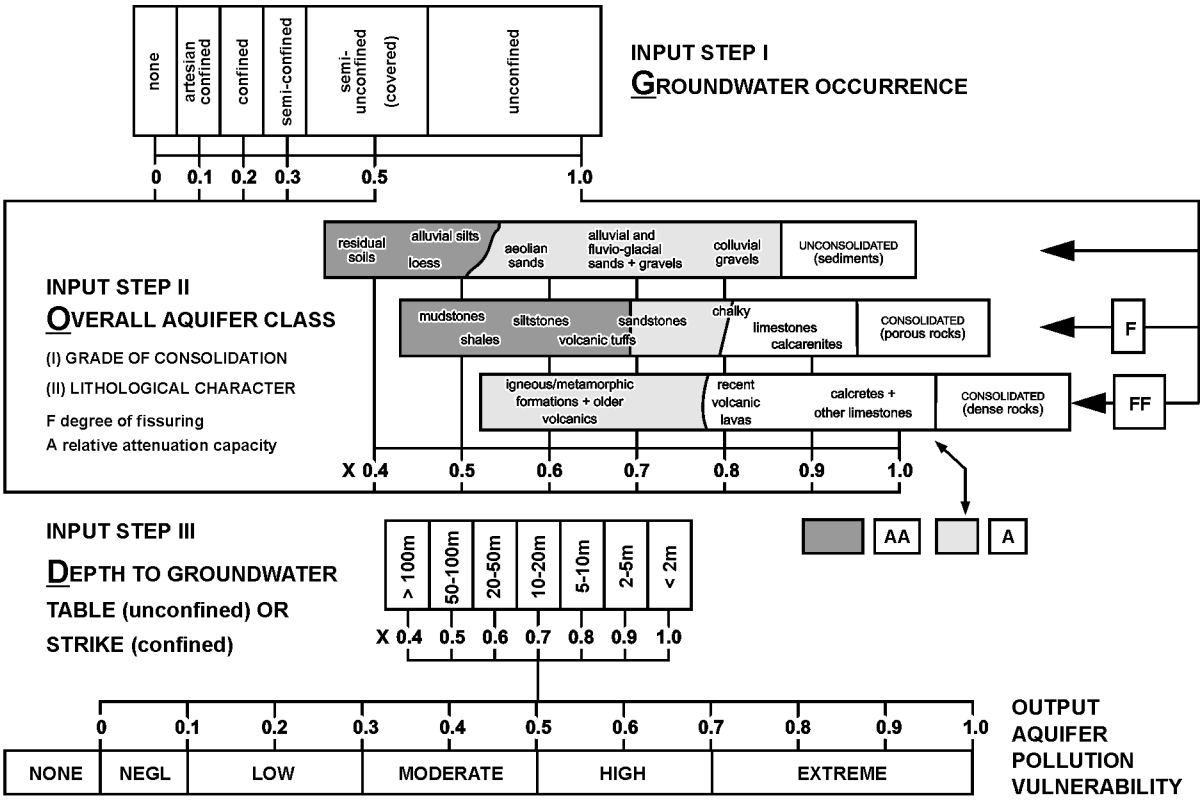

*Relative weights of SINTACS parameters in intrinsisc vulnerability assessment of the La Loggia-Carignano area (from Civita, Chiappone et al, 1990).*

**GOD.** Este método propuesto por FOSTER (1987), se basa en la asignación de índices entre 0 y 1 a 3 variables que son las que nominan el acrónimo: **G** (**g**round water occurrence – tipo de acuífero) **O** (**o**verall aquifer class – litología de la cobertura) **D** (**d**epth – profundidad del agua o del acuífero).

En la figura 2 (FOSTER y HIRATA, 1991) se reproduce el diagrama para cualificar la vulnerabilidad de un acuífero a la contaminación. Los 3 índices que se multiplican entre sí, resultan en uno final (diagrama de salida - output) que puede variar entre 1 (vulnerabilidad máxima) y 0 (mínima).

Otros métodos similares a los descriptos, pero menos conocidos y utilizados, son los desarrollados por FENGE (1976), ZAPOROZEC (1985), MARCOLONGO y PRETTO (1987), SOTORNÍKOVÁ y VRBA (1987), SCHMIDT (1987), VILLUMSEN *et al*. (1983).

**Figura 2** – Vulnerabilidad de un acuífero a la contaminación




GOD empirical system for the rapid assessment of aquifer contamination vulnerability (from Foster, 1987).
*Editorial note: Corrections received from the author*
Step I: substitute "overflowing" for "artesian confined"; Step II: title should be "Overlying Lithology"; Output: omit "none".

**EPIK**. Es un método paramétrico desarrollado por DOERFLIGER y ZWAHLEN (1997) para acuíferos kársticos. El acrónimo significa: **E**pikarst (E), **P**rotective cover (P), **I**nfiltration conditions (I), **K**arst network development (K), que son 4 caracteres trascendentes en el flujo y el transporte a través de sistemas kársticos.

El **Epikarst** es una zona de intensa karstificación y elevada permeabilidad, cercana a la superficie (TRIPET *et al*, 1997), al que se le asignan 3 valores: **E1** corresponde a la red kárstica típica (dolinas, depresiones, cavidades, grutas, etc.); **E2** cuando hay superficies de debilidad en la zona matricial que generan alineamientos (valles secos, alineación de dolinas, etc.) y **E3** ausencia de morfología epikárstica.

El **Protective cover** está formado por el suelo y otros materiales de cobertura como depósitos glaciales, loess, limos aluviales, derrubios de falda, etc. A este parámetro se le asignan 4 valores (de P1 a P4), en función del espesor de la cobertura.

El parámetro **Infiltration** (infiltración) es el de más complicada estimación.

**I1** se aplica a regiones con vías accesibles para la infiltración directa.

**I2 e I3** se emplean para zonas con pendientes topográficas entre 0 y 25%. Contrariamente a otros métodos paramétricos, en éste la vulnerabilidad aumenta con el incremento de la pendiente, que favorece la concentración de la escorrentía en los sitios más karstificados.

Al parámetro **Karst network** (red kárstica) se le asigna 3 valores:

**K1** para una red kárstica bien desarrollada.

**K2** para zonas pobremente karstificadas.

**K3** para acuíferos kársticos con descarga en medios porosos, o que presentan fisuración, pero subordinada.

El método incluye 4 factores de ponderación ($\alpha$ $\beta$ $\gamma$ $\delta$), aplicables a cada parámetro (EPIK), para valorar su peso relativo en el cálculo del **índice de vulnerabilidad intrínseca**. Este índice de vulnerabilidad, denominado también **factor de protección** es:

$$\mathbf{Vi = (\alpha \,.\, Ei) + (\beta \,.\, Pi) + (\gamma \,.\, Ii) + (\delta \,.\, Ki)}$$

Vi: índice de vulnerabilidad en el área i
Ei, Pi, Ii, Ki: valores relativos de los parámetros E, P, I, K

$\alpha$, $\beta$, $\gamma$, $\delta$: factores de ponderación correspondientes a los parámetros EPIK.

Los valores relativos para los parámetros E,P,I y K son:

| E1 | E2 | E3 | P1 | P2 | P3 | P4 | I1 | I2 | I3 | I4 | K1 | K2 | K3 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 2 | 3 | 1 | 2 | 3 | 4 | 1 | 2 | 3 | 4 | 1 | 2 | 3 |

A diferencia de la mayoría de los otros métodos, el EPIK brinda vulnerabilidades crecientes a medida que disminuyen los valores relativos de los parámetros considerados. Esto, pues el método apunta a definir el factor de protección para el agua subterránea, más que la vulnerabilidad.

Para los factores de ponderación DOERFLIGER y ZWAHLEM (1997) proponen:

$$\alpha = 3 \quad \beta = 1 \quad \gamma = 3 \quad \delta = 2$$

Considerando los valores relativos y los factores de ponderación, surge que el índice de vulnerabilidad o factor de protección de un acuífero en medio kárstico puede variar entre extremos de 9 (más vulnerable) y 34 (menos vulnerable). Los mismos autores recomiendan emplear las siguientes categorías:

vulnerabilidad alta (9 – 19)
vulnerabilidad media (20 –25)
vulnerabilidad baja (26 – 34) y muy baja cuando existe una cobertura de suelo detrítico, de por los menos 8 m de espesor, con baja conductividad hidráulica.

**EKv**. AUGE (1995), considera que la vulnerabilidad "es un concepto cualitativo, que en la generalidad se refiere al grado de protección natural de un acuífero frente a la contaminación. Por ello también se la conoce como protección o defensa natural". En relación a los acuíferos libres desarrolla una clasificación basada en la profundidad de la superficie freática (**E**) y en la permeabilidad vertical de la zona subsaturada (**Kv**), parámetros que también considera el método AVI (Aquifer Vulnerability Index). A ambas les asigna índices que van de 1 (menos vulnerable) a 5 (más vulnerable) (tablas 1 y 2), finalizando en el diagrama de la tabla 3 donde **Kv** es la permeabilidad vertical y **E** el espesor de la sección subsaturada. Ambos valores se suman brindando un índice final, con extremos de 2 y 10. Para índices de **E + Kv** entre 2 y 4 la vulnerabilidad es baja, entre 5 y 7 media y de 8 a 10 alta.

**Tabla 1** – Índices de vulnerabilidad para profundidade da superfície freática

| | **Espesor de la zona subsaturada (E)** | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| **M** | >30 | >10 a 30 | >5 a 10 | >2 a 5 | <2 |
| **Índice** | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |

**Tabla 2** – Índices de vulnerabilidad para la permeabilidad vertical de la zona subsaturada

| | **Permeabilidad vertical de la zona subsaturada (Kv)** | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| **M/día** | $<1.10^{-3}$ | $>1.10^{-3}$ a 0,01 | >0,01 a 1 | >1 a 50 | >50 a 500 |
| **Índice** | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |

| **vulnerab.** | **muy baja** | **baja** | **media** | **alta** | **muy alta** |
|---|---|---|---|---|---|

**5**: con permeabilidades verticales (Kv) de 50 a 500 m/día, está representado por arena mediana y gruesa, grava arenosa y grava.
**4**: Kv de 1 a 50 m/d, por arena muy fina a limosa, arena fina y arena mediana a gruesa.
**3**: Kv de 0,01 a 1 m/d, por limo y limo arenoso.
**2**: Kv de 0,001 a 0,01 m/d, por limo y limo arcilloso.
**1:** Kv < de 0,001 m/d, por arcilla y arcilla limosa.

**Tabla 3** - Diagrama de vulnerabilidad - acuíferos libres

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Kv | **1** | 6 | 5 | 4 | 3 | 2 |
| | **2** | 7 | 6 | 5 | 4 | 3 |
| | **3** | 8 | 7 | 6 | 5 | 4 |
| | **4** | 9 | 8 | 7 | 6 | 5 |
| | **5** | 10 | 9 | 8 | 7 | 6 |
| | | **5** | **4** | **3** | **2** | **1** |
| | E | | | | | |

Es muy poco lo que se ha hecho respecto a la vulnerabilidad de acuíferos parcialmente confinados o semiconfinados.

Seguidamente se transcribe un ensayo preliminar realizado para la Red CyTED de Vulnerabilidad de Acuíferos (AUGE, 2001).

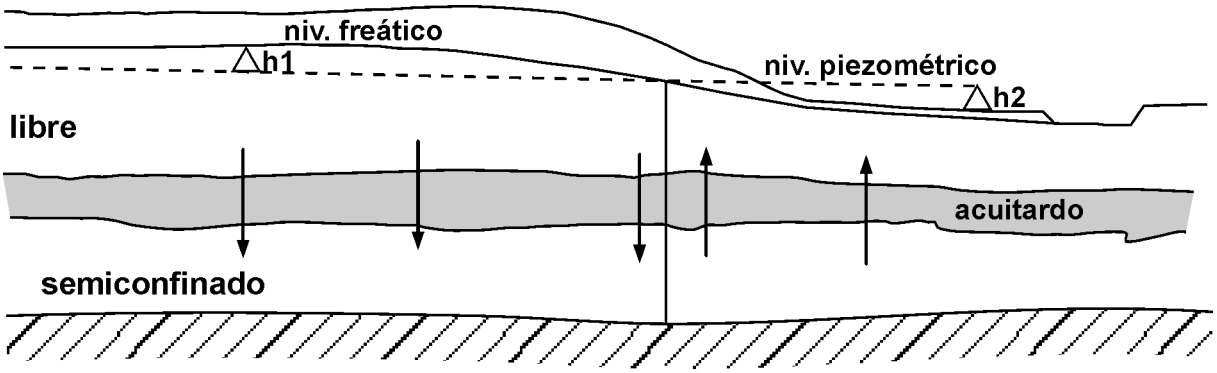
**ΔhT'. Acuífero semiconfinado**

La vulnerabilidad de este tipo de acuífero, está controlada por las propiedades físicas y geométricas del acuitardo que conforma su techo (permeabilidad vertical, porosidad y espesor) y también por la diferencia de potencial hidráulico que guarda con el libre sobrepuesto. Esta diferencia, que bajo condiciones de no alteración generalmente es pequeña (algunos dm a pocos m), se magnifica en los ámbitos bajo explotación, donde puede alcanzar decenas y aún centenas de metros.

En la figura 3 se señala una relación hidráulica natural con un ∆h1 favorable al acuífero libre, que define el sector de recarga del semiconfinado y un ∆h2, favorable a este último que tipifica al ámbito de descarga.

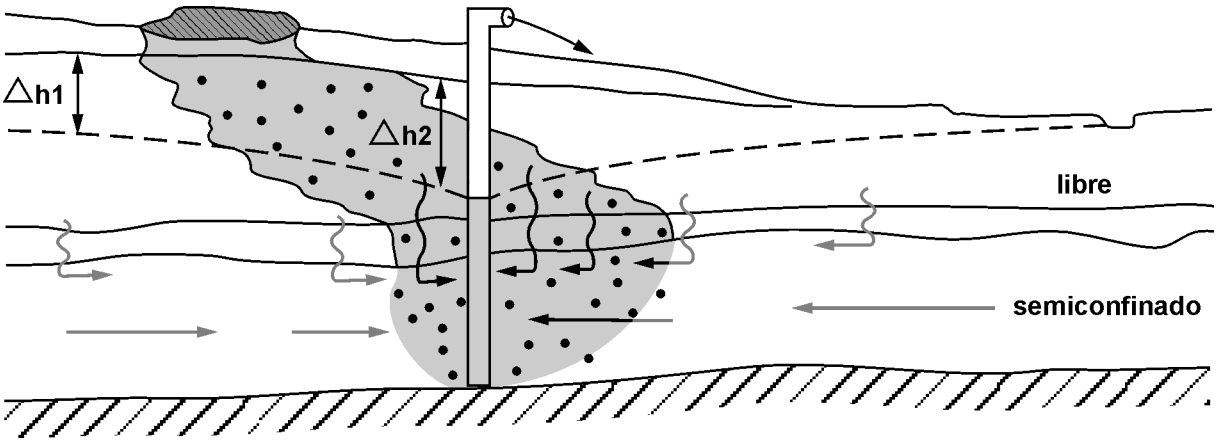
El acuífero semiconfinado sólo puede contaminarse a partir del libre en el ámbito de recarga, pero no en el de descarga.

**Figura 3** - Potenciales hidráulicos naturales - acuífero libre y semiconfinado




En la figura 4 la extracción generó una nueva relación hidráulica entre los dos acuíferos, cuya consecuencia más trascendente respecto a la vulnerabilidad del semiconfinado, es el descenso de su superficie piezométrica con la consecuente sobrecarga hidráulica del libre en el techo del acuitardo, lo que facilita la filtración vertical descendente y el acceso de contaminantes al semiconfinado.

**Figura 4** - Contaminación por bombeo - acuífero semiconfinado




La permeabilidad vertical del acuitardo (K') y su transmisividad vertical (T'=K'/e') no son de fácil determinación. Una forma es mediante ensayos hidráulicos, pero estos pueden brindar valores bastante más altos que los reales, particularmente cuando las perforaciones ensayadas carecen de un buen aislamiento entre el acuífero libre y el semiconfinado. Más representativo es comparar la freatimetría con la piezometría de la misma zona y obtener un mapa residual, con las diferencias de potencial hidráulico entre el freático y el acuífero semiconfinado y a partir de este último, conociendo el flujo por el acuífero parcialmente confinado, estimar el valor de T' (AUGE, 1986). Magnitudes de T' entre $10^{-3}$ y $10^{-6}$ día$^{-1}$ son típicas de acuíferos semiconfinados, mientras que las menores de $10^{-6}$ indican un alto grado de confinamiento y las mayores de $10^{-3}$ d$^{-1}$ apuntan hacia acuíferos libres o semilibres.

Un valor de T' = $5.10^{-4}$ día$^{-1}$ significa que por cada metro de diferencia de potencial hidráulico entre el acuífero parcialmente confinado y el freático, pasarán por una superficie de 1m$^2$ del sellante, $5.10^{-4}$ m$^3$ (0,5 litros) al cabo de 1 día. Esta magnitud que parece despreciable, deja de serlo cuando el ámbito involucrado en el pasaje, adquiere dimensiones naturales (cientos o miles de km$^2$).

Los potenciales hidráulicos relativos de las unidades hidrogeológicas involucradas resultan fundamentales, pues condicionan el flujo vertical. Si los niveles son parecidos el flujo vertical a través del acuitardo estará muy limitado (figura 5), pero la dinámica vertical se acentúa notoriamente en condiciones de alteración artificial (figura 6).

**Figura 5** - Flujo a través del acuitardo - potenciales hidráulicos naturales

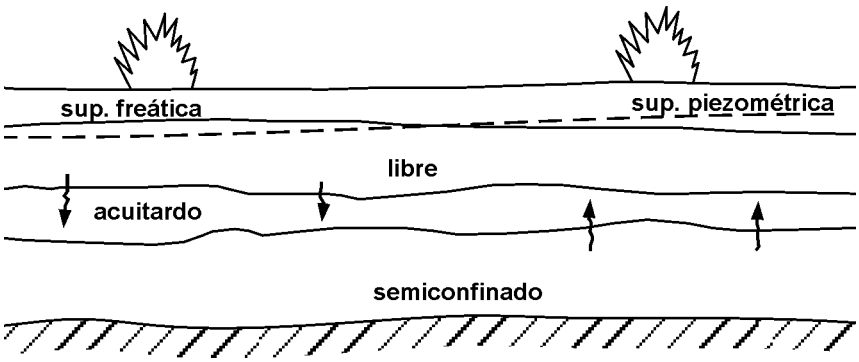
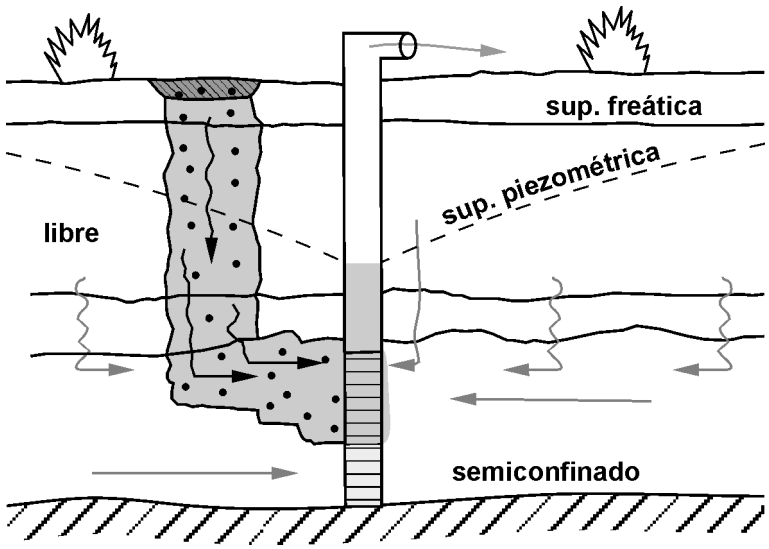


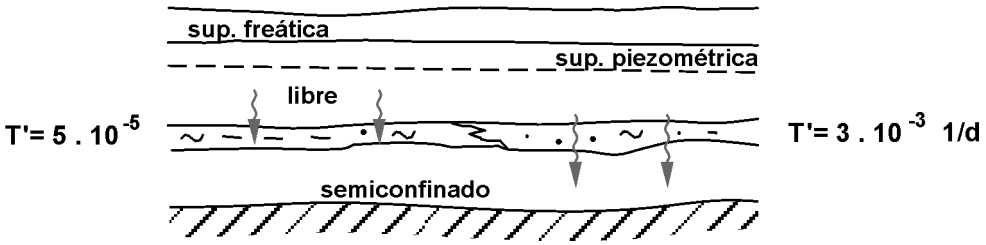
**Figura 6** - Flujo a través del acuitardo - potenciales hidráulicos artificiales




De los esquemas se desprende que la situación menos favorable para la protección del acuífero parcialmente confinado, se da cuando su potencial hidráulico es menor que el del freático; o sea existe un gradiente hidráulico vertical negativo en profundidad (figura 7).

Otro factor que incide en la comunicación hidráulica es la continuidad areal y litológica del sellante, dado que los cambios faciales suelen modificar notablemente su capacidad respecto a la transmisión de agua (figura 7).

**Figura 7** - Flujo a través del acuitardo por variación de la transmisividad vertical




Considerando ambas variables (potenciales hidráulicos y transmisividades verticales) se pueden establecer 3 grados de vulnerabilidad (alta, media y baja), determinados primariamente por el gradiente vertical de potenciales hidráulicos y secundariamente por la T'.

Resulta importante señalar que los potenciales hidráulicos pueden variar, tanto por causas naturales (períodos de exceso o déficit) como artificiales (extracción) y que ello puede modificar el sentido del flujo vertical. Por lo tanto debe seguirse periódicamente (monitoreo) la evolución espacial y temporal de los mismos.

Si se denomina H1 al potencial hidráulico del acuífero libre y H2 al del parcialmente confinado, se tiene:

**Tabla 4** - Vulnerabilidad de un acuífero semiconfinado potencial hidráulico respecto al del libre asociado

| | |
|---|---|
| H2 > H1 | vulnerabilidad baja |
| H2 ~ H1 | vulnerabilidad media |
| H2 < H1 | vulnerabilidad alta |

A esto se le puede adicionar la resistencia hidráulica que ofrece el sellante al pasaje vertical (Tabla 5).

**Tabla 5** - Vulnerabilidad de un acuífero semiconfinado en relación a la transmisividad vertical del acuitardo sobrepuesto

| | |
|---|---|
| $T' < 10^{-5}$ 1/día | vulnerabilidad baja |
| $10^{-5}<T'<10^{-3}$ 1/día | vulnerabilidad media |
| $T' > 10^{-3}$ 1/día | vulnerabilidad alta |

En la tabla 6 se indican los métodos descriptos y los parámetros que emplea cada uno para evaluar la vulnerabilidad.

**Tabla 6** - Métodos para evaluar la vulnerabilidad de acuíferos

| **DRASTIC** | | **GOD** | | **SINTACS** | | **EPIK** | | **EKv** | | **ΔHT'** | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| D | D**epth** Prof. de la Sup. freática | G | **G**round water ocurrence Tipo de acuífero | S | S**oggiacenza** Prof. del agua | E | E**pikarstic** Características del epikarst | E | **E**spesor de la sección subsaturada | **Δh** | **D**if. de pot. hidráulico (libre – semiconfinado) |
| **R** | **R**echarge Recarga neta | O | **O**verall aquifer class Litología de la cobertura | I | I**nfiltrazione** Infiltración | P | **P**rotective cover Cobertura edáfica | Kv | **P**ermeabilidad **v**ertical de la sección subsaturada | T' | **T**ransmisividad **v**ertical del acuitardo |
| **A** | **A**quifer Acuífero (litología) | D | D**epth** Prof. del agua o del acuífero | N | N**on saturo** Zona subsaturada | I | I**nfiltration** Infiltración | | | | |
| **S** | S**oil** Suelo | | | T | T**ipologia della copertura** Tipo de suelo | K | K**arst network** Red kárstica | | | | |
| **T** | **T**opography Topografía | | | A | A**cquifero** Características del acuífero | | | | | | |
| **I** | **I**mpact Impacto de la zona subsaturada (litología) | | | C | C**onductibilità** idraulica Conductividad hidráulica | | | | | | |
| **C** | Hydraulic Conductivity Conductividad hidráulica | | | S | **S**uperficie **topografica** Topografía | | | | | | |

**QUE MÉTODO ELEGIR**

Salvo EPIK, que es para acuíferos kársticos y ΔhT', para semiconfinados, el resto fue desarrollado especialmente para acuíferos detríticos libres. En este aspecto sólo GOD contempla tangencialmente el tipo de acuífero en lo referente a su comportamiento hidráulico y grado de consolidación.

La elección del método para evaluar la vulnerabilidad del agua subterránea en una región depende de varios factores, entre los que se destacan:

- **Conocimiento y difusión de la metodología**

Existen países, regiones y hasta continentes, en los que alguno/s métodos son más conocidos y se han difundido más que otros.

En América del Norte p.ej. el método más utilizado es DRASTIC, debido a que fue ideado en EUA y a que es uno de los primeros que se

difundió (ALLER *et al.*, 1987) para cualificar vulnerabilidad. En los países latinoamericanos también se utiliza DRASTIC, pero en forma pareja con GOD, que también nació en 1987. En España e Inglaterra se emplea GOD y en el resto de Europa suele optarse por SINTACS.

En acuíferos kársticos, costa del Mediterráneo, se utiliza EPIK, de más reciente creación (1997), mientras que la metodología para acuíferos semiconfinados aún está en desarrollo (Proyecto CyTED).

- **Información disponible**

La evaluación de la vulnerabilidad de una región, que suele concluir con su representación cartográfica, generalmente se realiza, al menos en su faz preliminar, empleando información existente. Al respecto, la situación se va complicando a medida que crece la cantidad de información básica necesaria para desarrollar el método. DRASTIC y SINTACS requieren 7 parámetros para su desarrollo metodológico, mientras que GOD se basa en 3 y EKv sólo en 2. Lógicamente, al disminuir el número de parámetros considerados, se simplifica la evaluación pero se pierde definición.

- **Alcance de la evaluación**

El grado de detalle de la evaluación, depende del objetivo perseguido.

En trabajos semiregionales (escalas 1:100.000 a 1:500.000) y regionales (1:500.000 y menores), que normalmente persiguen como finalidad la planificación para la preservación y el uso adecuado de los recursos naturales, en regiones relativamente extensas (miles a millones de km2), resultan prácticos los métodos que requieren menos valores paramétricos (GOD, EKv), mientras que en los estudios de semidetalle (1:25.000 a 1:100.000) y de detalle (mayores de 1:25.000), se logra una mejor definición de la vulnerabilidad con DRASTIC y SINTACS.

Dado que EPIK es prácticamente el único método disponible preparado especialmente para acuíferos kársticos, se lo emplea sin considerar la escala.

- **Validación de resultados**

La representatividad de los estudios de vulnerabilidad, pueden chequearse en aquellos ámbitos donde existe deterioro por contaminación del agua subterránea. En estos casos, a la vulnerabilidad intrínseca hay que agregarle la carga y el tipo contaminante, para obtener un mapa de riesgo.

Por lo tanto, para validar la representatividad de las cartas de vulnerabilidad, suelen aplicarse las diferentes metodologías, a sitios afectados, a fin de verificar cual de ellas resulta la más adecuada, para luego emplearla con el objetivo de prevenir la contaminación. En ciertos casos, sin embargo, ninguna resulta representativa, especialmente en ámbitos urbanos y/o rurales cultivados, en los que la profundidad del agua es importante. En estos casos pueden aparecer como poco vulnerables, debido a la incidencia de este parámetro, lugares con elevada contaminación con $NO^-_3$; aquí resulta imprescindible el empleo conjunto de los mapas de vulnerabilidad con los de riesgo, o vulnerabilidad específica.

La mayor representatividad de uno u otro método en ámbitos no afectados, es muy difícil de establecer, debido, entre otras cosas, a la lentitud con que se producen los procesos de contaminación en los sistemas hidrológicos subterráneos, particularmente en los que tienen porosidad intergranular.

## COMPARACIÓN DE LOS MÉTODOS

Se analizan sintéticamente las ventajas y desventajas de los métodos descriptos.

**DRASTIC** es más robusto que GOD, dado que emplea mayor cantidad de variables (7), pero esto puede transformarse en un inconveniente, cuando no se dispone de los valores de alguna/s de ella/s. También se le critica a DRASTIC la reiteración en el alcance de algunos parámetros como **R** y **C**, ambos vinculados a la renovación de agua en el acuífero, y la poca incidencia que tienen otros respecto a la vulnerabilidad como **S** (suelo).

**SINTACS** es una derivación de DRASTIC, por lo que presenta las mismas ventajas y desventajas que este, con el agregado de que para su operación se requiere el empleo del software correspondiente. Esto a su vez es de utilidad dual; por un lado simplifica el input de nueva información (oscilación de la freática), lo que permite actualizar rápidamente la cartografía resultante, especialmente si se lo emplea dentro de un programa SIG. Por el otro, la falta del software limita el uso del método.

**GOD** posee como mayor ventaja, lo sencillo de su operación y el escaso número de parámetros requeridos para su empleo. Esto a su vez resulta en definiciones menos claras que DRASTIC y SINTACS. Otra falencia es no considerar la incidencia del suelo, que es un factor de gran trascendencia como filtro natural para la contaminación.

**EPIK** presenta como atributo favorable ser el único método desarrollado específicamente para acuíferos kársticos y como mayor desventaja la indefinición de algunos parámetros como **K** e **I**.

**EKv** Es sencillo y de fácil aplicación, pero sólo considera 2 parámetros (profundidad de la freática y permeabilidad vertical de la sección subsaturada).

**ΔhT'** Es para acuíferos semiconfinados y está en proceso de desarrollo.

## REPRESENTACIÓN CARTOGRÁFICA

La síntesis de toda investigación sobre los recursos naturales, es su representación cartográfica. Esta consideración es aplicable a la hidrogeología en general y a la vulnerabilidad del agua subterránea en particular.

Es conveniente acompañar los mapas de vulnerabilidad, con otros de uso corriente en los estudios hidrogeológicos como red de flujo, profundidad del agua, químicos, etc, a fin de mejorar la comprensión de los primeros.

Ya se mencionó en el capítulo "Que método elegir", las escalas para diferentes grados de detalle de los estudios sobre vulnerabilidad. Dichas magnitudes son las que normalmente se adoptan en países relativamente extensos y con escasa información disponible (Latinoamérica); por ello pueden no resultar apropiadas para otros de menor extensión y con mayor información de base (Europa). Las escalas adoptadas en función del detalle perseguido son:

| mayor de 1:25.000 | de 1:25.000 a 1:100.000 | de1:100.000 a 1:500.000 | menor de 1:500.000 |
|---|---|---|---|
| **detalle** | **semidetalle** | **semiregional** | **regional** |

**Los mapas regionales** se emplean a nivel de reconocimiento, y abarcan varias provincias y/o estados, dentro del país, todo el país, y aún varios países, en extensiones que van desde centenas de miles, a millones de km$^2$. Los mismos tienen por objeto brindar un panorama general sobre la vulnerabilidad del agua subterránea, a fin de contribuir en la planificación del uso sustentable de la misma, en grandes extensiones territoriales. Generalmente se aplican al manejo de acuíferos compartidos interprovinciales, interestatales y transfronterizos.

**Los mapas semiregionales** se utilizan para evaluar la vulnerabilidad a nivel de ambiente o provincia hidrogeológica que puede definirse como "toda región que presente características o comportamientos distintivos en relación a sus aguas subterráneas. El término **distintivo** implica la manifestación reiterada y/o fácilmente detectable de alguna característica peculiar y por lo tanto, no siempre involucra un comportamiento homogéneo. Los factores que ejercen mayor influencia en el comportamiento hidrológico subterráneo son: el geológico, el morfológico, el climático y el biológico" (AUGE, 1999).

Se los aplica a ámbitos que ocupan desde decenas de miles, a centenas de miles de km$^2$.

**Los mapas de semidetalle** se emplean para el estudio de cuencas hidrogeológicas, o unidades acuíferas individuales, cuando la extensión de las mismas no sobrepasa unos pocos miles de km$^2$.

**Los mapas de detalle** se utilizan para la evaluación de ambientes específicos como: zonas urbanas, regiones cultivadas y de cría de ganado, plantas industriales, etc. Generalmente la extensión estudiada abarca desde algunos cientos de hectáreas, a cientos de km$^2$.

**Al mapa de vulnerabilidad** se lo denomina vulgarmente **semáforo**, dado que la mayoría emplea los colores verde, amarillo y rojo. Al respecto VRBA y ZAPOROZEC (1994), sugieren los siguientes colores:

| | **vulnerabilidad** |
|---|---|
| verde | baja |
| amarillo | media |
| rojo | alta |

En el caso de que la clasificación admita **muy baja y muy alta**, el verde oscuro se aplica a la vulnerabilidad muy baja y el verde claro a la baja; el rosa a la alta y el rojo a la muy alta.

## EJEMPLO

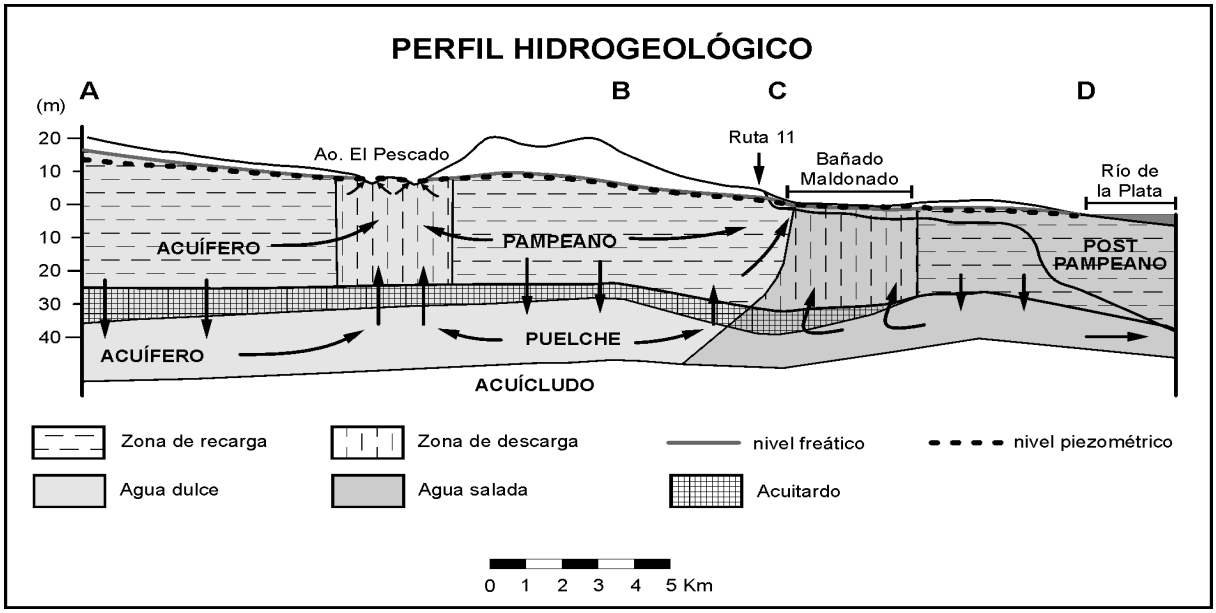
Las figuras 8 a 16 representan parte de la cartografía obrante en el informe del primer año del proyecto "Vulnerabilidad a la contaminación con nitratos del Acuífero Puelche en La Plata – Argentina" (AUGE *et al*, 2003).

El Acuífero Puelche se extiende ininterrumpidamente en el subsuelo del NE de la Provincia de Buenos Aires, ocupando unos 89.000 km$^2$ (AUGE *et al*, 2002). Para el desarrollo del proyecto se eligió un ámbito de 1.000 km$^2$, con centro en la ciudad de La Plata (fig. 9), pues es uno de los lugares donde el acuífero está mas explotado, para agua potable y para riego.

En la figura 8 se reproducen las relaciones estratigráficas e hidrogeológicas de la sección más interesante para la captación, porque tiene agua subterránea dulce. En la misma, cuya traza se indica en la figura 9, se aprecia la disposición del Puelche, separado del Acuífero Pampeano,

que se comporta como libre, por un acuitardo limo - arcilloso de entre 2 y 10 m y un espesor medio de 6 m. El acuitardo permite el pasaje vertical descendente (recarga del Puelche) y ascendente (descarga), desde y hacia el Pampeano respectivamente. El contacto entre el agua dulce y la salada se produce en un ámbito deprimido topográficamente (Bañado Maldonado), que fue ocupado por varias ingresiones marinas durante el Holoceno y que se ubica entre la ruta 11 y la costa del Río de la Plata (fig. 9). En éste ámbito tanto el Acuífero Pampeano como el Puelche tienen agua salada (fig. 8).

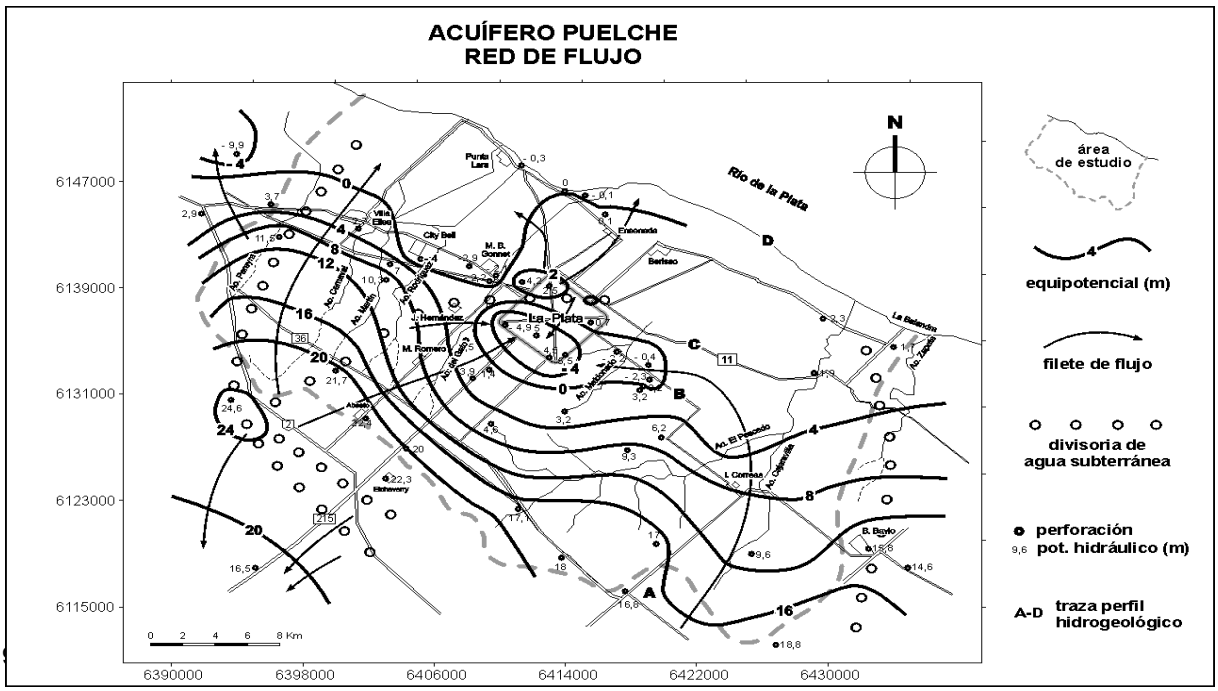
**Figura 8** – Perfil Hidrogeológico




Por debajo del Puelche, desde 70 m y hasta el basamento hidrogeológico, constituido por rocas graníticas precámbricas a 485 m de profundidad, el agua subterránea es de alta salinidad (AUGE, 1997).

En la figura 9 se aprecia claramente la influencia que sobre el flujo del Acuífero Puelche ejerce el bombeo de los 127 pozos que producen agua potable para La Plata y localidades vecinas, a razón de 74 hm3/año (2.346 l/s), lo que representa el 60% del abastecimiento total. El 40% restante es agua potabilizada proveniente del Río de la Plata.

**Figura 9** – Acuífero Puelche: Red de Flujo



El cono de depresión está delimitado exteriormente por la equipotencial de 0 m, que tiene forma elongada ONO – ESE, con su eje mayor de unos 13 km y el menor de entre 3 y 6 km (AUGE *et al*, 2003). Esta curva se desarrolla a lo largo de unos 35 km y fue la que se utilizó para estimar el flujo subterráneo que ingresa al cono. Empleando Darcy se tiene:

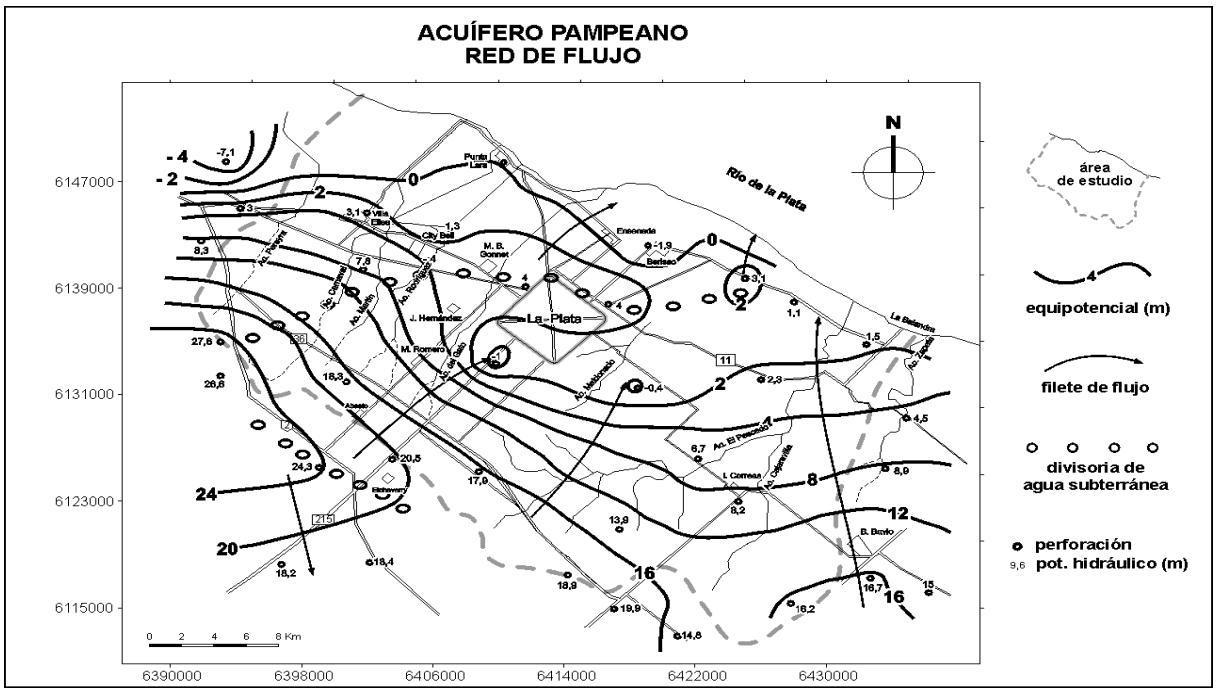
$$\mathbf{Q = T.\ i\ .\ L\ \ 140.000\ m^3/d = 500 m^2/d\ .\ 8\ .\ 10^{-3}\ .\ 35.000\ m}$$

Q: caudal T: transmisividad i: gradiente hidráulico
L: longitud

Los 140.000 $m^3$/d equivalen a 51 $hm^3$/a y dado que la extracción alcanza a 74 $hm^3$/a el déficit asciende a unos 23 $hm^3$/a. La estabilidad piezométrica observada en los últimos años, indica que las entradas deben ser similares a las salidas y por lo tanto, el déficit mencionado debe cubrirse con aporte natural y artificial, ambos a partir del Pampeano. El primero, por filtración vertical descendente a través del acuitardo, de parte de la recarga y/o reserva almacenada en este acuífero. El restante, de origen artificial, es producto de las pérdidas en la red de agua potable, estimadas en un 15% del agua circulante. Dado que en la red circulan unos 124 $hm^3$/año (74 $hm^3$/a de agua subterránea y 50 $hm^3$/a de agua superficial), la recarga artificial al Pampeano asciende a unos 19 hm3/a. Adicionándole al flujo (51 $hm^3$/a) este último valor se llega a un equilibrio bastante aceptable entre salidas (74 $hm^3$/a) y entradas (70 $hm^3$/a).

En la fig. 10 se reproduce la red de flujo del Acuífero Pampeano, apreciándose dos divisorias bien marcadas. Una al SO de La Plata, que sigue el trazado de la ruta 2 y separa el flujo hacia la ciudad, del que se orienta al S. La otra, más extensa, tiene rumbo E – O.

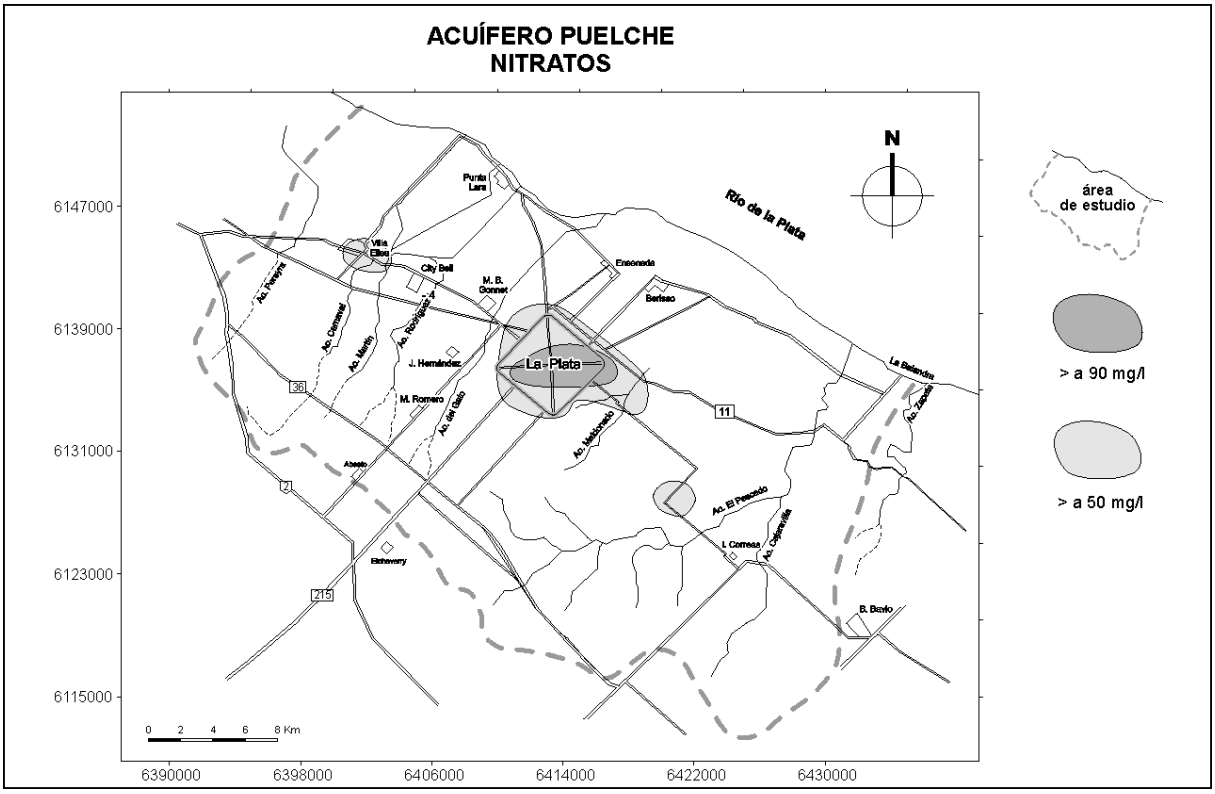
**Figura 10** – Acuífero Pampeano: Red de Flujo




Las figuras 11 y 12 son mapas con contenidos de $NO^-_3$ en ambos acuíferos, visualizándose que la región más comprometida es la urbana, especialmente la de La Plata y vecindades.

La mancha con más de 50 mg/l de $NO^-_3$ en el Acuífero Puelche abarca 4.700 hectáreas y engloba al periurbano y al ejido urbano de La Plata, y dentro de ella se aprecia otra con más de 90 mg/l (fig. 11). Esta contaminación tiene carácter difuso, afecta un volumen importante de agua subterránea y proviene del Pampeano, por filtración vertical descendente, a través del acuitardo. El Pampeano a su vez recibió y recibe la carga contaminante de pozos sépticos y pérdidas en la red cloacal.

**Figura 11** – Acuífero Puelche: Nitratos



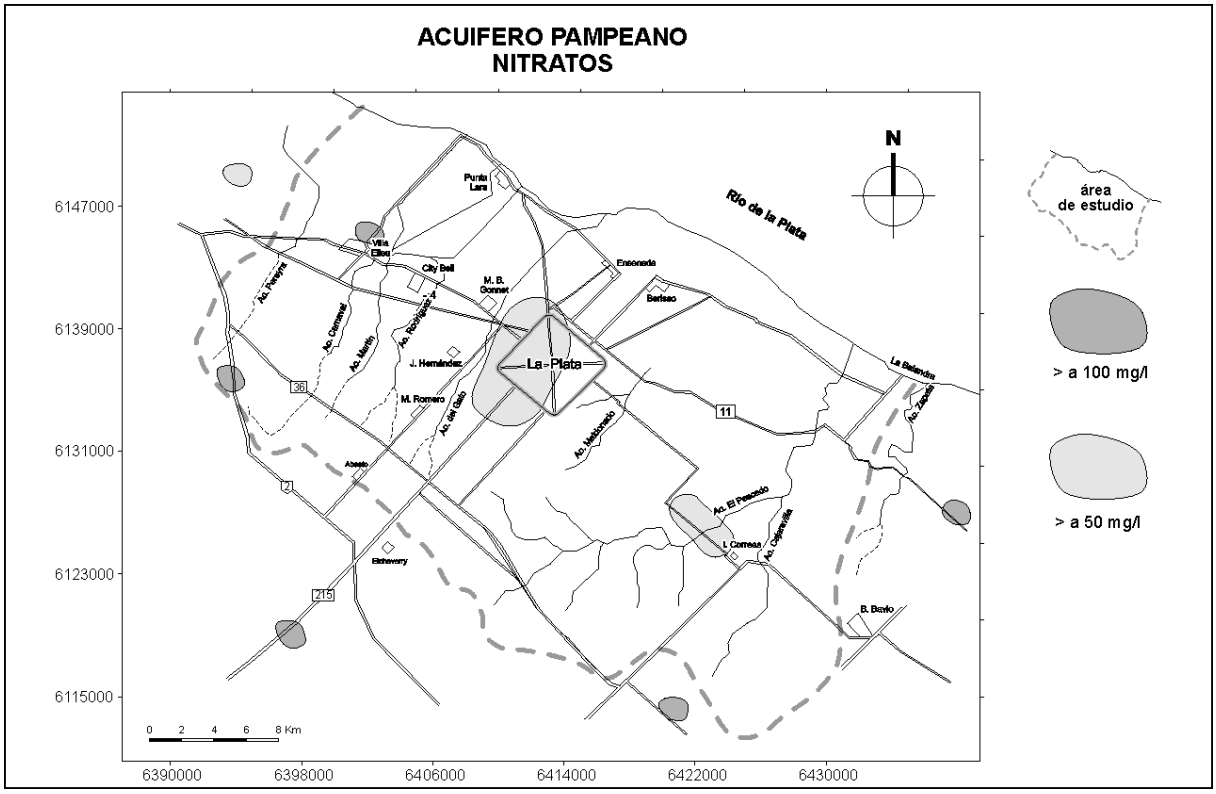

La totalidad del ejido urbano cuenta con red para evacuación de efluentes cloacales, pero la mayor parte del periurbano no. Además, en algunos sectores del ejido urbano el reemplazo de fosas sépticas por red cloacal, tiene menos de 20 años.

Para que el agua de red cumpla con la norma de potabilidad respecto a $NO^-_3$, que exige un contenido inferior a 50 mg/l, se procede a mezclar la subterránea con la proveniente del Río de la Plata, que normalmente posee menos de 10 mg/l.

En la zona rural sólo un pozo de los 54 muestreados tiene más de 50 mg/l de $NO^-_3$ (Villa Elisa) .

Respecto al Acuífero Pampeano se repite la mancha en La Plata y alrededores, aparece otra con más de 50 mg/l en la cuenca del Arroyo El Pescado y 5 pozos con más de 100 mg/l en el área rural (fig. 12), pero aquí la contaminación es puntual y por ende afecta a un volumen escaso de agua subterránea.

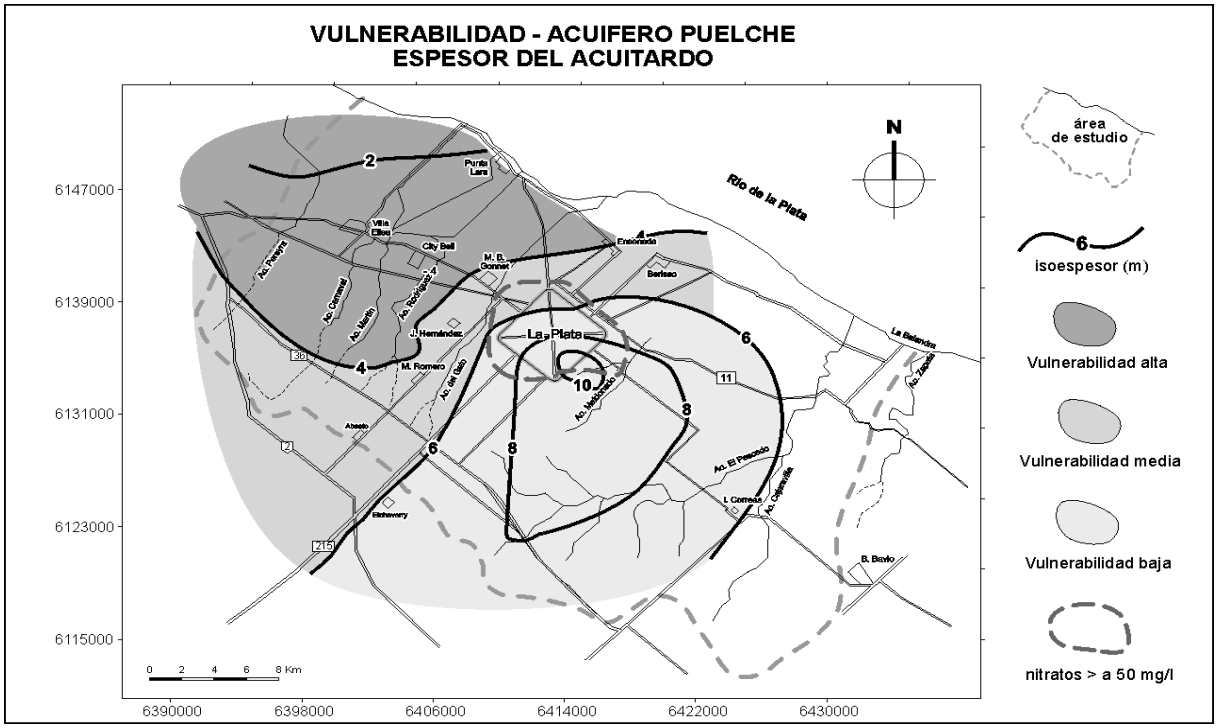
**Figura 12** – Acuífero Pampeano: Nitratos




Los mapas correspondientes a las figuras 13 a 16, se confeccionaron a fin de verificar la correlación entre las variables más empleadas para establecer la vulnerabilidad intrínseca y el grado de contaminación con $NO^-_3$ de ambos acuíferos.

En la fig. 13 se emplea como variable de cotejo al espesor del acuitardo, apreciándose que el sector con mayor contenido en $NO^-_3$ del Acuífero Puelche, coincide en gran medida con el mayor espesor del acuitardo (de 6 a 10 m) que es el ámbito de menor vulnerabilidad. Contrariamente, el de menor espesor (menos de 4 m) (vulnerabilidad alta) se corresponde con valores bajos de $NO^-_3$, salvo el pozo de Villa Elisa. Esta falta de correlación es producto del comportamiento de la sustancia contaminante (muy soluble, móvil y persistente), por lo que no es retenida en su pasaje vertical descendente a través del acuitardo.

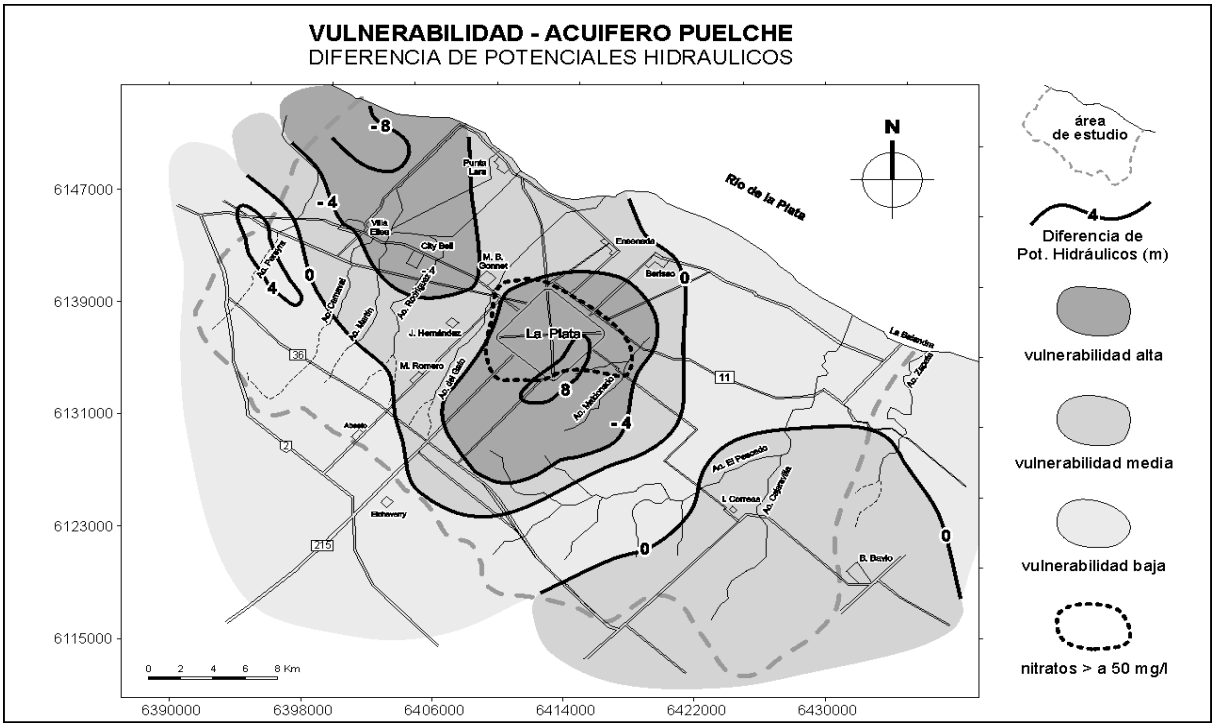
**Figura 13** – Vulnerabilidad - Acuífero Puelche: espesor del acuitardo




El mapa de la fig. 14 reproduce la diferencia de potencial hidráulico entre ambos acuíferos y en este, sí se aprecia una muy buena correlación entre las mayores diferencias de potenciales hidráulicos a favor del Pampeano (vulnerabilidad alta) y el sector de mayor deterioro en la calidad del Acuífero Puelche. Lo antedicho es otra evidencia de la incapacidad del acuitardo para retener a los nitratos, originados por contaminación urbana, inicialmente en el agua freática.

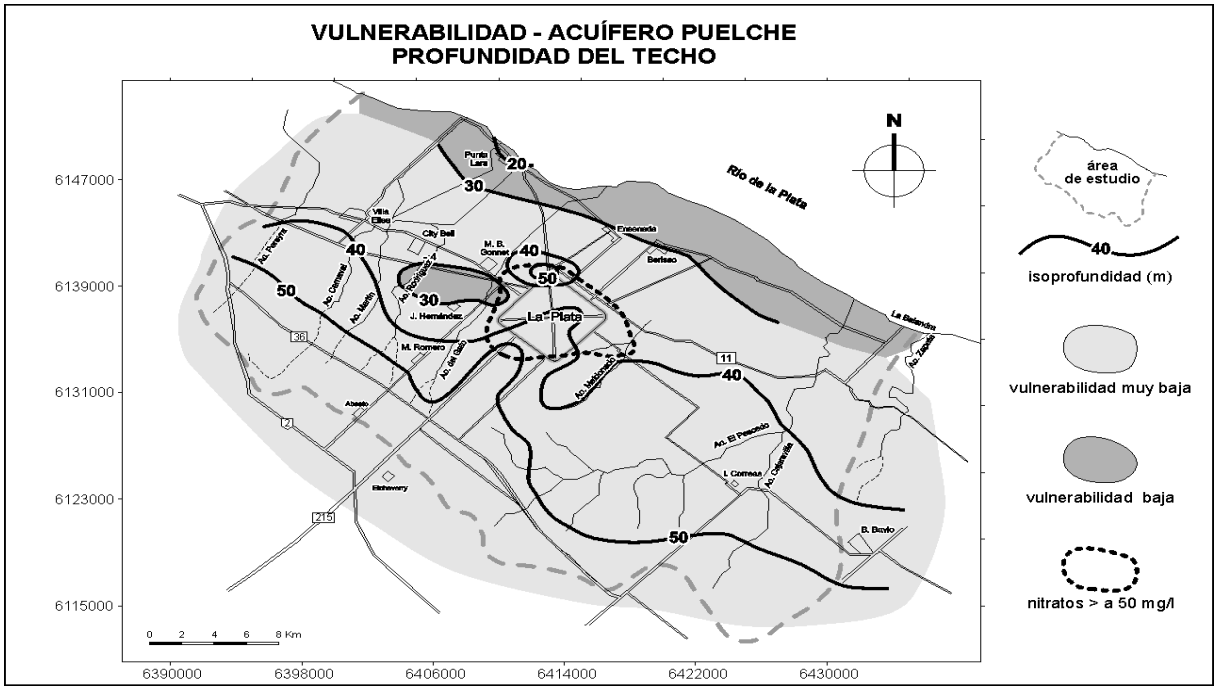
La disminución del potencial hidráulico en profundidad tipifica a los ámbitos de recarga y al flujo vertical descendente.

**Figura 14** - Vulnerabilidad - Acuífero Puelche: diferencia de potenciales hidraulicos



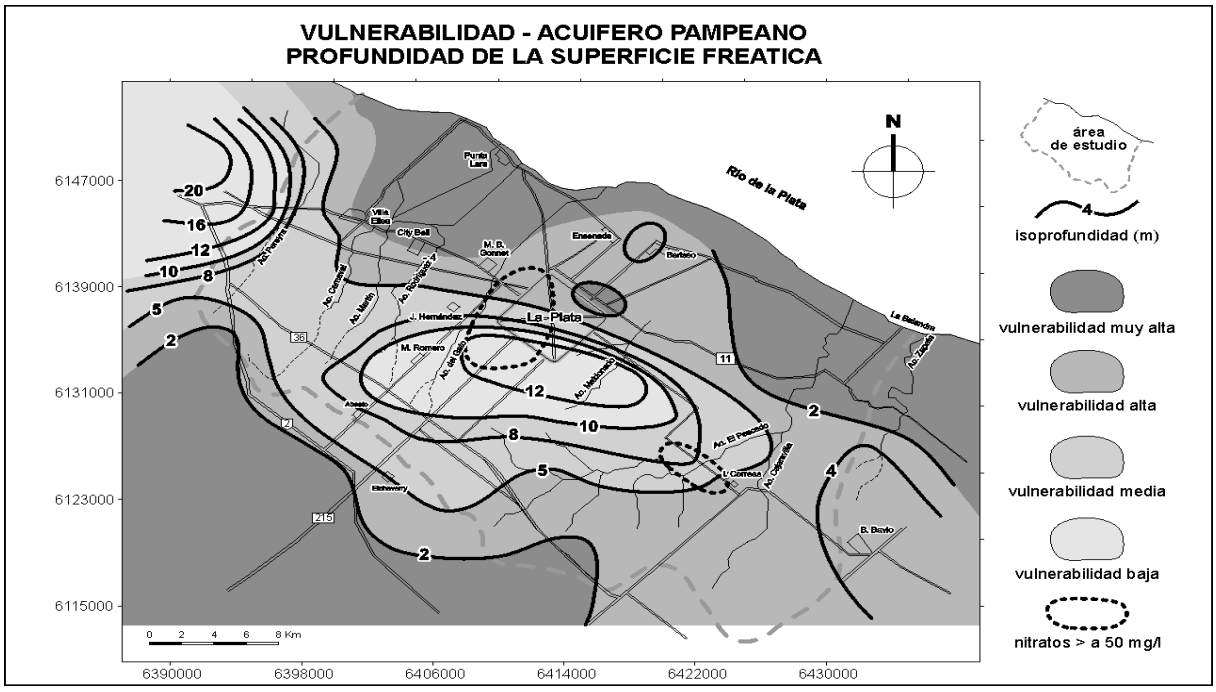
La fig. 15 reproduce la profundidad del techo del Acuífero Puelche y no se aprecia correlación con el sector más afectado por $NO^-_3$. Por lo tanto, tampoco el espesor del acuífero libre sobrepuesto (Pampeano) incide en el pasaje de $NO^-_3$.

**Figura 15** - Vulnerabilidad - Acuífero Puelche: profundidad de la superficie freatica




En la fig. 16 se reproduce la profundidad de la superficie freática, y de su cotejo con el contenido en $NO^-_3$ del Acuífero Pampeano, surgen discrepancias, pues un sector con más de 50 mg/l de $NO^-_3$ se ubica donde la profundidad es mayor a 10 m (vulnerabilidad baja). Sin embargo otros lo hacen en sitios con profundidades entre 2 y 5 m (vulnerabilidad alta).

**Figura 16** - Vulnerabilidad - Acuífero Pampeano: profundidad de la superficie freatica



Como conclusión respecto al intento de correlación surge que:

- Una de las variables más empleadas para la cualificación de la vulnerabilidad intrínseca, como es la profundidad freática o del techo del acuífero semiconfinado, no presenta buena correlación respecto a la contaminación con nitratos en los acuíferos Pampeano (libre) y Puelche (semiconfinado).

- Sí existe buena correlación entre la diferencia de potencial hidráulico del libre con el semiconfinado y la contaminación con nitratos del Acuífero Puelche, específicamente en el ámbito urbano.

- En el caso analizado resulta evidente la importancia que reviste para la vulnerabilidad el comportamiento de la sustancia contaminante (vulnerabilidad específica).

**CONCLUSIONES GENERALES**

- A más de 30 años de la introducción del término vulnerabilidad de acuíferos a la contaminación, aún se discute la definición y el alcance del mismo. En este sentido, la mayoría de los autores considera a la vulnerabilidad una propiedad cualitativa, que indica el grado de protección natural de un acuífero respecto a la contaminación y en general, termina calificándola como **baja, media,** o **alta**, a veces con el agregado de **muy alta** y **muy baja**.

- La definición anterior hace referencia a lo que también se conoce como **vulnerabilidad intrínseca**, que es aquella derivada de las características propias del acuífero y su entorno, sin considerar la acción de los contaminantes. Cuando además de las características físicas e hidrológicas del medio, se toma en cuenta la incidencia de sustancias contaminantes, la vulnerabilidad se denomina **específica**.

- Las variables más empleadas para la cualificación de la vulnerabilidad o vulnerabilidad intrínseca son: profundidad de la superficie freática, características litológicas e hidráulicas de la zona subsaturada, espesor y tipo de suelo, magnitud de la recarga, litología y tipo de acuífero. Sin embargo la solubilidad, movilidad y persistencia de ciertos contaminantes como los nitratos, hacen que algunas de estas variables pierdan consistencia respecto a la vulnerabilidad, como sucede en La Plata, si se considera la profundidad de la superficie freática o del techo del acuífero semiconfinado. Además, dado que algunos de estos componentes son dinámicos (posición de la freática, recarga, renovación), la vulnerabilidad de un mismo sitio puede variar temporalmente.

- Existen numerosas metodologías para cualificar la vulnerabilidad y permitir su mapeo a diferentes escalas, la gran mayoría desarrolladas para acuíferos libres. La elección de uno u otro método depende de varios factores entre los que se destacan: difusión y alcance de la metodología, información disponible, alcance de la evaluación y validación de resultados.

- Respecto a los acuíferos kársticos la metodología de uso más frecuente en Europa es EPIK, y para los que presentan confinamiento parcial (semiconfinados) el desarrollo metodológico es incipiente y por este motivo, el objetivo principal del proyecto Vulnerabilidad a la Contaminación con Nitratos del Acuífero Puelche en La Plata – Argentina, que realizan conjuntamente las universidades de Buenos Aires, Autónoma de Madrid y Sao Paulo, es precisamente desarrollar una metodología de vulnerabilidad para acuíferos semiconfinados, tomando como base el estudio del Puelche. Este proyecto se ejecuta en el marco de la Red de Vulnerabilidad de Acuíferos, con el patrocinio de CEAL.

- El avance en el desarrollo de modelos numéricos y las ventajas que ofrecen sistemas como el GIS, que permiten almacenar gran cantidad de información y procesarla rápidamente, para obtener productos actualizados areal y temporalmente, hacen prever una progresiva tendencia hacia la formulación de metodologías cuantitativas en el futuro.

**REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

ALLER L. BENNET T. LEHR J. PETTY R. & G. HACKETT. DRASTIC: a standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings. U.S. EPA /600/2-87-036: 1-455. Oklahoma. 1987.

AUGE M. Hydrodynamic Behavior of the Puelche Aquifer in Matanza River Basin. Ground Water. Vol. 24 # 5: 636-642. Dublin, Ohio. 1986.

AUGE M. Primer Curso de Posgrado de Hidrogeología Ambiental. UBA: 1-65. Buenos Aires. 1995.

AUGE M. Investigación hidrogeológica de La Plata y alrededores. Universidad de Buenos Aires. Tesis Doctoral: 1-171, 58 mapas, 36 tablas, 86 figuras. 1997.

AUGE M. Hidrogeología de Argentina, Buenos Aires, Mendoza y Santa Fe. Banco Mundial: 1- . Buenos Aires. 1999.

AUGE M. Vulnerabilidad de acuíferos semiconfinados. Ensayo preliminar. Red CyTED de Vulnerabilidad de Acuíferos. Inéd: 1-4. La Plata. 2001.

AUGE M. HERNÁNDEZ M. Y L. HERNÁNDEZ. Actualización del conocimiento del Acuífero semiconfinado Puelche en la Provincia de Buenos Aires, Argentina. XXXII IAH & VI ALHSUD Congress. Actas: 629-633. Mar del Plata. Argentina. 2002.

AUGE M. HIRATA R. Y F. LÓPEZ VERA. Vulnerabilidad a la contaminación con nitratos del Acuífero Puelche en La Plata – Argentina. CEAL. Inéd: 1- 201. Madrid. 2003.

CARBONELL A. Groundwater vulnerability assessment: predicting relative contamination potential under conditions of uncertainty. National Research Council. National Academy Press: 1-204. Washington DC. 1993.

CIVITA M. CHIAPPONE A. FALCO M. E P. JARRE. Preparazione della carta di vulnerabilità per la rilocalizzazione di un impianto pozzi dell' Aquedotto di Torino. Proc. 1st. Conv. Naz. "Protezione e Gestione delle Acque Sotterranee: Metodologie, Tecnologie e Objettivi. Vol. 2: 461-462. Marano sul Parnaro. 1990.

CUSTODIO E. Consideraciones sobre el concepto de vulnerabilidad de los acuíferos a la polución. II Seminario Hispano – Argentino sobre Temas Actuales de Hidrología Subterránea. Serie Correlación Geológica # 11: 99-122. San Miguel de Tucumán. 1995.

DOERFLIGER N & F. ZWAHLEN. EPIK: a new method for outlining of protection areas in karstic environment. In Gunay & Jonshon (Ed). Int. Symp. On Karst Waters and Environ. Impacts. Antalya, Turkey, 1997. Balkema: 117-123. Rotterdam. 1997.

EPA. A review of methods for assessing the sensitivity of aquifers to pesticide contamination. Preliminary document: 1-21. Washington DC. 1991.

FENGE T. Geomorphic aspects of sanitary landfill site selection. Western Geogr. Ser. 12: 241-286. Victoria BC. 1976.

FOSTER S. Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution, risk and protection strategy. TNO Comm. On Hydrog. Research. Proceed. And Information # 38: 69-86. The Hague. 1987.

FOSTER S. Y R. HIRATA. Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas. Una metodología basada en datos existentes. CEPIS: 1-81. Lima. 1991.

MARCOLONGO B. e L. PRETTO. Vulnerabilità degli acquiferi nella pianura a nord di Vincenza. Publ. GNDCI-CNR # 28: 1-13. 1987.

MARGAT J. Vulnérabilité des nappes d'eau souterraines à la pollution. Bases de la cartographie. BRGM # 68. SLG 198 HYD. Orléans. 1968.

SCHMIDT R. Groundwater contamination susceptibility in Wisconsin. Wis. Dpt. Of Nat. Res. Groundw. Manag. Plan Rep. # 5. WR 177-87: 1-27. Madison. 1987.

SOTORNÍKOVÁ R. & VRBA J. Some remarks on the concept of vulnerability maps. In Vulnerabilty of soil and groundwater to pollutans (W. van Duijvenbooden and H.G. van Waegeningh, eds.), TNO Committee on Hydrogeological Research, The Hague, Proceedings and Information Nº 38, p. 471-476. 1987.

TRIPET J. P. DOERFLIGER N. & F. ZWAHLEN. Vulnerability mapping in karst areas and its uses in Switzerland. Hydrogéologie 3: 15-57. 1997.

VILLUMSEN A. JACOBSEN O. & C. SONDERSKOV. Mapping the vulnerability of groundwater reservoirs with regard to surface pollution. Geol. Surv. Of Dennamark. Yearbook 1982: 17-38. Copenhagen. 1983.

VRBA J. & A. ZAPOROZEC (Ed.). Guidebook on mapping groundwater vulnerability. IAH. Vol. 16: 1-131. Verlag Heinz Heise. Hannover. 1994.

ZAPOROZEC A. (Ed.). Groundwater protection principles and alternatives for Rock County. Wis. Geol. And Nat. Hist. Survey. Sp. Rp. # 8: 1-73. Madison. 1985.