

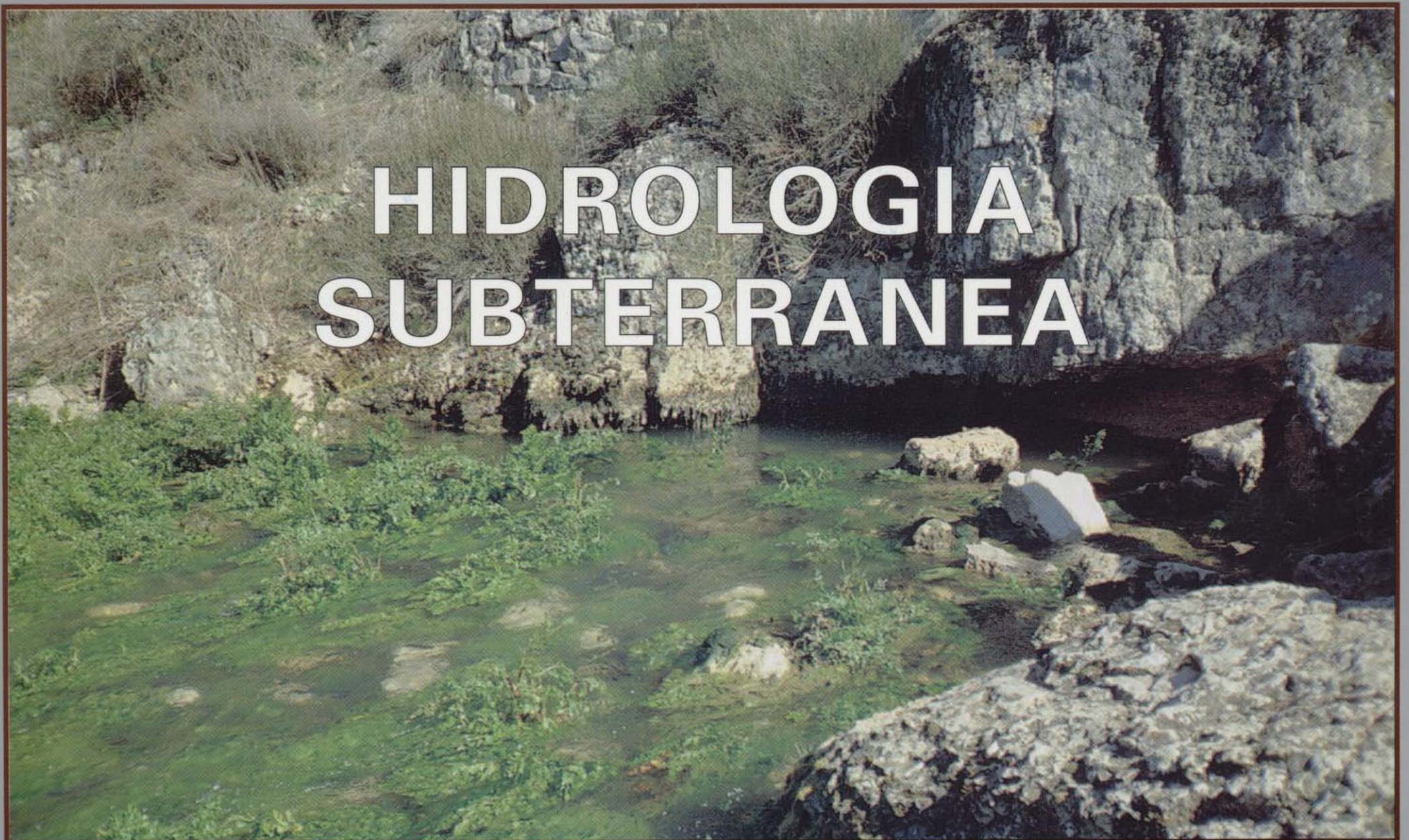
Instituto Tecnológico
GeoMinero de España

boletín geológico y minero

VOLUMEN 110

Julio - Agosto 1999

NUMERO 4



HIDROLOGIA SUBTERRANEA

REVISTA BIMESTRAL DEL ITGE FUNDADA EN 1874

ISSN 0366-0176



Número especial para los países ibero parlantes.
Publicado en colaboración con la AIH y UNESCO.



boletín geológico y minero

**Número especial coordinado con la
ASOCIACION INTERNACIONAL DE HIDROGEOLOGOS
Y UNESCO**

**con destino a los socios e hidrogeólogos
de países ibero parlantes**



Volumen 110
Número 4
Julio-Agosto 1999

boletín geológico y minero

revista bimestral de geología, minería y ciencias conexas fundada en 18



Hidrogeología Subterránea

*Número especial para los países
iberoparlantes. Publicado por el
ITGE en colaboración con la AIH
y UNESCO.*

Sumario

- M. R. LLAMAS: La inserción de las aguas subterráneas en los sistemas de gestión integrada. 9
- E. CUSTODIO: Alteraciones en los registros térmicos por flujo vertical de agua a lo largo de perforaciones. 27
- E. USUNOFF, M. VARNI, P. WEINZETTEL y R. RIVAS: Hidrogeología de grandes llanuras: La pampa húmeda argentina. 47
- P. L. YOUNGER: Pronóstico del ascenso del nivel freático en minas subterráneas y sus consecuencias medio-ambientales. 63
- R. HIRATA y A. REBOUÇAS: La protección de los recursos hídricos subterráneos: Una visión integrada, basada en perímetros de protección de pozos y vulnerabilidad de acuíferos. 79
- A. SAHUQUILLO HERRAIZ: La calidad y la contaminación de las aguas subterráneas. 93

DIRECCION Y ADMINISTRACION
Ríos Rosas, n.º 23 - 28003-Madrid
Fax 91 349 57 62

INSTITUTO TECNOLÓGICO GEOMINERO DE ESPAÑA
MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE

El Instituto Tecnológico Geominero de España hace presente que las opiniones y hechos consignados en sus publicaciones son de la exclusiva responsabilidad de los autores de los trabajos.

Los derechos de propiedad de los trabajos publicados en esta obra fueron cedidos por los autores al Instituto Tecnológico Geominero de España.
Queda hecho el depósito que marca la Ley.

PORTADA:
Surgencia kárstica "La Galiana".
Confluencia del río Ucero con el río Lobos (Soria, España).

Foto: J. Rubio Navas (ITGE)

Depósito legal: M. 3.279 - 1958
ISSN 0366-0176
NIPO 320-99-001-2

Gráficas Chile, S.A.L. - Chile, 27 - Telef./Fax 91 359 57 55 - 28016 -MADRID

Impreso en papel ecológico

Aportaciones al conocimiento y difusión de la investigación en el campo de la Hidrología Subterránea.

Editores: *X. Sánchez Vila, UPC. Barcelona, España.*
E. Bocanegra, UNMP. Mar de Plata, Argentina.
A. Huerga, ITGE. Madrid, España.

Comité Editorial:

<i>A. Aureli (UNESCO)</i>	<i>J. J. Durán (ITGE-España)</i>
<i>A. G. Bonorino (AIH-Argentina)</i>	<i>C. Fernández-Jáuregui (UNESCO)</i>
<i>N. Cabrera (AIH-Cuba)</i>	<i>M. Filí (AIH-Argentina)</i>
<i>G. Cardoso da Silva (AIH-Brasil)</i>	<i>M. Pascual (AIH-España)</i>
<i>T. Condesso de Melo (AIH-Portugal)</i>	<i>J. Samper (AIH-España)</i>

Edición coordinada por A. Huerga y L. Aparicio

*Con la colaboración del grupo español de la AIH,
representado por el Dr. J. Samper (Presidente)*



PRESENTACIÓN

Es un motivo de satisfacción para nosotros presentar este segundo número especial del Boletín Geológico y Minero del ITGE, dedicado a la hidrología subterránea, especialmente dirigido a los países de habla ibérica y publicado en colaboración con la AIH y la UNESCO. Hace cerca de dos años el Dr. Emilio Custodio, consiguió involucrar a una serie de personas y de organismos para crear una revista en castellano y portugués, de carácter periódico, que pudiera complementar la oferta de publicaciones de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos, que están mayoritariamente en inglés. El primer número salió a la luz en agosto de 1998.

Pero como todos sabemos, lo difícil no es llegar, sino mantenerse. Creemos que este segundo número puede considerarse el de la consolidación y con esa vocación nace.

En este número se incluyen cinco comunicaciones procedentes de España e Iberoamérica, además de una comunicación procedente de Gran Bretaña. Los seis trabajos corresponden a hidrogeólogos de reconocido (y bien ganado) prestigio a escala internacional.

Es nuestro objetivo seguir contando en el futuro con estas grandes firmas, pero nuestro mayor interés es impulsar las próximas ediciones incorporando artículos procedentes de todos los hidrogeólogos de habla hispana o portuguesa. Pedimos contribuciones en forma de ideas y sugerencias, pero sobretodo, en forma de artículos. El criterio que deseamos consolidar para sucesivas ediciones es que los artículos se puedan englobar en una de las categorías siguientes:

- Artículos y notas metodológicas de valor general.
- Artículos relativos a estudios, investigaciones o realizaciones que tengan un carácter regional o que introduzcan métodos de trabajo.
- Traducciones de artículos metodológicos de especial interés

El propósito de las personas que contribuimos a que la revista salga a la luz es el de que sea realmente útil a la comunidad de hidrogeólogos de los países de la Península Ibérica y de Centro y Sudamérica. Son éstos los que tienen que sentir la revista como suya; sólo así conseguiremos sacarla adelante.

El primer número del Boletín Geológico y Minero dedicado a la Hidrogeología Subterránea, como número especial para los países ibero parlantes nació con el entusiasmo de haber cumplido un deseo de la AIH y de la UNESCO y compartido por el ITGE, pero sobre todo con el propósito de establecer un compromiso de continuidad como fundamental objetivo.

Desde el momento en que el primer número vio la luz, el interés por cumplir ese objetivo se puso de manifiesto mediante la tramitación de un convenio, en el cual se establecían las condiciones institucionales de la publicación. Dicho convenio fue suscrito el día 22 de abril de 1999 por el ITGE, la Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la UNESCO para América Latina y el Caribe y la Asociación Internacional de Hidrogeólogos, con las siguientes cláusulas de carácter general:

PRIMERA.- Objeto del convenio.

El ITGE, el PHI/UNESCO/ROSTLAC y la AIH tienen mutuo interés en promover el estudio e investigación y difundir el conocimiento en el campo de la hidrogeología en los países iberoamericanos.

SEGUNDA.- Del campo de actuación y definición de los trabajos.

Para conseguir los objetivos deseados las partes firmantes manifiestan su interés en institucionalizar la edición anual de un número especial del Boletín Geológico y Minero del ITGE, incluido en el programa editorial del Ministerio de Medio Ambiente, en lengua española y portuguesa, dedicado a la hidrología subterránea sobre temas de interés para la comunidad iberoamericana y su difusión en los respectivos países.

TERCERA.- Formas de cooperación.

La edición del Boletín se hará de acuerdo con las normas establecidas en cuanto a diseño de la citada revista y las establecidas por los editores generales, e incluirá los correspondientes signos de identidad o logotipos de las instituciones firmantes y se apoyará en editores específicos de la comunidad iberoamericana.

CUARTA.- Financiación.

Cada organismo correrá con los gastos de las aportaciones establecidas.

- Aportación del ITGE:
Edición del Boletín Geológico y Minero del ITGE.
- Aportación de la AIH:
Distribución a todos sus socios, con el apoyo de los grupos nacionales constituidos.
- Aportación de PHI/UNESCO/ROSTLAC:
Distribución adicional para países de Iberoamérica, con especial atención a centros universitarios, de investigación y oficiales en relación con el enfoque hidrogeológico de la revista.

Además de las cláusulas anteriores se fijan: los plazos de publicación, las condiciones para el archivo y custodia de los trabajos en el ITGE y las posibilidades de conseguir apoyos adicionales de cooperación científico-técnicos; todas ellas para lograr conjuntamente el cumplimiento de los objetivos deseados a través del Boletín Geológico y Minero, revista del ITGE que en este año cumple el 150 aniversario de su creación.

LOS EDITORES

LA INSERCIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN LOS SISTEMAS DE GESTIÓN INTEGRADA.

Por M. R. LLAMAS (*)

RESUMEN

Desde las primeras civilizaciones hidráulicas, se han construido grandes obras de ingeniería para el aprovechamiento de las aguas superficiales. Tales infraestructuras han supuesto una gran contribución en el desarrollo de la sociedad civil, puesto que se hacía necesaria la cooperación como alternativa a la confrontación para el beneficio común de la sociedad. El desarrollo de las aguas subterráneas mediante pozos o khanats se realizó a una escala menor y normalmente sin necesidad de cooperación social.

Durante la primera mitad del siglo XX, los grandes aprovechamientos hidráulicos se basaban en aguas superficiales (presas y canales). La mayoría de ellos eran construidos y operados por la administración y financiados con dinero público. En la segunda mitad del siglo, en cambio, se desarrollan extraordinariamente las aguas subterráneas, fundamentalmente en áreas áridas o semiáridas, y casi siempre a nivel de particulares.

Aunque el aprovechamiento de las aguas subterráneas ha contribuido de manera significativa al suministro de alimentos y agua potable a la población, la administración se ha desentendido de su planificación y control. En algunos lugares esto ha dado lugar a extracciones incontroladas, provocando problemas tales como la intrusión marina en zonas costeras.

Durante muchas décadas se ha reconocido que, caso de ser posible, el uso conjunto de aguas superficiales y subterráneas es la mejor alternativa de suministro. Sin embargo, los lugares en los que se realiza este uso conjunto son muy escasos. En muchos países las personas que tienen a su cargo la planificación hidráulica padecen "hidroesquizofrenia", una "enfermedad" o actitud que les hace separar totalmente las aguas superficiales de las subterráneas, normalmente ignorando estas últimas.

Las causas principales de esta enfermedad son: 1) la falta de conocimiento hidrogeológico por parte de los políticos además de la falta de educación del público en estos temas; 2) Subvenciones "perversas" a las grandes infraestructuras hidráulicas; 3) una situación legal o administrativa que normalmente considera las aguas superficiales como públicas y las subterráneas como privadas; y 4) el carácter invisible de las aguas subterráneas, que hace que su aprovechamiento sea mucho menos espectacular que el de las grandes infraestructuras hidráulicas superficiales.

No obstante, en muchos países áridos o semiáridos las aguas subterráneas tienen ahora un papel de gran relevancia en la política hidráulica. Sin embargo algunos políticos todavía siguen ignorándolas, lo cual puede poner en peligro el uso sostenible del agua. Por tanto, es necesario promover el conocimiento de las aguas subterráneas para permitir un desarrollo sostenible de las mismas. Los principios básicos de este desarrollo sostenible son: solidaridad, subsidiaridad y participación de los muchos y pequeños usuarios, previamente educados en el tema, en los procesos de toma de decisiones.

Palabras clave: Aguas subterráneas, Uso conjunto, Sobreexplotación, Hidroesquizofrenia.

ABSTRACT

Since the early hydraulic civilizations, large engineering structures have been constructed in order to develop surface water. These infrastructures and their operation made a great contribution for building the civil society; cooperation and not confrontation was necessary for the common benefit. Development of groundwater through wells and khanats was at a smaller scale and usually did not require important societal cooperation.

During the first half of this century most of the large water developments were based on surface water (dams and canals). Most of those works were constructed and operated by government agencies and heavily subsidized with public money. The second half of this century may be characterized by a strong development of groundwater, mainly in the arid and semiarid regions. This development has been performed by many small stakeholders.

(*) Departamento de Geodinámica, Universidad Complutense. Madrid. 28040 Spain. Tel. 34 91 394 48 48/61; Fax: 34 91 394 48 45; E-mail: mrlamas@geo.ucm.es.

Although groundwater development has contributed significantly to provide food and potable water to mankind, usually it has been neither planned nor controlled by government agencies. In some places, this uncontrolled abstraction of water has given rise to problems, such as sea water intrusion in some coastal areas.

Since decades ago, it is recognized that, when physically feasible, the conjunctive use of surface and groundwater is usually the best solution to cope with the increasing demand of water. Nevertheless, the places in which surface and groundwater are managed jointly are scarce. The official water planners of most countries undergo "hydroschizophrenia", a "disease" or attitude which makes them to separate completely surface and groundwater, usually ignoring the latter.

The main causes of the hydroschizophrenia are analyzed in the following groups: 1) lack of hydrogeological know-how by the decision makers; 2) "perverse" subsidies to the large hydraulic works; 3) legal and/or administrative situation that usually considers surface water public dominion and groundwater private dominion; and 4) the invisible character of groundwater, which makes its development less spectacular in the media than the grandiose dams or canals.

Nevertheless, in most arid and semiarid countries, groundwater resources play now a relevant role in water resources policy, even if the decision makers may ignore it. This lack of awareness may put in jeopardy the sustainable use of surface and groundwater. Therefore, it is appropriate to promote such awareness on the relevance of groundwater resources in order to develop them in a sustainable way. The basic principles for such groundwater development are: solidarity, subsidiarity, and participation of educated stakeholders in the decision-making processes.

Key words: Groundwater, Conjunctive use, Over exploitation, Hydroschizophrenia.

1.- INTRODUCCIÓN

El agua, ese tan singular recurso de la naturaleza, es un elemento esencial para la existencia de cualquier tipo de vida. Ahora bien, el agua juega un papel muy destacado en muchas actividades del hombre.

No pocos consideran que los esfuerzos humanos para utilizar el agua en beneficio común fueron factores importantes para la organización de la sociedad, pues contribuyeron a buscar acuerdos de cooperación, en vez de luchas o confrontaciones. Así nacieron las denominadas civilizaciones hidráulicas (Egipto, Mesopotamia, Valle de Indus, río Amarillo en China, etc.) en algunos países áridos, en los que el regadío era esencial. Para ese aprovechamiento del agua se construyeron importantes estructuras ingenieriles (azudes de derivación, canales,...). Tanto la construcción de estas obras, como su operación y mantenimiento exigieron un trabajo solidario que se plasmó en los correspondientes acuerdos o leyes. Conviene recordar que el Código de Hamurabi (unos 1700 años a. de J.) es esencialmente una Ley de Aguas. Prácticamente todas estas estructuras ingenieriles se basaron en la derivación de aguas superficiales o en la captación de grandes manantiales.

El aprovechamiento de las aguas subterráneas mediante pozos excavados o galerías de infiltra-

ción también es muy antiguo. La Biblia hace ya referencia a los litigios de los israelitas con sus vecinos de entonces por la posesión de determinados pozos. Ahora bien, este tipo de aprovechamientos fueron -y son- frecuentemente unifamiliares o individuales y su funcionamiento no requiere, por lo general, establecer compromisos o acuerdos con otros usuarios de aguas subterráneas de la misma zona. Por ello, no puede decirse que el uso de las aguas subterráneas en la antigüedad contribuyera especialmente a la construcción u organización de la sociedad urbana o civil.

Esa situación se mantiene, aunque con ciertos avances, hasta bien entrado el presente siglo. En efecto, la primera mitad de este siglo se caracteriza por la construcción de algunas grandiosas obras hidráulicas a base de aguas superficiales. Entre las más representativas de estas obras hidráulicas están las realizadas por la Agencia federal de los EE.UU., denominada Bureau de Reclamation. Esta Agencia tuvo como objetivo principal la construcción de grandes presas y canales destinados a la producción de energía hidroeléctrica y al regadío en aquellos Estados de los EE.UU. situados al Oeste del río Mississippi, es decir, en zonas de clima predominantemente semiárido. La mayoría de esas grandes obras hidráulicas fueron financiadas con fondos públicos y proyectadas y gestionadas por Agencias gubernamentales. Algo parecido ocurrió, con un

mayor o menor desfase de tiempo, en otros muchos países, entre ellos España, en donde en los últimos 75 años se han construido cerca de mil embalses de aguas superficiales con una capacidad del orden de 50 km³.

Como antes se ha dicho, el aprovechamiento de las aguas subterráneas fue casi siempre relativamente modesto y realizado de modo inconexo e independiente por personas privadas o por pequeños municipios. Sin embargo, a partir del segundo tercio de este siglo, se produce un notable incremento del desarrollo de las aguas subterráneas. Este desarrollo se debe, fundamentalmente, a tres factores: 1) el avance de la Hidrogeología cuantitativa, 2) la mejora en las técnicas de perforación de pozos, y 3) el invento de la bomba de turbina que puede permitir obtener caudales de agua suficientes para regar decenas, o incluso centenas, de hectáreas mediante la perforación de un pozo de menos de medio metro de diámetro (CUSTODIO y LLAMAS, 1983, cap. 5.1).

Este notable y reciente desarrollo de las aguas subterráneas, por lo general, ha sido realizado por miles y miles de agentes sociales independientes. Es decir, no ha exigido un acuerdo o compromiso previo entre un grupo importante de los futuros beneficiarios de esas aguas subterráneas, como casi siempre ha ocurrido en los grandes aprovechamientos de aguas superficiales. Ese desarrollo, en general, no ha sido ni diseñado, ni construido, ni controlado, por oficinas gubernamentales o servicios públicos. Han sido los propios usuarios del agua los que, a sus propias expensas, han perforado los pozos que luego ellos mismos operan y mantienen.

Este aprovechamiento de aguas subterráneas, especialmente en los países áridos o semiáridos, ha contribuido de modo muy significativo a facilitar alimentos (mediante regadío) y agua potable a muchas zonas económicamente deprimidas del planeta y así han facilitado que amplias zonas hayan salido de la pobreza y el subdesarrollo económico.

En algunas zonas este desarrollo, con frecuencia intensivo y poco o nada controlado por las agencias gubernamentales responsables del agua, ha dado origen a diversos tipos de problemas hidro-

lógicos o ecológicos que pueden poner en peligro la continuidad de esos aprovechamientos. Buena parte de las veces, esos problemas pueden haber sido exagerados por los funcionarios de la Administración hidrológica correspondiente, debido a la falta de formación hidrogeológica. Otras veces ha sucedido lo contrario, hay problemas reales graves que han sido ignorados. Los dos casos extremos suelen tener una causa común; la escasez de expertos en aguas subterráneas en la correspondiente Administración hidrológica.

En general, los problemas principales de las aguas subterráneas no proceden de su utilización excesiva, sino de su contaminación que a veces se debe a acciones que no suponen ninguna extracción de aguas subterráneas. Tales son, por ejemplo, los vertederos de sustancias tóxicas o de residuos sólidos urbanos mal ubicados; o la contaminación difusa de suelos y aguas subterráneas, a causa de la moderna agricultura (de secano o regadío con aguas superficiales) con su uso (excesivo) de fertilizantes y pesticidas.

El deterioro de las aguas subterráneas puede, con frecuencia, afectar también a las aguas superficiales ya que el caudal de base de los ríos procede principalmente de la descarga de aguas subterráneas. Si éstas se contaminan, en un plazo mayor o menor de tiempo, los ríos también estarán contaminados. Por todo ello, para conseguir un desarrollo sostenible de los recursos hídricos es necesario conocer y, de algún modo, proteger las aguas subterráneas.

2.- OBJETIVO Y ENFOQUE

Desde hace al menos tres o cuatro décadas se viene hablando con progresiva frecuencia del gran interés y del valor práctico del uso combinado, o conjunto o alternativo, de las aguas subterráneas y de las aguas superficiales.

De hecho, el uso combinado, o más frecuentemente alternado, de aguas superficiales y subterráneas funciona en muchos sitios y desde hace muchos años (cf. LLAMAS, 1969; SAHUQUILLO, 1991); sin embargo, en muy pocas regiones del mundo a escala mediana o grande, ese uso conjunto se lleva a la práctica de un modo generali-

zados, planeados, dirigidos y controlados por alguna Agencia responsable de la gestión de recursos hídricos.

Existen hoy numerosos programas informáticos (Systems to Support Decision Making) preparados para facilitar a los gestores métodos racionales para poner en práctica una utilización conjunta de aguas superficiales y subterráneas (ANDREU and SAHUQUILLO, 1987; HANTUSH and MARIÑO, 1987; BASAGAOLU and MARIÑO, 1998). Sin embargo, como acabo de decir, en muy pocos sitios esos sistemas se aplican en la práctica de un modo planificado. Lo que existe en muchos sitios es un uso alternado, es decir, sólo cuando fallan (p.e. en las sequías) las aguas superficiales, que suelen ser casi gratis para los usuarios, se acude a las aguas subterráneas, que suponen un coste mayor.

Como dice MCCLURG (1996), el uso conjunto de las aguas superficiales y subterráneas es aparentemente un concepto fácil de entender. En tiempos de abundancia se usa el agua superficial sobrante para recargar artificialmente los acuíferos. En los tiempos de sequía, se bombean esas aguas almacenadas en los acuíferos. La idea es simple, pero su puesta en práctica es difícil, compleja y, a menudo, fuente de conflictos.

Las cuestiones técnicas sobre la capacidad del acuífero para recibir y guardar el agua de recarga deben ser adecuadamente estudiadas, pero no suelen suponer una especial dificultad. Los principales problemas suelen ser de tipo económico, legal y político. ¿Quién debe autorizar los volúmenes de agua superficial que se destinan a la recarga? ¿quién se hace cargo del coste y de la operación de las obras para realizar la recarga? ¿quién tiene derecho a utilizar el agua recargada? ¿qué tipo de organización controla y dirige la gestión?. Este tipo de cuestiones han retrasado durante muchos años la puesta en práctica de la recarga artificial en todo el mundo. Y eso a pesar de reconocer que: a) la recarga artificial es el método más eficaz de mejorar la garantía del suministro de agua; b) suele ser el menos costoso, y c) el más aceptable desde el punto de vista ambiental.

No obstante, la recarga artificial no es el único método, ni necesariamente el mejor, para gestio-

nar el agua subterránea. De hecho, el uso conjunto de aguas superficiales y subterráneas funciona en muchos lugares del mundo en los que las aguas subterráneas "naturales" sólo se bombean en los años secos y, en cambio, en los años húmedos se utilizan las aguas superficiales dejando que el acuífero se recupere de modo natural. Esta es, por ejemplo, la situación propuesta para el abastecimiento de la región de Madrid, en lugar de acudir a la construcción de nuevos embalses en regiones alejadas (cf. LLAMAS et al., 1996). Esta solución también es aplicada en el denominado Salt River Project, en Arizona (cf. LLURIA, 1994).

Desde el punto de vista institucional y legal, las modalidades para gestionar un acuífero pueden ser muy variadas. Por ejemplo en California, que es la región del mundo en la que antes y en mayor proporción se practica el uso conjunto, se diferencian actualmente (cf. HAUGE, 1999; Western Water Foundation, 1998) hasta seis métodos diferentes de gestionar un acuífero.

Este trabajo intentará contribuir a clarificar los diversos motivos (que no razones) que parecen ser la causa de la generalizada escasa gestión conjunta de aguas superficiales y subterráneas en casi todos los países. En realidad, esa escasa utilización conjunta o alternada no es sino un lógico corolario de la escasa atención que tradicionalmente se ha dedicado a las aguas subterráneas por las Administraciones hidráulicas de casi todos los países. Es una actitud (o "enfermedad") generalizada que, ya en 1972, Nace, el hidrólogo americano, definió como "hidroesquizofrenia".

Analizadas las causas y sus importantes consecuencias, se pasará a proponer algunas medidas o tratamientos que pueden ser útiles para eliminar esta "enfermedad", pues sin su erradicación o control puede decirse que es utópico pretender un desarrollo sostenible ni de las aguas subterráneas ni de las superficiales.

3.- ALGUNAS DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS ENTRE LOS APROVECHAMIENTOS DE AGUAS SUPERFICIALES Y SUBTERRÁNEAS.

La unidad de ciclo hidrológico fue ya científicamente establecido hace unos trescientos años y,

probablemente, pocos la niegan. Eso no obsta para que en amplios sectores de la sociedad, las aguas subterráneas estén rodeadas de un halo de misterio. Probablemente en casi todos los países todavía hay más zahoríes (o brujos del agua) que hidrogeólogos. Es un indicio más de la necesidad de mejorar sensiblemente la educación hidrogeológica del gran público.

Puede darse también otra postura extrema: la de considerar que las aguas subterráneas puedan gestionarse casi exactamente igual que las aguas superficiales. Lo cual puede conducir a actuaciones desafortunadas. Esto es lo que básicamente ha ocurrido en España en la nueva Ley de Aguas de 1985. Esta Ley fue hecha desde una "óptica superficial" y su aplicación a las aguas subterráneas -que declaró de dominio público- está teniendo múltiples problemas (cf. CUSTODIO y LLAMAS, 1997; LLAMAS, 1997). Parece, pues, conveniente destacar algunas diferencias entre el comportamiento de las aguas superficiales y subterráneas que tienen especial incidencia para conseguir una gestión adecuada de este recurso.

3.1.- Diferencias en características físicas y químicas

En la mayor parte de los acuíferos las aguas subterráneas se mueven con gran lentitud. Su velocidad casi siempre es inferior a 1 m/día. En cambio, las aguas superficiales fluyen en los ríos con velocidades del orden de 100 km/día, es decir, unas 100.000 veces más altas que las de las aguas subterráneas. Ahora bien, el flujo de aguas superficiales o subterráneas que fluye a través de una sección del terreno puede no ser tan distinto ya que el agua superficial circula por unos cauces de sección muy pequeñas en comparación a la sección del acuífero a través de la cual fluyen las aguas subterráneas.

En cambio, el agua almacenada en superficie (lagos, embalses artificiales y ríos) es muy pequeño en comparación con el volumen de agua dulce almacenada en los primeros dos o tres km de la corteza terrestre. Con frecuencia, en muchos países el agua subterránea dulce almacenada y extraíble en los acuíferos suele ser del orden de diez a cien veces superior al agua almacenada en los lagos naturales y/o en los embal-

ses hechos por el hombre; tal es, por ejemplo, el caso de California, donde hoy es generalmente admitido que el agua dulce extraíble almacenada en sus acuíferos es del orden de veinte veces superior al agua máxima que puede ser almacenada en los embalses superficiales con una capacidad del orden de 50 km³ (cf. Water Education Foundation, 1998).

Esto hace que el tiempo medio de tránsito de una partícula de agua en un embalse o lago superficial y en un acuífero sea muy distinto, desde semanas a meses en un lago, a decenios y hasta milenios, en la mayor parte de los acuíferos.

Este mayor almacenamiento del agua subterránea la suele conceder, por decirlo así, una gran inercia de modo que los acuíferos o embalses subterráneos sufren menos las "veleidades" o "caprichos" del clima. Esta característica de las aguas subterráneas es muy importante desde el punto de vista práctico, especialmente al programar acciones para mitigar los efectos de la sequía (cf. BRUMBAUGH et al., 1994; DZIEGLEWSI et al., 1993; LLAMAS, 1997).

En muchas regiones como California y España, el gran sistema existente de embalses de aguas superficiales suele plantear serios problemas de escasez de agua si se producen tres o cuatro años seguidos de sequía; sin embargo, para ese mismo plazo de tiempo los cambios en los acuíferos o embalses subterráneos suelen ser poco relevantes. Cada día hay una mayor conciencia de que hablar de caudales o aportaciones medias (superficiales) en una cuenca hidrográfica tiene poco sentido desde el punto de vista de mitigar las secuencias secas que, en los climas mediterráneos, pueden bien durar 4 o más años seguidos. Por ejemplo, ya en la actualización de 1993 del Plan Hidrológico de California, y también en la de 1998, se distinguen dos situaciones: una normal y otra en tiempo de sequía (cf. California Department of Water Resources, 1998).

Por otra parte, pretender controlar la irregularidad de las aportaciones fluviales esencialmente mediante la construcción de nuevos embalses puede no ser viable no sólo desde el punto de vista económico y ecológico, sino también hidrológico, ya que en los grandes embalses hiperales las pérdidas por evaporación pueden ser

muy significativas. Se estarían construyendo embalses, por decirlo así, para "dar de beber al sol", ya que una parte relevante del agua almacenada será evaporada sin producir un uso económico (cf. ARROJO et al., 1997).

Otra diferenciación muy relevante entre las aguas superficiales y subterráneas es su vulnerabilidad a la contaminación y su posible recuperación una vez contaminadas. Las aguas superficiales, como es bien sabido, son muy sensibles a los vertidos de sustancias tóxicas. Como ya se dijo, una partícula de agua (contaminada o no) viaja en un río con una velocidad típica del orden de 100 km/día. Eso supone, por ejemplo, que un vertido tóxico en la cabecera del río Rin en Suiza estaría en la desembocadura del río en Holanda en un par de semanas, aproximadamente. En cambio, las aguas subterráneas contaminadas se mueven con extraordinaria lentitud y antes de que un vertido contaminante en un acuífero, por ejemplo, por fugas de un tanque de gasolina, aparezca en un manantial, pozo o río pueden fácilmente transcurrir algunos años. En ocasiones, cuando se ha detectado una contaminación de aguas subterráneas, el agente causante de la contaminación -por ejemplo, una filtración de un tanque enterrado de sustancias tóxicas- puede no existir física o legalmente.

La descontaminación de un acuífero suele ser un proceso muy largo y muy costoso; a veces, prácticamente irreversible. En una declaración de la Unión Europea (D.O.C.E, 25.XI.96) se indicaba que la contaminación de las aguas subterráneas era el principal problema de la política del agua en Europa. Esa contaminación suele deberse esencialmente a los usos del terreno y no a la extracción de aguas subterráneas para regadío. Tal es el caso de la severa contaminación por nitratos que padecen numerosos acuíferos en el Reino Unido, Holanda, Dinamarca y Alemania, donde el regadío (con aguas superficiales o subterráneas) es muy reducido.

Otro "hidromito" frecuente entre los ingenieros hidráulicos clásicos es el de suponer -en virtud de la "sacrosanta" unidad del Ciclo Hidrológico- que todo bombeo de aguas subterráneas afecta de modo prácticamente instantáneo a un curso de agua o a un lago o embalse. Olvidan estos ingenieros que el "factor de afectación de un pozo es,

de modo aproximado, proporcionalmente inverso al cuadrado de la distancia del pozo al río y al coeficiente de almacenamiento del acuífero y proporcionalmente directo a la transmisividad del acuífero (cf. CUSTODIO, 1992 y 1993). Esto puede suponer en muchos casos que un bombeo situado a unos kilómetros de distancia de un río, en un acuífero libre y no muy permeable, puede tardar bastante años antes de que el caudal extraído afecte sensiblemente al río. En cambio, si se trata de un pozo muy próximo a un curso de agua y de un acuífero muy permeable, la afección al río será sensible al cabo de pocas horas. En resumen, cada caso hay que estudiarlo de modo individual sin caer en peligrosas simplificaciones o generalizaciones.

3.2.- Diferencias en aspectos sociales y económicos.

Aunque más adelante se volverá sobre estos aspectos, es importante destacar tanto su importancia como la escasez de datos socio-económicos relacionados con la política del agua, que existe en casi todos los países (United Nations, 1997, par. 127). Normalmente los grandes proyectos hidráulicos con aguas superficiales han sido promovidos, proyectados, construidos y financiados por agencias públicas y con dinero público. Eso ha solido exigir largas negociaciones previas. Los usuarios de esas aguas, si son muchos, como suele ser en los proyectos de regadío, han tenido que asociarse antes de algún modo. El tiempo transcurrido para que uno de esos grandes proyectos esté en pleno funcionamiento es, fácilmente, de treinta años o más.

Como contraste, la explotación de las aguas subterráneas ha solido ser, por lo general, fruto de la iniciativa privada o de los pequeños municipios o de las industrias. El número de captaciones en un acuífero con cierto grado de aprovechamiento puede fácilmente ser entre 1 y 5 pozos por km². Esto quiere decir que en un acuífero de 1.000 km² (un tamaño no muy grande) existen fácilmente varios miles de usuarios o beneficiarios que, por lo general, explotan ese recurso sin ninguna coordinación entre ellos. Entre otras razones porque son ellos mismos los que han financiado todos los gastos para la construcción, la operación y el mantenimiento de sus pozos.

Es universalmente conocido que los regadíos con aguas superficiales suelen ser muy poco eficaces. La FAO suele considerar (cf. KLOHN et al., 1998) que en los cultivos de regadío, las plantas sólo utilizan el 40% del agua que se les reserva o destina. Ello es debido a una serie de causas entre las que destacan el hecho de que el precio muy bajo del agua superficial de regadío no induce a su buen uso. Es cierto que no toda el agua excedente se pierde inútilmente, pues un porcentaje no pequeño vuelve a los cursos de agua bien sea casi directamente, por los drenajes, bien a través de los acuíferos; de este modo que esa agua "perdida" es aprovechada por otros usuarios de aguas abajo. Sin embargo, no hay duda de que este no es un buen procedimiento, ya que a lo largo de ese "reciclaje del agua", aumenta mucho su contenido en sales y sustancias contaminantes. La cuenca del río Segura en España y del río Colorado en los EE.UU. son dos casos clásicos de empeoramiento de la calidad de sus aguas por los flujos de retorno de los regadíos.

En general, parece que en los países meridionales de la Unión Europea el inventario de los aprovechamientos de las aguas subterráneas es bastante deficiente. Por ejemplo, la actual Ley de Aguas de España (1985) quiso organizar el Catálogo (de aguas privadas anteriores a la Ley) y el Registro (de aguas públicas), pero después de trece años, la situación de ambos inventarios de aprovechamientos de aguas subterráneas tiene un retraso considerable (ver LLAMAS, 1997 y MIMAM, 1998). En otros muchos países semiáridos menos desarrollados es lógico suponer que la situación puede ser todavía peor.

En los países en vías de desarrollo los regadíos con aguas superficiales, a veces, han contribuido a la propagación de enfermedades como la malaria, la filariasis y la bitharzia (KLOHN et al., 1998). Este problema no se da prácticamente nunca en los regadíos con aguas subterráneas.

4.- LA EVOLUCIÓN EN LA UTILIZACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

La documentación sobre los usos del agua suele ser incoherente, confusa, irregular, incluso entre los países de la Unión Europea, como se ha

puesto nuevamente de manifiesto en múltiples reuniones técnicas organizadas por la Unión Europea con objeto de llegar a una política de agua común.

La Agencia Europea de Medio Ambiente y la Conferencia Europea de Estadística parecen estar trabajando para resolver este problema. Es algo que, en cierto modo, ya fue resuelto hace un par de décadas por los EE.UU. donde cada cinco años el U.S. Geological Survey publica una detallada estimación de los usos del agua en ese país. En SOLLEY et al. (1993), puede verse la última estadística completa publicada referente a 1990. La estimación preliminar del uso del agua en los EE.UU. en 1995 ha sido publicada recientemente (SOLLEY, 1997).

Al ser tan deficiente la información sobre los usos del agua, en general, y del agua subterránea, en particular, no he considerado oportuno tratar de resumir aquí, en una tabla, los usos del agua subterránea de acuerdo con algunas enciclopedias clásicas, como las de VAN DER LEEDEN (1990) o GLEICK (1993). Al fin y al cabo, sería contribuir a difundir la "ilusoria fiabilidad" que tienen esos datos de acuerdo con GLEICK (1993).

Es frecuente que en muchos de los últimos trabajos de carácter internacional sobre la crisis del agua o sobre el desarrollo hidrológico sostenible, publicados por Naciones Unidas, no se distinga entre el uso de las aguas superficiales y subterráneas. Por ejemplo, en el reciente "Comprehensive Assessment of the fresh water resources of the World". "Report of the Secretary General" (United Nations, 1997) no se distinguen los usos de las aguas subterráneas de las aguas superficiales.

El día mundial del Agua de las Naciones Unidas, 22 de marzo de 1998, fue destinado ese año a poner de relieve la importancia de este recurso, pero en los documentos preparados con motivo de la reunión organizada por Naciones Unidas y el Gobierno Francés en París (19 a 21 de marzo de 1998) tampoco aparece una estadística mundial de los usos del agua subterránea (cf. United Nations, 1997). Sin embargo, es positivo ver que en el mensaje que para ese día envió el Secretario General de las Naciones Unidas, se pone el énfasis en la necesidad de prevenir la

contaminación de las aguas subterráneas (ANNAN, 1998).

Se plantea, pues, un difícil dilema: ¿cómo hacer una previsión de los usos del agua futuros cuando conocemos tan mal los usos del agua actuales?. La solución a corto plazo no parece fácil. Hay que huir tanto de optimismos infundados como de "profecías maximalistas". Por ejemplo, en el ya mencionado informe de las United Nations (1997, par. 84) se dice: *"aunque hay una gran incertidumbre acerca de las necesidades futuras de agua, es claro que todos los sectores tendrán una demanda creciente y que ya hay 'stress' en muchas regiones del mundo"*. SHIKLOMANOV (1998), en su último trabajo estima que la demanda de agua de 1995 a 2025 aumentará un 38% en el mundo, y un 20% en Norte América.

Sin embargo, casi al mismo tiempo, SOLLEY (1997) y referido a los usos del agua en los EE.UU. dice lo siguiente: *"Los usos totales en 1995 fueron un 2% menor que en 1990 y un 10% menor que en 1980, que fue el año de uso más alto en los EE.UU. Estas estimaciones indican que el uso del agua decreció de 1980 a 1995, aunque la población continuó aumentando en el mismo período"*. Evidentemente, la situación de los EE.UU. no es extrapolable al resto de los países, pero sí es una llamada de atención a la hipótesis de que los usos van a continuar aumentando como hasta ahora, especialmente si comienza a imponerse la idea de que los usuarios deben pagar, al menos, una parte esencial de las obras hidráulicas necesarias para llevarles el agua. Cuando el precio es casi nulo, la demanda es casi infinita. Esto no ocurre en los regadíos con aguas subterráneas. Por ello, es tan importante tener datos fidedignos (hidrológicos, económicos y sociológicos) sobre estos regadíos. Ese análisis debería ser hecho en todos los países, pero de modo especial en aquellos de escasos recursos económicos y de escasos recursos hídricos. En estos países, según United Nations (1997, par. 84) *"es claro que la escasez de recursos hídricos será un factor limitante pues en ellos será difícil y caro aumentar los recursos disponibles mediante la construcción de nuevos embalses superficiales"*. Vemos, pues, que Naciones Unidas ni siquiera hace una alusión al posible

papel de las aguas subterráneas para resolver esos problemas.

Por lo general, no hay un tratamiento específico y cuantitativo sobre los aprovechamientos de aguas subterráneas pero, a veces, se encuentran interesantes excepciones. Por ejemplo, en KLOHN et al. (1998) se puede leer lo siguiente:

"Aunque los sistemas más grandes de regadío se hacen con aguas superficiales, el agua subterránea tiene un papel estratégico. Como su garantía de suministro es mayor que la de las aguas superficiales, los regadíos basados en agua subterráneas suelen tener un mayor rendimiento. El agua subterránea constituye también un recurso de reserva cuando la sequía reduce la disponibilidad de agua superficial. Los agricultores acceden al agua y la extraen de modo individual, por ello tienen su gestión directa con la correspondiente atención a su mantenimiento y a los costes. El agua subterránea normalmente es sana y no implica peligro de enfermedades hídricas. El acceso al agua subterránea es con frecuencia un factor crítico que permite a las poblaciones rurales salir de la pobreza, pues este recurso puede ser conseguido cerca de donde va a ser utilizado".

Un dato concreto (cf. LLAMAS, 1998 a) que viene a confirmar este párrafo es la situación en España, donde el regadío total es de 3,5 millones de ha. De éstas, 2,5 se riegan con aguas superficiales y utilizan unos 20 km³/año de agua, es decir, una dotación de 8.000 m³/ha. El millón de ha restante se riega con aguas subterráneas con un bombeo de 4 a 5 km³/año, es decir, con una dotación de unos 4.500 m³/ha. Pues bien, lo más interesante es saber que con esos 4 ó 5 km³ de agua se produce más en valor monetario y en puestos de trabajo que con los 20 km³ de aguas superficiales. Así pues, en España el rendimiento socio-económico de los regadíos con aguas subterráneas viene a ser unas cuatro o cinco veces superior al de los regadíos con aguas superficiales.

KLOHN et al. (ibid) insisten en los peligros que entraña la explotación de las aguas subterráneas con un énfasis que, en mi opinión, no es realista. Dicen lo siguiente: *"El uso del agua subterránea para el regadío está próximo a su límite explota-*

ble en muchos países donde se da un bombeo excesivo en las proximidades de centros urbanos o en zonas agrícolas de alto rendimiento. Ya quedan pocos recursos hídricos subterráneos por explotar. Además, por las mismas razones que este recurso es atractivo para el regadío, este recurso está fuertemente solicitado para usos urbanos. Los principios tecnológicos para la gestión de acuíferos son bien conocidos pero el marco socio-económico adecuado para su aplicación, con frecuencia, no existe. El resultado, a veces, es una sobreexplotación del acuífero de tipo mercantil que a menudo se traduce en la perforación de pozos cada vez más profundos hasta que sólo unos pocos usuarios de cosechas o de acciones de gran valor sobreviven en la competición".

Como en la cita anterior, con relativa frecuencia se alude a la "fragilidad" de las aguas subterráneas. Se ha difundido así el "hidromito" (cf. CUSTODIO y LLAMAS, 1997) de que el agua subterránea es un recurso especialmente delicado -de "mírame y no me toques"- de modo que es preferible -cuando sea posible- ir a soluciones a base de aguas superficiales. Esta visión no parece responder a la realidad, al menos de modo generalizado.

Por ejemplo, este autor no conoce todavía ningún caso en el que la explotación intensiva de un acuífero de tamaño medio o grande haya terminado en un desastre económico o social. La única excepción puede ser la salinización de algunas zonas costeras, pero este proceso casi siempre está causado por una mala ubicación de los pozos de extracción y no por una extracción excesiva (cf. LLAMAS, 1998). Y esto es así también en los países no desarrollados, como se puso de manifiesto en las Jornadas que sobre este tema organizaron las Naciones Unidas en Canarias (cf. CUSTODIO y DIJON, 1991).

Sin embargo, los casos de proyectos de regadíos con aguas superficiales fracasados o seriamente deteriorados son extraordinariamente numerosos. Por ejemplo, el costoso regadío de Chira-Piura en Perú quedó seriamente perjudicado debido a la reducción del volumen de su principal embalse, el de Poechos. La capacidad inicial de este embalse (unos mil millones de metros cúbicos)

quedó reducida a la mitad debido a los aportes sólidos traídos en las primeras inundaciones de El Niño poco después de su construcción en el comienzo de la década de los ochenta.

KLOHN et al. (1998) y otros varios autores suelen indicar que el principal fracaso de los sistemas de regadío suele ser el encharcamiento y/o la salinización de suelos. El World Resources Institute (citado en KLOHN et al., 1998) considera que hay en el mundo entre 80 y 110 millones de ha de terreno cultivable afectados por problemas de encharcamiento y/o salinización de suelos y está debido a un mal drenaje junto con una aplicación excesiva de agua de regadío. Recordemos que esa cifra supone entre el 25 y el 35% de toda la superficie agrícola mundial regada. En su reciente informe oficial sobre el Agua, Las Naciones Unidas (1997) repetidas veces aluden al serio problema de la salinización y encharcamiento de suelos en los regadíos mal diseñados, pero consideran que los suelos afectados son sólo el 20% de los 250 millones de ha que se riegan en todo el mundo. Este hecho, por otra parte, es bien conocido desde hace muchos años (cf. CUSTODIO y LLAMAS, 1975) y, en ocasiones, como en los regadíos del Punjab (Pakistán) el problema se ha resuelto haciendo descender el nivel freático mediante la extracción de agua subterránea que, a su vez, se emplea para regar.

El proceso de la salinización/encharcamiento de los suelos (a consecuencia de regadíos con aguas superficiales mal diseñadas) no es un fenómeno exclusivo de países en vías de desarrollo. Así, por ejemplo, los problemas de salinización de suelos y de impacto ecológico en los regadíos de la vertiente occidental del Valle de S. Joaquín, en California, han dado lugar a una abundante literatura científica y sociológica (cf. SUDMAN, 1998; TANJI, 1991; California Water Resources Department, 1998), pero sigue sin haberse encontrado todavía una solución clara.

5.- LA "HIDROESQUIZOFRENIA" Y SUS CAUSAS

5.1.- Aspectos generales.

Como ya se ha dicho, el desarrollo que han tenido los aprovechamientos de aguas subterráneas en el último medio siglo ha sido muy impor-

tante, pero rara vez ha sido tenido en cuenta adecuadamente por los responsables de la política del agua en el respectivo país.

A modo de ejemplo, veamos lo sucedido en España. La década de los sesenta fue una época de gran desarrollo económico e industrial. Es la época de los "planes de desarrollo". En esos años se preparó el que se puede considerar es el primer Plan Hidrológico español, que fue una parte del Plan de Regadíos. Fue aprobado en 1966 y publicado en 1967. Este autor formó parte de la Comisión que elaboró ese Plan; y presentó a esa Comisión lo que puede considerarse la primera evaluación cuantitativa de los recursos y reservas de aguas subterráneas en España. Esa evaluación no fue aceptada por la Comisión para ser incluida en el Plan y este autor la publicó, a título personal, en una revista científica en 1966. En la década de los setenta ya se publicaron otras evaluaciones similares por el Instituto Geológico y Minero de España y por otros autores (cf. LLAMAS 1985).

En 1993 el Ministerio de Obras Públicas hizo pública su propuesta de Plan Hidrológico Nacional (PHN), en la que ya aparecen evaluados los recursos de aguas subterráneas, sus usos y/o problemas. Esto supuso un sensible avance en relación con la situación en la década de los sesenta, pero el PHN tenía algunos errores notables (cf. LLAMAS, 1994). Por éste y otros motivos, esa propuesta de PHN fue prácticamente retirada. El nuevo Gobierno que comenzó en 1996 todavía no ha presentado su PHN. Ha anunciado repetidas veces que pronto va a presentar para su discusión un Libro Blanco sobre el Agua en España, que cuando se escriben estas líneas (agosto 1998) todavía no está disponible. El Ministerio de Medio Ambiente sí ha puesto en circulación, desde 1997, una propuesta de modificar la actual Ley de Aguas de 1985. Esta propuesta trata de modo claramente insuficiente la problemática de las aguas subterráneas (cf. LLAMAS, 1998 a). En resumen, aunque en España, en los últimos treinta años ha habido avances significativos en la consideración de las aguas subterráneas en la política nacional del agua, la situación todavía dista bastante de ser aceptable. Estos avances se han debido en no pequeña parte a la actuación del Grupo Español de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos

(cf. CUSTODIO et al., 1998). No conozco los detalles de la situación en otros países, pero me parece que el caso español ni es único ni es el peor de los países que integran la Unión Europea. La situación en la mayor parte de los países en vías de desarrollo probablemente será peor.

Vemos, pues, que esa actitud de separar el análisis y gestión de las aguas superficiales del análisis y gestión de las aguas subterráneas, por lo general con olvido de las segundas, es casi universal. Esta actitud fue calificada como "hidroesquizofrenia" en 1972 por Raymond Nace, un conocido hidrólogo americano. Un año más tarde, este autor hizo un primer análisis de esta enfermedad en España, que fue luego actualizado en otros nuevos análisis (LLAMAS, 1985, 1994, 1997).

En lo que sigue, se considerarán brevemente y a nivel genérico cuáles suelen ser las causas generales de esa "enfermedad". A esas causas generales suelen añadirse otras específicas de cada país que pueden ampliar, como ha ocurrido en España, los efectos de la "enfermedad" (cf. LLAMAS, 1985).

5.2.- La falta de educación hidrogeológica, como causa de la "hidroesquizofrenia".

La Hidrogeología es una ciencia o tecnología relativamente joven. En sus aspectos cuantitativos tiene poco más de un siglo. En numerosos países, durante las dos o tres últimas décadas, el número de investigadores y/o profesores universitarios dedicados a la Hidrogeología ha aumentado mucho. Por ejemplo, en la Universidad española, la primera plaza de profesor estable de Hidrogeología fue ocupada en 1971. Hoy hay más de 50 profesores estables de Hidrogeología en las Universidades españolas y ese número es probable que siga aumentando en los años próximos. Como contrapunto de esta expansión de la Hidrogeología hay que hacer notar que frecuentemente es reducida la atención prestada a la enseñanza de la Hidrogeología en buena parte de las Escuelas Superiores de Ingeniería Civil de España, donde todavía la planificación hidrológica y la política del agua suelen ser dirigidas por

ingenieros civiles. Esta es una situación frecuente en muchos, por no decir, casi todos los países.

También hay que hacer notar que ese cambio en la educación hidrogeológica apenas ha llegado al gran público para el que, en general, las aguas subterráneas siguen siendo algo misterioso, casi imposible de conocer.

Se impone, pues, un aumento del esfuerzo realizado para la educación del gran público incluida, por supuesto, la escuela primaria. Cada año, y en muchos países, aparecen nuevos programas educativos sobre el agua, pero no son suficientes todavía. Estos programas han sido diseñados y distribuidos tanto por entidades públicas como por organizaciones privadas o no gubernamentales. Entre estas últimas me parece interesante mencionar la "Guía sobre el agua subterránea" del Water Education Foundation (1998) o el folleto sobre los problemas del agua en California (cf. SUDMAN, 1997) también del Water Education Foundation. El U.S. Geological Survey ha publicado numerosos folletos de divulgación y últimamente un programa educativo "Water Science for Schools" (ver Home Page: <http://www.gsa.gov/edu/mwater.html>). Otros proyectos similares cada vez más ambiciosos pueden aparecer en fechas próximas; tal parece ser el que está promoviendo el Stockholm Environment Institute, titulado "Water Planet" (ver home page: <http://www.waterplanet.se>).

5.3.- Las "subvenciones perversas" como causa de "hidroesquizofrenia".

Después de más de treinta años tratando de estos temas, hace ya cuatro años llegué a la conclusión de que la principal, aunque no única, causa de la "hidroesquizofrenia" es que los aprovechamientos de aguas subterráneas suelen tener una protección económica o subvención mucho menor, a veces nula, en comparación con las importantes ayudas económicas procedentes de fondos públicos que han tenido y tienen la casi totalidad de las grandes obras hidráulicas (cf. LLAMAS, 1997).

Bastantes autores hemos venido insistiendo desde hace años en que los aprovechamientos que utilizan aguas subterráneas suelen ser eco-

nómicamente más ventajosos que los que utilizan aguas superficiales. Sin embargo, para el usuario directo del agua, esto muchas veces no es así, ya que los gastos de construcción y a veces también los de mantenimiento y operación del sistema, no son por cuenta del beneficiario de esa agua, o si lo son es en una pequeña proporción. Esos costes son transferidos al erario público por procedimientos más o menos directos. Esta situación no es específica de España, sino que ocurre en casi todos los países (cf. MYERS and KENT, 1998; LLAMAS, 1998 a y c).

La Comisión y el Parlamento de la Unión Europea están preparando una Nueva Directiva-Marco sobre el Agua, que incluye un artículo exigiendo que el beneficiario del agua debe pagar todos los costes incurridos para proporcionarle esa agua (incluidas también las externalidades). Hay que decir, sin embargo, que este artículo del "full cost" está encontrando una fuerte oposición en muchos estados miembros de la U.E. y es difícil predecir cómo quedará su redacción final. Esta oposición se debe, principalmente, a los agricultores de los estados miembros mediterráneos que sostienen que sus agricultores de regadío no pueden ser competitivos si tienen que pagar el coste real del agua. Esto, evidentemente, no es así, al menos con carácter general, ya que los regantes con aguas subterráneas pagan normalmente el "full cost" del agua que utilizan. Por otra parte, esa agricultura con aguas subterráneas suele ser la más valiosa económicamente. Además, como MYERS and KENT (1998) exponen, estas subvenciones a las grandes obras hidráulicas no sólo son perjudiciales para la economía sino también para el medio ambiente. Sin embargo, la influencia de los grupos interesados en que se mantenga ese sistema tradicional de agua de regadío quasi-gratuito son muchos y fuertes, como en referencia a España he escrito recientemente (cf. LLAMAS, 1997 y 1998a).

Finalmente, dada la relativa frecuencia con la que los medios de comunicación dan noticia de políticos corruptos que han recibido dinero ilegal por la adjudicación de grandes obras hidráulicas, no puede desecharse que en algunos casos esto sea un motivo para que esos políticos prefieran las grandes obras hidráulicas a su equivalente solución en aguas subterráneas.

Sin embargo, los factores económicos no constituyen siempre el núcleo de los problemas hídricos. Es bien sabido que, con frecuencia, los problemas del agua tienen un fuerte comportamiento emocional. En junio de este año, un conocido profesor de hidrogeología de Israel publicó, en hebreo, un sugerente artículo titulado "Una fábula sobre el Agua" (ISSAR, 1998). En él sostiene que los discursos sobre el agua subterránea de la zona de los montes de Judea, que es objeto de numerosas discusiones entre israelitas y palestinos, tiene muy poca relevancia económica. En su "fábula" dice Issar que los 200 millones de metros cúbicos en discusión podrían ser sustituidos por agua del mar desalinizada (con coste de unos 200 millones de dólares/año, lo que equivale al 0,4% del Producto Nacional Bruto) y que, además, estos 200 millones de dólares podrían ser recuperados con creces si en el acuerdo con los palestinos se reduce sensiblemente el robo anual de unos 40.000 coches propiedad de israelitas, que suele ser atribuido a los palestinos. No es probable que la tesis de Issar sea admitida por los responsables de Israel.

5.4.- La organización legal/administrativa como causa de "hidroesquizofrenia".

Para algunos, una causa importante de "hidroesquizofrenia" en muchos países es que: a) las aguas subterráneas no son de dominio público, sino que esencialmente pertenecen al dueño del terreno en el que está localizada la correspondiente captación; b) la administración hidrológica puede estar dividida entre varias Agencias o Departamentos; por una parte, algún Departamento (Obras Públicas, Agricultura, Planeamiento, Medio Ambiente) se ocupa de las aguas superficiales y, por otra parte, las aguas subterráneas son controladas, con mayor o menor rigor, por un Instituto o Servicio Geológico dependiente de otro Ministerio.

Estos factores pueden contribuir a producir "hidroesquizofrenia", pero casi nunca son su causa principal. La idea de que una Administración única del agua puede resolver todos los problemas y que el agua debe ser de dominio público suele ser una aproximación simplista cuya aplicación puede ser incluso contraproducente.

Eso es lo que ha ocurrido en España donde "teóricamente" tanto las aguas superficiales como las subterráneas son ahora gestionadas por los Organismos de cuenca y donde las aguas subterráneas fueron declaradas de dominio público con la nueva Ley de Aguas de 1985. Ya entonces, escribí (cf. LLAMAS, 1985) que en España la declaración de dominio público no era ni necesaria ni suficiente. La situación caótica administrativa y legal en la que actualmente se encuentra la administración de las aguas subterráneas en España ha venido a darme la razón. Por ejemplo, en un reciente estudio del Ministerio de Medio Ambiente (1998) se estima que sólo la "clarificación jurídica" de los pozos situados en acuíferos de elevada sobreexplotación exige una inversión del orden de 2000 millones de pts. La realidad es que esa cifra habrá que multiplicarla, al menos, por dos y que los acuíferos objeto de esta "clarificación jurídica" son sólo 76 sobre un total de más de 400 acuíferos españoles.

Como contraste, y visto de modo muy esquemático, es interesante consignar lo ocurrido en California, un país que tiene una interesante semejanza hidrológica y en los usos del agua con España. En California, las aguas subterráneas son esencialmente privadas y las posibles actuaciones sobre los acuíferos declarados sobreexplotados no corresponden, en general, al Department of Water Resources de California ni al Water Resources Control Board, que son los principales organismos con competencias en materia de aguas. Las actuaciones que exigen una gestión conjunta de las aguas subterráneas corresponden a organismos o asociaciones de nivel local o regional. En 1994, el Congreso de California aprobó la denominada Ley AB3030 cuyo objetivo es dar incentivos para la creación "voluntaria" de "groundwater management districts", que continuarán gestionándose a nivel no estatal. Para algunos, esta falta de planificación central es una causa principal de los problemas del agua en California, que no son pocos. La realidad es que California es la región del mundo en la que desde hace treinta o cuarenta años se practica más la utilización conjunta de aguas superficiales y subterráneas, lo cual puede hacerse hasta con seis modalidades diferentes (cf. BACHMAN et al., 1997; HAUGE, 1999; Mc CLURG, 1996; California Department of Water

Resources, 1998), de acuerdo con las circunstancias legales de cada acuífero.

Una situación sólo relativamente similar puede encontrarse en el vecino estado de Arizona que promulgó en 1980 una nueva Ley sobre las aguas subterráneas. Arizona es una región que, como su nombre indica, es predominantemente árida. La nueva Ley se caracteriza por su respeto a los derechos adquiridos o "the grandfather rights" y por el fomento del uso conjunto del agua superficial y subterránea en distintas modalidades pero, especialmente, mediante la recarga artificial de acuíferos (cf. LLURIA and FISK, 1994).

En resumen, es indudable que la situación administrativa/legal de las aguas subterráneas tiene un impacto en la gestión de las aguas subterráneas, pero la solución no necesariamente está en tener una única Administración (dirigida por una especie de Hydraulic Big Brother/Sister de tipo orwelliano) y en declarar legalmente todas las aguas de dominio público.

5.5.- La invisibilidad -falta de valor estético- de las aguas subterráneas como fuente de "hidroesquizofrenia".

Hace ya algunos años que las Naciones Unidas, en su calendario, declararon el "día del agua" el 22 de marzo. En ese día se recomienda organizar en todo el mundo alguna actividad que sirva para elevar la concienciación social sobre este recurso. El lema del día del agua del 22 de marzo de 1998 fue "El Agua: un recurso invisible que hay que proteger".

La "invisibilidad" del agua es una de las principales causas de "hidroesquizofrenia" por varios motivos. En primer lugar, hace que las aguas subterráneas no tengan uno de los principales atributos que tienen las aguas superficiales: su estética o notable belleza plástica, que ha hecho que el agua sea objeto de poesía, y profusamente utilizada en los rituales y liturgias de casi todas las religiones. Por ello, el conocimiento del gran público sobre el agua subterránea suele ser pequeño.

La gran belleza plástica que pueden algunas grandes obras hidráulicas (excepto en los tiem-

pos de sequía) hace que su inauguración sea algo que goce de gran predicamento entre los políticos. ¡Qué duda cabe de que la imagen en televisión de un político abriendo la compuerta de un gran canal o el desagüe de fondo de una presa es mucho más vistosa que la pequeña caseta (puede haber cientos iguales) que protege la cabeza de un pozo!.

Esto suele conducir a que, en estos tiempos en que los "media", especialmente la televisión juega un papel tan importante, los políticos suelen preferir las grandes obras hidráulicas superficiales a las soluciones equivalentes a base de aguas subterráneas.

6.- ACCIONES PARA CONSEGUIR LA INSERCIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN UN SISTEMA DE GESTIÓN INTEGRADA.

De lo anteriormente expuesto se deduce que las principales dificultades para que las Administraciones hidráulicas (Federales, Estatales, Locales) integren de modo práctico el uso conjunto (o alternado) de aguas superficiales y subterráneas son: 1) por una parte, la frecuente existencia de ideas equivocadas sobre el valor y la confiabilidad de las aguas subterráneas en amplios sectores de la sociedad, que van desde el personal técnico de las Administraciones hidrológicas al gran público; y 2) por otra parte, la presión de poderosos grupos económicos (agricultores, constructores, oficinas de ingeniería,...) que desean a toda costa que no desaparezca o disminuya la "cultura de la subvención".

En las últimas décadas se ha alcanzado una mayor concienciación sobre el papel que están jugando las aguas subterráneas en la política hidrológica de muchos países. Sin embargo, esa concienciación todavía no parece haber llegado con la necesaria evidencia o fuerza a los núcleos más importantes de toma de decisiones a nivel internacional y nacional. La coyuntura socio-económica mundial, tal como la describen MYERS and KENT (1998): tendencia a la privatización de muchos servicios hídricos, desarrollo sostenible, preocupación ecológica, reducción del déficit público,... es la adecuada para que en los próximos años se puedan dar pasos importantes para conseguir un mejor desarrollo y control de las aguas subterráneas.

Para lograr esos objetivos se sugieren, con cierto carácter de prioridad, las acciones siguientes:

Primera acción

Intervención más activa de los grupos profesionales de hidrogeólogos a nivel internacional (AIH, ALSHUD, IWRA...) y nacional (ABAS, GE-AIH,...) con objeto de hacer llegar su voz a los medios de comunicación y a los respectivos Gobiernos (Federales, Estatales y Locales). También habría que hacer llegar con fuerza esta voz a ciertos organismos internacionales recientemente constituidos, como la Water Global Partnership (ligada al Banco Mundial), el Consejo Mundial del Agua y a la Comisión Mundial de Grandes Presas.

Segunda acción

Promocionar o fomentar los programas de educación sobre el agua para las escuelas primaria y secundaria y procurar que en esos programas se dé el debido peso al agua subterránea. Quizá más que inventar programas nuevos se trataría de adaptar a las necesidades locales algunos de aquellos ya elaborados recientemente, como los ya mencionados del U.S. Geological Survey, de la Water Education Foundation o del Stockholm Environment Institute.

Tercera acción

Exigir en la medida de lo posible una mayor transparencia y facilidad de acceso a los datos hidrológicos, tanto superficiales como subterráneos. Y de modo especial sobre los datos económicos y de impacto ambiental. Esta transparencia facilitaría la concienciación social sobre la necesaria solidaridad en el uso de las aguas subterráneas.

Cuarta acción

Exigir en la mayor medida posible que todo proyecto de aguas de cierta importancia tenga su correspondiente análisis de viabilidad económica y de impacto ecológico. Estos estudios deben hacerse no sólo "a priori" para los nuevos proyectos de obras, sino también "a posteriori" y

principalmente", es decir, sobre aquellas grandes obras hidráulicas de cada país. Es de prever que la inercia burocrática no hará fácil conseguir este objetivo.

Quinta acción

Impulsar la mayor participación de los agentes sociales afectados por los proyectos hidráulicos en los distintos procesos para la toma de decisiones. Estos procesos, en la mayor medida posible deben ser "bottom-up" y no "top-down". Para la gestión de acuíferos parece imprescindible la constitución de Comunidades o Asociaciones de Usuarios de las aguas subterráneas. Estas deben tener una gran autonomía, pero siempre bajo un cierto control de la oportuna administración hidráulica. Hay que aplicar prudentemente el principio de la subsidiaridad; lo que puede hacer un grupo social menor no debe hacerlo un grupo social mayor. En cierto modo, es aplicar aquí también la idea del conocido libro "Small is beautiful" (SCHUMACHER, 1972).

Sexta acción

En las regiones áridas y semi-áridas en las que el regadío es el principal usuario del agua -y, usualmente, el principal contaminador de los acuíferos- parece imprescindible trabajar conjuntamente con los adecuados representantes de los agricultores, tanto a nivel asociativo como a nivel científico y tecnológico.

Séptima acción

Los cambios en la organización legal y administrativa de las aguas (superficiales y/o subterráneas) pueden contribuir a mejorar (o empeorar) la situación. Suelen ser los más fáciles de realizar, pero su eficacia será probablemente muy pequeña si no va precedida y/o acompañada por la mayor parte de las acciones antes descritas.

7.- CONCLUSIONES

En las últimas décadas el desarrollo del agua subterránea ha experimentado un notable aumento, especialmente en los países áridos y

semiáridos. Este mayor uso del agua subterránea ha contribuido de modo muy significativo a reducir los problemas de falta de agua potable y de escasez de alimentos en muchos países en vías de desarrollo.

Por lo general, este desarrollo de las aguas subterráneas ha sido realizado por agricultores particulares o por pequeños municipios; y ha sido financiado con fondos privados o municipales. Como contraste, las grandes obras hidráulicas con aguas superficiales han sido financiadas con fondos públicos o mediante deuda exterior. Aunque pueden variar mucho de un país a otro, parece probable que la producción económica y el empleo procedente del regadío con aguas subterráneas con frecuencia es igual o superior a la del regadío con aguas superficiales, aunque el uso de agua sea notablemente menor. Parece urgente e importante que se obtengan pronto los datos oportunos socio-económicos para comprobar si estas hipótesis son válidas en la mayor parte de los países áridos o semiáridos.

La gestión planificada y el control de las aguas subterráneas han sido y continúan siendo, por lo general, inexistentes o rudimentarios. Esto puede haber dado lugar a ciertos problemas sociales o ecológicos (impacto a ecosistemas valiosos o intrusión de agua salina) que, en general, todavía no son relevantes si se comparan, por ejemplo, con los problemas de salinización y encharcamiento de suelos originados en los regadíos con aguas superficiales.

Los principales obstáculos para un mejor conocimiento y gestión de las aguas subterráneas provienen de ciertos grupos de interés económico y de la inercia institucional de algunas administraciones hidráulicas.

La actuación de asociaciones profesionales como la Asociación Internacional de Hidrogeólogos ha contribuido a poner de manifiesto y a resolver estos problemas. Parece necesaria una actuación más enérgica y extensa en los próximos años, si se desea contribuir a un desarrollo sostenible de los recursos hídricos en todo el planeta.

AGRADECIMIENTOS

La realización de este trabajo ha sido posible en

buena parte gracias a una ayuda de la Fundación del Amo que me permitió trabajar durante el verano de 1998 en la Universidad de California, campus de Davis.

REFERENCIAS

- ANNAN, K. (1998). "Secretary General calls for prevention of groundwater pollution", in message for World Water Day, 22 March, United Nations, Press Release SG/SM/6496, OBV/40.
- ASMAL, K. (1998). "El agua como una metáfora de gobierno: consideraciones sobre la gestión de los recursos hídricos en Africa", *Naturaleza y Recursos*, vol. 34, n° 1, pp. 21-27.
- ANDREU, J. and SAHUQUILLO, A. (1987). "Efficient aquifer simulation in complex systems", *ASCE Journal of Water Resources Planning and Management*, Vol. 113, No. 1, pp. 116-129.
- ARROJO, P., FERNÁNDEZ, J., LLAMAS, M.R. y DÍEZ, A. (1997). "Comentarios al artículo 'Explotación del embalse de La Serena' por J.A. Ceballos", *Revista de Obras Públicas*, Mayo, pp. 70-78.
- BASAGAOGLU, H. and MARIÑO, M.A. (1998). "Joint management of surface and ground water supplies", *Ground Water*, (in press).
- BRUMBAUGH, R., WERICK, W., TUIZ, W. and LUNEL, J. (1994). "Lessons learned from the California drought", Executive Summary, IWR Report 94-NDS-6, U.S. Army Corps of Engineers, 36 pp.
- BACHMAN, S., HAUGE, C., NEESE, K. and SARACINO, A. (1997). "California Groundwater Management", *Groundwater Resources Association of California*, Sacramento, California, 145 pp.
- California Department of Water Resources (1998). "Draft for Public Review of the California Water Plan Update", *Bulletin 160-98*, Sacramento, California, 2 vol., 800 pp. approximately.
- CUSTODIO, E. (1992). "Hydrogeological and hydrochemical aspects of aquifer overexploitation", in *Selected Papers in Hydrogeology* (Summers et al., ed.), International Association of Hydrogeologists, Heise, Hannover, vol. 3, pp. 3-28.
- CUSTODIO, E. (1993). "Aquifer intensive exploitation and over-exploitation with respect to sustainable development", *Proceeding of the International Conference on Environmental Pollution*, European Centre for Pollution Research, vol. 2, pp. 509-516.
- CUSTODIO, E. y LLAMAS, M.R. (1975, 1983) "Hidrología Subterránea", Editorial Omega, Barcelona. 2 vol. 2390 pp.
- CUSTODIO, E. and DIJON, R. (1991). "Groundwater overexploitation in development countries" Report of an U.N. Interregional Workshop, U.N. INT/90/R43, 116 pp.
- CUSTODIO, E. y LLAMAS, M.R. (1997). "Consideraciones sobre la génesis y evolución de ciertos "Hidromitos" en

España", en: En Defensa de la Libertad - Homenaje a Víctor Méndez, Instituto de Estudios Económicos, Madrid, pp. 167-179, ISBN : 84-88533-29-2.

CUSTODIO, E., LLAMAS, M.R. and VILLARROYA, F. (1998). "The role of the Spanish Committee of the International Association of Hydrogeologists in the Management and Protection of Spain's groundwater resources", Hydrogeology Journal, Vol. 6, No. 3, pp. 3-14.

DZIEGIELEWSKI, B., GARBHARRAN, H.P. and LANGOWSKI, J.F. (1993). "Lessons learnt from the California Drought 1987-1992", Institute for Water Resources, U.S. Army Corps of Engineers, IWR Report 93-NDS-5, 207 pp + 4 apéndices.

GLEICK, P. (1993). "Water in crisis: a guide to the world's fresh water resources", Oxford University Press, 493 pp.

HANTUSH, M.S. and MARIÑO, M.A. (1989). "Chance-constrained model for management of stream-aquifer system", Journal of Water Resources Planning and Management, ASCE, Vol. 115, No. 3, pp. 259-277.

HAUGE, C. (1998). "Water in California-1988, a brief update" to be presented in the Cordilleran Section of the Geological Society of America, 1999, preprint 10 pp.

ISSAR, A. (1998). "The water as a Fable" Ha'Aretz June 1998, Jerusalem. (in Hebrew, translation by author).

KLOHN, W.E., APPELGREN, R.G. and OHLSSON, L. (1998). "Water and Food", UNESCO Congress on "Water in the 21st Millenium: a looming crisis?", Paris 2-5 June 1998, vol. 2, preprint 14 pp.

LLAMAS, M.R. (1969), "Combined use of Surface and Ground Water for the Water Supply to Barcelona (Spain)", Bulletin of the International Association of Scientific Hydrology, XIV Année, num. 3, September 1969, pp. 119-136.

LLAMAS, M.R. (1985), "Spanish Water Resources Policy: The Illogical Influence of Certain Physical and Administrative Factors", Mem. of the 18th International Congress of the International Association of Hydrologists, Vol. XVIII, part. 2, pp. 160-168.

LLAMAS, M.R. (1994), "El Plan Hidrológico Nacional y las Aguas Subterráneas. Otro punto de vista", Revista de Obras Públicas, Marzo, pp. 13-16.

LLAMAS, M.R. (1997). "Declaración y financiación de obras hidráulicas de interés general, mercado del agua, aguas subterráneas, planificación hidrológica (Comentarios en relación con el Borrador de Mayo de 1997 de Reforma de la Ley de Aguas de 1985)", en Ingeniería del Agua, vol. 4, n° 3, 11 pp.

LLAMAS, M.R. (1998a). "Las políticas agrarias y del agua en España", en Vida Rural, año V, n° 3, 3 pp.

LLAMAS, M.R. (1998b). "Groundwater overexploitation", Proceeding of the UNESCO Congress on "Water in the 21st Century: a looming crisis?", Paris, 2-5 June 1998, vol. 2, preprint 20 pp.

LLAMAS, M.R. (1998c). "The limits of classical options in the exploitation of irregular resources" in Seminar The European Spatial Development Perspective. Thessaloniki, Greece, 2-3 July 1998, preprint 19 pp.

LLAMAS, M.R., VILLARROYA, F. and HERNÁNDEZ, M.E. (1996), "A Causes and Effects of Water Restrictions in Madrid during the Drought of 1991/1993", Hydrology and Hydrogeology of Urban and Urbanizing Areas. American Institute of Hydrology, pp. WQD-10-19.

LLURIA, M.R. and FISK, M. (1994). "A large aquifer storage facility for the Phoenix area", in Proceedings of the Second International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater, American Society of Civil Engineers, Orlando, preprint 10 pp.

MCCLURG, S. (1996). "Maximizing groundwater supplies", Western Water, Water Education Foundation, May/June 1996, pp. 4-13.

Ministerio de Medio Ambiente (1998). "Programa de ordenación de acuíferos sobreexplotados/salinizados", Secretaría de Estado para Aguas y Costas, Madrid, 66 p.

Ministerio de Industria, Energía y Ministerio de Obras Públicas, Transporte y Medio Ambiente (MINER y MOPTMA) (1994). "Libro Blanco de las Aguas Subterráneas", 135 pp.

MYERS, N. and KENT, J. (1998). "Perverse Subsidies: their nature, scale and impacts", International Institute for Sustainable Development, Winnipeg, Canada.

SAHUQUILLO, A. (1991). "La utilización conjunta de aguas superficiales y subterráneas en la mitigación de la sequía", Revista de la Real Academia de Ciencias, Madrid, vol. 85, pp. 275-291.

SCHUMACHER, E.F. (1975). "Small is beautiful: economics as if people mattered", Harper and Row, New York, 290 pp.

SHIKLOMANOV, I. (1998). "World Water Resources. A new appraisal and assessment for the 21st century", UNESCO, 37 pp.

SOLLEY, W.B., PIERCE, R.P. and PERLMAN, H.A. (1993). "Estimated Water Uses in the United States in 1990", U.S. Geological Survey Circular, 1081, 76 pp.

SUDMAN, R.S. (1997). "California's water problems", Water Education Foundation, Sacramento. California, 56 pp.

SZÖLLOSI-NAGY, A., NAJLIS, P. y BJÖRKLUND, G. (1998). "Evaluación de los Recursos Mundiales de Agua Dulce", Naturaleza y Recursos, vol. 34, n° 1, pp. 10-20.

TANJI, K.K. (1991). "Salinity, drainage and trace elements problems in California's San Joaquin Valley West Side", in Proceedings, Collaborative Research and Development Applications for Arid Lands, K. Foster, (ed.), Engineering Foundation Conferences, Santa Barbara, CA, August 2, 1991, pp. 125-133.

United Nations (1997). "Comprehensive assessment of the

freshwater resources of the world. Report of the Secretary General". Commission on Sustainable Development, 7-15 April 1997, E/CN.17/1997/9, 35 pp.

VAN DER LEEDEN, F., TROISE, F.L. and TODD, K.D. (1990) "Water Encyclopedia", Lewis Publishers, 808 pp.

Water Education Foundation (1998). "Layperson's guide to Groundwater", Sacramento, California, 20 pp.

YOUNG, G.J., DOOGE, J.C. and RODDA, J.C. (1994). "Global Water Resources issues", Cambridge University Press, 194 pp.

ALTERACIONES EN LOS REGISTROS TÉRMICOS POR FLUJO VERTICAL DE AGUA A LO LARGO DE PERFORACIONES.

Por E. CUSTODIO (*)

RESUMEN

La distribución de la temperatura del terreno es la consecuencia del flujo térmico terrestre endógeno y de la temperatura de la superficie, que depende de la radiación solar. Esta distribución puede ser notablemente modificada por el flujo del agua subterránea. El estudio de dicha distribución es de interés hidrogeológico y puede hacerse mediante registros térmicos a lo largo de perforaciones siempre y cuando no existan flujos de agua dentro de las mismas, tanto por convección como advectivos por diferencias del potencial hidráulico en la vertical. La existencia de estos flujos advectivos produce alteraciones que pueden llegar a afectar no sólo al gradiente geotérmico observado sino a la distribución térmica a partir de los horizontes permeables por los que se suma agua de temperatura diferente. La interpretación de las variaciones de los registros térmicos no sólo informa sobre dichas alteraciones sino que además puede ser una rápida y eficaz herramienta para plantear muestreos químicos e isotópicos ambientales del agua del terreno que sean representativos de las condiciones reales de las profundidades a los que se atribuyen. En este artículo, además de hacer un rápido repaso a las condiciones térmicas del terreno se analiza de forma semicuantitativa la importancia de las perturbaciones creadas por los flujos verticales advectivos de agua a lo largo de las perforaciones.

Palabras clave: Agua subterránea, Temperatura, Testificación de temperatura, Flujos verticales.

ABSTRACT

The temperature pattern of the ground is the consequence of the endogenous thermal flux of the Earth and the surface temperature derived from the Sun radiation. This pattern may be notably modified by groundwater flow. Its study is of hydrogeological interest and can be carried out by means of thermal logs along boreholes. An important condition is the lack of water flow inside the boreholes due to convection as well by advection originated from vertical water head differences. These advective flows produce thermal changes that may affect not only the observed geothermal gradient but the thermal distribution as a consequence of the effect on the layers into which water at a different temperature is admitted. The interpretation of irregularities in the thermal logs not only show the existing disturbances but they may become a readily and effective tool for the definition of chemical and environmental isotope sampling of groundwater in order to assure that the samples really are from the depths they are assumed to correspond. In this paper, moreover presenting a brief comment on the thermal characteristics of the ground, a semiquantitative analysis of the disturbances created by advective vertical water flow along boreholes is presented.

Key words: Groundwater, Temperature, Thermal logs, Vertical flows.

INTRODUCCIÓN

El conocimiento de las características, comportamiento, papel y aprovechamiento racional de las aguas subterráneas requiere observaciones que representen fielmente lo que se quiere medir, sean niveles piezométricos, composición química

isotópica ambiental, o cualquier otra magnitud. Debido al elevado coste de los elementos de observación, principalmente perforaciones con filtro cuasi puntual y bien aisladas, sobre todo en formaciones de gran espesor o profundas, es frecuente recurrir a lo que está disponible, que con frecuencia son perforaciones y pozos con largos o múltiples tramos filtrantes, o simplemente sin revestir cuando se ha perforado roca consolidada, sin elementos que aislen acuí-

(*) Catedrático DET-UPC, Barcelona. Instituto Tecnológico Geominero de España, c/. Ríos Rosas, 23 - 28003 Madrid.

feros y fisuras, o la superficie, y en muchas ocasiones con discontinuidades en la entubación (uniones no estancas, puntos de corrosión, rupturas).

La existencia de diferencias de potencial hidráulico entre las diferentes formaciones, fisuras o profundidades penetradas por una perforación, aún siendo pequeñas (en general suelen pasar desapercibidas) originan un flujo vertical de agua por el interior del sondeo, o entre la entubación y las paredes de la perforación, o incluso a lo largo de fisuras próximas. Este flujo advectivo está alimentado por los tramos de mayor potencial hidráulico y se suma en los que lo tienen menor (fig. 1). De esta manera los niveles piezométricos medidos pueden no corresponder al acuífero objetivo sino ser un valor intermedio entre los tramos de mayor y menor potencial hidráulico, con lo cual las distribuciones piezométricas que se deducen pueden quedar en ocasiones seriamente alteradas.

Bajo el punto de vista de las características del

agua (químicas, isotópicas ambientales), en el interior de la perforación domina el agua del tramo de mayor potencial hidráulico y ésta invade otros tramos. Así resulta que los problemas de contaminación que afectan a dichos tramos de elevado potencial hidráulico se observan frente a otras formaciones permeables y pueden transmitirse a las mismas. Por el contrario, tramos contaminados pueden no aparecer como tales al quedar invadidos por aguas que no lo están. Lo mismo se puede decir respecto a la caracterización química o isotópica ambiental, que cuando resulta errónea por muestreo de agua procedente de otras profundidades o mezclas se pueden deducir conclusiones y evaluaciones equivocadas del origen, composición y tiempo de renovación (edad) del agua subterránea.

Esta es la razón por la que el muestreo requiere precauciones y buen criterio para no cometer errores de bulto. Un buen muestreo requiere aislar el tramo objetivo y extraer agua del mismo hasta la total renovación con agua de dicho

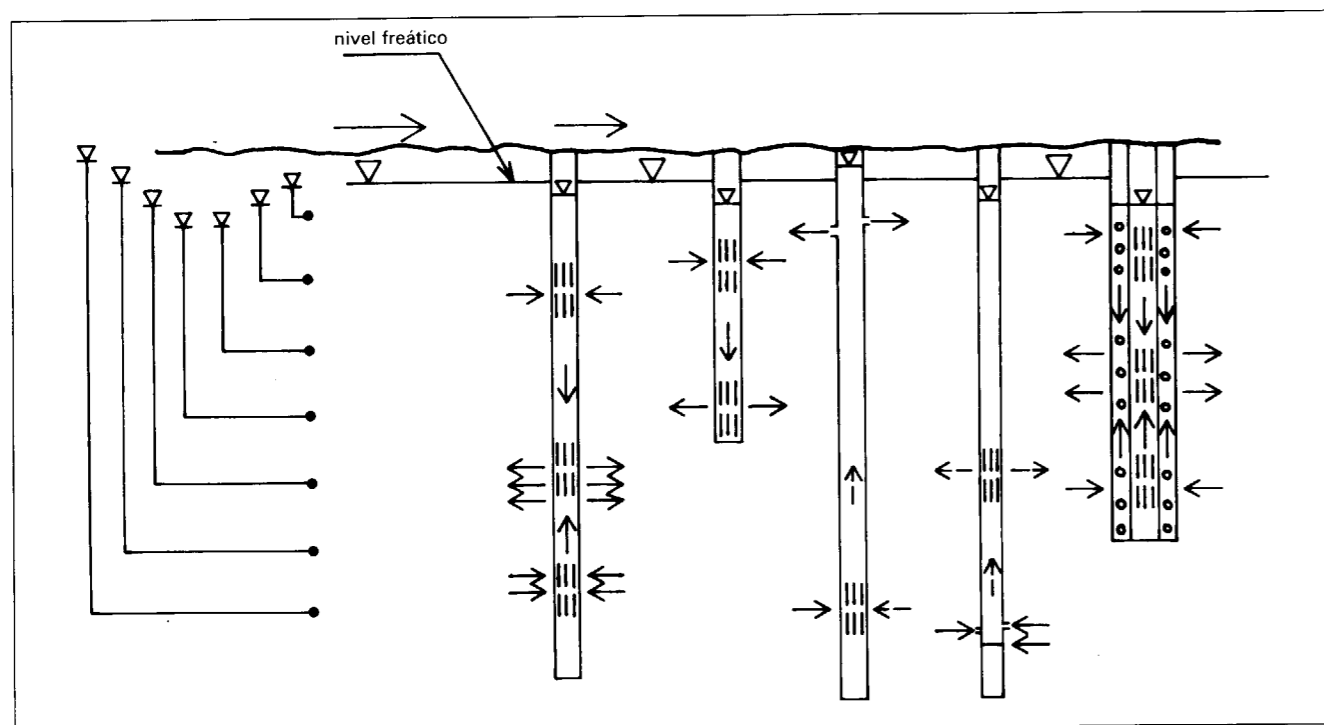


Fig. 1.- Representación esquemática de la generación de flujos verticales de agua en perforaciones con revestimiento multirrejilla (o que conectan fisuras) o con puntos de corrosión o con uniones no estancas de los tubos, cuando el potencial hidráulico varía a lo largo de la vertical de la forma que se indica en el lado izquierdo de la figura.

tramo. Pero esto resulta costoso y muchas veces no es factible, y aún así la muestra puede ser errónea si se trata de un tramo que insistentemente ha venido recibiendo agua procedente de otro tramo más arriba o más abajo y no existe flujo suficiente para su renovación natural o forzada por el bombeo de limpieza.

Una sencilla y frecuente práctica de muestreo es la que se efectúa descendiendo un tomamuestras que se cierra a la profundidad deseada, o bien la que consiste en un corto bombeo con una bomba de caudal muy pequeño cuyo tubo de aspiración se desciende hasta la profundidad deseada. Es frecuente realizar previamente un bombeo de renovación del agua, pero éste puede ser insuficiente o difícil de hacer si el diámetro de la perforación es pequeño, o la profundidad del nivel del agua es grande, o cuando la permeabilidad es pequeña con un corto tramo productor, o por no disponer del equipo adecuado. En estos casos la muestra puede ser fácilmente no representativa de lo que se busca y no tener una significación clara. También la presencia de entubación metálica reactiva (por ejemplo acero) o de aditivos o restos de agua de perforación puede producir muestras alteradas o erróneas. Sólo cuando el flujo de agua a través del tramo objetivo es grande existe una renovación que evita estos problemas. Si d_0 es el diámetro de la perforación y v_0 la velocidad del agua en el terreno, para no tener perturbación significativa el aporte de agua a lo largo de la perforación desde otros niveles debe ser por lo menos un orden de magnitud menor que $\pi d_0 \alpha \lambda v_0$, en la que λ es el espesor del tramo en consideración y α un coeficiente corrector de la perturbación que crea la perforación en el flujo horizontal en el terreno, y que suele valer entre 0,5 y 2 si no hay obstrucciones o un desarrollo de la permeabilidad del entorno (véase CUSTODIO y LLAMAS, 1976, cap. 12.3). El análisis detallado de este tipo de perturbación puede verse en CUSTODIO (1995) y también CHURCH y GRANATO (1996), GIBS et al. (1993), KALERIS (1989) y REILLY et al. (1989).

Para tratar de aportar criterios al muestreo, y conocer mejor la relación entre el sistema acuífero y la perforación, es una práctica cada vez más usual proceder a una testificación previa de conductividad eléctrica y temperatura (fig. 2).

Actualmente se dispone de equipos relativamente económicos, ligeros y transportables a mano, con longitudes de cable de 100 m, y hasta 300 m, y suficientemente robustos. Con una buena conservación y calibración de la sonda se puede medir la conductividad eléctrica con error menor que el 10% y sensibilidad mejor que el 2%, y las variaciones de temperatura con error de 0,1 °C o menor. El registro por puntos cada metro (o más frecuente si se observan cambios rápidos) suele ser suficiente para resaltar los detalles.

TEMPERATURA DEL TERRENO

En ausencia de flujo significativo de agua subterránea la temperatura del terreno y la del agua en él contenida (se supone que es la misma por el íntimo contacto entre ambos) crece con la profundidad de forma lineal, con un gradiente vertical medio próximo a 0,03 °C m⁻¹. En realidad dicho gradiente varía según la conductividad térmica de las rocas y cambia de un lugar a otro según sea el flujo térmico terrestre endógeno (véase MATTHESS, 1982; CUSTODIO y LLAMAS, 1976, cap. 10.4; SCHOELLER, 1982). La conductividad térmica de las rocas saturadas de agua varía normalmente entre 0,8 y 4 W m⁻¹ °C⁻¹, correspondiendo los valores menores a materiales arcillosos y los mayores a rocas consolidadas, para las que son frecuentes valores en el entorno de 2, 2,1 W m⁻¹ °C⁻¹. En suelos secos el valor puede disminuir hasta 0,15 W m⁻¹ °C⁻¹. Para el agua libre vale 0,59 W m⁻¹ °C⁻¹. La difusividad térmica (conductividad térmica dividida por la capacidad calorífica másica y la densidad) vale comúnmente entre 1 (arena) y 2,3 (roca compacta) m² s⁻¹. El flujo térmico terrestre endógeno medio vale 0,054 W m⁻² (entre 0,036 y 0,071). Las condiciones medias pueden cambiar por la presencia a poca profundidad de emplazamientos de magma recientes o en proceso de enfriamiento y cristalización, y también por el flujo del agua subterránea, tanto vertical concentrado (áreas de recarga preferente en ríos o lagos; áreas de descarga preferente), como de acuíferos importantes, como por cambios rápidos de la temperatura superficial (tránsito solana/umbría en áreas montañosas, valles profundos, proximidad a la costa marina o de grandes lagos). En las figuras 3, 4, 5 y 6 se dan algunos ejemplos, explicados en el pie de la figura.

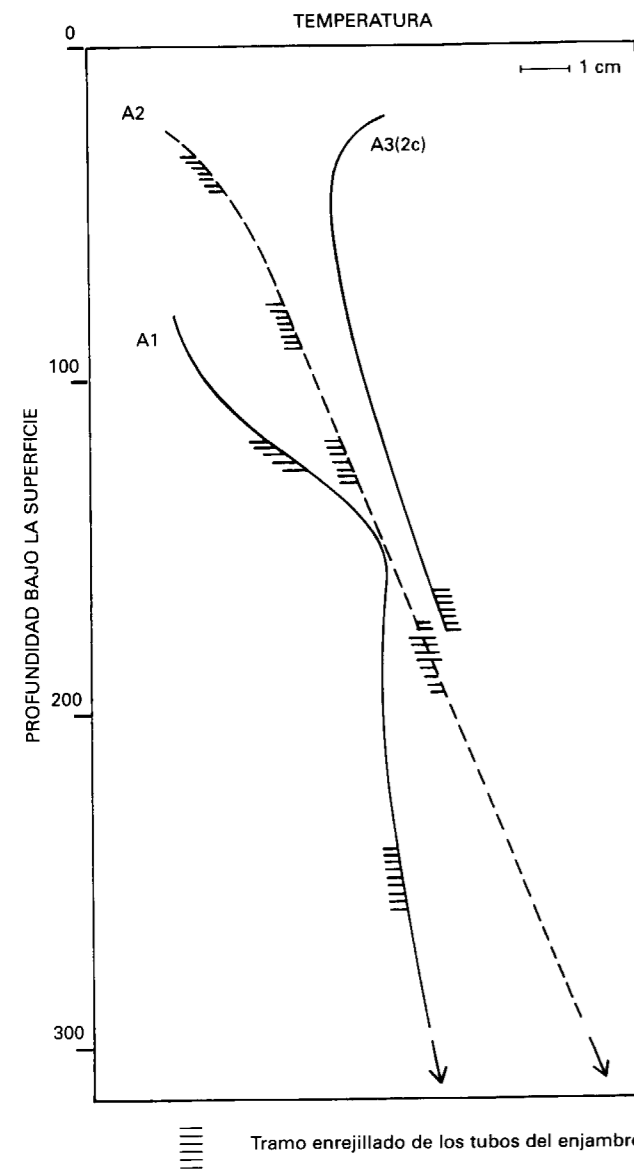


Fig. 2.- Perfiles de temperatura en enjambres de piezómetros múltiples puntuales con rejilla puntual en el entorno de Cofrentes (Valencia). Se ha registrado la temperatura cada metro con precisión de 0,1°C; esto produce un escalonado debido a cada salto incremental de temperatura, que no se reproduce en la figura. Sólo se indica el resultado alisado y conjunto. Las juntas de los tubos y los cierres de bentonita son suficientemente buenos para evitar flujos verticales significativos a pesar de diferencias piezométricas de hasta algunos metros, salvo en el emplazamiento A1, en el que un fallo del cierre a 70 m permite un flujo vertical hacia abajo que produce un enfriamiento en profundidad.

Las variaciones anuales de la temperatura se amortiguan en profundidad y dejan de ser perceptibles (a nivel de 0,1 °C) a más de 10 a 20 m,

según el tipo de roca y la amplitud de oscilación climática, y las diurnas se amortiguan antes. Para una precisión de 0,01 °C la profundidad a la que la oscilación se hace imperceptible es de 25 a 40 m.

La recarga producida por la lluvia tiende a refrigerar la parte superior del terreno, pero el efecto sólo es apreciable para recarga distribuida muy elevada (varios dm/año) o concentrada. Véase BREDEHOEFT and PAPADOPULOS, 1965; CARTWRIGHT, 1979; LU y GE, 1996, CUSTODIO et al., 1996 y CUSTODIO, 1997. Las curvas adimensionales que expresan el enfriamiento en caso de recarga distribuida son las de la figura 7. Si el flujo de agua subterránea es importante se producen desviaciones, así como a causa de cambios en superficie del terreno (TANIGUCHI, 1993; CUSTODIO et al., 1996). El efecto de descarga de agua subterránea es en cierto modo el contrario del de recarga y su mayor localización lleva a perturbaciones térmicas de mayor importancia, que ahora suelen ser de calentamiento.

En lugares en los que se ha producido un cambio territorial regional importante reciente, tal como deforestación, reforestación, gran transformación en regadío o tendencia a la urbanización, las condiciones de la superficie del terreno cambia y eso puede producir una onda térmica que se propaga lentamente hacia abajo, en parte por conducción y parte por advección. Si es posible establecer cuándo se ha producido el cambio, en ocasiones se puede determinar la recarga regional asociada (CUSTODIO et al., 1996). Aunque el método se ha aplicado preliminarmente en Doñana, necesita su validación allí y en otros lugares y circunstancias. En cualquier caso se requiere una tasa de recarga relativamente alta.

En áreas montañosas la recarga relativamente fría a causa de la elevación mantiene enfriado las formaciones acuíferas profundas del llano si el flujo de agua subterránea es elevado. Si en esas áreas de llano la temperatura media anual es elevada puede tenerse una inversión térmica vertical, o sea con un gradiente térmico inicialmente negativo.

La capacidad refrigerante del flujo del agua subterránea es muy elevada por el relativamente alto flujo térmico que puede transportar en relación al débil flujo térmico terrestre endógeno, reforzado

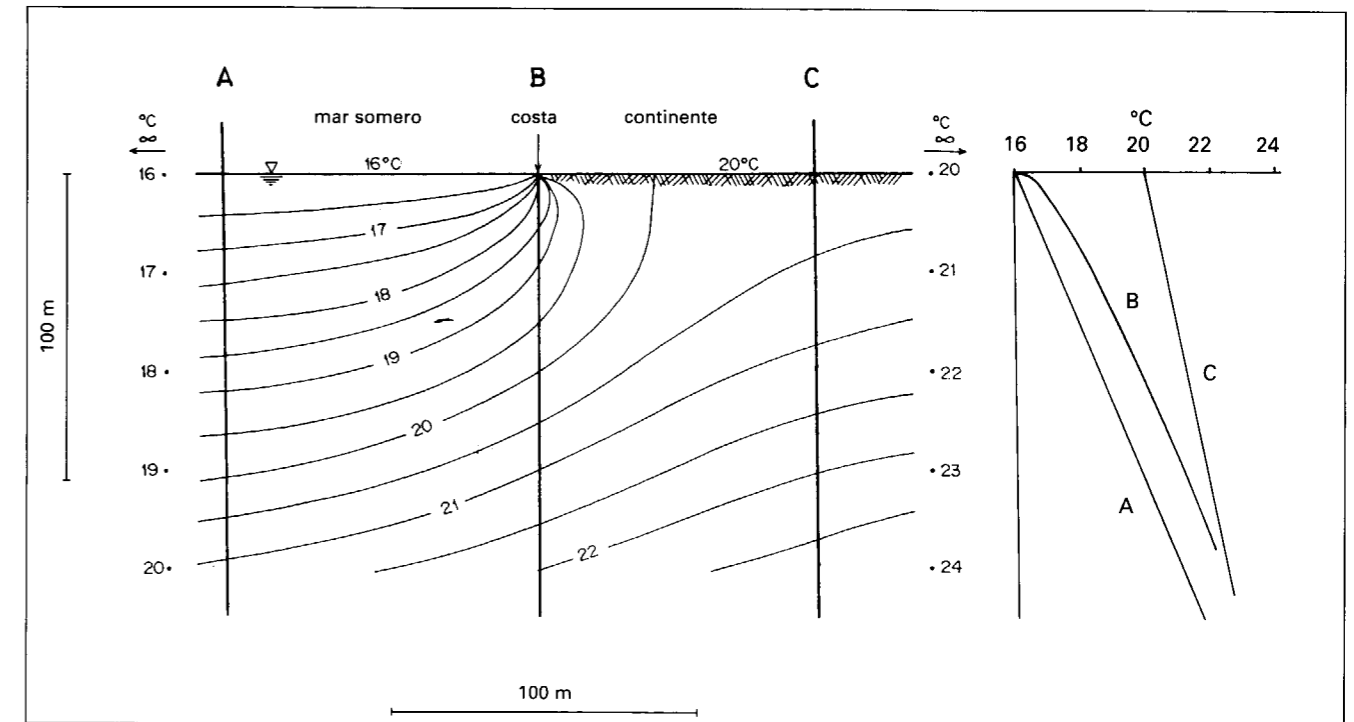


Fig. 3.- Distribución de las isotermas en el contacto continente-mar para una diferencia de temperatura en superficie de 4 °C y terreno isótropo y homogéneo.

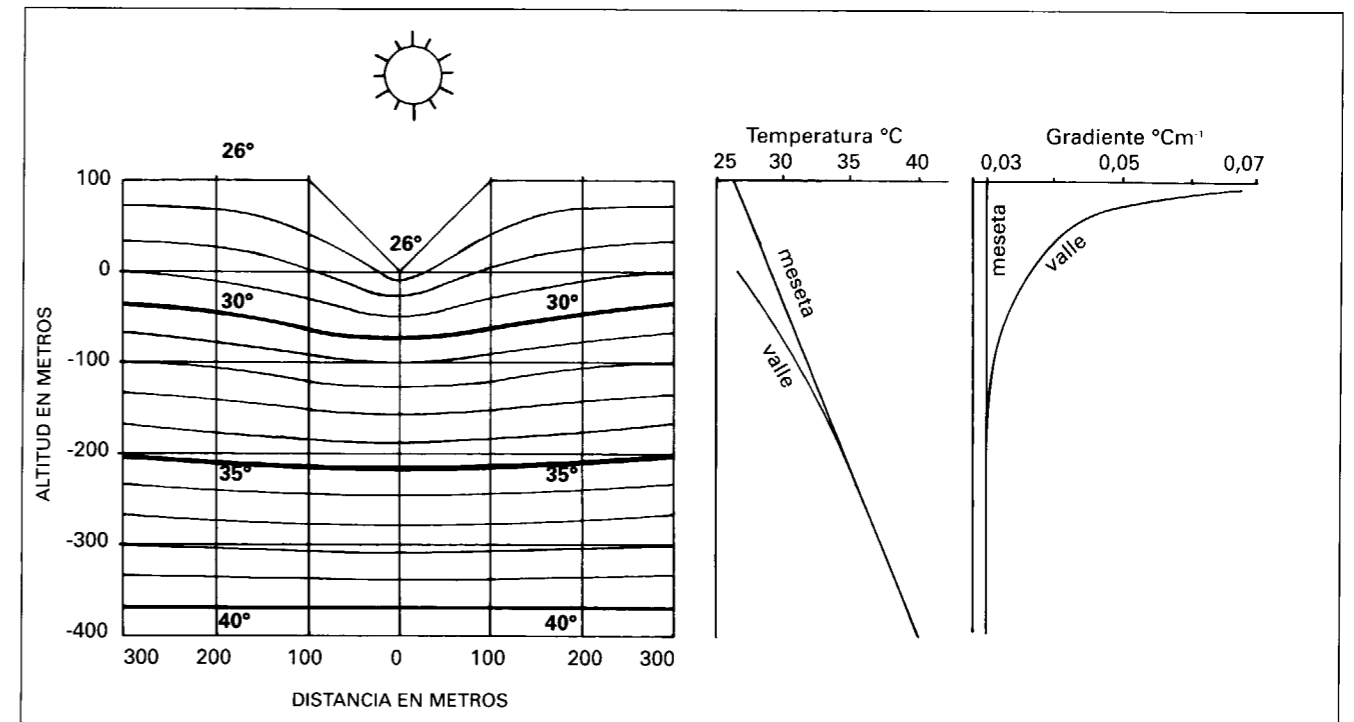


Fig. 4.- Efecto del relieve en la distribución térmica. Caso de un valle encajado orientado N-S (igual insolación en ambas laderas). Modificado de CUSTODIO - AYALA et al. (1998).

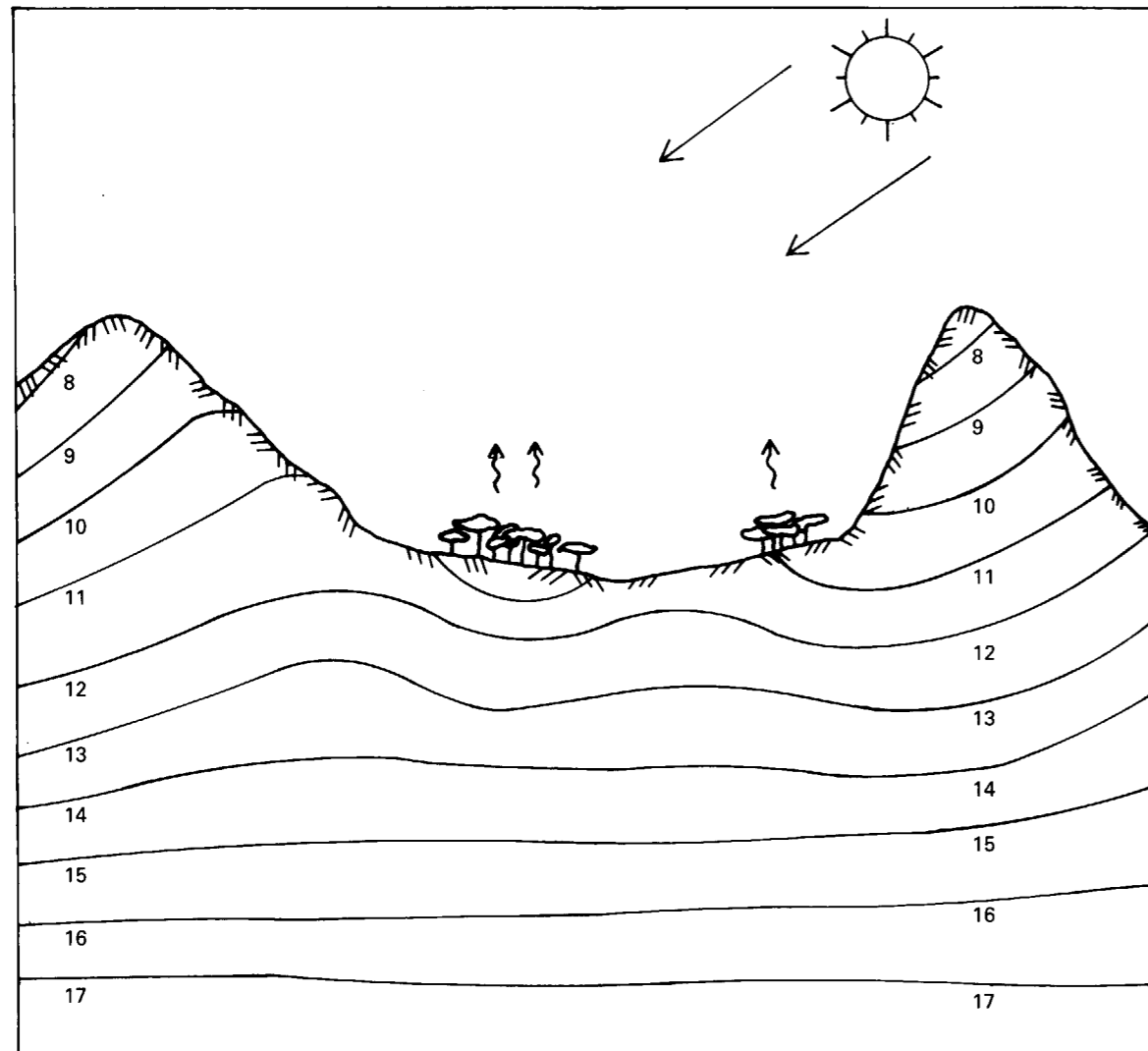


Fig. 5.- Representación esquemática no a escala de la distribución térmica de un terreno sin flujo importante de agua subterránea como consecuencia del calentamiento diferencial que da la orientación respecto al sol (solana y umbria) y la existencia de áreas de bosque denso donde la evapotranspiración produce un enfriamiento local. La escala vertical está exagerada respecto a la horizontal.

por la elevada capacidad calorífica del agua. Así un acuífero profundo con notable flujo puede alterar la distribución térmica en extensiones muy grandes, de hasta decenas de km (véase CUSTODIO y LLAMAS, 1976, Cap. IV.4 y Apéndice 10.2). Esto se refuerza en ciertos acuíferos costeros en que la recarga distribuida a altura elevada (relativamente fría) se va concentrando para producir descarga por tramos concretos de costa a causa de la disposición tectónica de los materia-

les. Tal sucede en el área de Aguadulce, en el Campo de Dalías, Almería, España, donde la inversión vertical de temperatura en el llano costero, de clima notablemente más cálido que la cordillera, es muy manifiesta.

Todas estas situaciones son de especial interés, fáciles de medir y muy ilustrativas, pero hace falta que la perforación a lo largo de la que se hagan las mediciones no introduzca perturbacio-

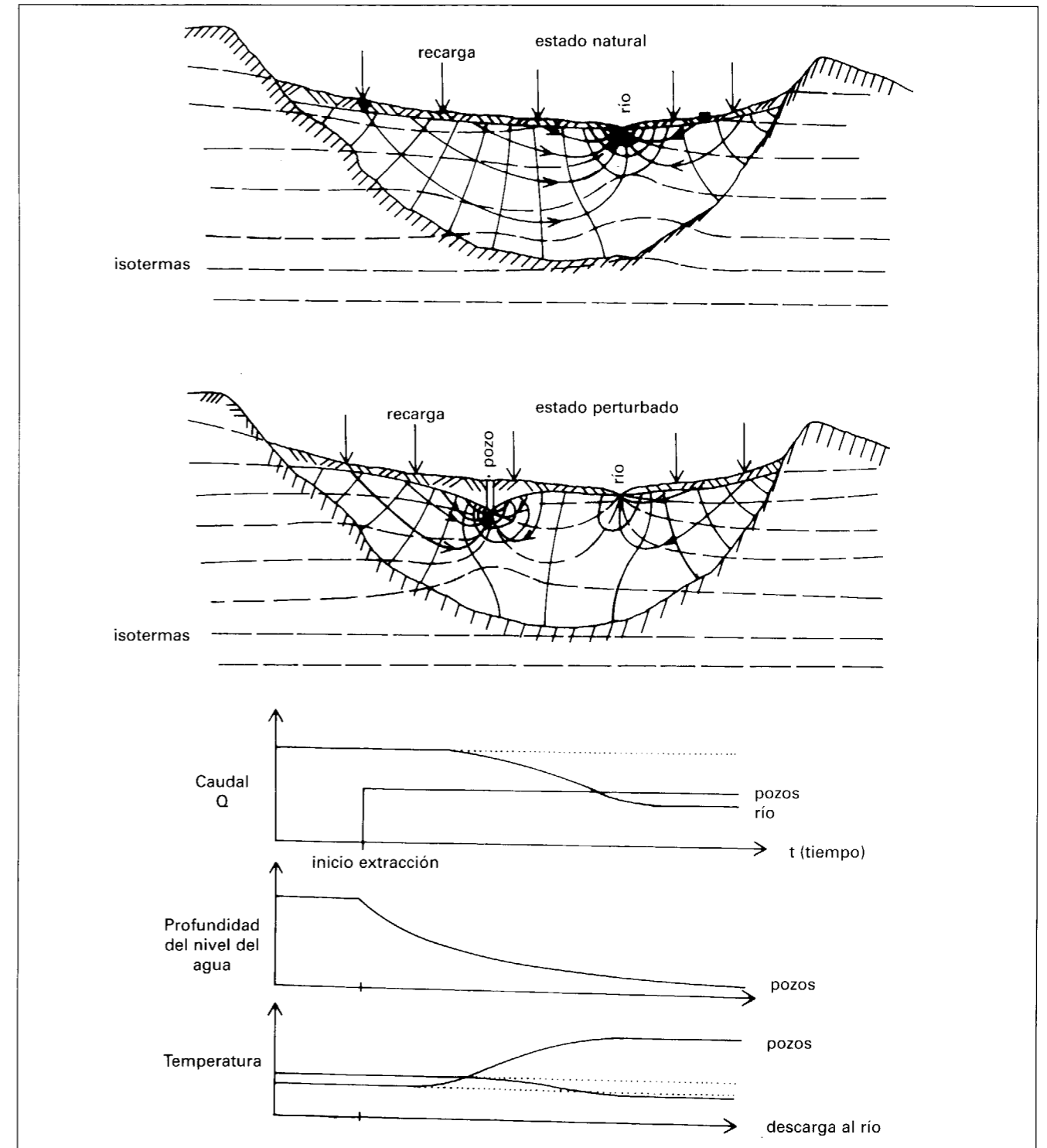


Fig. 6.- Secciones esquemáticas de una cuenca sedimentaria sobre un zócalo impermeable, en estado natural y como consecuencia de una extracción importante de agua subterránea localizada. Se indican esquemáticamente las líneas de corriente, las equipotenciales y las isoterms. La escala vertical está exagerada respecto a la horizontal. En los gráficos inferiores se muestra cuantitativamente la evolución de caudales, profundidad del nivel de agua y temperatura del agua extraída. El tiempo de estabilización es un valor 2 a 4 veces $L^2/S/T$, siendo L la dimensión de la cuenca (por ejemplo el ancho), S el coeficiente de almacenamiento hidráulico y T la transmisividad hidráulica del sistema acuífero.

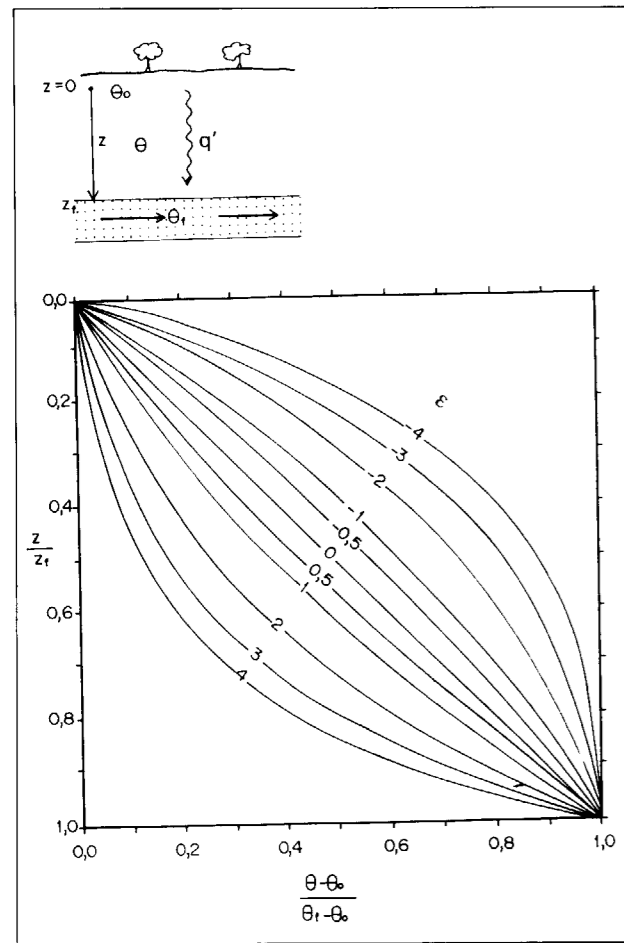


Fig. 7.- Perfiles adimensionales de temperatura-profundidad con flujo vertical de agua. θ = temperatura a la profundidad z ; θ_0 = temperatura en superficie (en $z = z_0 = 0$); θ_1 = temperatura en la base ($z = z_1$); $\epsilon = c \gamma q' z_1 / K$; c = capacidad calorífica del agua, γ = densidad del agua, z_1 = espesor de la capa, K = conductividad térmica del terreno; q' = flujo vertical de agua (+ hacia abajo; - hacia arriba).

nes a causa de flujos verticales de agua desde la superficie o niveles colgados, o por conexiones entre formaciones o fisuras de diferente potencial hidráulico, como se ha comentado anteriormente.

El objeto de este artículo es contribuir al conocimiento semicuantitativo de las perturbaciones que pueden crear los flujos verticales de agua a lo largo de las perforaciones en circunstancias en que en su ausencia se observaría un gradiente térmico normal. También se trata de aportar algunas ideas que orienten la interpretación de los

perfiles de temperatura en sondeos de cara a la planificación de muestreos en profundidad. El desarrollo hace referencia principalmente a acuíferos con niveles permeables bien diferenciados en el perfil vertical (capas o fisuras) por los que el agua fluye de forma predominantemente horizontal. Se admite que las perturbaciones térmicas a lo largo de la perforación son sólo advectivas (creadas por el flujo forzado de agua) y no por convección (debido a cambios de densidad). En perforaciones de pequeño diámetro (< 100 mm) y en ausencia de calentamientos importantes la convección no suele ser la causa de las perturbaciones.

EFFECTO DE UNA ENTRADA PUNTUAL DE AGUA A TEMPERATURA DIFERENTE

Sea un flujo vertical de caudal másico Q [MT^{-1}] que desde una perforación se sume por una formación horizontal a profundidad z_0 (L), a temperatura T_0 , en régimen estacionario y creando un flujo radial en el plano horizontal. Para calcular aproximadamente el efecto, en primera aproximación se supone que el calentamiento o enfriamiento dentro de la formación horizontal está desacoplado de la variación térmica del terreno, que se supone debida a un flujo de calor esencialmente vertical. Se supone que la superficie del terreno ($z = 0$) se mantiene a temperatura constante θ_0 y que a gran profundidad ($z_i \gg z_0$) ya no llega la perturbación térmica, donde el flujo térmico es el natural q_i [$EL^{-2} T^{-1}$], como se esquematiza en la figura 9. Ver el apéndice 1 para los símbolos de las magnitudes.

A distancia radial r , en un anillo de ancho dr , el caudal de agua circulante horizontalmente en flujo radial, a temperatura T , es igual al caudal penetrado, pues se supone régimen estacionario. Esto supone una variación de calor por unidad de tiempo $Q c dT$, en la que c es el calor específico del agua [$E M^{-1} C^{-1}$]. Este calor es el que se recibe desde niveles profundos (con el necesario cambio en el perfil térmico) menos el que escapa hacia la superficie. Así

$$QcdT = 2\pi r dr \left(q_i - K \frac{T - \theta_0}{z_0} \right)$$

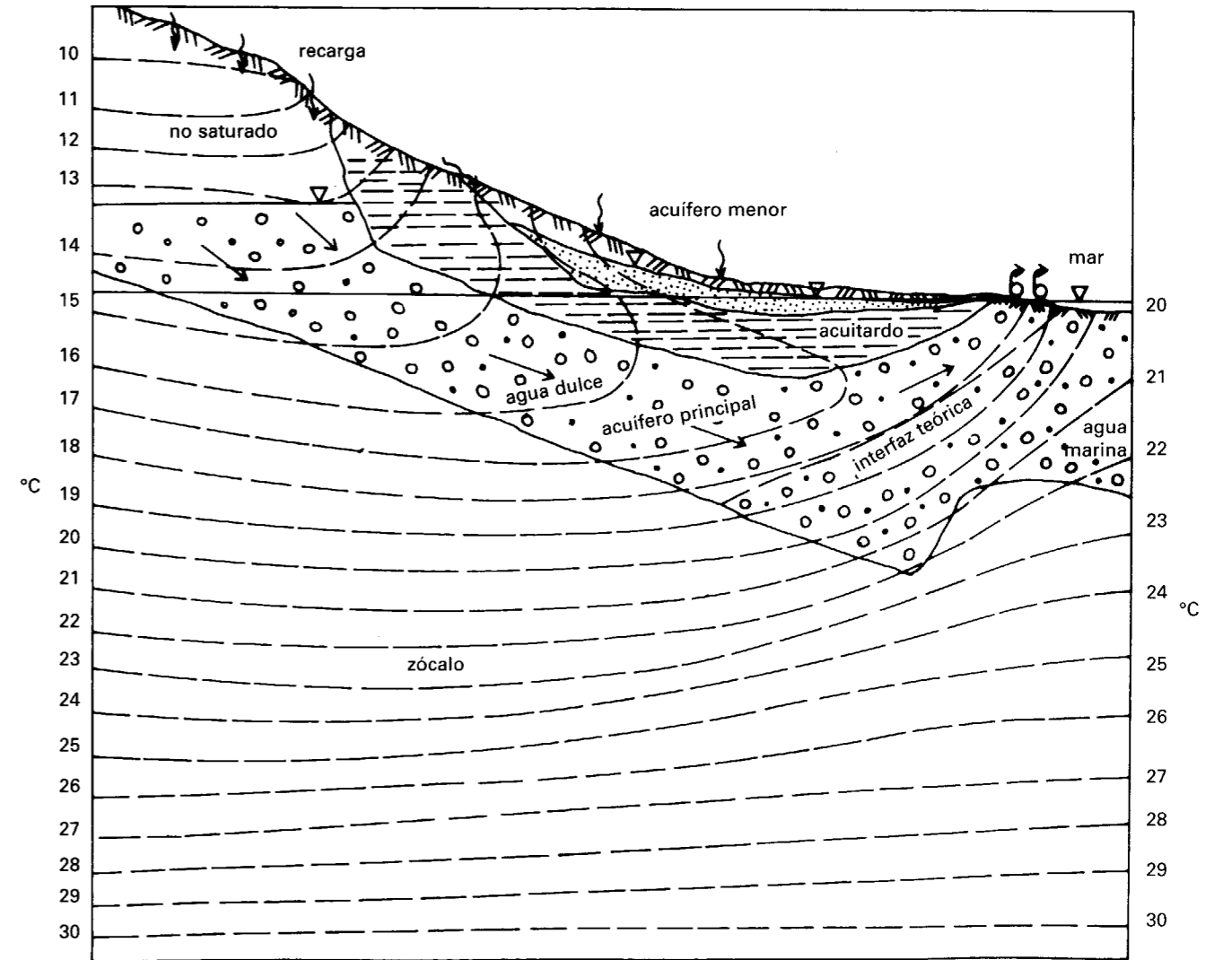


Fig. 8.- Esquema no a escala de la distribución de la temperatura en el terreno que muestra el efecto modificador del flujo frío de agua subterránea que produce un acuífero cautivo profundo recargado en un área montañosa fría y con descarga concentrada en la costa. En el área de llano la baja altitud e insolación producen relativamente altas temperaturas de la superficie del terreno. Así se produce un gradiente térmico vertical negativo hasta el acuífero y por debajo una perturbación que se desvanece en profundidad. Está inspirado en el modelo conceptual del acuífero del Campo de Dalías (Almería, España), entre la Sierra de Gádor y Aguadulce. La dimensión horizontal (algunas decenas de km) está comprimida respecto a la vertical (del orden de 700 m y no a escala).

siendo K = conductividad térmica del terreno ($E L^{-1} T^{-1} C^{-1}$), que en primera aproximación se supone que es independiente de la temperatura. Como en estado natural es $q_i = K \alpha$, siendo α el gradiente térmico vertical natural [$C L^{-1}$] (z crece hacia abajo):

$$QcdT = 2\pi r dr K \left(\alpha - \frac{T - \theta_0}{z_0} \right)$$

La integración es inmediata, con la condición $T = T_0$ para $r = r_0$, el radio del sondeo. El resultado es:

$$r^2 - r_0^2 = \frac{Qcz_0}{\pi K} \ln \frac{\alpha z_0 + Q_0 - T_c}{\alpha z_0 + Q_0 - T} = \frac{Qcz_0}{\pi K} \ln \frac{\Delta T_c}{\Delta T}$$

Llamando

$$\delta = \frac{\pi K}{Qcz_0}$$

y siendo ΔT_0 y ΔT el déficit de temperatura a la profundidad z_0 respecto a la que habría en estado natural, resulta:

$$\Delta T = \Delta T_0 e^{-\delta(r^2 - r_0^2)} \simeq \Delta T_0 e^{-\delta r^2} \quad \text{si } r_0 \ll r$$

o sea que ΔT decrece exponencialmente con el cuadrado de la distancia. Si el efecto se supone despreciable cuando la exponencial vale $\leq 0,01$, debe ser $\delta(r^2 - r_0^2) \simeq \delta r^2 \geq 4,6$, o sea $r \geq 2,2 / \delta$

Sea la aplicación:

$Q = 500 \text{ g s}^{-1}$ (relativ. muy grande)	$K = 0,4 \text{ W m}^{-1} \text{ }^\circ\text{C}^{-1}$
$c = 4 \text{ J g}^{-1} \text{ }^\circ\text{C}^{-1}$	$r_0 = 0,1 \text{ m}$
$z_0 = 25 \text{ m}$	$\theta_0 = 20 \text{ }^\circ\text{C}$
$\alpha = 0,03 \text{ }^\circ\text{C m}^{-1}$	$T_0 = 20 \text{ }^\circ\text{C}$

Resulta $\delta \simeq 2,5 \cdot 10^{-5} \text{ m}^{-2}$; el efecto se desvanece a $r \geq 430 \text{ m}$

A una distancia de 25 m es $\Delta T = 0,994 \Delta T_0$, o sea que se tiene un gradiente térmico vertical nulo a lo largo del sondeo, y hasta a una considerable distancia, si se ha alcanzado el régimen térmico estacionario. Por debajo de 25 m de profundidad existe un enfriamiento constante de valor ΔT , por lo menos hasta una profundidad de varias veces 25 m.

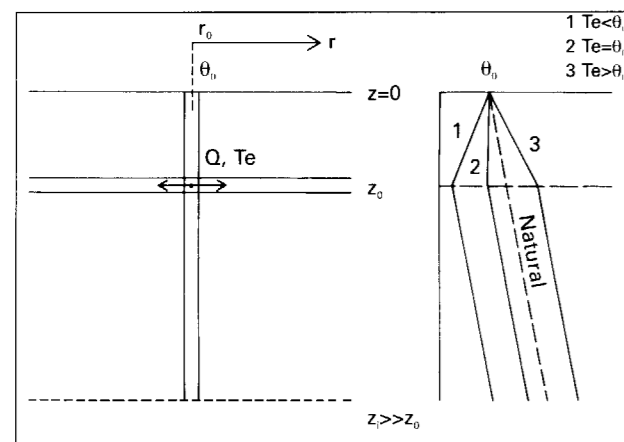


Fig. 9.- Entrada radial constante de un caudal de agua Q a temperatura T_0 a la profundidad z_0 , en un medio con flujo térmico profundo q y temperatura en superficie θ_0 . El gráfico muestra los perfiles térmicos para diferentes valores de T_0 (sin escala horizontal, para acomodar cualquier distancia a la perforación).

Para un caudal de 1 g s^{-1} (pequeño), en igualdad de las demás condiciones, es $\delta \simeq 7,5 \cdot 10^{-3} \text{ m}^{-2}$ y el efecto se desvanece a $r \geq 25 \text{ m}$, o sea que a esa distancia no se aprecia perturbación térmica en los perfiles verticales de temperatura. A $r = 10 \text{ m}$ es $\Delta T = 0,47 \Delta T_0$, que atenúa el gradiente térmico vertical a esa distancia en aproximadamente $1/2$.

APROXIMACIÓN DE CÁLCULO PARA EL FLUJO DE AGUA VERTICAL A LO LARGO DE UNA PERFORACIÓN

Si se supone que la circulación vertical de agua a lo largo de una perforación se ha mantenido desde hace largo tiempo (meses o años) se puede admitir que se está en un estado térmico próximo al estacionario. No obstante este supuesto puede no ser cierto si los cambios de potencial hidráulico a lo largo del sondeo o de admisión de agua desde niveles colgados produce un flujo vertical variable a lo largo del tiempo.

Sea una sección horizontal como la de la figura 10, en la que dentro de la perforación de radio r_0 el agua está a una temperatura T , y en la que a distancia radial R la temperatura del terreno es θ y corresponde a la temperatura del terreno en ausencia de la perforación. Admitiendo que el flujo térmico es puramente radial (parece una aproximación razonable para simplificar el cálculo), el flujo total de calor, q , que atraviesa cualquier anillo de radio r y altura unitaria vale (ver simbología de magnitudes en el apéndice I):

$$q = 2\pi r K \frac{d\tau}{dr}$$

K = conductividad térmica del terreno [$\text{EL}^{-1} \text{T}^{-1} \text{C}^{-1}$] (en primera aproximación se supone que es independiente de la temperatura)

τ = temperatura en el cilindro de radio r [C]

r = radio del cilindro [L]

q = flujo radial estacionario de calor [$\text{ET}^{-1} \text{L}^{-1}$]

De la integración inmediata resulta

$$\tau = \frac{q}{2\pi K} \ln r + C$$

C = constante arbitraria

Para $r = R$ es $\tau = \theta$
 para $r = r_0$ es $\tau = T$

Así resulta

$$q = \frac{2\pi K}{\ln(R/r_0)} (\theta - T)$$

Considérese que en $z = 0$ (profundidad creciente hacia abajo [L]) entra un caudal másico de agua Q [MT^{-1}], que se mantiene constante a lo largo de la perforación, hacia abajo, y lo hace a una temperatura T_0 (figura 11). A la profundidad z , para un incremento de profundidad dz , existe una masa de agua $dm = \pi r_0^2 \gamma dz$, siendo γ = densidad del agua [ML^{-3}]. El tiempo de renovación [T] de esta masa de agua vale: $dt = (\pi r_0^2 \gamma / Q) dz$ durante el que recibe una cantidad de calor $dq = q dz dt$ [E], que le produce un incremento de temperatura de T a $T+dT$, siendo

$$dT = \frac{dq}{cdm} = \frac{q dz dt}{c \pi r_0^2 \gamma dz} = \frac{\frac{2\pi K}{\ln(R/r_0)} \frac{\pi r^2}{Q} (\theta - T) dz}{c \pi r_0^2 \gamma} = \frac{2\pi K (\theta - T)}{c Q \ln(R/r_0)} dz$$

en la que c = calor específico del agua [$\text{E M}^{-1} \text{C}^{-1}$]

Si el gradiente térmico vertical no influenciado, α [C L^{-1}], es lineal, de modo que

$$\theta = \theta_0 + \alpha z$$

y llamando

$$\beta = \frac{2\pi K}{c Q \ln(R/r_0)} \quad [\text{L}^{-1}]$$

queda la ecuación diferencial:

$$dT = \beta (\theta_0 + \alpha z - T) dz$$

La resolución en las condiciones del problema se da en el apéndice II y resulta ser:

$$T = [\theta_0 + \alpha z - (\alpha/\beta)] - [\theta_0 - T_0 - (\alpha/\beta)] e^{-\beta z}$$

que se puede también escribir:

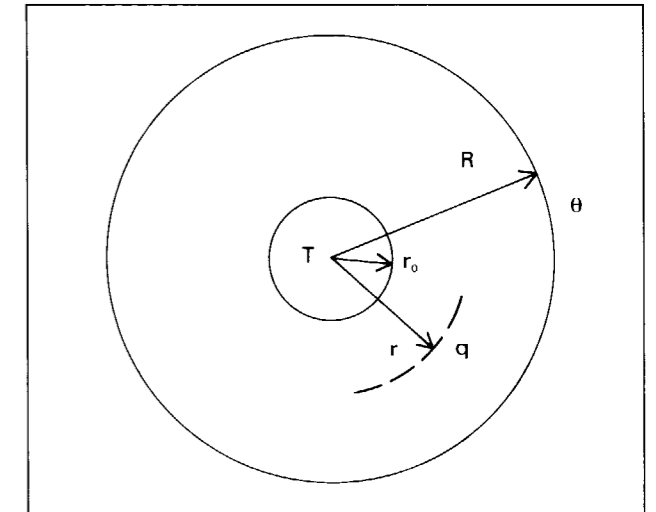


Fig. 10.- Sección horizontal de cálculo del flujo térmico desde o hacia una perforación vertical por cuyo interior circula un caudal másico Q a temperatura T , siendo la temperatura constante θ a distancia radial R .

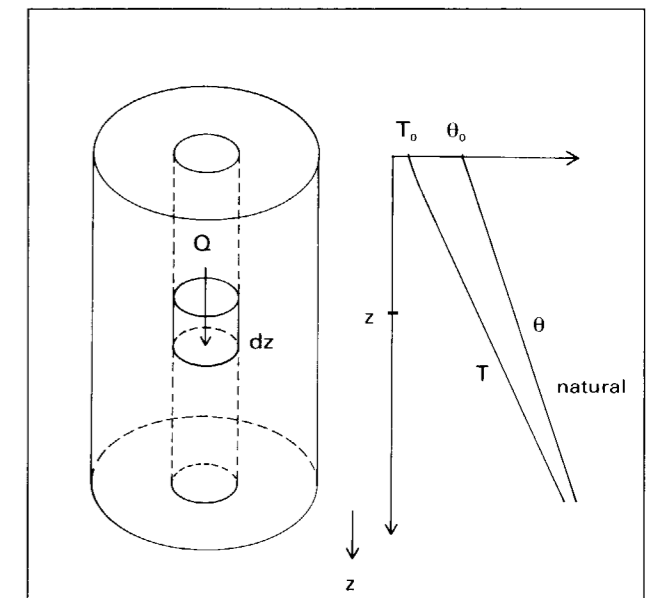


Fig. 11.- Evolución de la temperatura a lo largo de la vertical a partir del esquema de la figura 10. Se adjuntan los perfiles extremos de temperatura que condicionan el problema (en la perforación y gran distancia radial de la misma).

$$T = T_0 + \alpha z + \left(\theta_0 - T_0 - \frac{\alpha}{\beta} \right) (1 - e^{-\beta z})$$

En el caso de ausencia de caudal a lo largo del

sondeo es $Q = 0$, y por lo tanto $\beta = \infty$, resultando $T = \theta_0 + \alpha z$, que es la temperatura no perturbada.

En el caso de gran caudal a lo largo del sondeo, $\beta \rightarrow 0$ y

$$T = [\theta_0 + \alpha z - (\alpha/\beta)] - [\theta_0 + T_0 + (\alpha/\beta)](1 - \beta z) = T_0$$

para los valores no muy grandes de z , o sea que no hay calentamiento significativo.

Para $T_0 = \theta_0$, o sea cuando el caudal Q se origina en $z = 0$

$$T = [\theta_0 + \alpha z - (\alpha/\beta)] + (\alpha/\beta)e^{-\beta z} = \theta_0 + \alpha z - (\alpha/\beta)(1 - e^{-\beta z})$$

en la que $(\alpha/\beta)(1 - e^{-\beta z})$ representa el enfriamiento respecto a la temperatura no perturbada del terreno.

Si $e^{-\beta z}$ es suficientemente pequeño ($\leq 0,01$), o sea $\beta z \geq 4,6$, se puede tomar, como antes, $e^{-\beta z} \simeq 1 - \beta z$, en cuyo caso resulta

$$T = T_0 + \beta (\theta_0 - T_0) z$$

Esto significa que ahora el gradiente vertical de la temperatura del agua en el sondeo ya no depende de α sino que vale $(\theta_0 - T_0) \beta$ y se anula para $T_0 = \theta_0$.

En el caso general el gradiente vertical de temperatura vale:

$$\frac{dT}{dz} = \alpha + [\beta(\theta_0 - T_0) - \alpha]e^{-\beta z}$$

Para βz suficientemente pequeño

$$\frac{dT}{dz} = \beta(\theta_0 - T_0)[1 - \beta z] + \alpha \beta z \simeq \beta(\theta_0 - T_0) + \alpha \beta z$$

o sea que a un valor constante $\beta(\theta_0 - T_0)$, independiente de α (y que vale cero para $T_0 = \theta_0$) se le añade un valor creciente con z .

Un conjunto de valores frecuentes de los parámetros que intervienen en la solución son:

$\alpha \simeq 0,03 \text{ } ^\circ\text{C m}^{-1}$
 $K \simeq 4 \text{ a } 0,4 \text{ W m}^{-1} \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$
 $c \simeq 1 \text{ a } 1,4 \text{ J g}^{-1} \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$
 $R/r_0 \simeq 100 \text{ a } 10000$; $\ln R/r_0 = 4,6 \text{ a } 9,2$

Así pues $\beta = (0,2 \text{ a } 5) / Q$ para β en m^{-1} si Q está en g s^{-1}

Para el valor de Q se consideran tres casos, referidos a una perforación de $r_0 = 0,1 \text{ m}$ de radio, en función de la velocidad vertical de flujo, v , a lo largo del sondeo ($Q = \pi r^2 v \gamma$), con $\gamma = 1000 \text{ kg m}^{-3}$:

Flujo	v	Q (aprox.)	β (aprox.)
lento	1m/día	0,3 g s ⁻¹	0,7 a 17 m ⁻¹
medio	1m/hora	8 g s ⁻¹	0,08 a 0,6 m ⁻¹
rápido	1m/min	500 g s ⁻¹	0,0004 a 0,01 m ⁻¹

En la figura 12 se muestran algunos resultados típicos para $\theta_0 = 20^\circ\text{C}$, $T_0 = 18$ y 20°C , y β variando entre 0,001 y 10 m^{-1} . Para $\beta > 1$ se obtiene el perfil de temperatura correspondiente al terreno no perturbado por el flujo del agua, excepto para el caso de que el agua entre fría, en cuyo caso existe un rápido calentamiento en una corta distancia. Para $\beta = 0,1$ se alcanza un perfil con gradiente término no perturbado, pero con un cierto enfriamiento, y con un tramo inicial en que el gradiente de temperatura vertical es muy grande si el agua entra fría y es menor que el natural si el agua entra en equilibrio térmico con el terreno. Para $\beta < 0,001$ el agua no sufre apenas calentamiento. Para valores entre 0,001 y 0,1 el gradiente térmico vertical aparece notablemente disminuido.

Si el agua que desciende a lo largo del sondeo se sume a una cierta profundidad se tiene la figura 13, en la que se tiene en cuenta el resultado de la entrada de agua radialmente a una cierta profundidad del apartado anterior, en función que el flujo sea grande o pequeño.

En el caso de flujo de agua vertical ascendente entre una profundidad de procedencia y su lugar de absorción a menor profundidad, vale la misma solución con los cambios pertinentes. Se

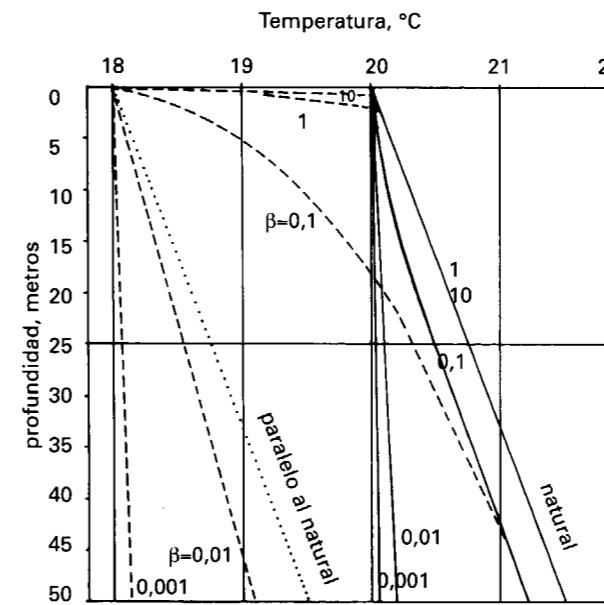


Fig. 12.- Perfiles de temperatura a lo largo de un sondeo en el que existe un flujo vertical descendente agua para los diferentes valores de β indicados en la figura. Se toma $\alpha = 0,03 \text{ } ^\circ\text{C m}^{-1}$, $\theta_0 = 20 \text{ } ^\circ\text{C}$ y $T_0 = 18 \text{ } ^\circ\text{C}$ (parte izquierda) y $20 \text{ } ^\circ\text{C}$ (parte derecha). Las profundidades se miden desde una posición arbitraria, que puede o no coincidir con el nivel freático.

supone que el agua entra térmicamente equilibrada con el terreno ($T_0 = \theta_0$). Si h es la elevación a partir del punto de entrada

$$T = \theta_0 - \alpha h + \frac{\alpha}{\beta}(1 - e^{-\beta h})$$

para $0 \leq h \leq h_a$

siendo h_a la elevación del punto de admisión.

Si el caudal es grande se perturba térmicamente el entorno del terreno de admisión, de modo similar a lo comentado anteriormente.

CASOS REALES

Sin entrar en los detalles que son el objeto de cada estudio en particular, a continuación se presentan algunos ejemplos tomados de casos reales, con comentarios de carácter general.

En la figura 14 se representan algunos perfiles

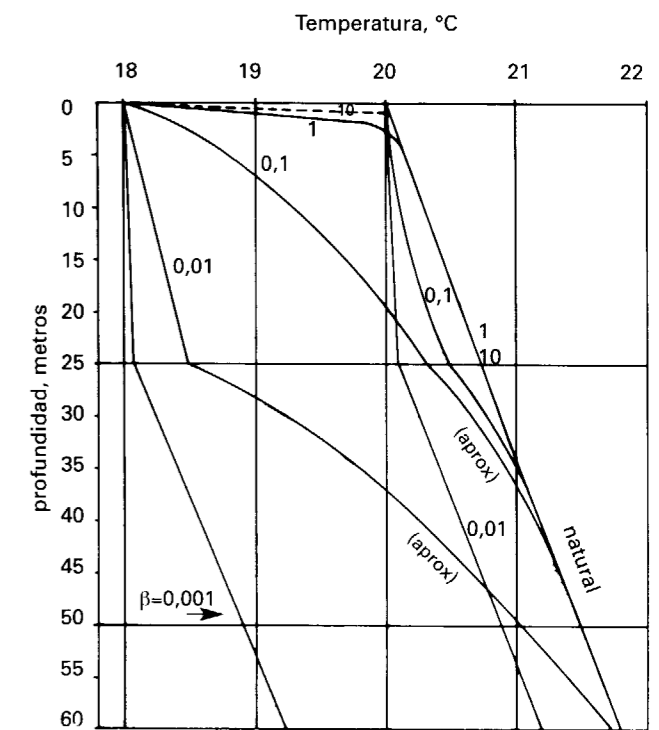


Fig. 13.- Perfiles de temperatura de la figura 12, si se supone que el flujo vertical descendente es absorbido a la profundidad de 25 m bajo la referencia. Los parámetros indicados son los valores de β . Para valores pequeños ($\beta < 0,01$) la admisión de agua más fría produce un enfriamiento del terreno del entorno, con una extensión de decenas a centenares de metros; por eso ya no se mantiene el perfil de temperatura no perturbado a las profundidades consideradas.

térmicos de la Comarca de Doñana. En uno de los sondeos puntuales se observan algunos problemas en la estanqueidad de las juntas de la entubación, que se traduce en débiles flujos verticales descendentes entre ellas ya que el potencial hidráulico disminuye en profundidad. Entre los pozos con varias rejillas y sondeos piezométricos multiranurados sólo uno de ellos muestra flujos verticales significativos entre rejillas (y posiblemente a partir de juntas no estancas de la entubación).

En el caso del macizo fonolítico de Amurga (Sur de Gran Canaria) que se muestra en la figura 15 se tienen diversas situaciones, para un gradiente térmico vertical no perturbado de aproximadamente $0,03 \text{ } ^\circ\text{C m}^{-1}$. Se trata de sondeos y pozos perforados no aislados, donde el agua puede penetrar y sumirse por los niveles discretos fisu-

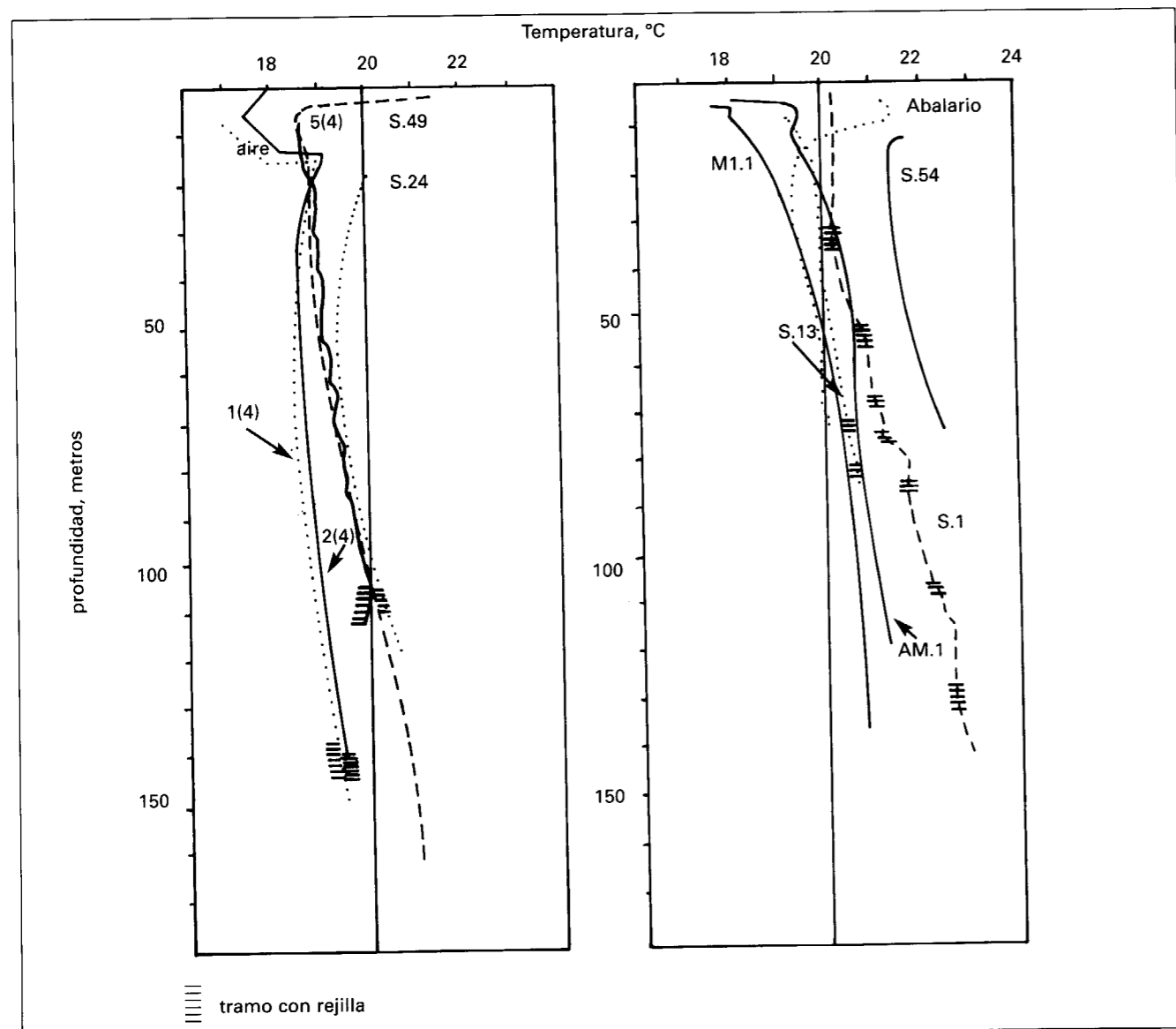


Fig. 14.- Perfiles de temperatura en sondeos piezométricos puntuales y multirranurados de la comarca de Doñana (datos de CUSTODIO et al., 1997), separando los más próximos al mar (gráfico izquierdo) de los más alejados (gráfico derecho), para los que la temperatura es mayor. El pequeño gradiente térmico en algunos perfiles (1(4) y 2(4)) se atribuye a defectos en las uniones de tubos, que permite un débil flujo descendente a favor de la depresión piezométrica de bombeo producido en los niveles más profundos. Algo similar sucede en los otros. En el S-1 se ve el efecto de circulación vertical de agua entre rejillas.

rados y escoriáceos atravesados. Mientras cerca de la costa (Costa, Las Burras) se tiene un perfil térmico similar al no perturbado, en otros (S-5, S-8 y S-26) entra agua en la perforación, por encima o próximo al del nivel del agua, que desciende verticalmente con un caudal elevado. Esto indica un descenso potenciométrico con la profundidad, incluso bien por debajo del nivel del mar (posi-

blemente mantenido por las extracciones de los pozos próximos). En cambio en el sondeo S-10 el agua es más caliente que el aire, lo que indica un ascenso débil de agua profunda caliente que empieza a sumirse hacia los 40 m superiores saturados.

En la figura 16 se muestran superpuestos tres

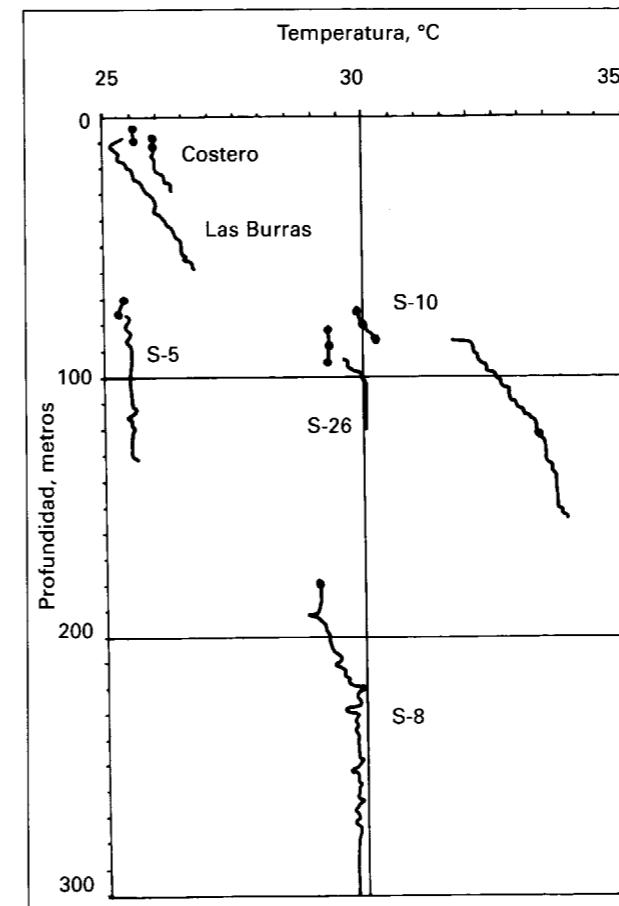


Fig. 15.- Registros térmicos en el macizo fonolítico de Amurga, Sur de Gran Canaria (Islas Canarias, España), según datos de CUSTODIO-AYALA et al. (1998). La temperatura del agua se da en trazo continuo y los puntos llenos representan la temperatura del aire. Se trata de sondeos perforados con sólo revestimiento de protección pero sin cementaciones y con agua libre entre el tubo y la pared de la perforación. El nivel piezométrico está en todos los casos relativamente próximo al del nivel del mar.

perfiles térmicos y de conductividad eléctrica de tres fechas diferentes, con inversión térmica. Esta es debida a un flujo preferente en el entorno de los 50 a 70 m de profundidad de agua recargada en zonas elevadas, más frías. Existe un flujo descendente desde los niveles superiores (principalmente del Mioceno) hasta el acuífero preferente. Desde la parte inferior existe un flujo muy débil de agua salina.

En los sondeos piezométricos profundos del delta del Lobregat (Barcelona), en general con

rejilla corta en los niveles detríticos que subyacen a la formación arcilloso-limosa del prodelta eoholoceno, se distinguen dos tipos de registros térmicos (fig. 17). Los que corresponden a áreas próximas a la costa, donde el flujo de agua en el acuífero profundo es pequeño, muestran gradientes térmicos normales, aunque en ocasiones atenuados. Por el contrario, en los alejados de la costa y próximos a las áreas de intensa explotación se producen o insinúan inversiones térmicas ya que el agua subterránea se recarga por infiltración de agua del río Llobregat o de excedentes de riego con agua fluvial en áreas con alta dotación y con intensa evapotranspiración; este flujo importante de agua algo más fría en relación con el apreciable calentamiento solar de la llanura deltica explica lo que se observa.

CONCLUSIONES

La entrada de agua por un tramo de una perforación a temperatura distinta a la natural del terreno produce una perturbación térmica en el caso de flujo radial horizontal (capa permeable o fisura horizontal) y régimen estacionario, que se extiende hasta un radio de $2,2/\delta$ siendo $\delta = \pi K / (Q c z_0)$; K = conductividad térmica del terreno; Q = caudal másico de agua que entra; c = valor específico del agua y z_0 = profundidad de la capa receptora bajo la superficie del terreno. Caudales pequeños, del orden de 1 g s^{-1} ($\sim 100 \text{ l/día}$), sólo producen una modificación local, pero para caudales grandes, por ejemplo de 500 g s^{-1} ($\sim 50 \text{ m}^3/\text{día}$), la perturbación se extiende hasta varias veces la profundidad de penetración.

La modificación del perfil térmico es insensible o pequeña para valores de β mayores que $0,1 \text{ m}^{-1}$, siendo $\beta = 2 \pi K / [c Q \ln(R/r_0)]$, en la que R es la distancia radial a la que el perfil térmico deja de estar afectado por el caudal de agua. Si el agua que entra tiene temperatura diferente a la natural del terreno se produce un rápido calentamiento o enfriamiento. Para valores de β menores que $0,01$ el perfil térmico es de temperatura casi constante hasta el lugar en el que el caudal circulante descendente se sume; por debajo se observa el gradiente térmico natural, pero desplazado en una cantidad igual al déficit de temperatura.

La existencia de desviaciones del gradiente tér-

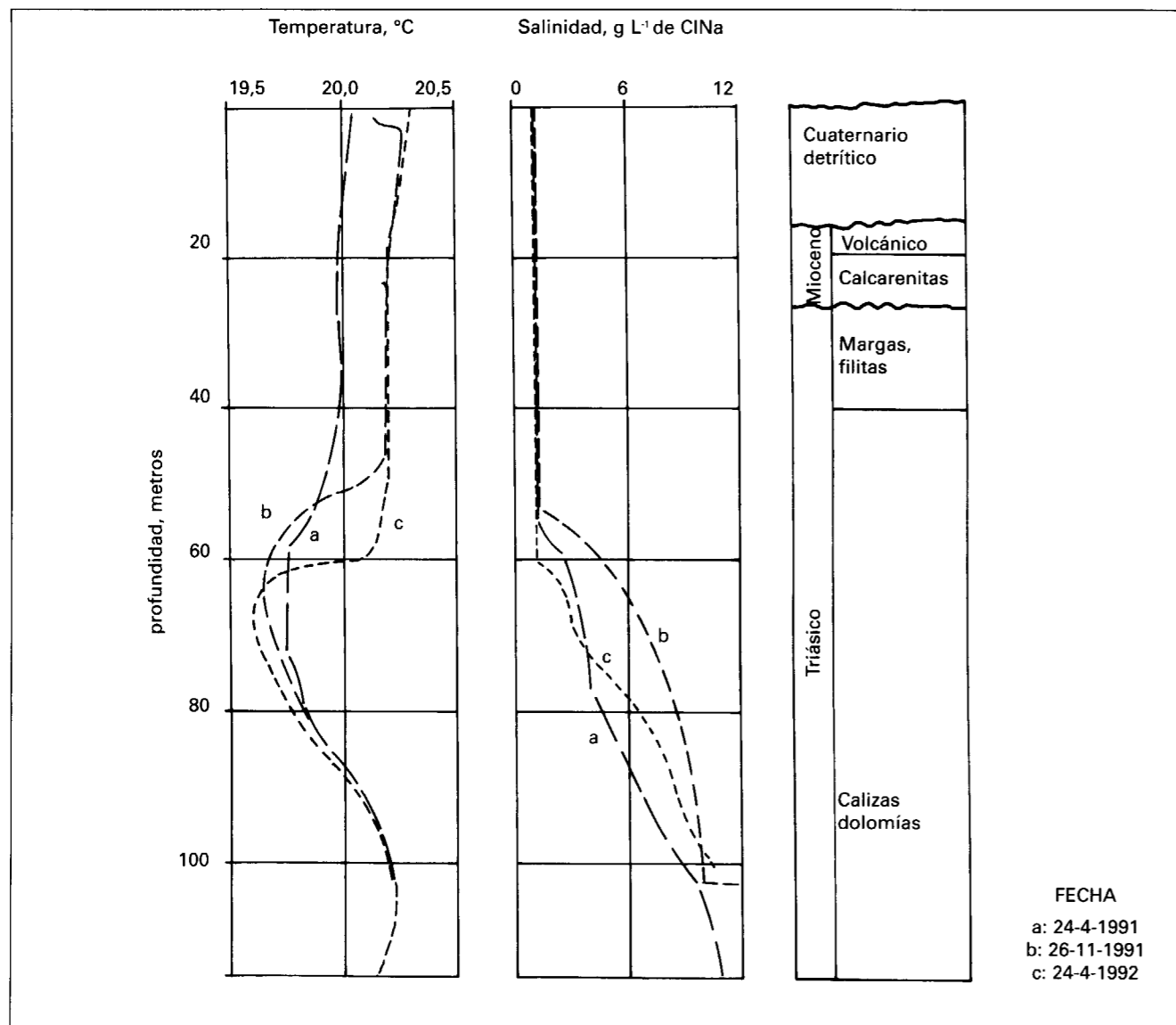


Fig. 16.- Registros continuos de salinidad y temperatura en el sondeo 224 RM del área de Aguadulce (Campo de Dalias, Almería), en tres fechas diferentes; la b corresponde al menor nivel piezométrico. El sondeo está entubado con tubo ranurado en toda su longitud. La mayor permeabilidad corresponde a tramos superiores de las calizas y dolomías triásicas, pero las calcarenitas miocenas son también permeables, y menos el cuaternario detrítico (modificado de Domínguez y Custodio, 1992). El nivel piezométrico mínimo corresponde a la fecha de la curva b.

mico o de desplazamiento del perfil es señal de flujo apreciable de agua a lo largo de una perforación y por lo tanto los muestreos de agua que se pueden tomar con tomamuestras o con bombes de pequeño caudal o cortos no producen un agua representativa de la que existiría en condiciones naturales a esa profundidad. Pero la

observación de un gradiente térmico normal no excluye pequeños flujos verticales, del orden de litros/día, que pueden perturbar el muestreo con tomamuestras si en el tramo objetivo no existe suficiente flujo natural de agua o no se ha procedido a una purga previa por bombeo. La observación detallada del perfil de conductividad eléc-

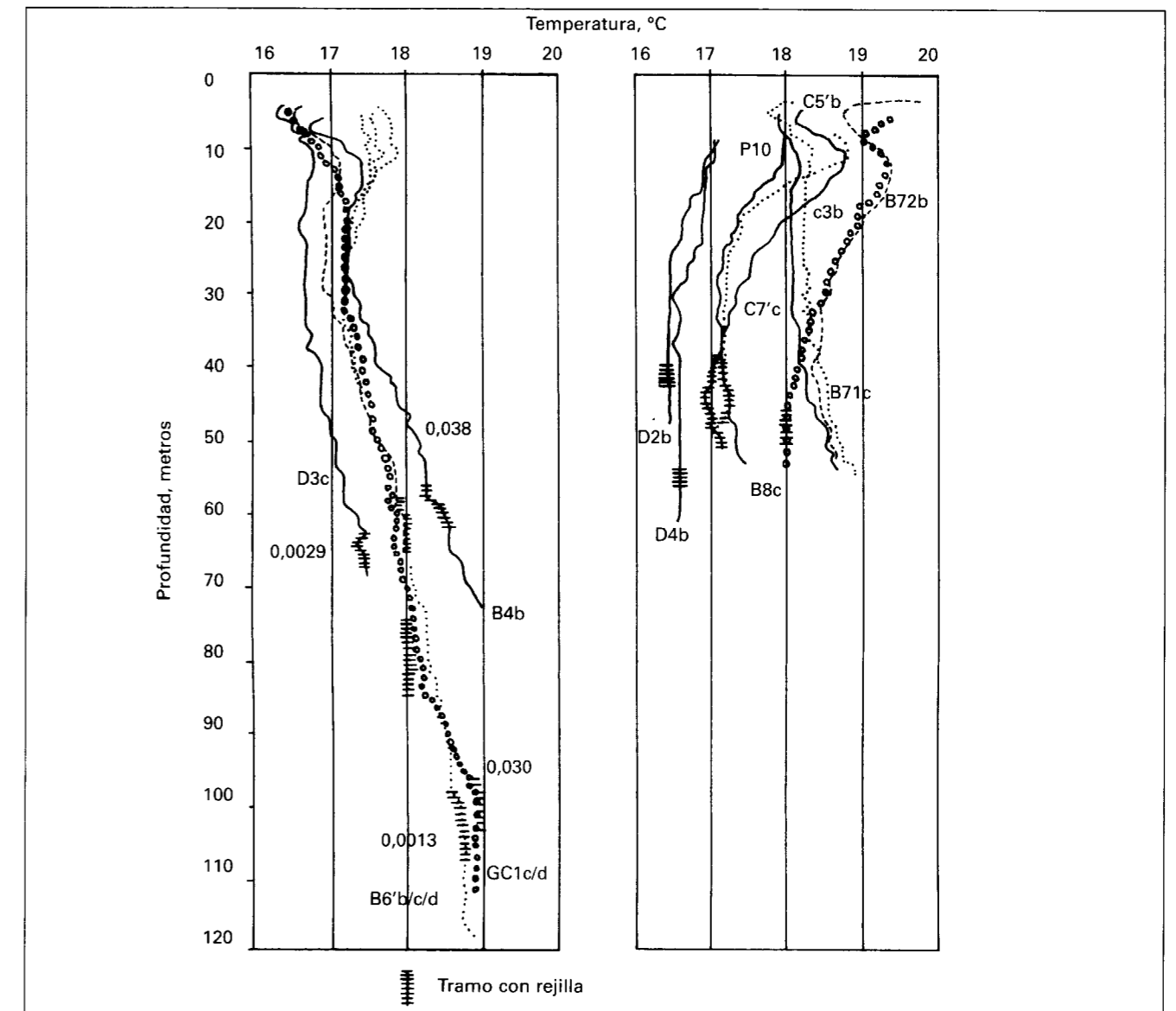


Fig. 17.- Përfiles térmicos en sondeos piezométricos del delta del Llobregat (Barcelona), según datos de NASCIMENTO et al. (1997). Los trazos horizontales indican la posición de la rejilla (si el piezómetro no está obstruido antes). Se indica la posición en líneas que parten de la costa (A) y se van alejando hacia el interior (B,C,D); el número indica el orden de O a E y la letra la profundidad creciente (a,b,c,d). Se omite la parte del registro que se superpone para un mismo emplazamiento. En el lado izquierdo se representan los perfiles del área costera, donde casi no hay flujo profundo de agua subterránea, con gradientes geotérmicos del orden de 0,03 °C m⁻¹; la disminución en profundidad hasta 0,013 se atribuye a flujo descendente por debajo de 60 m (por encima existe un buen cierre sobre el tubo por arcillas limosas). En el lado derecho se aprecian inversiones de temperatura a causa de la activa circulación.

trica puede aportar datos para evaluar la situación si existen cambios en profundidad, pero no cuando no hay cambios químicos significativos, aunque sí lo pueden ser los del contenido isotópico ambiental, de componentes menores o de contaminantes.

APÉNDICE I

Al introducir las diferentes variables se dan entre corchetes las magnitudes de las mismas, utilizando las siguientes magnitudes fundamentales, a efectos prácticos:

M = masa
E = energía
L = longitud
T = tiempo
C = temperatura

APÉNDICE II

Resolución de la ecuación diferencial:

$$dT = \beta(\theta_0 + \alpha z - T)dz \quad (A1)$$

Efectuando el cambio de variable

$$U = \theta_0 + \alpha z - T$$

$$dU = \alpha dz - dT \quad ; \quad dT = \alpha dz - dU$$

Substituyendo en la ecuación (A1):

$$\alpha dz - dU = \beta U dz \quad ; \quad -\frac{dU}{\beta U - \alpha} = dz$$

que ahora es de variables separadas y por lo tanto directamente integrable.

$$-\frac{1}{\beta} \ln(\beta U - \alpha) = z + N$$

N = constante de integración

Deshaciendo el cambio de variable:

$$-\frac{1}{\beta} \ln(\beta(\theta_0 + \alpha z - T) - \alpha) = z + N$$

La condición en $z = 0$ es $T = T_0$, con lo que resulta

$$N = -\frac{1}{\beta} \ln[\beta(\theta_0 - T_0) - \alpha]$$

Así el resultado es :

$$z = \frac{1}{\beta} \ln \frac{\theta_0 - T_0 - (\alpha/\beta)}{\theta_0 + \alpha z - T - (\alpha/\beta)}$$

y la temperatura se puede expresar por :

$$T = [\theta_0 + \alpha z - (\alpha/\beta)] - [\theta_0 - T_0 - (\alpha/\beta)] e^{-\beta z}$$

AGRADECIMIENTOS

El autor agradece a los dos revisores anónimos los comentarios. También agradece la colaboración de Argimiro Huerga en la edición, de Rosario Calle y Elisa Buitrón en la preparación de originales y de David Huerga en la reproducción de figuras, en especial por haber tenido que suplir problemas surgidos por ausencia forzada del autor. El trabajo ha sido preparado con el apoyo del ITGE y datos de trabajos realizados dentro del Departamento de Ingeniería del Terreno (Universidad Politécnica de Cataluña) y del Centro Internacional de Hidrología Subterránea (Barcelona), si bien las ideas y conclusiones son responsabilidad del autor y pueden no coincidir con las de los organismos afectados.

REFERENCIAS

- BREDEHOEFT, J.D.; PAPADOPULOS, I.S. (1965). Rates of vertical groundwater movement estimated from the Earth's thermal profile. *Water Resources Research*, 15: 1616-1622
- CARTWRIGHT, K. (1979). Measurement of fluid velocity using temperature profiles: experimental verification. *J. Hydrology*, 43: 185-194
- CUSTODIO, E. (1979). Evaluación de la recarga por la lluvia mediante métodos ambientales químicos, isotópicos y térmicos. *La Evaluación de la Recarga a los Acuíferos en la Planificación Hidrológica*. Asoc. Inter. Hidrogeólogos/Grupo Español - ITGE, Madrid. 83-109
- CUSTODIO, E. (1995). The impact of vertical water in boreholes on monitoring operations. *Hydrogéologie*. BRGM. Paris-Orléans 3: 3-12
- CUSTODIO, E.; LLAMAS, M.R. (1976; 1983). *Hidrología Subterránea*. Ediciones Omega, Barcelona, 2 vols: 1-2350
- CUSTODIO, E.; MANZANO, M.; IGLESIAS, M. (1996). Análisis térmico preliminar de los acuíferos de Doñana. *El Agua en Andalucía*. Siaga 96. Almería, II: 55-87
- CUSTODIO-AYALA, J.; CUSTODIO, E.; SÁNCHEZ - VILA, X. (1997). Las aguas salobres del Macizo de Amurga y Barraco de Fataga (Sur de Gran Canaria). *Asamblea Hispano-portuguesa de Geodesia y Geofísica*. Almería, 6 pp. (reproducción electrónica).
- CHURCH, P.E.; GRANATO, G.E. (1996). Bias in ground-water data caused by wellbore flow in long-screen wells. *Ground Water*, 34(2): 262-273
- DOMÍNGUEZ, P.; CUSTODIO, E. (1992). Sea water intrusion in the lower north-eastern aquifer of the "Campo de Dalias" (Almería, Southeastern Spain): preliminary study of monitoring data. *Study and Modelling of Salt Water Intrusion into Aquifers*. CIMNE-UPC, Barcelona: 631-659

KALERIS, V. (1989). Inflow into monitoring wells with long screens. *Contaminant Transport in Groundwater* (Ed. H.E. Kobus and W. Kinzelbach). Balkema: 41-50

GIBBS, J.; BROWN, G.A.; TURNER, K.S.; MACLEOD, C.L.; JELINSKI, J.C.; KOEHNLEIN, S.A. (1993). Effects of small-scale vertical variations in well screen inflow rates and concentrations of organic compounds on the collection of representative water-quality samples. *Ground Water*, 31(2): 201-208

LU, N.; GE, SH. (1996). Effect of horizontal heat and fluid flow on the vertical temperature distribution in a semiconfining layer. *Water Resources Research*, 32(5): 1449-1453

MATTHESS, G. (1982). *The properties of groundwater*. Wiley-Interscience: 1-406

NASCIMIENTO, F. DE F.; MARTÍN, J.; CASTRO, M.; MANZANO, M.; (1997). Influencia de la explotación en la temperatura del agua subterránea en el acuífero profundo del Delta del río Llobregat. *Fundación Centro Internacional de Hidrología Subterránea*. 31 CIHS. Barcelona. (interno).

REILLY, T.E.; FRANKE, O.L.; BENNETT, G.P. (1989). Bias in groundwater samples caused by wellbore flow. *ASCE, J. Hydraul. Eng.* 115(2): 270-276

SCHOELLER, H. (1962). *Les eaux souterraines*. Masson, Paris: 1-642

TANIGUCHI, M. (1993). Evaluation of vertical groundwater fluxes and thermal properties of aquifers based on transient temperature-depth profiles. *Water Resources Research*, 28 (7): 2021-2026

HIDROGEOLOGÍA DE GRANDES LLANURAS: LA PAMPA HÚMEDA ARGENTINA.

Por E. USUNOFF (*), M. VARNI (*), P. WEINZETTEL (*) Y R. RIVAS (*)

R E S U M E N

Los paisajes llanos tienen un funcionamiento hidrogeológico peculiar y se presentan en varias regiones del mundo. Sin embargo, sólo en unos pocos sitios sus extensiones son lo suficientemente grandes como para que ameriten su caracterización específica.

Como aspectos distintivos con respecto a la hidrología de regiones con relieve apreciable, las llanuras en climas húmedos a sub-húmedos son vastas áreas con muy pequeña pendiente superficial, donde los límites de cuencas son difusos o inexistentes, con cursos de agua someros y sin mayor desarrollo de una red de drenaje superficial, con niveles freáticos muy cercanos a la superficie del terreno, y con suelos de granulometría predominantemente fina. Estos elementos hacen que el peso relativo de los componentes del ciclo hidrológico sea muy distinto al de los escenarios hidrológicos típicos.

Este trabajo presenta una revisión de los componentes del ciclo hidrológico y de otros aspectos relacionados. La distribución areal de las precipitaciones reviste importancia para eventos aislados o para períodos cortos de análisis, en tanto que la intercepción sería más importante que lo consignado en la literatura. Se reafirma la lenta infiltración y los largos períodos con acumulación de agua en depresiones, con algunas instancias de recarga rechazada, lo que obstaculiza el empleo de relaciones simples de precipitación-escorrentía. Se descarta el uso de la fórmula de Thornthwaite para el cálculo de la evapotranspiración potencial, y se prefiere el método de Penman. La obtención de la evapotranspiración real supone la necesidad de ajustar las estimaciones areales (modelación, información de sensores remotos) en base a mediciones puntuales (balances a nivel de parcela, seguimiento de perfiles de humedad, etc.). Un paso previo conveniente está dado por la consideración de regiones homogéneas, que involucra la atención simultánea de un grupo relevante de variables naturales (tipo de suelo, uso del territorio, pendiente superficial, espesor de la zona no saturada, etc.). Se verifica que la modelación del flujo subterráneo y los balances de masa del ión cloruro son herramientas muy valiosas para el cálculo de la recarga a los acuíferos. Son claros los indicios en cuanto al alto impacto de las actividades antrópicas, y por ende se advierte sobre la necesidad de planificar cuidadosamente el drenaje de los excesos hídricos y el cuidado adicional de un sistema acuífero con escasa capacidad amortiguadora de las contaminaciones por su cercanía a la superficie.

Aún a riesgo de perder cierta generalidad, se ejemplifica con estudios llevados a cabo en la región central de la Pampa Húmeda argentina.

Palabras clave: Llanuras, Acuíferos someros, Pampa Húmeda argentina.

A B S T R A C T

Flat-land landscapes, with special hydrogeological features, are found in several spots around the world. However, there just a few places where their areal coverage is large enough to deserve special attention.

Large plains in humid to sub-humid climates have rather negligible surface relief, the basin boundaries are diffuse or undetermined, with shallow water courses which do not integrate a well-defined surface drainage system, with groundwater levels close to the surface, and soils made up of fine-grained sediments. Such characteristics made the hydrological cycle components be much different from those of typical hydrological scenarios.

These paper reviews the components of the hydrological cycle and related issues in the plains. The areal distribution of precipitations are important for isolated events or for short-period analyses, whereas the intercepción would be more relevant than previously thought. The infiltration proceeds at a very slow rate and the water may remain long time ponded on the surface, which produces repeated recharge, and hinders the use of simple expressions for calculating runoff from rainfall. It has been found that the Thornthwaite equation does not lead to good estimates of the potential evapotranspiration, and that the Penman's method offers better results. Areal estimates of real evapotranspiration can be achieved through modeling or remote-sensing based approaches, which take into account site-specific measurements (soil-water budget, monitoring water flows in the unsaturated zone, etc.). A sug-

(*) Instituto de Hidrología de Llanuras. Inst. Giraut s/n - C.C. 178 - (7300) Azul - Argentina.

gested previous step would be the assessment of homogeneous regions, which involves looking at simultaneously the relevant natural variables (soil type, land use, surface slope, unsaturated zone thickness, etc.). Groundwater flow modeling and chloride-ion balance are shown to be good estimators of the groundwater recharge. Man-induced changes may have profound effects on the natural systems; hence, good planning is required when it comes to drain excess-rainfall water or to protect the from contaminations the shallow groundwater resources because of their scarce buffering capacity.

Although they may prove to be not that comprehensive, examples are given of a regional aquifer located at the center of the Argentine Humid Plains (Pampas).

Key words: Plains, Shallow aquifers, Argentine Pampas.

INTRODUCCIÓN

Las llanuras que ocupan grandes extensiones no se encuentran con frecuencia en el mundo. En efecto, las regiones de escasa pendiente superficial más dilatadas se hallan en Argentina, Hungría, China, la planicie costera del sudeste de Estados Unidos, y en algunos sectores de Australia. Puede apreciarse que el listado no es conspicuo, y en virtud de ello podría explicarse el relativo poco conocimiento de su comportamiento hidrológico con respecto al de otros escenarios o paisajes. El desarrollo de metodologías de estudio en Hidrología principió en Europa, complementado luego con los importantes aportes de la América sajona, aunque en ambos casos los paisajes hipotéticos de aplicación de los métodos o técnicas siempre se han supuesto provistos de una morfología tal que asegurara la presencia de pendientes superficiales apreciables. Esto no sucede en las llanuras, y se constituye en una limitante para la aplicación de algunos preceptos de la Hidrología que, inicialmente, se consideraron de validez general. La observación no es trivial en tanto que, siempre que se las encuentre en climas húmedos o subhúmedos, las llanuras son el sostén de actividades económicas de primer orden que, invariablemente, están vinculadas al agua (como insumo, como factor impulsor o limitante de la actividad, eje de políticas de desarrollo, etc.).

Por lo dicho bien pueden las llanuras catalogarse de escenarios hidrológicos no típicos. Una síntesis del grado de tipicidad puede extraerse de la Tabla 1 (modificada ligeramente de DAMIANO et al., 1989), que intenta ilustrar sobre los aspectos generales y cuyos términos tendrán una explicación pormenorizada más adelante.

Las características listadas en la Tabla 1 se refie-

ren mayormente a las aguas superficiales, aunque más adelante se verá el efecto que tienen en el complejo superficie - zona no saturada - acuífero. Es evidente que el clima y la fisiografía determinan el tipo de proceso hidrológico que será dominante en cada ambiente. Las características fisiográficas de las llanuras son lo suficientemente particulares como para afectar en grado sumo su comportamiento hidrológico. Puede no suceder lo mismo con el clima: si es extremadamente húmedo se formarán humedales, y si es seco predominará la desertificación. Estas dos circunstancias han merecido de por sí una consideración especial en la Hidrología, por ello

ATRIBUTO	PAISAJE CON RELIEVE	PAISAJE LLANO
Superficie tributaria (cuenca)	Definida	No bien determinada
Punto de descarga	En general, único	Múltiple
Energía morfológica	Alta	Baja
Drenaje superficial	Organizado y jerarquizado	Anárquico
Flujos de agua horizontales	Muy importantes	Poco importantes
Flujos de agua verticales	Mediano a poco importantes	Determinantes
Pendientes superficiales	Mayores a 0,5 %	Menores a 0,1 %
Impacto de la acción antrópica	Bajo a medio	Alto
Tiempo de respuesta a un estímulo pluvial	Generalmente corto	Largo
Respuesta en el punto de descarga ante un estímulo pluvial	Rápido y en fase	Lento a nulo
Dirección de escurrimiento superficial	Invariable	Variable

Tabla 1. Características diferenciales de los paisajes llanos y los paisajes con relieve.

KOVACS (1983) señala que la hidrología de llanuras puede caracterizarse mejor en climas semi-húmedos o semi-áridos. Tales estudios suponen, mínimamente, el hallar respuestas a tres grandes interrogantes:

- ¿Cómo se miden los parámetros hidrológicos en las llanuras?
- ¿Cómo se integra la información para lograr un modelo conceptual válido del funcionamiento hidrológico?
- ¿Cómo se maneja el agua en las llanuras?

Debe decirse que, a la luz de los resultados de los últimos 20 años de investigaciones, el avance relativo ha sido pequeño. Las conclusiones y recomendaciones del Coloquio Internacional Sobre Hidrología de Grandes Llanuras (Olavarría, Argentina, 1983), promovido y auspiciado por el Programa Hidrológico Internacional de las Naciones Unidas, plantearon una multitud de interrogantes válidos y dejaron abierto un camino amplio a las investigaciones, que siguen aún vigentes por falencias de los organismos promotores de investigaciones y de los propios grupos de investigación. No es arriesgado afirmar que en las puertas del siglo XXI hay una orfandad alarmante de estudios que impiden la creación de un cuerpo teórico y metodológico fundamentado. Las investigaciones de las que se tiene conocimiento afectan a dominios areales restringidos, y sus conclusiones no parecen fácilmente extrapolables a otras regiones llanas del mundo. En ello ha tenido cierta incidencia la tecnología disponible que, a pesar del avance en el instrumental de registro automático, en general no permite la consideración de elementos del sistema a escala regional, aunque el advenimiento de la modelación hidrológica y de los sistemas de información geográfica auguran mejores resultados.

Este trabajo está orientado a ofrecer un panorama pretendidamente amplio de las condiciones hidrológicas en las llanuras, tal como puede inferirse a partir de la información antecedente. Podrá advertirse que, en efecto, los estudios demuestran que las metodologías clásicas deben ser adaptadas o reinterpretadas a las circunstancias especiales de los ambientes de escasa pendiente superficial. Las características que se comentarán a continuación son en su gran mayo-

ría obtenidas de la propia experiencia en trabajos llevados a cabo en la Pampa Húmeda argentina, más específicamente en el sector central de la provincia de Buenos Aires (Figura 1). Además de ser un material informativo para quien desconoce las particularidades hidrológicas de estos ambientes, es la esperanza de los autores que algunos de los lectores se vean motivados a ahondar sus conocimientos para el estudio de un tipo de ambiente claramente diferencial.

CARACTERÍSTICAS HIDROLÓGICAS DE LAS LLANURAS HÚMEDAS

En las llanuras no suele existir una clara divisoria de aguas o, mejor expresado, las divisorias de aguas dependen de la distribución espacial, magnitud y duración de los eventos de lluvia. En un ambiente caracterizado por pendientes superficiales del orden de 1/1000 a 1/10000, las geofor-mas suaves (depresiones, elevaciones) juegan un papel importante como elementos determinantes del destino de las aguas de lluvia de magnitud variable. Es alta la incertidumbre con respecto al área de aporte de aguas. Además, la escasez de pendiente no promueve el flujo superficial hacia

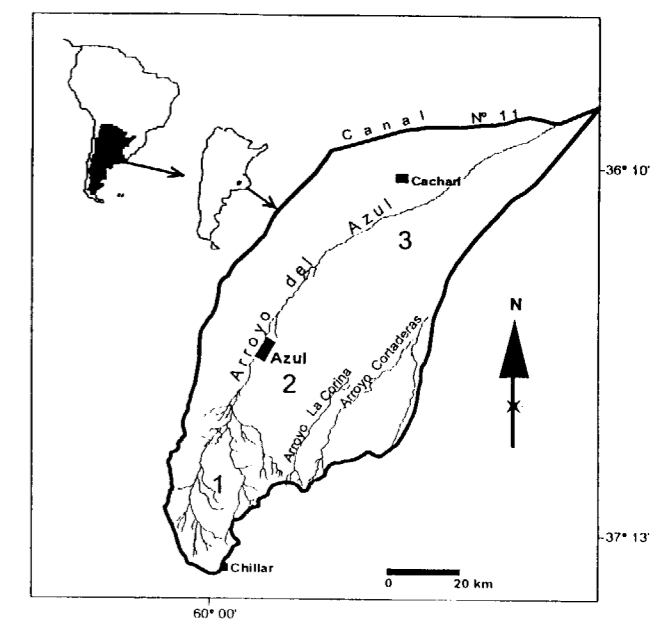


Figura 1. Ubicación de la cuenca del arroyo del Azul. (1) Cuenca alta, (2) Cuenca media y (3) Cuenca baja

áreas relativamente más bajas, y se produce una gran acumulación de agua en depresiones. Tal acumulación, según KOVACS (1983), supera en mucho la eventual componente de intercepción. PAOLI y GIACOSA (1983) indican que a menos que existan grandes extensiones de vegetación arbórea (que no son frecuentes en las llanuras), la componente de intercepción virtualmente puede desecharse, y el balance hidrológico se resuelve mayormente teniendo en cuenta la infiltración y la evapotranspiración.

El agua permanece largos períodos en superficie, y por ello sus chances de infiltrarse y evapotranspirarse son muy grandes, procesos estos que están estrechamente vinculados al contenido de agua de los suelos. Se advierte, tempranamente, que el papel de la zona no saturada en las llanuras (y por ende el conocimiento de su dinámica) es vital. La relativa mayor infiltración hace que los niveles freáticos se encuentren muy cercanos a la superficie, conectados a la fase aérea por materiales de textura relativamente fina (limos arenosos, limos arcillosos), lo que determina la presencia de una potente franja capilar.

Ya sea por su acumulación en superficie o por ascenso capilar desde el nivel freático somero, lo cierto es que la evapotranspiración es la componente de mayor peso en los balances de agua en llanuras. Y aquí surge el gran problema de los estudios de disponibilidad de agua en estas regiones. Sabido es que la medición directa de la evapotranspiración requiere del uso de lisímetros, de un cuidadoso balance energético o del seguimiento puntilloso de las variaciones de humedad de la zona no saturada. Estos métodos son caros, engorrosos, y difícilmente se aplican de forma sistemática. Por otro lado, aseguran la validez del dato en los puntos de control sin mayores posibilidades de extensión a áreas con distintas características de suelos y vegetación. En estudios de tipo regional se ha apelado a las fórmulas empíricas de mayor difusión por su menor requerimiento de datos, aunque los errores de las estimaciones suelen ser importantes. En cualquier caso, se advierte que si no es posible arribar a valores razonables de la evapotranspiración, las consecuencias con respecto al uso del recurso pueden ser nefastas. El balance de agua en una llanura templada húmeda determina que la ET insumiría alrededor del 90 % del agua

ingresante al sistema (SALA et al., 1987; KRUSE, 1992). Este elevado porcentual hace que un error mínimo en su estimación se refleje en una importante sobre o subestimación de otros componentes del ciclo hidrológico.

Por la ya enunciada falta de pendiente generalizada, las llanuras no poseen una red de drenaje superficial desarrollada e integrada. Los cursos sólo drenan sus cercanías dejando extensos interfluvios que, a los fines prácticos, pueden considerarse arreicos (SALA et al., 1998). En el caso de la llanura pampeana estas regiones están cubiertas por una gran cantidad de depresiones cuasicirculares con orientación SO-NE de origen eólico (Figuras 2 y 3). Estas depresiones suelen almacenar agua gran parte del año, principalmente de origen subterráneo (SALA et al., 1987) y como consecuencia de precipitaciones importantes pueden interconectarse entre sí generando vías de escurrimiento superficial adicionales a los ríos y arroyos (Figura 3). Estas vías son de duración limitada (mientras dure el estado de aguas altas), el grado de interconexión entre las depresiones depende de los niveles que alcance el agua superficial, la velocidad de escurrimiento es extremadamente lenta y se produce en amplias extensiones con muy poco tirante hidráulico (en forma de manto). Pueden existir cursos de agua permanente, que en buena parte del año permanecen en esa condición por aporte de aguas freáticas, pero su morfología (cauces anchos, poco profundos, con amplias planicies de inundación) es un índice más de los efectos de la baja energía erosiva de los cursos superficiales. Tal morfología acentúa errores cuando se trata de estimar caudales circulantes a través de una simple relación entre el nivel del agua en el curso y el caudal correspondiente (curva h-Q de una sección). Es que el caudal depende del nivel del agua circulante y de la pendiente de la línea de energía (en tramos de sección poco variable y pendiente uniforme es paralela al pelo de agua) y la pendiente varía en régimen no permanente (creciente o bajante). En realidad, existe una familia de curvas h-Q integrada por curvas correspondientes a pendientes diferentes. Las variaciones de la pendiente en creciente y en bajante son relativamente mucho más importantes en una

importancia. Además de los fenómenos de creciente o bajante, este problema se evidencia cuando se produce la descarga de un curso de agua en otro curso o en cuerpos de agua superfi-

ciales, que hacen variar su nivel de base y, por lo tanto, la pendiente de la línea de energía. Las características descritas en este párrafo muestran la gran dificultad que significa cuantificar los cau-

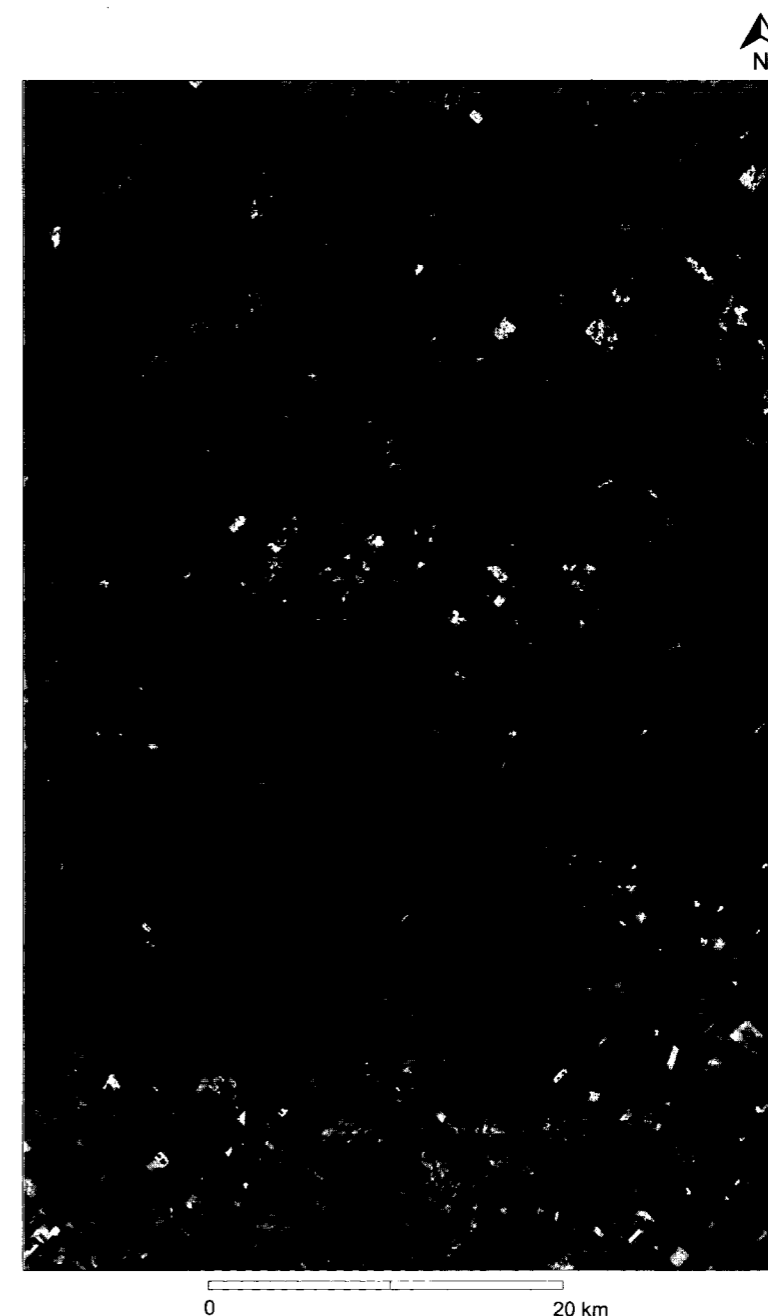


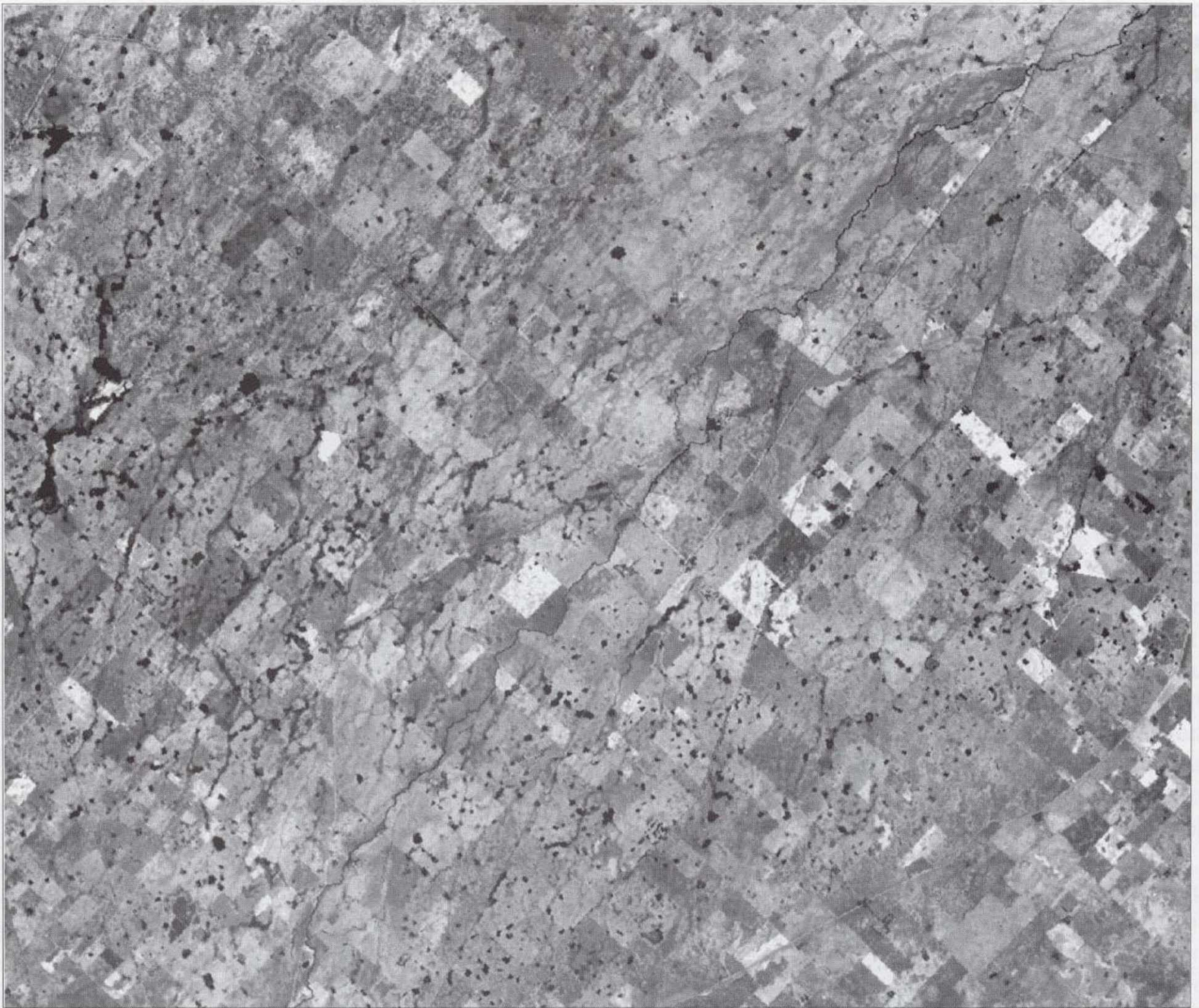
Figura 2 - Imagen Landsat TM (banda 4) de un período relativamente húmedo de la zona estudiada. Al sur se observa la zona serrana e inmediatamente al norte la cuenca intermedia. Obsérvese que la transición de la cuenca media a la baja involucra un importante cambio en el uso de la tierra asociado a distintas pendientes, tipos de suelo y condiciones de drenaje. En la cuenca baja puede verse una gran cantidad de depresiones colmadas de agua.

importancia. Además de los fenómenos de creciente o bajante, este problema se evidencia cuando se produce la descarga de un curso de agua en otro curso o en cuerpos de agua superfi-

ciales, que hacen variar su nivel de base y, por lo tanto, la pendiente de la línea de energía. Las características descritas en este párrafo muestran la gran dificultad que significa cuantificar los cau-



Figura 2 - Imagen Landsat TM (banda 4) de un período relativamente húmedo de la zona estudiada. Al sur se observa la zona serrana e inmediatamente al norte la cuenca intermedia. Obsérvese que la transición de la cuenca media a la baja involucra un importante cambio en el uso de la tierra asociado a distintas pendientes, tipos de suelo y condiciones de drenaje. En la cuenca baja puede verse una gran cantidad de depresiones colmadas de agua.



0 10 km

Figura 3 - Imagen Landsat TM (banda 4) de un sector de la cuenca baja. Al este se observan depresiones aisladas colmadas de agua, mientras que al oeste se observa cierto grado de interconexión entre las mismas. Obsérvese la baja capacidad de drenaje del arroyo, que corre de SO a NE.

dales salientes o ingresantes a un área llana determinada.

La propia modelación y conceptualización del escurrimiento superficial se ve impedida en grado sumo porque los modelos clásicos de transformación de precipitación en escurrimiento superficial dejan de ser válidos. Ello es así por el largo período en que el agua permanece almacenada en la superficie, que promueve una infiltra-

ción de magnitud tal que no es contemplada por las conceptualizaciones frecuentes, y porque se requiere de precipitaciones prolongadas y/o muy intensas para que el agua acumulada comience a "conectar" depresiones aledañas y tenga cierta chance de llegar a algún cauce colector. Invariablemente, los coeficientes de escurrimiento de las llanuras son sistemáticamente menores que la de otros ambientes hidrogeológicos.

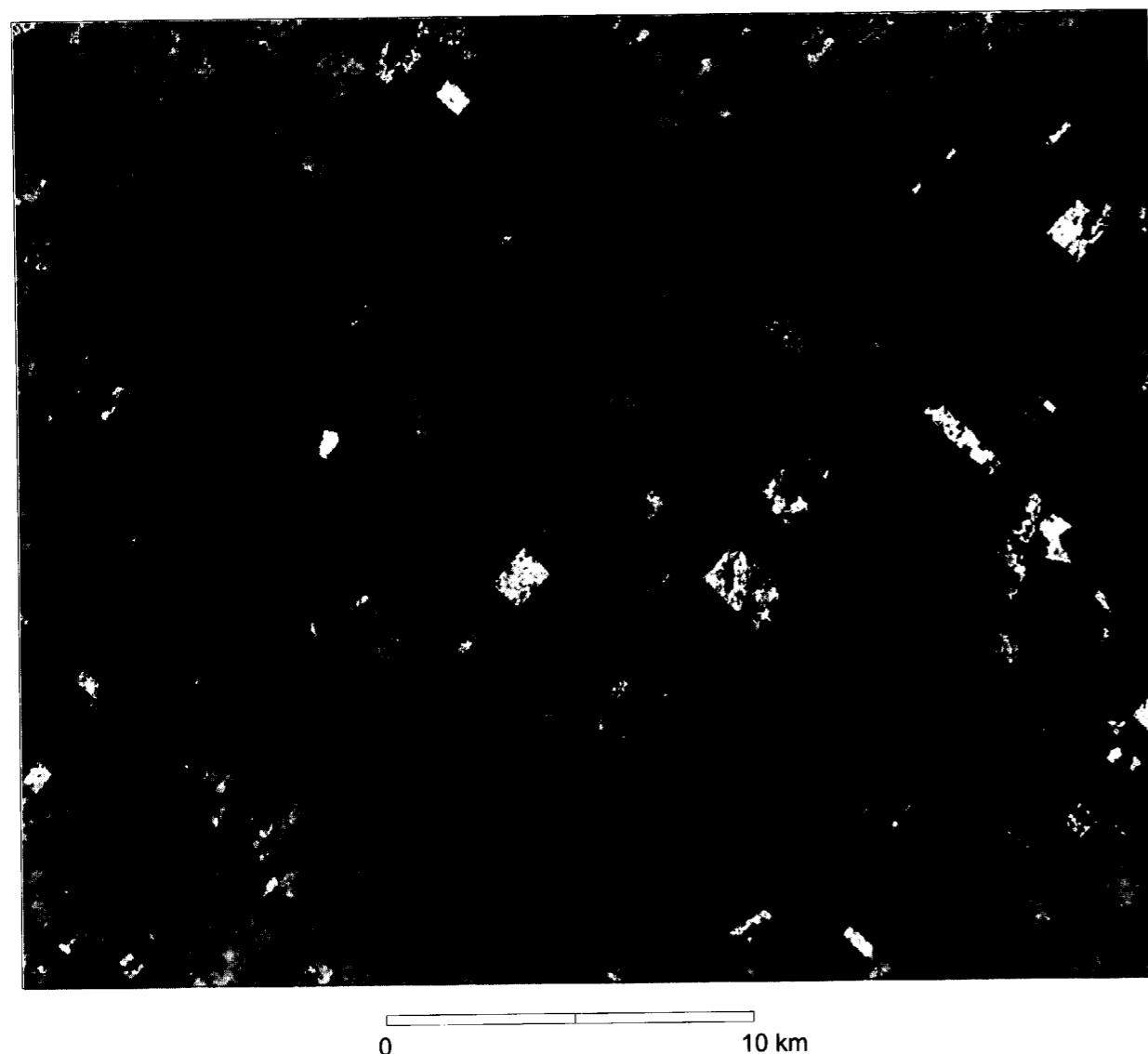


Figura 3 - Imagen Landsat TM (banda 4) de un sector de la cuenca baja. Al este se observan depresiones aisladas colmadas de agua, mientras que al oeste se observa cierto grado de interconexión entre las mismas. Obsérvese la baja capacidad de drenaje del arroyo, que corre de SO a NE.

dales salientes o ingresantes a un área llana determinada.

La propia modelación y conceptualización del escurrimiento superficial se ve impedida en grado sumo porque los modelos clásicos de transformación de precipitación en escurrimiento superficial dejan de ser válidos. Ello es así por el largo período en que el agua permanece almacenada en la superficie, que promueve una infiltra-

ción de magnitud tal que no es contemplada por las conceptualizaciones frecuentes, y porque se requiere de precipitaciones prolongadas y/o muy intensas para que el agua acumulada comience a "conectar" depresiones aledañas y tenga cierta chance de llegar a algún cauce colector. Invariablemente, los coeficientes de escurrimiento de las llanuras son sistemáticamente menores que la de otros ambientes hidrogeológicos.

En sistemas como el descrito, con frecuentes lluvias en un clima sub-húmedo, con niveles freáticos cercanos a la superficie del terreno, y por ende con escaso poder amortiguador de los excesos superficiales, adquiere fundamental importancia el estado de humedad de la zona vadosa al momento de producirse precipitaciones. Es tan así que lluvias de magnitud comparable tienen efectos notoriamente diferentes de acuerdo con la humedad antecedente de los suelos. Básicamente, podrían distinguirse dos escenarios diferentes: uno que se corresponde con la época de aguas bajas a medias, y un segundo con el de aguas altas. La calificación de aguas altas se corresponde con períodos húmedos y con escasa potencia de la zona no saturada. De hecho, PAOLI y GIACOSA (1983) sugieren que una de las tareas más importantes es la búsqueda de elementos que permitan identificar los "umbrales críticos" de funcionamiento del sistema hidrológico, entendiendo por ello el pasaje de condiciones bajas-medias a altas.

KOVACS (1983) admite que la interpolación de valores de lluvia (para escala mensual o no menor a 10 días) es posible puesto que la falta de relieve de las llanuras no supone diferencias notables entre diversos sectores y, accesorariamente, permite una menor densidad de puntos de observación. Sin embargo, hay ocasiones en que esta aseveración no se cumple. Es real que la inexistencia de elevaciones no promueve a lluvias "orográficas", pero se registran otras influencias de tipo meteorológico que determinan características particulares en la distribución de la precipitación. Sólo los estudios detallados pueden definir la densidad adecuada de pluviómetros y pluviógrafos.

La infiltración de la lluvia es la fuente principal de la recarga de acuíferos freáticos llanuras húmedas como la pampeana. Al respecto, son interesantes ciertas observaciones de LIU y ZHANG (1993) para la llanura china que pueden aplicarse también a la pampeana y que a continuación se mencionan. La relación de recarga, definida como la proporción entre la recarga producida por la infiltración de lluvia y la precipitación, depende de la profundidad del nivel freático. Existe una profundidad a la cual se da la máxima posibilidad de recarga; cuando el nivel freático está por encima de esta profundidad la relación

de recarga aumenta con la profundidad debido a que la precipitación no puede infiltrar totalmente por el limitado espacio de almacenamiento subterráneo disponible (rechazo de infiltración); por debajo de esta profundidad, la relación de recarga disminuye gradualmente con el incremento de la profundidad, debido a que aumentan las pérdidas a causa de la evapotranspiración por el aumento de tiempo de tránsito en la zona no saturada. La profundidad óptima, a la cual se da la máxima relación de recarga, varía espacialmente según las condiciones hidrológicas locales.

La cercanía de los niveles freáticos a la superficie del terreno hace posible que, ante eventos de lluvia, las variaciones del nivel freático puedan utilizarse para estimar el resultado de la ocurrencia de una serie de fenómenos (precipitación, intercepción, escurrimiento superficial, evapotranspiración, infiltración) que dan como resultado la recarga al acuífero. Un ejemplo puede verse en OLIN y SVENSSON (1992), que obtienen un parámetro proporcional a la recarga. El análisis es relativamente sencillo si se cumple la hipótesis de flujo tipo pistón en la zona no saturada. Sin embargo, existen tres elementos que complican la conceptualización: (a) los materiales de la zona no saturada son de granulometría mayormente fina y espacialmente heterogéneos y posibilitarían importantes variaciones areales en la velocidad de flujo vertical; (b) aunque son de difícil cuantificación, existen vías preferenciales de ingreso de agua al acuífero (efecto bypass) (BOUMA, 1982; ELRICK y CLOTHIER, 1990) y, finalmente, (c) la elevación del nivel freático en un punto no sólo tiene que ver con la recarga local, sino que responde también al flujo subterráneo lateral.

Los efectos de los excesos hídricos en las llanuras se manifiestan en anegamientos e inundaciones prolongados de vastas extensiones rurales y, a veces, de ciudades y poblados. En ambos casos los efectos son perdurables en el tiempo por las difíciles condiciones de drenaje. Por ello, es lógico que los esfuerzos locales, distritales y nacionales se vuelquen mayormente a la prevención de los efectos de los excesos. Las tareas de prevención pueden bien expresarse como obras civiles (presas de escaso porte, canales de desagüe, limpieza y mantenimiento de los cauces

naturales, etc.), y menos comúnmente como redes de alerta temprana (observación en tiempo real de los niveles en los cursos de agua y de los niveles freáticos, relacionados con un monitoreo minucioso de la distribución y cuantía de las lluvias regionales). Puede afirmarse que las obras civiles realizadas en la llanura pampeana no han tenido un efecto altamente positivo, al menos desde el punto de vista regional: es frecuente que se beneficie a una zona perjudicando otra como consecuencia de la construcción de un canal. Además, la eficiencia de los canales en las llanuras es muy pobre, debido a la falta de pendientes transversal, lo que genera una zona de influencia mínima, y longitudinal, lo que imposibilita una rápida circulación de las aguas que transporta. Las presas para la retención de excesos podrían ser beneficiosas, aunque luego de cuidadosos estudios que abarquen el marco hidrogeológico y biológico, y no sólo el cálculo hidráulico: deberían ubicarse en el área de aporte a la llanura y no en ella misma, y ser de almacenamiento temporario para minimizar las elevaciones del nivel freático en la zona.

El párrafo anterior, llevado a términos más generales, sirve de alerta contra la intervención humana en estos sistemas hidrológicos atípicos. En todo caso, acota las posibilidades de tal intervención. El sistema es muy frágil, altamente inestable, y acusa rápidamente el efecto antrópico (KOVACS, 1983; POUHEY, 1998; SALA et al., 1998). Las obras de drenaje, las obras que obstaculizan el flujo superficial (rutas, caminos, terraplenes), la explotación desmedida de los recursos hídricos subterráneos, el riesgo cierto de contaminación de aguas subterráneas someras, son elementos muy visibles que debieran alertar al respecto.

Es también cierto que el efecto de inundaciones o anegamientos de amplias regiones, en cuanto a sus consecuencias visibles, produce la falsa noción de estar ante una situación insuperable. La calificación de falsa obedece a que, en períodos seculares, las consecuencias de la falta de agua en las llanuras son por mucho más agudas que las producidas por su exceso. No debe olvidarse que una porción muy alta de estas zonas se utilizan para actividades productivas primarias, que usan el agua como insumo irremplazable. Por ende, y a efectos de poseer un panorama

amplio de cara al manejo y gestión de los recursos hídricos, resulta crítico el reconocimiento de los ciclos secos y húmedos. Un canal de drenaje puede cumplir una función beneficiosa en un momento de aguas altas; de igual modo dejará escapar recursos vitales en un ciclo de aguas bajas. Se adhiere en un todo a los conceptos de la clásica obra de AMEGHINO (1954), quien ya desde el siglo pasado advirtió que cualquier solución que se intente deberá considerar tanto los excesos como los déficits de agua ya que en la realidad coexisten.

De las anteriores consideraciones queda claro que las soluciones a los problemas planteados no se pueden dar desde una sola disciplina del conocimiento. Es necesaria la conjunción de los esfuerzos de ingenieros hidráulicos, agrónomos, geólogos, biólogos, etc. para que, a lo largo de un tiempo prolongado y a través de sucesivas aproximaciones se tienda a un manejo adecuado del agua en la llanura. Además de la enunciada interdisciplina, no es ocioso recordar la necesidad de intensificar y sistematizar las mediciones de interés hidrológico, al igual que la promoción de las actividades de investigación sobre regiones llanas. Ambas son carencias comprobables de buena parte de las regiones del mundo donde se presentan estos paisajes.

EL CASO DE LA PAMPA DEPRIMIDA (Cuenca del arroyo del Azul)

En los siguientes apartados se comentarán algunas observaciones y resultados obtenidos en el estudio de la cuenca del arroyo del Azul, ubicada en el centro de la provincia de Buenos Aires, República Argentina (Figura 1). Está formada por una gran área llana (cuenca baja) y una pequeña zona serrana en el límite sur (cuenca alta) donde se ubican las nacientes del arroyo. El área serrana se conecta con la llana por una zona pedemontana (cuenca media). Las pendientes superficiales medias son del 5% para la cuenca alta, 0.1% para la cuenca baja, y 0.5-0.8% en la cuenca media. El arroyo del Azul registra, a la altura de la ciudad homónima, un caudal medio cercano a 2 m³/s, de los cuales aproximadamente la mitad corresponde a caudal básico.

Los afloramientos rocosos se dan en el extremo

sur de la cuenca y están constituidos por rocas metamórficas, tonalitas, migmatitas y cuarcitas (GONZÁLEZ BONORINO et al., 1956). Estas rocas, que constituyen el piso del acuífero, se profundizan según el eje longitudinal de la cuenca alcanzando unos 500 m a la altura de la localidad de Cacharí (Figura 1). Este basamento está cubierto por sedimentos cuaternarios, localmente denominados "Pampeano" y "Pospampeano" (FIDALGO et al., 1975). El Pampeano está formado por limos castaño rojizos frecuentemente cementados con carbonato de calcio, cubiertos por los materiales del Pospampeano: limos arenosos de origen eólico y otros depósitos de origen fluvial y lacustre.

El acuífero es verticalmente heterogéneo debido a la sucesión de los eventos sedimentarios que le dieron origen. Sin embargo, su comportamiento regional sugiere que puede ser considerado como un único sistema, sin significativas variaciones potenciométricas con la profundidad y, por lo tanto, puede ser considerado un acuífero multiunitario (SALA et al., 1987).

La precipitación media anual para la ciudad de Azul es de 900 mm y la temperatura media anual es de 14°C.

Precipitación

Si bien puede admitirse que la regularidad morfológica de las llanuras puede habilitar a la interpolación confiable de datos de lluvia obtenidos en puntos discretos, debe decirse que este precepto es aplicable a análisis de precipitaciones mensuales o de mayor período. Durante el desarrollo de una tormenta la distribución de la precipitación es variable, según la estructura de cada tormenta en particular. Esta variación se acentúa particularmente en verano debido a la generación de tormentas de tipo convectivo que producen importantes valores de precipitación muy localizados. Por lo tanto, es necesario contar con una buena definición de la densidad necesaria para la medición de lluvias. La experiencia de los autores indica que para períodos de registro mensuales o anuales, si la serie es suficientemente larga, es posible distinguir zonas homogéneas de precipitación (ENTRAIGAS et al., 1997). Esta zonación, sumada a la caracterización clima-

tológica del tipo de lluvias, puede ayudar al diseño de una red de pluviómetros y/o pluviógrafos o determinar el grado de confiabilidad de las estaciones de registro existentes.

Otro problema ya comentado afecta a la definición del área de aporte de aguas cuando sus límites son difusos, cuando no constituyen reales divisorias de aguas. No existe una única solución para su correcto tratamiento, aunque lo más aconsejable sería la consideración de eventos individuales. Para estudios de diagnóstico o de caracterización general del flujo superficial asociable a las precipitaciones, puede adoptarse la tesitura de PAOLI y GIACOSA (1983) de estimación de los aportes como una función de probabilidad asociada a la función de probabilidad de lluvias y a las condiciones de humedad antecedente.

Interceptación

En la cuenca baja, donde domina la actividad ganadera, la llanura está cubierta por pasturas naturales. Aunque no se cuenta con estudios específicos al respecto, la capacidad de interceptación de las mismas no parece ser de gran significación. En las cuencas media y alta, que constituyen la zona de aporte a la llanura propiamente dicha y es la principal zona de recarga del acuífero, la actividad agrícola es la dominante, y gran parte de su superficie se encuentra cubierta por el canopeo (dosel) de diferentes cultivos (maíz, soja, girasol) a lo largo de un importante período (corresponde al sector sur de la Figura 2). La mencionada importancia se refiere principalmente a que dicho desarrollo se da en coincidencia con los eventos de recarga más relevantes del año. Para evaluar la significación de dicha interceptación en el ciclo hidrológico se han llevado adelante ensayos en parcelas de maíz y soja durante numerosas tormentas, utilizando la metodología propuesta por PARKIN et al. (1990). Resultados preliminares indicarían que la precipitación interceptada podría ser de importancia.

Infiltración

Como tal se interpreta el agua que penetra en el suelo a través de la superficie del terreno. Este

término tiene un peso relativo muy importante en las llanuras, principalmente debido a los largos períodos en que el agua de las precipitaciones permanece en superficie sin posibilidades de constituirse en flujo encauzado. Sumado a otros efectos, esto impide que la infiltración sea tratada como una pérdida funcional de la lluvia en los modelos de precipitación-escorrentía.

La velocidad de infiltración, en la mayoría de los casos, está condicionada por el tipo de suelo. La capacidad de infiltración de los suelos de las llanuras, es en general baja por la presencia de un horizonte arcilloso a pocos decímetros de la superficie. Muchas veces este horizonte es alcalino debido a la presencia en exceso de sodio intercambiable, caso muy común en los suelos de la pampa deprimida (Figura 2). Según MOSCATELLI y SCOPPA (1983) la presencia de agua durante períodos prolongados trae aparejada la precipitación de sales solubles, a menudo ricas en sodio, que provocan dispersión de arcillas, desagregación de la estructura del suelo y como consecuencia susceptibilidad a la erosión eólica. Otra característica de una parte de la llanura argentina es la presencia de niveles de cierta continuidad de una costra limo calcárea cementada, conocida como "tosca". Estos niveles se encuentran a profundidades someras o aflorantes produciendo localizadamente problemas de drenaje del suelo. Así, la propia infiltración se ve demorada y existen condiciones muy favorables a la evaporación directa del agua acumulada. El encharcamiento es muy rápido, y tiene lugar a veces aunque los horizontes inferiores no se encuentren totalmente saturados, llegándose en ocasiones a confundirse con afloramiento freático es decir con recarga rechazada.

Una vez que el agua atraviesa la zona no saturada, llega al acuífero produciendo la recarga. El agua penetra a través del suelo su matriz y también por flujo preferencial. Las variaciones en la concentración de cloruro, como ión conservativo en la zona no saturada con respecto al contenido en el acuífero, indicarían la presencia de flujo preferencial (WEINZETTEL Y USUNOFF, 1998). También dan evidencias de este flujo observaciones de ascenso freático cuando para determinados eventos el frente de humedad aún no ha saturado completamente el perfil del suelo

(WEINZETTEL Y USUNOFF, 1999). El cuantificar la recarga que se produce a través de las vías preferenciales permitirá corregir los resultados obtenidos para la recarga por medio del método de balance de cloruro, que se trata más adelante.

Evapotranspiración

En la llanura pampeana la metodología más utilizada para el cálculo de la evapotranspiración es el balance hídrico de THORNTHWAITE y MATTER (1957) utilizando la ecuación de THORNTHWAITE (1948) para el cálculo de la evapotranspiración potencial (ETP). Se sabe que este método subestima la evapotranspiración; por ejemplo, JENSEN (1973) reporta errores de hasta el 50% en la estimación de la ETP. En la región pampeana, dicha ecuación produce importantes déficits en las estimaciones de la evapotranspiración potencial en primavera y verano PRUITT (1974). Por otra parte, SUERO y GARAY (1978), comparan nueve fórmulas para la estimación de la evapotranspiración en la zona, concluyendo que la de mejor ajuste es la de Penman (FAO) (DOORENBOS y PRUITT, 1977) mientras que la de Thornthwaite subestimaría considerablemente la ETP, principalmente en los meses de verano. La principal desventaja del método de Penman es su gran exigencia de datos, lo que la hace difícil de aplicar. Diferentes trabajos han demostrado que el tanque de evaporación clase "A", da resultados satisfactorios para el cálculo de la ETP en la zona (PRUITT, 1974; SUERO y GARAY, 1978; DELLA MAGGIORA, 1996).

Por su lado, el balance a nivel del suelo propuesto por THORNTHWAITE y MATTER (1957) es muy simple desde el punto de vista fenomenológico: el exceso de precipitaciones repone la humedad del suelo hasta su capacidad de campo, y luego se inicia la recarga. Así planteado, no se contempla una característica importante de las llanuras húmedas, tal es la probable dilación en tiempos para que se inicie la infiltración y la inherente mayor evaporación por almacenamiento en superficie del agua pluvial. En este sentido, se adhiere a los conceptos de SAMPER CALVETE (1997a) en cuanto a que los balances a nivel del suelo brindan una estimación de la recarga potencial al acuífero, en tanto que la

recarga real o efectiva puede calcularse mejor a partir de las variaciones de los niveles freáticos. Este punto será tratado en detalle en el apartado de **Recarga**.

La determinación de evapotranspiración real (ETR) con sensores remotos parece tener un futuro promisorio. La ETR se calcula utilizando un modelo simplificado de balance de energía que relaciona la ETR con la temperatura de superficie (Ts), la temperatura del aire (Ta) y la radiación neta (Rn). Ta y Rn son definidos puntualmente a partir de observaciones en estaciones meteorológicas en tanto que Ts es obtenido de las imágenes. La estimación de la evapotranspiración real es posible de obtener a partir de las bandas 4 y 5 del térmico de NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration), y los resultados obtenidos se expresan en mm/día. SEGUIN (1994) y VIDAL (1989) han obtenido buenos resultados para sectores de Francia y Marruecos. Las características de las llanuras hacen que esta metodología sea especialmente apta en ellas.

Sistemas de Información Geográfica

Ha sido explosivo en los últimos años el crecimiento del poder resolutivo de los SIG (Sistemas de Información Geográfica) y de sus múltiples aplicaciones. En lo referente a Hidrología, pueden citarse al menos tres eventos científicos mayores auspiciados por la IAEH (titulados HydroGIS), muchas otras reuniones auspiciadas por organizaciones menores, y hasta un texto producido por el Programa Hidrológico Internacional de UNESCO (MEIJERINK et al., 1994). Es que la necesaria consideración de datos espaciales de distinta especie (puntuales, areales), origen (de campo, de observaciones indirectas, satelital) y calidad hace que esta herramienta sea corrientemente utilizada, y con insospechable horizonte de crecimiento. De esta manera, y de acuerdo con la observación efectuada por GRAYSON et al. (1993), se puede acceder a una instancia deseable de modelado espacial combinado con razonamiento e información cualitativos.

Las complejas interacciones entre los elementos constitutivos de la realidad hidrológica de las llanuras promueven a una aplicación más elabo-

rada de los SIG. Es importante la forma en que esta herramienta es usada a efectos de regionalización, pues la distinción de subdominios es un aspecto muy deseable en los ambientes de referencia. Al respecto, caben dos interrogantes: ¿Qué variables deben utilizarse para lograr una regionalización? y ¿Qué método se utiliza para sopesar tales variables?. Este tema fue abordado por ENTRAIGAS (1995), quien incluyó en su análisis de una cuenca de llanura 14 variables juzgadas de interés ecológico-hidrológico (varios tipos de suelos, pendiente y su orientación, grado de anegabilidad, precipitaciones medias, espesor de la zona no saturada, y un indicador del estado de la cubierta vegetal). Así, en una cuenca donde las observaciones de rutina indicaban tres subdivisiones en función de las pendientes prevaletientes, la consideración simultánea de métodos multivariados y el acople con un SIG definieron 9 diferentes ecorregiones. Debe destacarse que este procedimiento se validó mediante el método propuesto por ANDREWS (1972).

Tempranamente con respecto a la aplicación de los SIG, NATHAN y McMAHON (1990) advirtieron el gran potencial de la identificación de áreas homogéneas. Una aplicación efectuada en la llanura pampeana de la regionalización ecológica arriba mencionada demostró que era posible reproducir hidrogramas de crecidas de una amplia cuenca de aporte (unos 1800 km²) apelando al citado modelo de regiones homogéneas (ENTRAIGAS et al., 1994).

Modelación de procesos hidrológicos

La modelación matemática para la simulación de procesos hidrológicos es hoy reconocida como una herramienta de gran utilidad no sólo para obtener valores de determinados parámetros sino para comprender el funcionamiento del sistema. En efecto, tal vez uno de los mayores beneficios que acarrea el ejercicio de la modelación es la necesidad de generar modelos conceptuales a ser evaluados a través de la simulación matemática. Estos modelos conceptuales sufren luego sucesivas modificaciones a la luz de los resultados hasta arribar al modelo conceptual y numérico más coherente con los datos disponibles (SAMPER CALVETE, 1997b).

Modelo para simular la escorrentía superficial

Las muy pequeñas pendientes del terreno, el encharcamiento de grandes áreas aisladas sin que exista escurrimiento superficial, la unión de estas áreas al alcanzarse determinados niveles para generar un exiguo escurrimiento y el importante papel que juega el nivel freático, entre otras cosas, hacen que la simulación del escurrimiento superficial sea una tarea sumamente compleja. Es por ello que los modelos precipitación-escorrentía que tratan a todos los procesos que relacionan a ambas como una única o unas pocas ecuaciones de transformación sin bases físicas no son adecuados para su utilización en llanuras. Los modelos a utilizar deberían estar basados en ecuaciones con fundamento físico, considerar la existencia de flujo básico y ser susceptibles de evaluar flujo no encauzado. En la cuenca del arroyo del Azul, como un intento de aproximarse a estas condiciones, se utilizó un modelo (HYDROLOG, de PORTER y McMAHON (1976)) que considera solamente el escurrimiento en cauce, pero que cumple las otras exigencias. Su aplicación a una zona marginal a la llanura arrojó resultados satisfactorios (VARNI et al., 1995a), aunque es de esperar que su aplicación a una zona aún más llana no sea tan exitosa, fundamentalmente por la mayor cantidad de agua que nunca llega a un cauce definido.

Modelo para simular el flujo subterráneo

La modelación del flujo de aguas subterráneas se aplicó en dos oportunidades con buenos resultados. En primer lugar, se utilizó un modelo en diferencias finitas, MODFLOW (McDONALD y HARBAUGH, 1988), para la simulación del flujo en condiciones estacionarias utilizando la recarga como parámetro de calibración. Entre otras cosas, se pudieron diferenciar zonas de diferente magnitud de la recarga (VARNI et al., 1995b). En una segunda oportunidad (VARNI et al., 1997), se utilizó el código TRANSIN-II (MEDINA et al., 1995) para resolver y estimar parámetros de la ecuación de flujo. En este caso se obtuvieron distribuciones y valores de recarga que confirman, en general, los resultados de la primera simulación. En el apartado **Recarga** se discutirán con más profundidad los resultados. Estos modelos son herramientas muy poderosas para la calibración

de parámetros a escala regional, y no presentan dificultades especiales en las llanuras.

Recarga

La recarga de los acuíferos es un problema complejo en cualquier ambiente y particularmente en las llanuras. Es aconsejable la utilización de más de una metodología para poder elaborar un juicio válido de los resultados obtenidos. Cuando se comparen los valores arrojados por los distintos métodos debe tenerse en cuenta que tienen distintos rangos de errores asociados, dados por el método mismo y por la calidad de los datos utilizados. En la llanura pampeana existe un acuífero libre de gran extensión y con el nivel freático cercano a la superficie del terreno. Este acuífero es recargado casi exclusivamente por la infiltración de la precipitación. Los cursos y cuerpos de agua superficiales rara vez alimentan el acuífero; por el contrario, en su gran mayoría lo drenan a expensas de los elevados niveles freáticos. Como se mencionó en el apartado **Introducción** existe una profundidad del nivel freático a la cual se produce la máxima recarga, por debajo de ésta aumentan las pérdidas y por encima una parte de la recarga potencial es rechazada.

En la Figura 4 pueden observarse las oscilaciones del nivel freático y las precipitaciones en las cercanías de la ciudad de Azul para el período 1991-98. Puede observarse que, en general, se producen poco más de un par de eventos de recarga

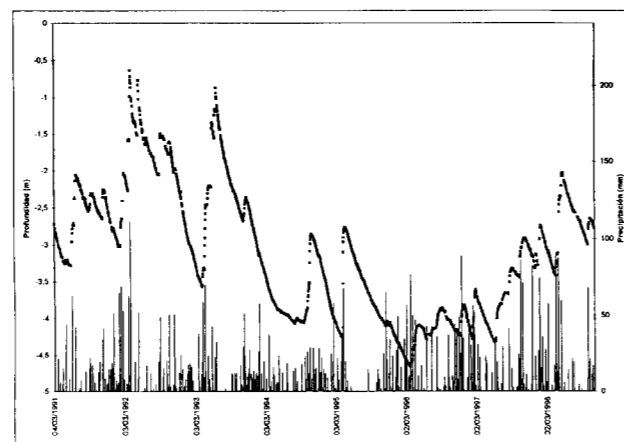


Figura 4 - Evolución de niveles freáticos y lluvias en cercanías de la ciudad de Azul para el período 1991-1998.

por año, habiéndose registrado la mayoría en el período febrero-abril y, en segundo lugar, de agosto a octubre.

La metodología más utilizada para el cálculo de la recarga suele ser el balance de agua en la zona no saturada. Sin embargo, no es el método más aconsejable por al menos dos razones. En primer lugar, la recarga se estima a partir de una ecuación de balance de masas en la que intervienen varios términos entre los que debe mencionarse especialmente a la evapotranspiración. Aún en los casos en que se obtenga una buena estimación de la evapotranspiración y el error involucrado sea pequeño, este error aumenta significativamente su importancia relativa al estimar la recarga, dada su mucho menor magnitud. En segundo lugar, del balance se obtiene la recarga potencial al acuífero (SAMPER CALVETE, 1997a), que en algunos casos el acuífero no tiene capacidad para recibir. Esto es particularmente cierto en llanuras húmedas donde, como antes se comentó, es frecuente el rechazo de la recarga por el pequeño desarrollo de la zona no saturada.

Otra metodología con un gran potencial de utilización es el balance de masas de cloruro en la zona no saturada. En condiciones estacionarias, despreciando el escurrimiento superficial, considerando la inexistencia de fuentes ni sumideros de cloruro en la zona no saturada, y teniendo el cuidado de considerar la deposición seca, puede utilizarse la siguiente ecuación (ERIKSSON y KHUNAKASEM, 1969; EDMUNDS y GAYE, 1994):

$$P C I^p = R C I^r$$

donde P es la precipitación, $C I^p$ es el contenido de cloruro de la precipitación (incluyendo la deposición seca), R es la recarga y $C I^r$ es el contenido de cloruro de la recarga. La validez de la ecuación anterior está condicionada a que se cumpla la hipótesis de flujo pistón entre la superficie del terreno y el nivel freático. El método es particularmente útil si puede utilizarse una muestra de la parte superior del acuífero (preferentemente de no más de 1 m) como representativa de la recarga. Las condiciones anteriores se cumplirán si no existen vías de flujo preferencial en la zona no saturada y si el flujo horizontal en la zona superior del acuífero puede despreciarse frente a la recarga. En la llanura pampeana, existen algu-

nas características que no favorecerían el desarrollo de vías de flujo preferencial (los materiales de la zona no saturada y el clima), mientras que otras sí (la pequeña profundidad del nivel freático y la vegetación). Por otra parte, la magnitud relativa del flujo horizontal podría despreciarse dado el pequeño gradiente de las llanuras. Por lo tanto, si se verifica previamente que el contenido de cloruro de la zona no saturada es coherente con el del tramo acuífero inmediatamente subyacente, puede aplicarse el método utilizando muestras del agua del sector superior del acuífero. La variación del contenido medio de cloruro de la lluvia en llanuras es suave dada la ausencia de barreras orográficas, mientras que el contenido de cloruro de tormentas individuales depende del origen de la masa de aire húmedo. Para un período de tres años de registro en cercanías de la ciudad de Azul, se obtuvo una recarga media de un 6.4% de una precipitación total de 2853 mm (VARNI et al., 1996).

La simulación del flujo subterráneo utilizando la recarga como parámetro de ajuste es otro método válido y particularmente útil para obtener estimaciones de la recarga regional. Sin duda, la validez del valor de recarga obtenido dependerá de la exactitud del modelo conceptual y de la calidad de la información volcada en el modelo en cuanto a valores de los parámetros hidráulicos, condiciones de borde, etc. Una particularidad de su utilización en llanuras es, dada la inexistencia de divisoria de aguas en sectores de la zona a modelar (morfología plana de la red de flujo), la casi segura necesidad de la consideración de líneas de flujo como bordes impermeables del modelo, totalmente válida pero que exige la verificación de su continuidad temporal.

Por último, debe mencionarse que se está llevando adelante un plan de investigación tendiente a determinar la recarga a través del control del flujo de agua en la zona no saturada en parcelas experimentales (WEINZETTEL y USUNOFF, 1998).

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Las conclusiones específicas han sido presentadas en las discusiones planteadas en el desarrollo de los títulos del trabajo. Este apartado pre-

tende destacar los tópicos más generalizables referidos a características de las llanuras que deben ser abordadas con metodologías especiales o con matices diferentes a las regularmente utilizadas en otros escenarios hidrológicos:

Si bien las llanuras poseen el factor común de su escasa pendiente superficial, ello no significa que los modelos de funcionamiento puedan generalizarse a partir de esta característica. En realidad, cada llanura amerita su consideración individual. Factores tales como tipos de suelo presentes en los diversos sectores, uso del territorio, existencia y distribución de depresiones, control geomorfológico, condicionan grandemente los flujos superficiales y subterráneos. Estos elementos deben tratarse de forma conjunta, de manera tal de arribar en cada caso a una definición de regiones de comportamiento homogéneo. Esta metodología se aplicó a la cuenca del arroyo del Azul, con resultados que superan en calidad a los métodos convencionales. Cualquier inferencia hidrogeológica debe ser posterior y estar basada en tal discretización espacial del dominio. En este sentido, el actual grado de avance de los Sistemas de Información Geográfica y su capacidad de proceso de imágenes satelitales proveen herramientas esenciales para la consideración simultánea de tales variables. Hasta hace poco tiempo atrás, la limitante era el costo del insumo básico (las imágenes), que hoy día están disponibles en servidores de acceso casi irrestricto. Pero el conocimiento para el manejo de tal información se restringe a centros de investigación de los países centrales, y existe una real necesidad de motivar a los profesionales hidrogeólogos para emprender estudios del uso de esta metodología.

Se ha visto que la clave de los estudios hidrogeológicos en las llanuras reside en el cálculo de la evapotranspiración real areal (ERA). Por ello, ningún estudio hidrogeológico serio en regiones llanas debe restringirse a formas simples de estimación de la ERA, sobre todo por la inherente representatividad puntual. Las mediciones en sitios discretos (balances hídricos, balances de energía, seguimiento de perfiles de humedad de los suelos) siguen siendo válidos, aunque concebidos como apoyo tendiente a la obtención de valores absolutos de los resultados representativos de métodos arealmente más integradores (modelación, sensores remotos).

No parece sencilla la tarea de arribar a balances hidrológicos válidos para pasos de tiempo prolongados (esto es, superior a los 10-15 días). En regiones caracterizadas como húmedas o subhúmedas, las variaciones en períodos cortos de los volúmenes precipitados y su distribución temporal son determinantes de la posición de los niveles freáticos (generalmente cercanos a la superficie del terreno) y del estado de humedad de los suelos, y por ende de la respuesta integrada del sistema ante eventos sucesivos de lluvia. Las depresiones que almacenan agua por largos períodos son parte de ese sistema complejo, y su influencia no está claramente recogida en los balances de agua de paso mensual.

Cobran especial trascendencia las influencias producto de la intervención humana. Las obras civiles (carreteras, presas, canales, etc.) deben ser cuidadosamente planeadas para evitar interferencias con el flujo regional natural, y en prevención no sólo de los excesos hídricos sino también de los déficits de agua. En ambos casos, debe entenderse que se trata de regiones donde las actividades económicas primarias son el sostén de fuertes economías regionales. El concepto también es válido en cuanto a la protección de los recursos hídricos subterráneos, vital insumo de la producción y del abastecimiento humano, en particular por las altas probabilidades de contaminación por cercanía a la superficie del terreno. Aunque no ha sido discutido en detalle, se advierte que los organismos encargados de la gestión del agua en las llanuras no parecen contemplar fuertemente este aspecto, lo que explicaría el bajo impacto de los intentos de planificación de uso de los recursos hídricos.

La modelación matemática parece ofrecer buenas perspectivas, aunque al presente se ha restringido a la aplicación de códigos digitales de uso general. Se requiere de una mayor inversión en investigaciones específicas en zonas de llanuras, con la esperanza de tipificar procesos que puedan ser incorporados a modelos válidos para estos escenarios hidrológicos atípicos.

REFERENCIAS

AMEGHINO, F. (1954). Las secas y las inundaciones en la Provincia de Buenos Aires. Edición de la Cámara de

Diputados de la Pcia. de Buenos Aires (tomada del original de 1886), La Plata, 95 p.

ANDREWS, D. (1972). Plots of high dimensional data. *Biometrics*, Vol. 28, pp.125-136.

BOUMA, J. (1982). Measuring the hydraulic conductivity of soil horizons with continuous macropores. *Soil Sci. Soc. Am. Journal*, Vol. 46, pp. 438-441.

DAMIANO, F., FERNÁNDEZ, N., PARODI, G. y RÉBORI, M. (1989). Manejo del agua pluvial en la zona Deprimida del Salado. Manejo del Suelo y Aguas en Llanuras Argentinas, INTA-CONAPHI, pp. 133-166.

DELLA MAGGIORA, A.I. (1996). Estimación de la evapotranspiración. Aplicación para la programación de riego en el cultivo de papa. Tesis de Máster, Universidad Nacional de Mar del Plata, inédito.

DOORENBOS, J. y PRUITT, W.O. (1977). Guidelines for predicting crop water requirements. UN Food and Agriculture Org., Irrigation and Drainage Paper 24.

EDMUNDS, W.M. y GAYE, C.B. (1994). Estimating the spatial variability of groundwater recharge in the Sahel using chloride. *Journal of Hydrology*, Vol. 156, pp. 195-212.

ENTRAIGAS, I. (1995). Delimitación de áreas ecológicas homogéneas. Instituto de Hidrología de Llanuras, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, inédito, 67 p.

ENTRAIGAS, I., GANDINI, G., USUNOFF, E. y VARNI, M. (1994). Identificación de áreas homogéneas con aplicaciones en Hidrología. Memorias del II Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea, Santiago, Chile, Vol. 2, pp. 367-377.

ENTRAIGAS, I., VARNI, M., GANDINI, M., RIVAS, R. y USUNOFF, E. (1997). Determinación de regiones homogéneas de precipitación en la cuenca del arroyo del Azul. Actas del I Congreso Nacional de Hidrogeología, Bahía Blanca, Argentina, pp. 253-266.

ELRICK, D.E. y CLOTHIER, B.E. (1990). Solute transport and leaching. En: *Irrigation of Agricultural Crops*, Soil Sc. Soc. Am. Agronomy Monograph No. 30, Madison.

ERIKSSON, E. y KHUNAKASEM, V. (1969). Chloride concentration in groundwater, recharge rate and rate of deposition of chloride in the Israel Coastal Plain. *Journal of Hydrology*, Vol. 7, pp. 178-197.

FIDALGO, F., PASCUAL, R., y DE FRANCESCO, F. (1975). Geología superficial de la llanura Bonaerense (Argentina). Actas del VI Congreso Geológico Argentino, pp. 103-138.

GONZÁLEZ BONORINO, F., ZARDINI, R., FIGUEROA, M., Y LIMOUSIN, T. (1956). Estudio geológico de las sierras de Olavarría y Azul (Provincia de Buenos Aires). LEMIT, Serie 2, No. 63, pp. 5-23.

GRAYSON, R., BLÖSCH, G., BARLING, R. Y MOORE, I. (1993). Process, scale and constraints to hydrological modelling in

GIS. En: *HydroGIS. Application of GIS in Hydrology and Water Resources Management*. KOVAR, K. Y NACHTNEBEL H. (Eds.), IAHS Publication No. 211, pp. 83-92.

JENSEN, M. (1973). *Consumptive use of water and irrigation water requirements*. American Society of Civil Engineering, New York.

KOVACS, G. (1983). General principles of flat-land hydrology. Hydrology on Large Flatlands, Proceedings of the Olavarría Symposium, PHI, UNESCO, Vol. I, pp. 297-355.

KRUSE, E. (1992). Estimación de escurrimientos subterráneos en la cuenca del arroyo Azul (Buenos Aires). CIC, Año 2, No. 15, pp. 3-12.

LIU, Y. y ZHANG, C. (1993). A comparative study of calculation methods for recharge of rainfall seepage to ground water in plain area. *Ground Water*, Vol. 31, No. 1, pp. 12-18.

McDONALD, M. y HARBAUGH, A. (1988). A modular three dimensional finite-difference ground-water flow model. U.S. Geological Survey, Section A, Book 6, Washington.

MEDINA, A., GALARZA, G. y CARRERA, J. (1995). TRANSIN-II Fortran code for solving the coupled flow and transport inverse problem - User's guide. E.T.S.I. Caminos, Canales y Puertos, Barcelona, 248 p.

MEIJERINK, A., de BROUWER, H., MANNAAERTS, Ch. y VALENZUELA, C. (1994). Introduction to the use of geographic information systems for practical Hydrology. International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences Publication No. 23, Enschede, Holanda, 243 p.

MOSCATELLI, G. y SCOPPA, C. (1983). Características hidroedáficas de la pampa deprimida. Hydrology on Large Flatlands, Proceedings of the Olavarría Symposium, PHI, UNESCO, Vol. I, pp. 1071-1088.

NATHAN, R. y McMAHON, T. (1990). Identification of homogeneous regions for the purposes of regionalisation. *Journal of Hydrology*, Vol. 121, pp. 217-238.

OLIN, M. Y SVENSSON, C. (1992). Evaluation of geological and recharge parameters for an aquifer in Southern Sweden. *Nordic Hydrology*, Vol. 23, pp. 305-314.

PAOLI, C. y GIACOSA, R. (1983). Necesidades de investigaciones hidrológicas en áreas de llanuras. Hydrology on Large Flatlands, Proceedings of the Olavarría Symposium, PHI, UNESCO, Vol. I, pp. 395-431.

PARKIN, T.B. y CODLING, E.E. (1990). Rainfall distribution under a corn canopy: implications for managing agrochemicals. *Agronomy Journal*, Vol. 82, pp. 1166-1169.

PORTER, J. y McMAHON, T. (1976). The Monash model: User manual for daily program HYDROLOG. Research Report 2/76, Department of Civil Engineering, Monash University, Victoria, Australia, 41 p.

POUEY, N. (1998). Erosión hídrica en cursos de llanura sobre

lechos cohesivos. Universidad Nacional de Rosario, Argentina, 164 p.

PRUITT, W.O. (1974). Programs for predicting crop water use in the Pampa Region of Argentina. INTA-UNMDP-FAO Agreement, Project ARG/70/529, Davis.

SALA, J., KRUSE, E. y AGUGLINO, R. (1987). Investigación hidrológica de la cuenca del arroyo Azul, provincia de Buenos Aires. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires, La Plata, Argentina, Informe 37, 235 p.

SALA, J., KRUSE, E., ROJO, A., LAURENCENA, P. y VARELA, L. (1998). Condiciones hidrológicas en la Provincia de Buenos Aires y su problemática. Cátedra de Hidrología General, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, Publicación Especial No. 1, 17 p.

SAMPER CALVETE, F. (1997a) Métodos de evaluación de la recarga por la lluvia por balance de agua: utilización, calibración y errores. En: La evaluación de la recarga a los acuíferos en la planificación hidrológica, Custodio, E, Llamas, MR and Samper, J (Eds), 41-81.

SAMPER CALVETE, F. (1997b). Evaluación de la recarga a partir de modelos numéricos de flujo en acuíferos. En: La evaluación de la recarga a los acuíferos en la planificación hidrológica, Custodio, E, Llamas, MR and Samper, J (Eds), 153-180.

SEGUIN, B., COUROULT, D. y GUERIF, M. (1994). Surface temperature and evapotranspiration: application of local scales using satellite data. Remote Sensing of Environment, Vol. 49, pp. 287-295.

SUERO, E.E. y GARAY, A.F. (1978). Balance entre evapotranspiración potencial y precipitación mensual en Balcarce. Actas de la VIII Reunión Argentina de la Ciencia del Suelo, p. 5.

THORNTHWAITE, C. (1948). An approach toward a rational classification of climate. Geological Review 38 : 55-94.

THORNTHWAITE C. y MATHER, J. (1957). Instructions and tables for computing the potential evapotranspiration and the

water balance. Drexel Institute of Technology, Laboratory of Climatology, Publications in Climatology, v. 10, nr. 3, p. 185-311.

USUNOFF, E. y VARNI, M. (1995). Hidrología de los sectores alto y medio de la cuenca del arroyo del Azul. Informe Final. Instituto de Hidrología de Llanuras, inédito, 306 p.

VARNI, M., USUNOFF, E., WEINZETTEL, P. y RIVAS, R. (1995a). Simulación diaria de caudales con un modelo fundamentado físicamente. Actas de las IV Jornadas Geológicas y Geofísicas Bonaerenses, Junín, Argentina, Vol. II, pp. 265-272.

VARNI, M., USUNOFF, E., WEINZETTEL, P. y RIVAS, R. (1995b). Simulación de niveles y balance hídrico de la porción media del acuífero de la cuenca del arroyo del Azul. Actas de las IV Jornadas Geológicas y Geofísicas Bonaerenses, Junín, Argentina, Vol. II, pp. 239-246.

VARNI, M., RIVAS, R., WEINZETTEL, P., USUNOFF, E. y ARIAS, D. (1996). Estimación de la recarga por el método del balance de cloruro en la zona intermedia de la cuenca del arroyo del Azul, provincia de Buenos Aires. Actas de las IV Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales, pp. 245-253.

VARNI, M., VIVES, L., WEINZETTEL, P., USUNOFF, E. y RIVAS, R. (1997). Estimación de la recarga en la zona central del acuífero del arroyo del Azul. Actas del I Congreso Nacional de Hidrogeología, pp. 365-375.

VIDAL, A. (1989). Estimation de l'évaporation par télédétection. Application au contrôle de l'irrigation. Thèse, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, pp. 1-160.

WEINZETTEL, P. y USUNOFF, E. (1998). Inicio de la caracterización de la zona no saturada en la cuenca del arroyo del Azul. Actas de las IV Jornadas Geológicas y Geofísicas Bonaerenses, Mar del Plata, Argentina, Vol. II, pp. 51- 58.

WEINZETTEL, P. y USUNOFF, E. (1999). Hidrodinámica de la zona no saturada en suelos argiudoles de la cuenca del arroyo del Azul. Actas II Congreso Nacional de Hidrogeología, Santa Fe. En prensa.

PRONÓSTICO DEL ASCENSO DEL NIVEL FREÁTICO EN MINAS SUBTERRÁNEAS Y SUS CONSECUENCIAS MEDIO-AMBIENTALES.

Por P. L. YOUNGER (*)

R E S U M E N

El cierre de minas subterráneas no solamente tiene consecuencias socio-económicas, sino también medio-ambientales. Dichas consecuencias están relacionadas con una alteración hidrogeológica del sistema: el ascenso del nivel freático en labores mineras posterior al cese del bombeo de agua subterránea. En ocasiones esta subida del nivel de agua provoca: (I) contaminación de aguas superficiales por la descarga de aguas ácidas y / o metalíferas; (II) emisiones de gases peligrosos (CH₄, CO₂, Rn); (III) hundimientos de tierra (provocados por la erosión de las galerías por el agua); (IV) inundación localizada de la superficie del terreno. La primera de ellas es la más problemática en la mayoría de los casos.

Experiencias recientes en el Reino Unido demuestran que el desarrollo de soluciones prácticas para tales problemas precisa de un buen entendimiento hidrogeológico de los sistemas mineros. Este entendimiento se ha obtenido en el Reino Unido, inicialmente a través de tanteos y posteriormente mediante investigaciones formales, hasta alcanzar unos modelos matemáticos aptos para la simulación del ascenso del nivel freático en labores abandonadas. Estos modelos incluyen un algoritmo sencillo ("GRAM") para sistemas de gran extensión, y para sistemas más restringidos, se plantea un modelo hidráulico en tres dimensiones ("VSS-NET"). VSS-NET está basado en principios físicos, y simula el flujo en vías subterráneas como redes de tuberías que atraviesan un medio poroso con saturación variable. También se ha desarrollado un método sencillo para la predicción de los cambios hidroquímicos producidos por este proceso de inundación subterránea.

Existen varios campos mineros en la Península Ibérica e Iberoamérica en los que hay minas abandonadas inundadas que emiten aguas ácidas y / o metalíferas. Pero es posible anticipar los numerosos problemas que se plantearán con posterioridad al cierre de minas actualmente en producción, como por ejemplo las minas de carbón en Asturias, y varias minas en Brasil, Bolivia y el Perú. Para ello se proponen los métodos elaborados y aplicados recientemente en el Reino Unido con el objetivo de pronosticar el ascenso del nivel freático y plantear medidas de corrección.

Palabras clave: Acidez, Agua, Cierre de minas, Contaminación, Hidrogeología, Metales, Minería, Modelación, Nivel freático.

A B S T R A C T

The consequences of the closure of underground mines are not only socio-economic, but also environmental. The environmental consequences arise from a hydrogeological process: the recovery of the water table in the mine workings following the cessation of dewatering. This recovery can cause: (I) surface water pollution due to discharges of acidic and/or metalliferous waters; (II) emissions of dangerous gases (CH₄, CO₂, Rn); (III) land subsidence due to the erosion of the workings by fast-flowing water; (IV) localised surface flooding. The first of these is generally the most problematic.

Recent experiences in the United Kingdom demonstrate that the development of practical solutions for such problems demands a good hydrogeological understanding of mined systems. This understanding has recently been acquired in the UK, initially by "trial-and-error" and more recently through formal research, so that there now exist mathematical models suitable for predictive modelling of the recovery of the water table in abandoned workings. These models range from a simple algorithm ("GRAM") for extensive systems to a three-dimensional, physically based hydraulic model ("VSS-NET"). VSS-NET simulates flow in mine roadways as pipe networks routed through a variably-saturated porous medium. A simple methodology for predicting water quality changes during and after the recovery of water levels has also been developed.

Flooded abandoned mines already emit acidic and/or metalliferous waters in a number of mining districts in the Iberian Peninsula

(*) Laboratorio de Recursos Hídricos, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Newcastle, Reino Unido.

and Latin America. Future problems may be expected following the closure of mines which are currently operational, such as the coal mines of Asturias and various mines in Brasil, Bolivia and Peru. It is proposed that the methods recently developed and applied in the UK may be equally applicable in these cases to assist in the development of plans for remedial actions.

Key words: Acidity, Contamination, Hydrogeology, Metals, Mining, Mine closure, Modelling, Water, Water table.

CONSECUENCIAS DERIVADAS DEL CIERRE DE MINAS SUBTERRÁNEAS

Desde tiempos prehistóricos, en la Península Ibérica e Iberoamérica, la minería subterránea ha constituido una actividad de gran relevancia económica. Restos prehistóricos recientemente descubiertos en la Ría del Tinto (Huelva), evidencian actividades mineras desde 4000 años a. de C. (M. LeBlanc, CNRS Montpellier, comunicación personal, 1998). A partir de 600 años a. de C., la producción de metales en la misma región era tan intensa que se causó contaminación atmosférica, ya reconocido por testigos de pozos en el casquete de hielo de Groenlandia (ROSMAN *et al*, 1997). Así mismo, existe abundante documentación acerca de minas romanas en muchas partes de la Península (DAVIES, 1935). En México y Perú (entre otros países), previamente a la conquista europea existían abundantes explotaciones mineras. Algunos de los episodios más trágicos del período colonial estuvieron relacionados con las comunidades mineras. Los casos más notorios tuvieron lugar en las antiguas minas subterráneas de Potosí (Bolivia) y Ouro Preto (Brasil), donde se explotaron yacimientos en venas (que dan lugar al título retruéciano de la famosa historia social del continente, "Las venas abiertas de América Latina"; GALEANO, 1971). Aunque la historia minera está jalonada de hitos trágicos, lo más conmovedor de las últimas décadas ha sido la clausura de muchas minas, con consecuencias socio-económicas muy graves. Por ejemplo, el brusco descenso del precio internacional del estaño en 1985 provocó la clausura de la mayoría de las minas subterráneas en Bolivia (CRABTREE *et al*, 1987). En la Península Ibérica, aunque el proceso de clausura de minas ha sido menos drástico que en Bolivia, ha tenido un impacto notable.

El cierre de minas no sólo plantea problemas socio-económicos, sino también impactos medio-ambientales. YOUNGER (1993; 1998a) recopila una lista de estos impactos:

- Contaminación de aguas superficiales por la descarga de aguas ácidas y / o ricas en metales problemáticos (Fe, Mn) y / o ecotóxicos (Zn, Cu, Cd, Pb etc). Este impacto es el más relevante en la mayoría de los casos.
- Emisiones de gases peligrosos que plantean riesgos de explosión (CH_4), asfixia (CO_2) e irradiación (Rn).
- Subsistencia (colapso). Mayoritariamente, estos hundimientos se producen por la degradación de labores poco profundas, generalmente por la erosión hídrica de estratos infrayacentes, dando lugar a socavones en las paredes de las galerías. Existe también la posibilidad de subsistencia causada por la reactivación de fallas favorecida por la incorporación de agua en los planos de rotura.
- Inundación localizada de la superficie del terreno. Este proceso es especialmente molesto cuando el uso del área próxima a la bocamina ha cambiado después del cierre de la explotación minera, aunque antes del inicio de la descarga de agua.

Estos impactos son producidos por un proceso hidrogeológico: el ascenso del nivel freático en explotaciones mineras con posterioridad al cese del bombeo. En este trabajo, se resumen los conceptos de este proceso y métodos de pronóstico (por modelización numérica) que se han desarrollado en años recientes. Finalmente, se considera brevemente la aplicabilidad potencial de estos conceptos y métodos en el futuro en la Península Ibérica e Iberoamérica.

PROCESOS HIDROGEOLÓGICOS POSTERIORES AL CIERRE DE MINAS SUBTERRÁNEAS

Las siguientes consideraciones representan un resumen de los conocimientos derivados de

varias experiencias hidrogeológicas desafortunadas relacionadas con la clausura de numerosas minas de carbón (y algunas minas de metales) en el noroeste de Europa. Se pueden obtener más detalles de algunos ejemplos en varios trabajos (BANKS *et al*, 1997; YOUNGER, 1993, 1994, 1997a, 1998b).

Procesos de flujo

La minería subterránea causa cambios dramáticos en la hidrogeología del subsuelo por medio de:

- Fracturación de la masa rocosa entorno a las galerías, especialmente donde el método de extracción es una técnica sin soporte (en la que se permite la caída del techo).
- Excavación de túneles y otros huecos subterráneos, que actuarán como conductos kársticos (YOUNGER & ADAMS, 1999).

Dado que la extracción minera está siempre muy localizada (restringida a las capas más productivas), estos cambios dan lugar a un medio subterráneo muy heterogéneo. La presencia de estos grandes conductos implica que puede esperarse la existencia de un flujo turbulento, al menos durante el proceso de inundación. Por ello, se espera que la Ley de D'Arcy (que describe únicamente flujos laminares) no sea aplicable en todas las partes de la zona explotada. En consecuencia, los sistemas de flujo subterráneo en campos mineros son muy distintos a la mayoría de los acuíferos naturales, y por lo tanto, estos sistemas deben analizarse por métodos distintos.

Un rasgo muy común en los sistemas hidrogeológicos de campos mineros es la presencia de diferentes volúmenes de labores mineras muy bien interconectados, que podrían llamarse "estanques" ("ponds" en inglés). Cada "estanque" debe entenderse como una unidad hidráulica que tiene su propio nivel freático. Los intercambios de agua entre estanques vecinales ocurren por flujo turbulento a través de ciertas galerías abiertas (que se pueden llamar "rutas de decantación"; Figura 1). El funcionamiento de los sistemas de estanques y rutas de decantación en campos mineros es el siguiente: el ascenso

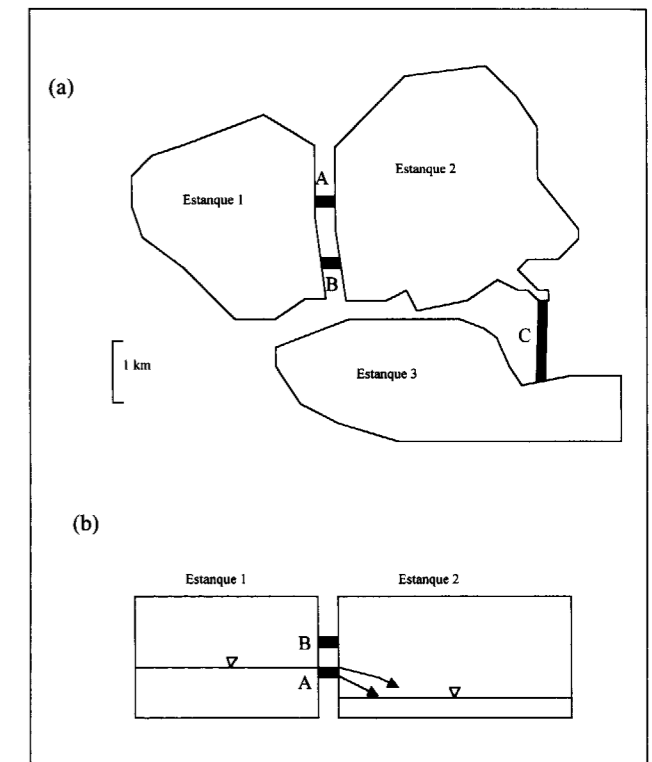


Fig. 1. - Dibujo esquemático de "estanques" y "rutas de decantación" (A, B, C) en un sistema de minería subterránea. (a) vista de plano (b) sección por estanques 1 y 2 mostrando las posiciones de las rutas de decantación A y B en elevación.

del nivel freático en cada estanque se desarrolla independientemente, hasta que las aguas superan la altura de una ruta de decantar (por ejemplo, ruta "A" en Figura 1). A partir de este momento y por intercambios rápidos de aguas a través de estas rutas, los niveles freáticos en estanques vecinales alcanzan el mismo nivel y la subida continua conjuntamente en ambos estanques. De esta forma, la evolución de los niveles freáticos en sistemas de varios estanques sigue el modelo ejemplificado por Figura 2, con distintos niveles en los diferentes estanques inicialmente (antes de la llegada del agua a la elevación de la ruta A), pero una sola trayectoria de ascenso con posterioridad a la inundación de todas las rutas de decantar (i.e. una vez que se inunda ruta B también).

Además de los flujos rápidos en las galerías mismas, hay que tener en cuenta los intercambios entre las galerías y la masa rocosa entorno a

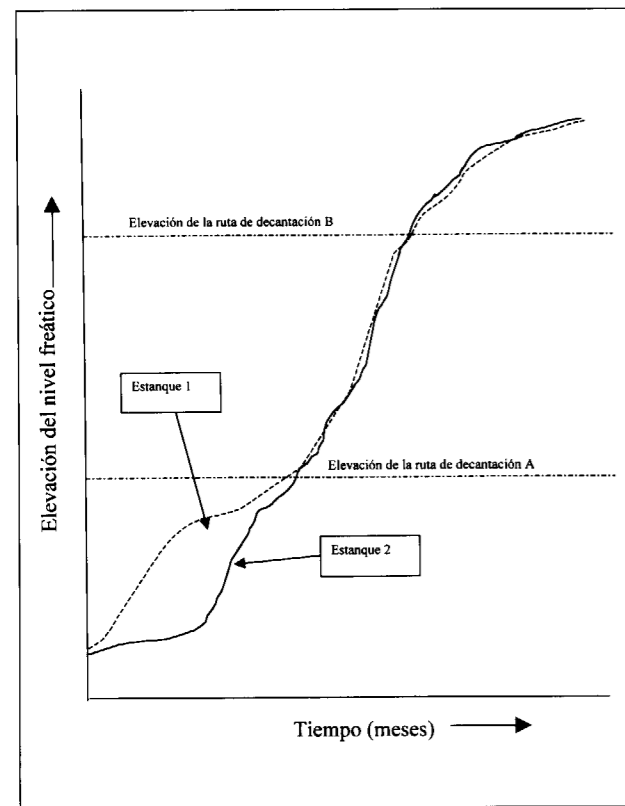


Fig. 2 - Trayectorias del nivel freático en un sistema típico de estanques y ruta de decantación (tal como Fig 1) desarrollado en un campo de minería subterránea.

ellas. Si la permeabilidad de la masa rocosa es baja, es posible que el ascenso del nivel freático en la red de galerías avance mucho más rápido que en la masa rocosa siendo, entonces, el ascenso sigue más lento en las etapas últimas de la inundación debido a la redistribución de las aguas en la masa rocosa. Este comportamiento se espera solamente si en las galerías hay otras fuentes de agua independientes del agua procedente de la masa rocosa, pero en la mayoría de los casos, es más común que el proceso de resaturación ocurra más o menos simultáneamente en las galerías y en la masa rocosa.

En resumen, un campo de flujo en labores mineras abandonadas puede conceptualizarse como una masa rocosa fracturada, de permeabilidad muy variable, entorno a una red de vías subterráneas. El más obvio análogo natural de este modelo conceptual para minas abandonadas es un karst.

Relación entre el nivel freático y la fuga de gases

La relación entre el ascenso del nivel freático y la distribución de varios gases no ha sido estudiada aún en profundidad. Sin embargo, por su importancia en la salud humana, merece ser considerada. En el caso de gases menos densos que el aire (por ejemplo, el metano, que se encuentra en muchas minas de carbón), la fuga de gases por las galerías es independiente del ascenso del nivel freático: si existe una ruta a la superficie, estos gases poco densos salen sin demora. Sin embargo, donde existen cúpulas en las labores mineras, los gases poco densos pueden acumularse en bolsas, y el ascenso del nivel freático puede hacer que estas sean presionadas considerablemente (Figura 3(a), (b)). (En ciertas ocasiones, durante emergencias subterráneas, han quedado aprisionados grupos de mineros en dichas bolsas de aire, por debajo del nivel freático general. Sin embargo, al ser rescatados, la mayoría de ellos sufren apoplejía por la bajada brusca de presión (LLEWELLYN, 1992)). Dependiendo de la resistencia de la masa rocosa y de la presión del gas en la bolsa, es posible que se produzca una fracturación brusca de la cúpula, dando como resultado una fuga rápida de gas (Figura 3(c)). Este ha ocurrido, por ejemplo, en el verano de 1998 durante el ascenso del nivel freático en la mina de estaño "South Crofty" (Cornualles) (ADAMS & YOUNGER, 1999). Por lo tanto, la posibilidad de encontrar bolsas de gases peligrosos en labores inundadas debe tomarse en cuenta durante la perforación de pozos.

En el caso de gases más densos que el aire (por ejemplo CO_2 , Rn), es posible que se desarrolle una manta de gas sobre el nivel freático. En tal caso, el ascenso del nivel freático impulsa un ascenso igual de la manta de gas denso. Aunque el ascenso del nivel freático no es la única causa del ascenso de los gases densos (el impulso más importante es la presión barométrica), los peligros asociados con este proceso son reales. Por ejemplo, en el pueblecito de Widdrington (Northumberland, RU) en 1995, un hombre que estaba trabajando en una pequeña fábrica murió por inhalación de dióxido de carbón, que entró en la fábrica desde una antigua bocamina durante el ascenso del nivel freático con posterioridad al cese del bombeo en el campo minero (BURRELL & FRIEL, 1996).

Procesos de erosión subterránea

La posibilidad de encontrar flujo turbulento en las galerías da lugar a la posibilidad de erosión física de los pisos, techos y paredes de éstas. Así mismo se ha observado en muchas ocasiones la erosión rápida de obstrucciones formadas por un colapso local del techo. Estos procesos de erosión crean grandes incertidumbres sobre la permanencia de las descargas locales posteriores al ascenso del nivel freático en labores mineras. Los siguientes ejemplos ilustran los problemas prácticos que surgen de dicha erosión física en galerías mineras:

- El ascenso del nivel freático en la mina de estaño "Wheal Jane" (Cornualles) duró unos nueve meses, dando lugar a una descarga en la superficie del terreno a comienzos de diciembre de 1991, a través de una galería antigua llamada "Jane's Adit". La calidad de las aguas sorprendió desagradablemente a los funcionarios de la Agencia Medio-Ambiental ya que era mucho peor de lo que se había esperado. La Agencia decidió entonces construir un tapón en la bocamina de Jane's Adit, pensando que una pequeña elevación del nivel freático permitiría instalar una planta de tratamiento de aguas. Desafortunadamente, el ascenso de las aguas sólo continuó unos días, ya que la erosión física de una obstrucción desconocida en una antigua galería produjo, el 13-1-1992, la salida a chorro de más que 50 MI de aguas ácidas al río Carnon, aguas cargadas con fangos metalíferos.

- En el pueblecito de Spittal (Northumberland, RU), a medianoche el 24 de Junio 1998, el agua surgió inesperadamente del sistema de alcantarillado, inundando rápidamente unas diecinueve casas, y depositando fangos rojos con piedras de carbón, areniscas y arcillas. Los análisis químicos demostraron que poseía características de aguas de minas (concentraciones elevadas de SO_4 , Fe y Mn etc). El torrente continuó durante diecisiete horas, al cabo de las cuales se redujo a un goteo. La inspección posterior del alcantarillado, mediante una cámara subterránea, reveló la existencia de una tubería procedente de una antigua bocamina, enterrada por escombros. Por fin pudo establecerse que el torrente tuvo lugar por la

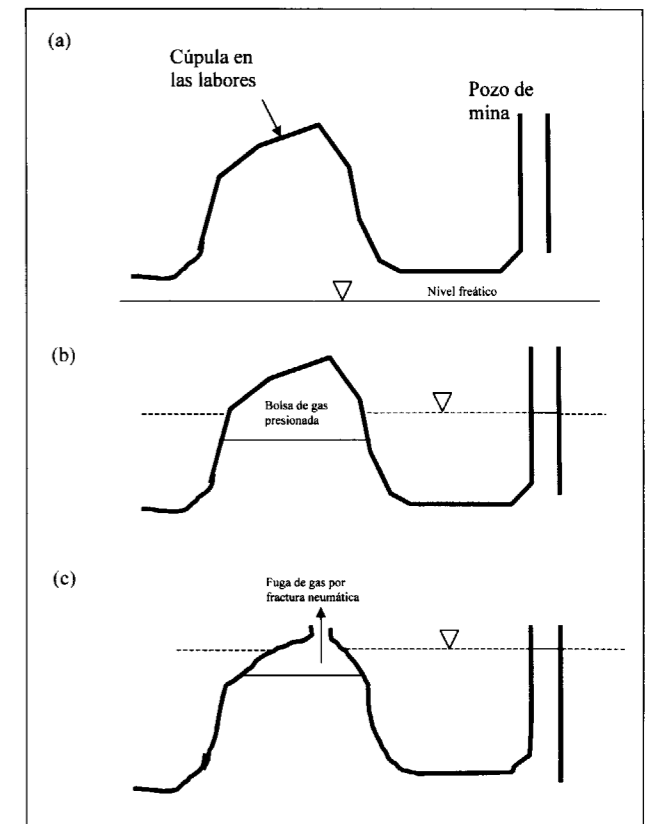


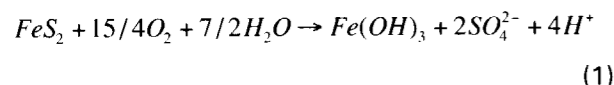
Fig. 3 - Proceso de atrapar y presionar bolsas de gases peligrosos en cúpulas dentro de labores mineras durante el ascenso del nivel freático. (a) situación antes de atrapar (b) bolsa de gas presionada después de la subida del nivel freático (c) fuga de gas de la bolsa por fracturación neumática del techo de la cúpula.

erosión de una obstrucción dentro de una galería que se había abandonado en 1820.

Cambios y procesos hidrogeoquímicos

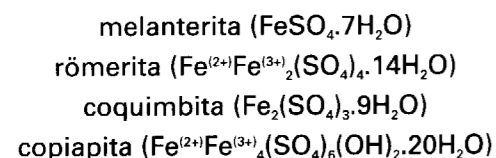
Muchas veces los ingenieros de minas se han visto sorprendidos por los cambios dramáticos en la calidad de aguas subterráneas que se encuentran durante el proceso de inundación de labores mineras. Si las aguas bombeadas durante la operación de la mina no poseen muchos contaminantes, frecuentemente se supone que la calidad de las aguas que se encontrará una vez cesado el bombeo, va a ser la misma. Sin embargo, cuando los estratos explotados tienen un contenido elevado de minerales sulfuros, la calidad del agua siempre empeora durante el proceso de inundación, generalmente

con descenso del pH y aumento de los contenidos de sulfatos y algunos metales problemáticos (Fe, Mn, Zn, Cu, Cd etc). Estos cambios hidrogeoquímicos ocurren por la disolución de minerales secundarios formados por la oxidación de sulfuros. Clásicamente, el problema de oxidación de sulfuros (especialmente pirita; FeS_2) se representa por una ecuación como la siguiente:



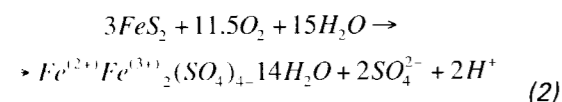
En el caso de que (1) ocurra durante la fase de explotación de la mina, es de esperar un pH bajo y concentraciones de hierro muy elevadas en las aguas bombeadas. Es, precisamente, la ausencia de pH ácido y altas concentraciones de hierro en esta fase de explotación lo que ha llevado a pensar a ingenieros incautos que no habría ningún problema con la calidad del agua en el futuro. Sin embargo, la reacción (1) rara vez ocurre durante la fase de explotación por falta de agua en las zonas más piríticas, condición que sí se da en el momento de la inundación.

En la mayoría de casos, la oxidación de la pirita da lugar a la formación de los minerales secundarios, tal como:

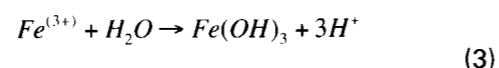


y varios miembros de la familia jarosítica, tal como jarosita potásica ($KFe_3^{(3+)}(OH)_6(SO_4)_2$) (BAYLESS and OLYPHANT, 1993; CRAVOTTA, 1994). Todos estos minerales se han llamado "sales generadoras de acidez" (SGA). La mayoría de las SGA tienen un color distinto (blanco y/o amarillo) y por eso forman incrustaciones superficiales muy obvias en lugares piríticos en minas.

Como ejemplo del comportamiento hidrogeológico de las SGA, se considera la formación de römerita por la oxidación de pirita:



Hay que resaltar que la razón entre protones (H^+) producidos y moles de pirita consumidos en ecuación (2) está cerca de 0.6, mucho menor que la misma relación en (1), con un valor de 4. Es decir, la formación de la römerita (ecuación 2) no genera tanta acidez como la oxidación completa de la pirita (ecuación 1). Sin embargo, una vez que la römerita (o las otras SGA) se disuelven (durante la inundación de la mina), una cantidad importante de hierro se libera en el agua y, tras la oxidación de todo este hierro a la forma férrica (Fe^{3+}), la hidrólisis del catión férrico libera por fin los "protones olvidados" (i.e. la diferencia del balance de protones entre reacción (1) y reacción (2)):



La combinación de reacciones (2) y (3), separadas en el tiempo, da lugar a que las SGA funcionen, efectivamente, como almacenes de acidez en la zona vadosa. Esta acidez se libera durante el ascenso del nivel freático, cuando las SGA se disuelven rápidamente. La disolución generalmente provoca una subida en la concentración de hierro de dos ordenes de magnitud, y un descenso del pH de tres unidades, constituyendo verdaderamente lo que YOUNGER (1998b) denomina un "trauma geoquímico".

Frecuentemente, el fracaso al anticipar los cambios de calidad que acompañan el ascenso del nivel freático no se basa solamente en la falta de conocimiento por parte de los ingenieros y geólogos, sino en un proceso hidrogeoquímico que confunde aún a aquellos que realizan un muestreo cuidadoso del agua durante el ascenso. Este proceso confuso es la estratificación hidroquímica en las labores mineras (y por lo tanto, en los pozos de mina en los que se hace el muestreo). La Figura 4 ilustra la estratificación en la mina Wheal Jane (Cornualles), medida durante el ascenso del nivel freático, algunos meses antes del comienzo de la descarga por gravedad al río Carnon. El consultor que analizó estos resultados por entonces concluyó que la calidad de la descarga futura iba ser igual a la calidad de la parte más alta de la columna de agua en la mina, es decir con Fe total no superior a 5 $mg.l^{-1}$

(NORTON, 1991). En realidad, la concentración inicial de Fe en la descarga era 2500 $mg.l^{-1}$ (BANKS *et al.*, 1997). En la Figura 4, puede verse que esta concentración es más o menos el valor medio de las concentraciones encontradas en la columna de agua estratificada. La explicación es que el agua se mezcla debido al flujo turbulento una vez que empieza la descarga. Así se rompe la estratificación, dando lugar a una descarga de calidad muchas veces peor que la calidad previamente encontrada al tope de la columna de aguas en la mina. Es importante resaltar que la estratificación es un rasgo muy común (aunque no ubicuo) en minas subterráneas abandonadas (e.g. LADWIG *et al.*, 1984; WOLKERSDORFER, 1994). También debe tenerse en cuenta que la estratificación no siempre se rompe al empezar la descarga a la superficie. Aún hace falta una explicación más completa del fenómeno de estratificación, por lo que es difícil pronosticar en que momento ésta se verá alterada.

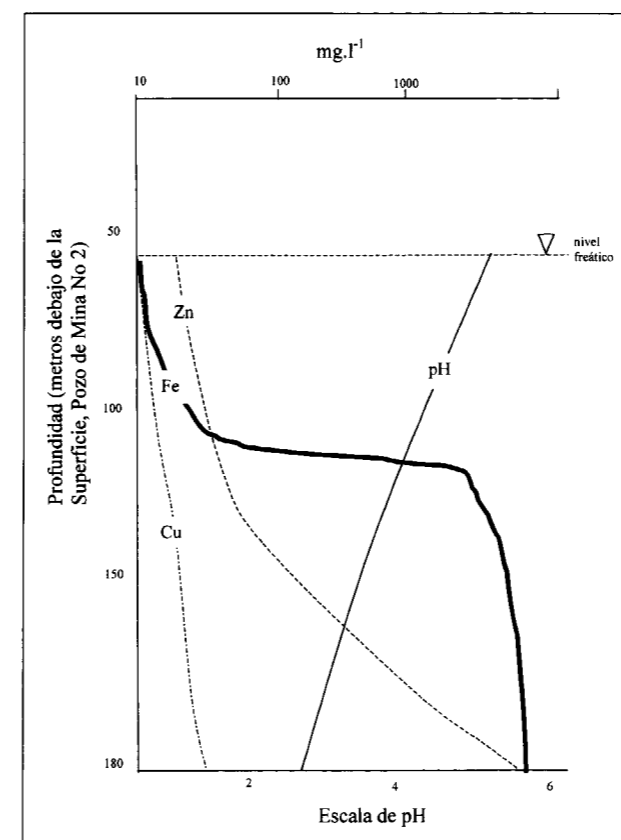


Fig. 4 - Estratificación hidroquímica observada en el Pozo de Mina 2 de la Mina "Wheal Jane" (Cornualles) en Noviembre de 1991, durante el ascenso del nivel freático en la mina.

Pero los cambios hidrogeoquímicos no están restringidos a la fase de ascenso del nivel freático. Cuando comienza una descarga a la superficie, el ascenso del nivel freático termina y la calidad del agua que sale de la mina sufre un nuevo cambio. YOUNGER (1997a, *en prensa*) ha descrito la pauta de los cambios que se ven en la mayoría de casos. En general, puede esperarse (Figura 5):

- Un descenso exponencial del nivel de contaminación durante una temporada llamada "lavado primero" (en inglés: "first flush").
- Después del "lavado primero", la persistencia a largo plazo de un nivel de contaminación más o menos constante (no haciendo caso de unas variaciones estacionales pequeñas).

El lavado primero se explica por la lixiviación de las labores inundadas por la recarga fresca (recordando que la oxidación de pirita y otros minerales sulfuros no es apreciable por debajo del nivel freático). La duración del lavado primero es una función de la tasa de la recarga y el volumen de las labores inundadas. Las mismas características del sistema controlan la duración del ascenso del nivel freático, y por eso es posible proponer una relación entre la duración del lavado primero y el tiempo que la mina tuvo para

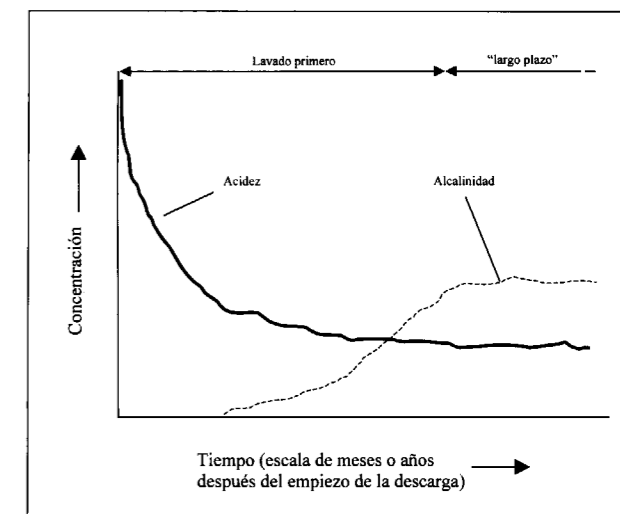


Fig. 5 - Cambios temporales de la calidad de agua en una mina típica con posterioridad al inicio de una descarga a la superficie del terreno, mostrando el "lavado primero" y la persistencia de un nivel constante de contaminación al largo plazo.

inundarse. YOUNGER (*en prensa*) muestra que el lavado primero dura un tiempo cuatro veces superior a la duración del ascenso del nivel freático.

La persistencia a largo plazo de un nivel de contaminación más o menos constante se explica por la oxidación continua de sulfuros en la zona de fluctuación del nivel freático. Se trata de un proceso cíclico en el que:

- La oxidación durante la época seca del año produce las SGA en la zona vadosa estacional sobre el nivel freático.
- Se disuelven las SGA cuando el nivel freático sube en la época de lluvias.

En esta situación, el nivel de contaminación depende de la disponibilidad tanto de sulfuros como de carbonatos y otros minerales que dan alcalinidad a las aguas.

MÉTODOS DE PRONÓSTICOS HIDROGEOLÓGICOS PARA MINAS SUBTERRÁNEAS ABANDONADAS

El resumen precedente demuestra que un buen entendimiento hidrogeológico de los sistemas mineros es esencial en la búsqueda de soluciones prácticas para problemas causados por aguas de minas (YOUNGER & HARBOURNE, 1995; YOUNGER, 1997b). Durante la última década en el Reino Unido, por medio de los principios arriba expuesto, se ha desarrollado tanto un entendimiento hidrogeológico como una capacidad de modelación matemática para el pronóstico de problemas hidrogeológicos que surgen por el cierre de minas (YOUNGER & ADAMS, 1999). Se ha desarrollado dos tipos de modelos matemáticos:

- modelos sencillos apropiados para sistemas de gran extensión, basados en los estanques y rutas de decantar anteriormente citados (ver Figura 1 y 2). El código GRAM (SHERWOOD & YOUNGER, 1997) es el modelo más desarrollado de este tipo (aunque existen dos parecidos, uno en Polonia (ROGOZ, 1994), y el otro en el este de Alemania (GATZWEILER *et al.*, 1997)).

- modelos más realistas, que trata la hidráulica en tres dimensiones, utilizando formulaciones matemáticas basadas en principios físicos. Debido a que los algoritmos de estos modelos "reales" son muy complejos, son más aplicables a sistemas de tamaño restringido. El código VSS-NET es el modelo más desarrollado de este tipo hasta la fecha.

GRAM es un acrónimo para una frase en inglés (Groundwater Rebound in Abandoned Mineworkings"; SHERWOOD & YOUNGER, 1997) que significa "El ascenso del nivel freático en labores mineras abandonadas". El algoritmo de GRAM incluye:

- Cálculo del balance hídrico para cada estanque en tiempos sucesivos, asegurando la estabilidad de la solución mediante el uso de intervalos suficientemente cortos (generalmente se utiliza un día o incluso menos).
- Intercambios de agua entre estanques vecinales por flujo turbulento en tubos, representando las escasas "rutas de decantar". Existen varias fórmulas hidráulicas para el cálculo del flujo en estos tubos, tal como la Ecuación de Bernoulli, la Fórmula de Hazen-Williams, la Fórmula de Colebrook-White, etc.

Aunque la versión más avanzada de GRAM incluye rutinas que representan el transporte de hierro en el agua (SHERWOOD, 1997), en la mayoría de casos GRAM se aplica en cálculos preliminares para sistemas de grandes dimensiones, con el propósito de obtener estimaciones toscas de la duración del ascenso del nivel freático (YOUNGER & ADAMS, 1999), por ejemplo, en un campo minero. Una de las ventajas más importantes de GRAM es que el modelo se ejecuta tan rápidamente que es muy factible utilizarlo en modo "Monte Carlo", para hacer análisis cuantitativos de incertidumbre. Hasta la fecha, GRAM se ha utilizado en la modelización del abandono de cinco campos de carbón y dos minas de minerales metálicos. La aplicación más intensiva fue al campo de carbón "Dysart-Leven" en el este de Escocia (YOUNGER *et al.*, 1995; SHERWOOD, 1997). En este caso GRAM fue utilizado por parte del gobierno británico para el desarrollo de los planes de control tras el cese del bombeo en un sistema de cinco "estanques", los

cuales han sido explotados durante los tres últimos siglos. En base a los resultados de las simulaciones de GRAM, se planteó un esquema de bombeo y tratamiento para prevenir la contaminación de dos ríos por una cantidad grande de aguas ácidas. En el momento en el que se escribe este artículo, el diseño detallado de este esquema avanza rápidamente.

VSS-NET es un modelo numérico, basado en los principios de la física (ADAMS & YOUNGER, 1997; YOUNGER & ADAMS, 1999). El nombre de VSS-NET reconoce las dos partes del sistema de flujo en labores mineras abandonadas: un medio poroso subterráneo de saturación variable (en inglés: "Variably Saturated Subsurface") que representa la masa rocosa, y una red (en inglés: "NET") de tubería, que representa la red de vías subterráneas. El flujo en el medio poroso es representado por ecuaciones convencionales, formuladas en tres dimensiones. El flujo en la red de tuberías se soluciona por métodos que se aplican comúnmente al análisis de sistemas de distribución de agua potable. Las ecuaciones que describen ambas partes del sistema subterráneo se solucionan simultáneamente, por el método de diferencias finitas. Debido a que el algoritmo de VSS-NET es mucho más complejo que el de GRAM, no es factible aplicar VSS-NET a sistemas muy grandes, ni en el modo "Monte Carlo". Es más apropiado utilizar VSS-NET para el análisis de sistemas de tamaño restringido, donde se necesita responder a cuestiones muy específicas.

Hasta la fecha, VSS-NET se ha aplicado a tres campos mineros, y a una mina de estaño (PARKIN & ADAMS, 1998; YOUNGER & ADAMS, 1999). La aplicación más importante de VSS-NET ha sido en el caso de "Whittle Colliery", una mina de carbón ubicado en el nordeste de Inglaterra, en una cuenca hidrográfica de alto valor ecológico (la cuenca del Río Coquet). Aguas abajo de la mina en esta cuenca, el río abastece una planta de agua potable, y todo el canal del río se califica oficialmente como una "zona de interés científico especial" (una cita muy alta en términos de importancia ecológica). El bombeo en la mina finalizó bruscamente en Abril de 1997, cuando la empresa que operaba la mina se declaró en quiebra. La tasa del ascenso del nivel freático medido por la Agencia Medio-Ambiental del gobierno

británico fue de 10 cm por día. De ese modo, se esperó una descarga en la superficie del terreno al cabo de 18 meses (es decir, por Octubre de 1999). Además, la escombrera de la mina produce un lixiviado muy ácido, con 500 mg.l⁻¹ Fe, 250 mg.l⁻¹ Mn y 200 mg.l⁻¹ Al. Si la descarga futura de la mina tiene una calidad semejante, se provocarían muchos problemas medio-ambientales. En la investigación de esta amenaza al Río Coquet, la Agencia Medio-Ambiental y la empresa de aguas de la zona (Northumbrian Water Ltd) contrataron a la Universidad de Newcastle para pronosticar la duración del ascenso del nivel freático mediante la aplicación de VSS-NET. El sistema simulado se muestra en Figura 6. En contraste con otros modelos más comunes (e.g. MODFLOW), VSS-NET tiene la habilidad de representar las vías subterráneas más realmente. En cuanto a Whittle Colliery esta característica fue muy útil, ya que facilitó la representación de la vía central de la mina (que pasa en la dirección de NE-SO). Esta vía opera como el "distribuidor mayor" de aguas, dando lugar a un nivel freático muy llano por toda la mina, que se mostró consecuente con las mediciones en pozos. Cuando esta vía se sacó del modelo (utilizando, así, el VSS-Net como un modelo convencional), resultó un nivel freático mucho más inclinado, y no consecuente con las mediciones en pozos. Con las vías puestas otra vez, el modelo se calibró con la primera serie de datos piezométricos obtenido de la mina, y se verificó por comparación con la serie siguiente. Posteriormente se hicieron predicciones de la evolución futura del nivel freático en tres escenarios: una serie de años muy secos, una serie de años muy lluviosos, y una serie de años con precipitación promedio. Mediante este ejercicio de modelación se demostró que el ascenso del nivel freático en Whittle Colliery es explicable solamente si se tiene en cuenta la presencia de algunas fuentes de agua subterránea con caudales dependientes de la altura del agua en los acuíferos vecinales. En consecuencia, lo que menos eleva el nivel freático en la mina es la cantidad de agua que entra por las labores. Debido a este proceso, las predicciones de VSS-NET implican que la duración total del ascenso del nivel freático en esta mina sería más de 3 años (al menos dos veces más que los 18 meses que fueron pronosticados por la Agencia Medio-Ambiental). Estos resultados han dado un marco de tiempo más razona-

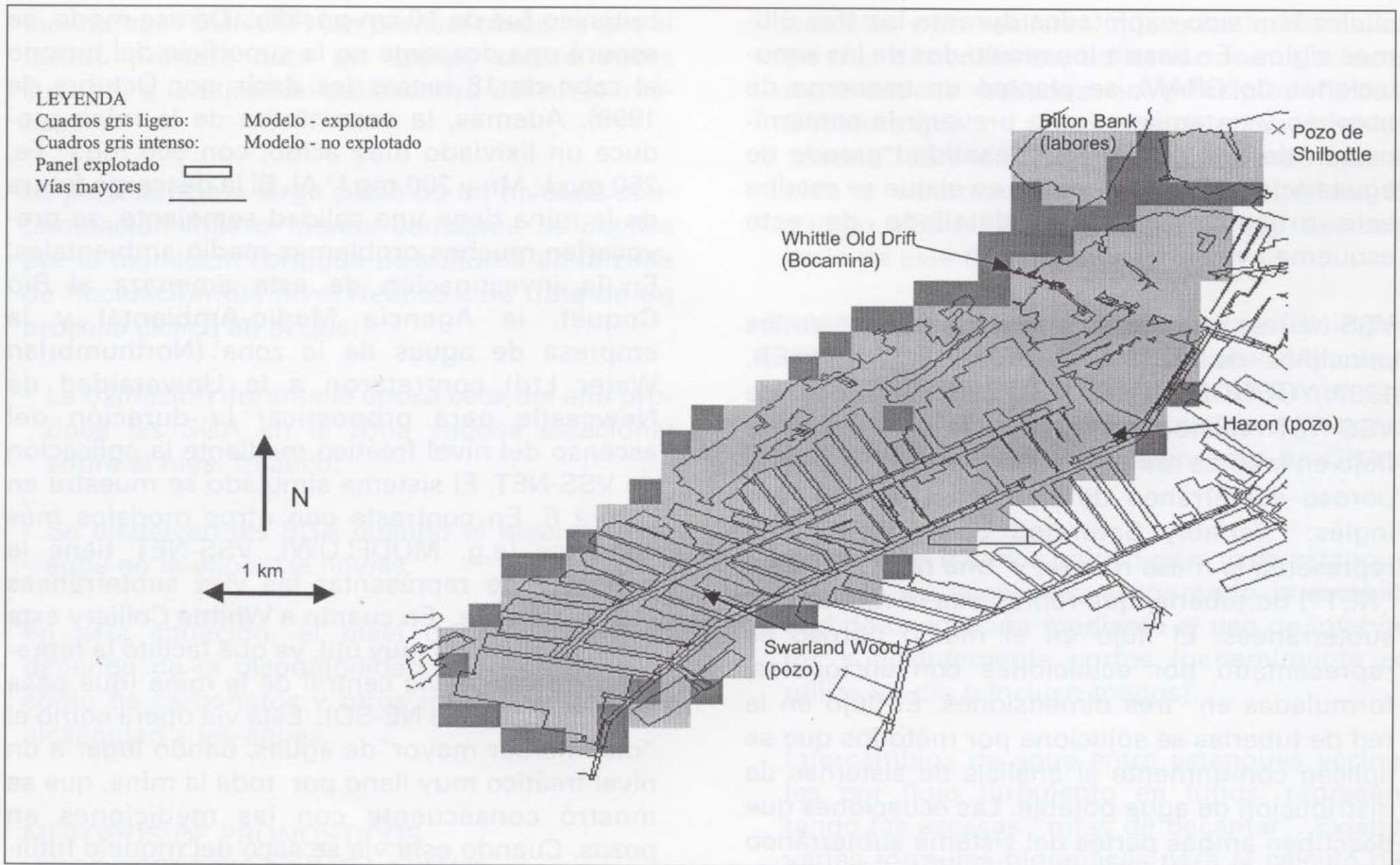


Fig. 6 - Mapa de las labores mineras de Whittle Colliery (Northumberland, Reino Unido), mostrando los paneles de extracción, las vías subterráneas principales, y los límites del sistema modelado.

ble para la Autoridad de Carbón (una agencia gubernamental) en que se puede implementar una esquema de prevención de la contaminación (por bombeo y tratamiento).

La predicción de los cambios hidroquímicos debidos a la inundación de minas subterráneas es más difícil que la predicción del ascenso del nivel freático. Aunque existen métodos de pronósticos para la calidad futura de aguas en minas al cielo abierto (sobre todo, el grupo de métodos que se califican como "contabilidad de ácidos y bases"; MORRISON *et al.*, 1990), estos métodos no están fácilmente aplicables a minas subterráneas, por las dificultades en definir la geometría del sistema. No obstante, se ha desarrollado un método sencillo preliminar para pronósticar la evolución de las concentraciones de hierro en minas subterráneas abandonadas (YOUNGER &

ADAMS, 1999; YOUNGER, *en prensa*). El método fue desarrollado por estudios de los marcos hidrogeológicos de 81 descargas existentes de minas abandonadas en el Reino Unido. Más información sobre la evolución de la calidad de estas descargas en el tiempo ha sido publicado por YOUNGER (1995, 1997a, 1999, *en prensa*), YOUNGER & ADAMS (1999) y WOOD *et al.* (1999). La aplicación del método se basa en la evaluación de las siguientes características de un sistema minero:

- Ubicación de los puntos más probables de futuras descargas a la superficie del terreno (identificado por mapeo hidrogeológico).
- Distancias entre los puntos de descarga y los afloramientos de las capas explotado por la minería.

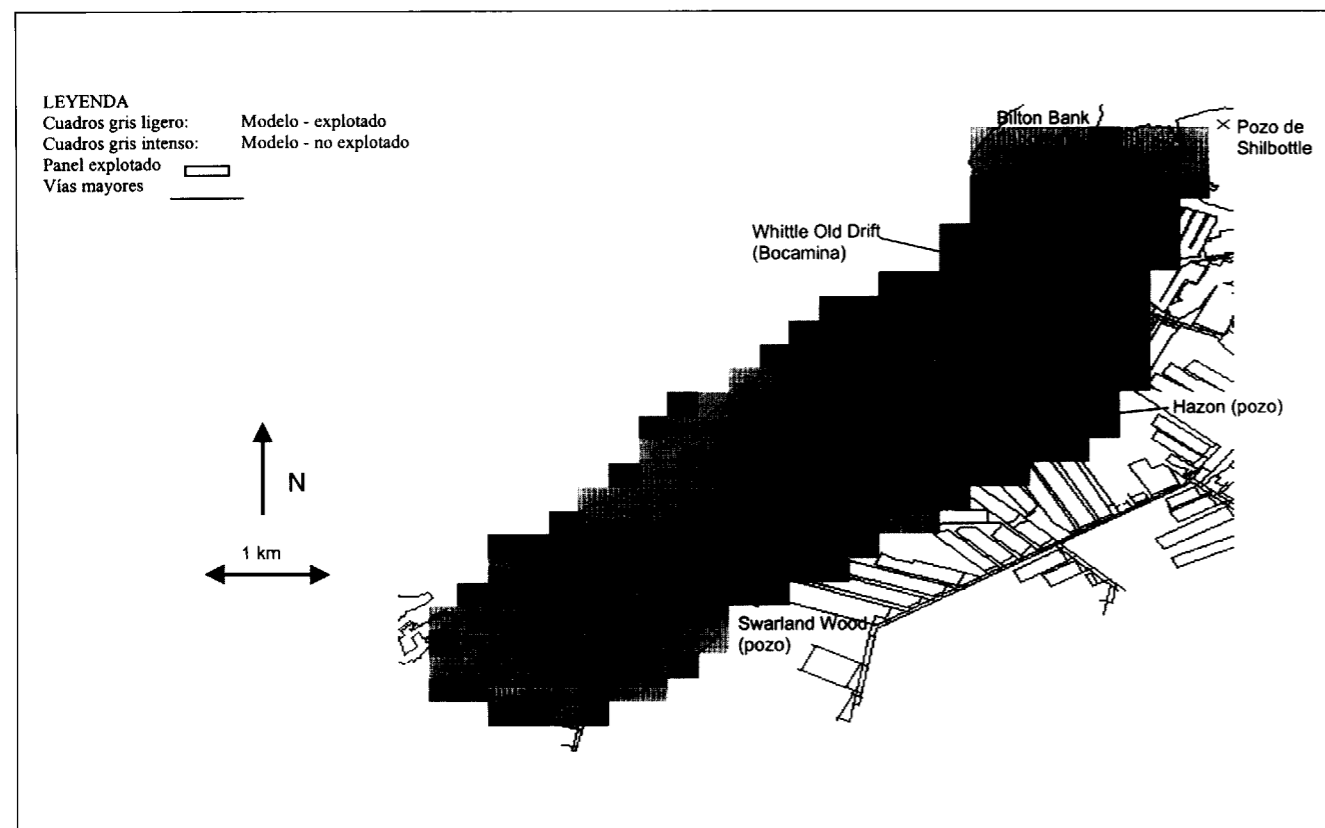


Fig. 6 - Mapa de las labores mineras de Whittle Colliery (Northumberland, Reino Unido), mostrando los paneles de extracción, las vías subterráneas principales, y los límites del sistema modelado.

ble para la Autoridad de Carbón (una agencia gubernamental) en que se puede implementar una esquema de prevención de la contaminación (por bombeo y tratamiento).

La predicción de los cambios hidroquímicos debidos a la inundación de minas subterráneas es más difícil que la predicción del ascenso del nivel freático. Aunque existen métodos de pronósticos para la calidad futura de aguas en minas al cielo abierto (sobre todo, el grupo de métodos que se califican como "contabilidad de ácidos y bases"; MORRISON *et al.*, 1990), estos métodos no están fácilmente aplicables a minas subterráneas, por las dificultades en definir la geometría del sistema. No obstante, se ha desarrollado un método sencillo preliminar para pronósticar la evolución de las concentraciones de hierro en minas subterráneas abandonadas (YOUNGER &

ADAMS, 1999; YOUNGER, *en prensa*). El método fue desarrollado por estudios de los marcos hidrogeológicos de 81 descargas existentes de minas abandonadas en el Reino Unido. Más información sobre la evolución de la calidad de estas descargas en el tiempo ha sido publicado por YOUNGER (1995, 1997a, 1999, *en prensa*), YOUNGER & ADAMS (1999) y WOOD *et al.* (1999). La aplicación del método se basa en la evaluación de las siguientes características de un sistema minero:

- Ubicación de los puntos más probables de futuras descargas a la superficie del terreno (identificado por mapeo hidrogeológico).
- Distancias entre los puntos de descarga y los afloramientos de las capas explotado por la minería.

País	Región / lugar	Contaminantes	Causa	Referencias
España	Euskadi	Pb, Zn, Cd, Mn	Minas abandonadas (Oiartzun-Valle)	Sánchez <i>et al.</i> , 1994, 1998 Ansorena <i>et al.</i> , 1995
España	Euskadi	Fe, Zn	Mina abandonada (La Troya)	Izco <i>et al.</i> , 1986 Iribar <i>et al.</i> , 1998
España	Galicia	Cu	Escombros de una mina de cobre	Arias <i>et al.</i> , 1998
España	Galicia	Fe, Al, Zn, Ni, Co, Mn	Escombrera de una mina de lignito	Monterroso & Macias, 1998
España	Galicia	Fe, Al, Mn, Cu, Zn	Minas activas de cobre	Calvo de Anta & Pérez Otero, 1994
España	Rodalquilar	Pb, Zn, Cu	Minas activas de oro	Wray, 1998
España	Linares	Fe, Mn, Al	Minas abandonadas de Pb/Ag/Cu/Fe	Hidalgo Estévez <i>et al.</i> , 1998
Portugal	Río Cavado	Zn, Cr, Pb	Minas activas	Goncalves <i>et al.</i> , 1994
Méjico	Sta. Ma. de La Paz	Fe, Mn, Ni, Cu, Zn, As, Pb	Fangos de minas de Ag/Pb/Zn/Cu	Manz & Castro, 1997
Cuba	Moa	Ni, Cr, Mn, Fe	Minas al cielo abierto de Cr/Ni/Co	Rodriguez <i>et al.</i> , 1998
Guyana	Omai	CN, Zn, Cu, Fe	Rotura del dique de colas	Narayan, 1998
Brasil	Amazonas	Cr, Mn, Pb, Ni	Minas al cielo abierto de Fe/Mn	Weissberg, 1991
Brasil	Pocos de Caldas	Pb, Po	Mina de uranio	Fernandes <i>et al.</i> , 1996
Bolivia	La Paz / Oruro	Fe, Mn, Al	Minas abandonadas	Pescod & Younger, 1999
Bolivia	Cochabamba	Zn, Cr, Fe, Mn	Minas activas de Zn	Bervoets <i>et al.</i> , 1998
Argentina	- -	U, Ra	Minas de Uranio	Bomben <i>et al.</i> , 1996
Chile	Región Central	Cd, Zn	Minas al cielo abierto de Cu	Schalscha & Ahumada, 1998

Tabla 1 - Resumen de ejemplos de impactos medio-ambientales en suelos y aguas por descargas de minas en la Península Ibérica e Iberoamérica.

- Contenido de azufre en los estratos afectados por la minería (o, en caso de no tener tales datos, estimaciones del contenido de azufre por referencia al ambiente de deposición y / o diagénesis del yacimiento; MORRISON *et al.*, 1990; YOUNGER, *en prensa*).

Aunque una presentación detallada de este método está fuera del alcance de este artículo,

unas de las conclusiones generales del método que merecen resaltarse son:

- Las concentraciones de hierro durante el lavado primero son entre 8 y 10 veces superiores a las de el largo plazo.
- En el largo plazo, las concentraciones de hierro de más de 20 mg.l⁻¹ (y valores de pH menor que

6) se esperan solamente donde la descarga se ubica a menos que 0.5 km del afloramiento del yacimiento.

EXIGENCIAS POSIBLES PARA PRONÓSTICOS HIDROGEOLÓGICOS DE MINAS ABANDONADAS EN LA PENÍNSULA IBÉRICA E IBEROAMÉRICA.

Existen actualmente muchos problemas de contaminación hídrica por minas ya abandonadas en la Península Ibérica e Iberoamérica (CUSTODIO, 1992; FERNÁNDEZ RUBIO, 1998; PETTS, 1990). Tal vez el más famoso es el caso de Río Tinto, cuyo nombre mismo reconoce la persistencia de la coloración de su bentós por ocre durante varios siglos (RUÍZ *et al*, 1998). (En efecto, muchos científicos sostienen con razón que el Río Tinto no debe considerarse contaminado sino un ambiente único, que tiene un ecosistema muy raro, aún de diversidad asombrosamente alta; LÓPEZ ARCHILLA *et al*, 1993). Estudios recientes en Iberoamérica han dado indicaciones del peligro a la salud humana que representan los ríos contaminados por aguas de minas (SPITZER, 1990). La recopilación de una lista de todos los ríos que sufren impactos por descargas de aguas ácidas y/o metalíferas sería una tarea muy larga. Sin embargo, Tabla 1 resume algunos ejemplos para mostrar la diversidad geográfica y científica de los impactos actuales.

Además, se pueden anticipar problemas cada vez más abundantes en el futuro, después del cierre de minas todavía en producción (PAULINO *et al*, 1997). En la Península, tal vez el área más preocupante es el campo de minería de carbón en Asturias. GONZÁLEZ & SÁENZ DE SANTAMARÍA (1998) han discutido la zona, sosteniendo que la empresa estatal que opera las minas en Asturias (HUNOSA) no espera problemas de contaminación después del cierre de estas minas. Esta opinión se basa en la calidad de aguas de bombeo, que no está muy contaminada. Es imprescindible recordar que la empresa estatal de carbón en el Reino Unido (British Coal) mantuvo una posición idéntica hasta el cierre de la mayoría de las minas de carbón en el país. En realidad, la mayoría de las descargas que han surgido de minas abandonadas en el Reino Unido en la última década han mostrado niveles de contaminación muchas

veces peor de lo que esperó British Coal, por los procesos de disolución de SGA etc arriba expuesto. Es la opinión de este autor que se necesitarán investigaciones muy cuidadosas en Asturias antes de asumir que nunca habrá un problema de contaminación por el cierre de las minas allí.

Un problema reciente en Euskadi (el País Vasco) muestra claramente los peligros de descuidar la posibilidad de cambios geoquímicos durante (y después) del ascenso del nivel freático en minas. Se trata del caso de la Mina Troya (Gipuzkoa), desarrollado en unas calizas kársticas entorno a un yacimiento de Pb y Zn. Aunque la fase de extracción en la Mina Troya fue muy corto (de 1986 a 1993), el cierre de la mina causó un impacto medio-ambiental muy marcado (IZCO *et al*, 1986; IRIBAR *et al*, 1998). El detalle más relevante aquí es que el muestreo de las aguas en la mina durante el ascenso del nivel freático no revelaron un nivel preocupante de contaminación, aunque al empezar la descarga de aguas de la mina, se encontraron concentraciones de hierro (50 mg.l⁻¹) y cinc (5 mg.l⁻¹) muchas veces superiores que las que se habían encontrado durante la fase de extracción. La lección en cuanto al abandono de las minas de HUNOSA es obvia.

La contaminación de ríos remotos en Brasil y los países andinos por minería de oro informal (el sector "garimpeiro") ha recibido mucha atención (e.g. GROSSER *et al*, 1994; AULA *et al*, 1995; VEIGA & MEECH, 1995; MEECH *et al*, 1997). Sin embargo, la posibilidad de contaminación por la futura clausura de minas en regiones de Brasil con una densidad de población muy alta no ha recibido suficiente atención en la literatura internacional todavía. Por ejemplo en el estado de Minas Gerais, alrededor de Belo Horizonte (que es la tercera ciudad del país en terminos de población) se han realizado algunas campañas para caracterizar la contaminación por minas actualmente en producción (e.g. VEADO *et al*, 1997). En general, la calidad de aguas asociadas con las minas grandes de esta región es satisfactoria (YOUNGER, 1997c). No obstante, observaciones subterráneas en algunas minas de oro en Minas Gerais revelaron la existencia de las SGA, que implica una posibilidad de un empeoramiento en la calidad de las aguas al cerrar las mismas.

En los Andes altos, en Bolivia y el Perú, existen todavía unas minas subterráneas importantes. Las evidencias de minas actualmente abandonadas en la zona (e.g. la mina de San José en Oruro, que contamina el Lago Uru-Uru (MENDIZÁBAL DE FINOT, M., 1994), y la mina Milluni, que contamina uno de los lagos que abastece agua al sistema público de La Paz (PESCOD & YOUNGER, 1999)) implica que se deben esperar más problemas de contaminación cuando las minas se inundan por fin.

En todos estos casos se anticipa que los métodos arriba expuesto podrían utilizarse en la búsqueda de enfoques prácticos de protección medio-ambiental. Con todo existen algunos desafíos científicos y técnicos que necesitarán solucionarse. Entre los desafíos *científicos* están:

- Mejor predicción de los flujos turbulentos en galerías de minas.
- El desarrollo de métodos más fiables para el pronóstico de cambios hidrogeoquímicos que acompañan el ascenso del nivel freático.
- La incorporación del pronóstico hidrogeoquímico al pronóstico de flujos.

Los desafíos *técnicos* están relacionados sobre todo con la captación de datos hidrogeológicos durante la fase de explotación. Entre los datos más útiles para el pronóstico del ascenso del nivel freático están:

- los caudales de las fuentes diferentes de agua que entran en la mina
- la hidroquímica de estas mismas fuentes
- la permeabilidad y porosidad de la masa rocosa alrededor de las galerías
- la estabilidad geotécnica de las labores mineras.

AGRADECIMIENTOS

Le agradezco mucho la invitación al Prof Dr Emilio Custodio Gimena para preparar este artículo. Así mismo, no quisiera dejar pasar la oportunidad de agradecer la inmensa ayuda y apoyo

que he recibido en el trabajo diario por parte de todos los miembros del equipo de aguas de minas en la Universidad de Newcastle, y especialmente en este contexto a Sr Russell Adams y Dra Julia Sherwood (cuya tesis fue financiada por el EPSRC "Engineering and Physical Sciences Research Council"). Las investigaciones en las que se basa este artículo recibieron apoyo financiero de la Agencia Medio-Ambiental ("the Environment Agency") y la empresa de aguas Northumbriam Water Ltd (una parte de Suez-Lyonnaisse des Eaux) por medio del proyecto "Improved modelling of abandoned coalfields" (EA Contract No B04(95)2) para que Dr John Aldrick (EA) y Dr Alan Lowdon (NWL) fueron gerentes muy capaces. He recibido mucho apoyo con mi uso de Castellano en este artículo de Francisco Gutiérrez y Paula Canteli. Finalmente, quiero registrar mi apreciación al Prof Fernando Pendás Fernández, Prof Rafael Fernández Rubio, Prof Carlos Montes, Prof Ricardo Amils, Sra Almudena Ordoñez Alonso, todos mis amigos españoles, quienes me han alentado a desarrollar mi interés en el país minero fabuloso de España.

REFERENCIAS

- ADAMS, R., & YOUNGER, P.L., 1997, Simulation of groundwater rebound in abandoned mines using a physically based modelling approach. In Veselic, M., and Norton, P.J., (Editors), *Proceedings of the 6th International Mine Water Association Congress, "Minewater and the Environment"*, held Bled, Slovenia, 8 - 12th September 1997. Volume 2, pp 353 - 362.
- ADAMS, R., & YOUNGER, P.L., 1999, Modelling the timing of rebound at South Crofty. Report to the Environment Agency South West Area, May 1999. Department of Civil Engineering, University of Newcastle, UK. 26pp.
- ANSORENA, J., MAINO, N., & LEGORBURU, I., 1995, Agricultural use of metal polluted soil near an old lead-zinc mine in Oiartzun (Basque Country, Spain). *Environmental Technology*, 16, pp 213 - 222.
- ARIAS, M., NUÑEZ, A., BARRAL, M.T., & DIAZ-FIERROS, F., 1998, Pollution potential of copper mine spoil used for road making. *Science of the Total Environment*, 221, pp 111 - 116.
- AULA, I., BRAUNSCHWEILER, H., & MALIN, I., 1995, The watershed flux of mercury examined with indicators in the Tucurui reservoir in Para, Brazil. *Science of the Total Environment*, 175, pp 97 - 107.
- BANKS, D., YOUNGER, P.L., ARNESEN, R.-T., IVERSEN, E.R., & BANKS, S.D., 1997, Mine-water chemistry: the good, the bad and the ugly. *Environmental Geology*, 32, (3), pp. 157 - 174.

BAYLESS, E.R., AND OLYPHANT, G.A., 1993, Acid-generating Salts and their Relationship to the Chemistry of Groundwater and Storm Runoff at an Abandoned Mine Site in Southwestern Indiana, USA. *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 12, pp 313 - 328.

BERVOETS, L., SOLIS, D., ROMERO, A.M., VAN DAMME, P., & OLLEVER, F., 1998, Trace metal levels in Chironomid larvae from a Bolivian river: impact of mining activities. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 41, pp 275 - 283.

BOMBEN, A.M., GÓMEZ, J.C., & OLIVEIRA, A.A., 1996, Uranium mining and milling sites in Argentina - environmental radiological monitoring (1981 - 1994). In: *Proceedings of IRPA9 - 1996 International Congress on Radiation Protection / 9th International Congress of the International Radiation Protection Association*, Vienna, Austria, 14th - 19th April 1996. Vol 2, pp B 650 - B 652.

BURRELL, R., & FRIEL, S., 1996, The effect of mine closure on surface gas emissions. In Proceedings of the IBC UK Conference on "The Environmental Management of Mining Operations", held 23rd - 24th September 1996, London, UK. 15pp.

CALVO DE ANTA, R., PÉREZ OTERO, A., 1994, Soils affected by acid mine waters in Galicia (N.W. Spain). *Water Air and Soil Pollution*, 73, pp 247 - 263.

CRABTREE, J., DUFFY, G., & PEARCE, J., 1987, *The Great Tin Crash: Bolivia and the World Tin Market*. Latin America Bureau, London.

CRAVOTTA, C.A., III, 1994, Secondary iron-sulfate minerals as sources of sulfate and acidity. Geochemical evolution of acidic groundwater at a reclaimed surface coal mine in Pennsylvania. In Alpers, C.N., and Blowes, D.W., (Editors), *Environmental Geochemistry of Sulfide Oxidation*. American Chemical Society, Symposium Series Volume 550. pp 345 - 364.

CUSTODIO, E., 1992, Groundwater pollution in Spain - general aspects. *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*, 6, pp 452 - 458.

DAVIES, O., 1935, *Roman Mines in Europe*. Clarendon, Oxford. (Reprinted 1979 by Arno Press, New York). 291pp.

FERNANDES, H.M., FRANKLIN, M.R., VEIGA, L.H.S., FREITAS, P., & GOMIERO, L.A., 1996, Management of uranium mill tailings: Geochemical processes and radiological risk assessment. *Journal of Environmental Radioactivity*, 30, pp 69 - 95.

FERNANDEZ RUBIO, R., 1998, Clausura de Minas: Impactos hidrológicos. In *Procedimientos de la Reunión Científico-Técnica Sobre el Agua en el Cierre de Minas*. Dpto de Explotación y Prospección de Minas, Escuela Superior de Ingenieros de Minas, Universidad de Oviedo, Asturias, España. 17pp.

GALEANO, E., 1971, Las venas abiertas de América Latina. Siglo XXI Editores, Méjico. (Edición internacional en inglés: "The Open Veins of Latin America", Monthly Review Press, New York. 339pp).

GATZWEILER, R., R. HÄHNE, M. ECKART, J. MEYER, AND S. SNAGOVSKY, 1997, Prognosis of the flooding of uranium mining sites in east Germany with the help of numerical box-modeling. In *Proceedings of the 6th International Mine Water Association Congress, "Minewater and the Environment"*, held Bled, Slovenia, 8 - 12th September 1997. Volume 1, pp 57 - 64.

GONCALVES, E.P.R., SOARES, H.M.V.M., BOAVENTURA, R.A.R., MACHADO, A.A.S.C., & DASILVA, J.C.G.E., 1994, Seasonal variations of heavy metals in sediments and aquatic mosses from the Cavado river basin (Portugal). *Science of the Total Environment*, 142, pp 143 - 156.

GONZÁLEZ, A., AND J.A. SÁENZ DE SANTAMARÍA, 1998, La problemática del agua en minería subterránea activa y en proceso de cierre de HUNOSA. In *Procedimientos de la Reunión Científico-Técnica Sobre el Agua en el Cierre de Minas*. Dpto de Explotación y Prospección de Minas, Escuela Superior de Ingenieros de Minas, Universidad de Oviedo, Asturias, España. 10pp.

GROSSER, J.R., HAGELGANS, V., HENTSHCEL, T., & PRIESTER, M., 1994, Heavy metals in stream sediments - a gold mining area near Los Andes, southern Colombia. *Ambio*, 23, pp 146 - 149.

HIDALGO ESTÉVEZ, M DE C, REY ARRANS, J., BENAVENTE HERRERA, J., 1998, Contaminación por metales pesados de los recursos hídricos asociada al cese de las explotaciones mineras del batolito de Linares (Jaén). In *Procedimientos de la Reunión Científico-Técnica Sobre el Agua en el Cierre de Minas*. Dpto de Explotación y Prospección de Minas, Escuela Superior de Ingenieros de Minas, Universidad de Oviedo, Asturias, España. 15pp.

IRIBAR, V., ANTIGÜEDAD, I., TAMES, P., DA SILVA, A., & GARCÍA-FRESCA, B., 1998, Contaminación del acuífero de Troya (Mutilloa, Gipuzkoa) como resultado del abandono de la mina de sulfuros. In *Procedimientos de la Reunión Científico-Técnica Sobre el Agua en el Cierre de Minas*. Dpto de Explotación y Prospección de Minas, Escuela Superior de Ingenieros de Minas, Universidad de Oviedo, Asturias, España. 20pp.

IZCO, F., TAMES, P., DASILVA, A., & FANO, H., 1986, Afección ambiental producida por la explotación minera en el acuífero urgoniano de Troya (Gipuzkoa). Actas de las Jornadas Sobre "Recursos Hídricos en Regiones Kársticas: Exploración, gestión, medio-ambiente". Celebrado en Vitoria-Gasteiz, País Vasco, España. pp 105 - 112.

LADWIG, K.J., ERICKSON, P.M., KLEINMANN, R.L.P., & POSLUSZNY, E.T., 1984. Stratification in water quality in inundated anthracite mines, eastern Pennsylvania. *US Bureau of Mines Report of Investigations RI-8837*. US Bureau of Mines, Pittsburgh. 35pp.

LLEWELLYN, K., 1992, *Disaster at Tynewydd. An account of a Rhondda mine disaster in 1877*. (Second Edition). Church in Wales Publications, Penarth. 92pp.

LÓPEZ ARCHILLA, A.I., MARÍN, I., & AMILS, R., 1993, Bioleaching and interrelated acidophilic microorganisms from Río Tinto, Spain. *Geomicrobiology Journal*, 11, pp 223 - 233.

MANZ, M., & CASTRO, L.J., 1997, The environmental hazard caused by smelter slags from the Sta Maria de La Paz mining district in Mexico. *Environmental Pollution*, 98, pp 7 - 13.

MEECH, J.A., VEIGA, M.M., & TROMANS, D., 1997, Emission and stability of mercury in the amazon. *Canadian Metallurgical Quarterly*, 36, pp 231 - 239.

MENDIZÁBAL DE FINOT, M., 1994, *Oruro: del desastre a la esperanza ambiental*. Instituto Latinoamericano de Investigaciones Sociales. La Paz, Bolivia. 278pp.

MONTERROSO, C., & MACÍAS, F., 1998, Drainage waters affected by pyrite oxidation in a coal mine in Galicia (N.W. Spain): composition and mineral stability. *Science of the Total Environment*, 216, pp 121 - 132.

MORRISON, J.L., SCHEETZ, B.E., STRICKLER, D.W., WILLIAMS, E.G., ROSE, A.W., DAVIS, A., & PARIZEK, R.R., 1990, Predicting the occurrence of acid mine drainage in the Alleghenian coal-bearing strata of western Pennsylvania; an assessment by simulated weathering (leaching) experiments and overburden characterization. In Chyi, L.L., & Chou, C.L., (editors), Recent advances in coal geochemistry. *Geological Society of America, Special Paper 248*. pp 87 - 99.

NARAYAN, K., 1998, Groundwater contamination: the Omai Case. In Wheeler, H. & Kirby, C. (eds.), *Hydrology in a Changing Environment*. (Proceedings of the International Symposium organised by the British Hydrological Society, 6th - 10th July 1998, Exeter, UK). Volume II. pp 41 - 46.

NORTON, P.J., 1991, Report on groundwater rebound at Wheal Jane Mine for Carnon Holdings Limited. Peter J Norton Associates, Richmond, UK. 42pp.

PARKIN, G., & ADAMS, R., 1998, Using catchment models for groundwater problems: evaluating the impacts of mine dewatering and groundwater abstraction. In Wheeler, H. & Kirby, C. (eds.), *Hydrology in a Changing Environment*. (Proceedings of the International Symposium organised by the British Hydrological Society, 6th - 10th July 1998, Exeter, UK). Volume II. pp 269 - 279.

PAULINO, J., F. PENDÁS & E.M. CASARES, 1997, Modelling of Groundwater Flow in a Partially Abandoned Mine with MODFLOW. [Abstract]. *Annales Geophysicae*, 15S, p. C 339.

PESCOD, M.B., & YOUNGER, P.L., 1999, Sustainable Water Resources. (Chapter 3). In Nath, B., Hens, L., Compton, P., and Devuyt, D., (Editors), *Environmental Management in Practice: Volume 2. Compartments, Stressors, Sectors*. Routledge, London. pp 55 - 73.

PETTS, G.E., 1990, Regulation of large rivers - problems and possibilities for environmentally-sound river development in South America. *Interciencia*, 15, pp 388 - 395.

RODRÍGUEZ, R., LLORÉN, C., & CANDELA, L., 1998, La contaminación por metales pesados y sulfatos de las aguas subterráneas en Moa, Cuba. In *Procedimientos de la Reunión Científico-Técnica Sobre el Agua en el Cierre de Minas*. Dpto de Explotación y Prospección de Minas, Escuela Superior de Ingenieros de Minas, Universidad de Oviedo, Asturias, España. 9pp.

ROGOZ, M., 1994, Computer simulation of the process of flooding up a group of mines. *Proceedings of the 5th International Mine Water Congress*, Nottingham, UK. Volume 1, pp 369 - 377.

ROSMAN, K.J.R., CHISHOLM, W., HONG, S.M., CANDELONE, J.P., & BOUTRON, C.F., 1997, Lead from Carthaginian and Roman Spanish mines isotopically identified in Greenland ice dated from 600 BC to 300 AD. *Environmental Science and Technology*, 31, pp 3413 - 3416.

SCHALSCHA, E., AHUMADA, I., 1998, Heavy metals in rivers and soils of central Chile. *Water Science and Technology*, 37, pp 251 - 255.

RUIZ, F., GONZÁLEZ REGALADO, M.L., BORREGO, J., MORALES, J.A., PENDÓN, J.G., & MUÑOZ, J.M., 1998, Stratigraphic sequence, elemental concentrations and heavy metal pollution in Holocene sediments from the Tinto-Odiel estuary, southwestern Spain. *Environmental Geology*, 34, pp 270 - 278.

SÁNCHEZ, J., VAQUERO, M.C., & LEGORBURU, I., 1994, Metal pollution from old lead-zinc mine works - biota and sediment from Oiartzun-Valle. *Environmental Technology*, 15, pp 1069 - 1076.

SÁNCHEZ, J., MARINO, N., VAQUERO, M.C., ANSORENA, J., & LEGORBURU, I., 1998, Metal pollution by old lead-zinc mines in Urumea river valley (Basque Country, Spain). Soil, biota and sediment. *Water Air and Soil Pollution*, 107, pp 303 - 319.

SHERWOOD, J.M., 1997, *Modelling minewater flow and quality changes after coalfield closure*. Unpublished PhD Thesis, Department of Civil Engineering, University of Newcastle. 241pp.

SHERWOOD, J.M., & YOUNGER, P.L., 1997, Modelling groundwater rebound after coalfield closure. In Chilton, P.J., et al, (Editors), *Groundwater in the urban environment, Volume 1: Problems, processes and management*. (Proceedings of the XXVII Congress of the International Association of Hydrogeologists, Nottingham, UK, 21 - 27 September 1997). A.A. Balkema Publishers, Rotterdam. pp 165 - 170.

SPITZER, 1990, The health of Latin Americans exposed to polluted rivers - a triple blind observational study. *International Journal of Epidemiology*, 19, pp 1091 - 1099.

VEADO, M., PINTE, G., OLIVEIRA, A.H., & REVEL, G., 1997, Application of instrumental neutron activation analysis and inductively coupled plasma mass spectrometry to studying the river pollution in the State of Minas Gerais. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 217, pp 101 - 106.

VEIGA, M.M., & MEECH, J.A., 1995, Gold mining activities in the Amazon - clean-up techniques and remedial procedures for mercury pollution. *Ambio*, 24, pp 371 - 375.

WEISSBERG, I., 1991, Characterization of hydrological and hydrochemical cycles as a tool for evaluation of environmental impact of mining in Serra-dos-Carajas, Amazonia, Brazil. *Water Science and Technology*, 24, pp 117 - 126.

WOLKERSDORFER, C., 1994, Changes in mine water hydrology during flooding of an abandoned uranium mine in the Erzgebirge, Saxonia, Germany. *Proceedings of the 5th International Mine Water Congress*, Nottingham, UK. Volume 1, pp 43 - 55.

WOOD, S.C., YOUNGER, P.L., & ROBINS, N.S., 1999, Long-term changes in the quality of polluted minewater discharges from abandoned underground coal workings in Scotland. *Quarterly Journal of Engineering Geology*, 32, pp 69 - 79.

WRAY, D.S., 1998, The impact of unconfined mine tailings and anthropogenic pollution on a semi-arid environment - an initial study of the Rodaquilar mining district, south east Spain. *Environmental Geochemistry and Health*, 20, pp 29 - 38.

YOUNGER, P.L., 1993, Possible Environmental Impact of the Closure of Two Collieries in County Durham. *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*, 7, 521 - 531.

YOUNGER, P.L., 1994, Minewater pollution: The revenge of Old King Coal. *Geoscientist*, 4, (5), pp 6 - 8.

YOUNGER, P.L., 1995, Hydrogeochemistry of minewaters flowing from abandoned coal workings in the Durham coalfield. *Quarterly Journal of Engineering Geology*, 28, (4), pp S101 - S113.

YOUNGER, P.L., 1997a, The longevity of minewater pollution: a basis for decision-making. *Science of the Total Environment*, 194/195, pp 457 - 466.

YOUNGER, P.L., (EDITOR), 1997b, *Minewater Treatment Using Wetlands*. Proceedings of a National Conference held 5th September 1997, at the University of Newcastle, UK. Chartered Institution of Water and Environmental Management, London. 189pp.

YOUNGER, P.L., 1997c, Report On A Technical Visit To Mining Districts Of The Rio Das Velhas Basin, Minas Gerais, Brasil, June 17 - 27 1997. Report prepared for Montgomery Watson Ltd and ESSE Engenharia e Consultoria Ltda. World Bank Project: "Prosam Rio Das Velhas". NUWATER Consulting Services Ltd, University of Newcastle Upon Tyne. July 1st 1997, 10pp.

YOUNGER, P.L., 1998a, Hydrological consequences of the abandonment of regional mine dewatering schemes in the UK. In Arnell, H., and Griffin, J., (Editors), *Hydrology in a Changing Environment*. Poster Papers and Index, International Symposium organised by the British Hydrological Society, 6th - 10th July 1998, Exeter, UK). British Hydrological Society Occasional Paper No 9, pp. 80 - 82.

YOUNGER, P.L., 1998b, Coalfield abandonment: geochemical processes and hydrochemical products. In Nicholson, K., *Energy and the environment. Geochemistry of fossil, nuclear and renewable resources*. Society for Environmental Geochemistry and Health. McGregor Science, Aberdeenshire pp 1 - 24.

YOUNGER, P.L., 1999, Mine water pollution in Scotland: nature, extent and preventative strategies. *Science of the Total Environment (en prensa)*.

YOUNGER, P.L., *en prensa*, A simple methodology for predicting gross temporal changes in contaminant concentrations in groundwaters of abandoned deep mines. *Journal of Contaminant Hydrology*

YOUNGER, P.L., & ADAMS, R., 1999, Predicting mine water rebound. *Environment Agency R&D Technical Report W179*. Bristol, UK. 108pp.

YOUNGER, P.L., & HARBOURNE, K.J., 1995, "To pump or not to pump": Cost-benefit analysis of future environmental management options for the abandoned Durham Coalfield. *Journal of the Chartered Institution of Water and Environmental Management*, 9, (4), pp 405 - 415.

YOUNGER, P.L., & J.M. SHERWOOD, 1993, The Cost of Decommissioning a Coalfield: Potential Environmental Problems in County Durham. *Mineral Planning*, 57, pp 26 - 29.

YOUNGER, P.L., BARBOUR, M.H., & SHERWOOD, J.M., 1995, Predicting the consequences of ceasing pumping from the Frances and Michael Collieries, Fife. In Black, A.R., and Johnson, R.C., (Editors), *Proceedings of the Fifth National Hydrology Symposium, British Hydrological Society*. Edinburgh, 4-7th September 1995. pp 2.25 - 2.33

LA PROTECCIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÁNEOS: UNA VISIÓN INTEGRADA, BASADA EN PERÍMETROS DE PROTECCIÓN DE POZOS Y VULNERABILIDAD DE ACUÍFEROS.

Por R. HIRATA (*) Y A. REBOUÇAS (**)

R E S U M E N

Una revisión de las estrategias de protección de la calidad de las aguas subterráneas en varios países revela la existencia de dos líneas básicas de acción, casi siempre independientes. Una de ellas se centra en el pozo o manantiales de abastecimiento público, estableciendo alrededor de la captación perímetros de protección (PPP), los cuales son determinados a partir del tiempo de tránsito, la distancia de la fuente, o del comportamiento hidráulico del acuífero. La otra línea es más amplia, dirigida al acuífero, y establece una cartografía de vulnerabilidad a la contaminación en correspondencia a la importancia social y económica del recurso. En el presente trabajo, basados en la conjugación de estos conceptos y en la administración del uso de la tierra, a través de restricciones de ocupación territorial, se presentan y discuten metodologías que posibilitan el desarrollo de estrategias para la protección integral de acuíferos.

Fueron analizados 19 métodos diferentes de mapas de la vulnerabilidad y de riesgos de contaminación de acuíferos y nueve técnicas para la delimitación de PPP. La sensibilidad de cada uno fue evaluada en atención a las características de los acuíferos (efectos de la heterogeneidad, anisotropía, hidráulica, geometría y litología del acuífero y del acuitardo, recarga, porosidad y degradación de contaminantes) para diversas clases de sustancias químicas. Además, fueron considerados dentro de la investigación, tanto los grados de información y de dificultad de su obtención, como el nivel de operatividad.

Los PPP resultan más eficientes en acuíferos simples, homogéneos e isotrópicos y en pequeñas áreas (típicamente a escala más grandes que 1:50.000). En las áreas que presentan una gran densidad de pozos, explotados de forma irregular, se dificulta su trazado. La estrategia de mapas de vulnerabilidad presenta los mejores resultados en grandes áreas (típicamente a escala 1:50.000 o menor), con el análisis de un número relativamente alto de actividades antrópicas y la existencia de un reducido nivel de información, o de un grado elevado de complejidad geológica. Esta técnica resulta más adecuada en la planificación del uso y ocupación del suelo y en el establecimiento de prioridades de acción para la protección del recurso basado en el reconocimiento de áreas o actividades de mayor peligro de degradación de acuíferos.

Palabras clave: Vulnerabilidad de acuíferos; Perímetro de protección de pozo; Gestión del recurso hídrico; Aguas subterráneas; Contaminación.

A B S T R A C T

An analysis of groundwater quality protection programs in many countries reveals two lines of action, which are applied nearly always independently. One focus is on water supply wells, by establishing wellhead protection areas (WHPA). The second approach controls the land use in relation to aquifer vulnerability properties and the recognition of the importance of groundwater for a specific location. The WHPA is normally defined from horizontal flow time, horizontal distance from wells and proportion of recharge area.

(*) Profesor del Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo e investigador del Centro de Pesquisas de Águas Subterráneas (CEPAS-USP), São Paulo, Brasil.

(**) Coordinador de Ciências Ambientales del Instituto de Estudos Avançados de la Universidade de São Paulo (IEA-USP) e investigador del Centro de Pesquisa de Águas Subterráneas (CEPAS-USP), São Paulo, Brasil.

The objective of this paper is to present technical tools that permit the development of groundwater protection programs based on these techniques and on control of land occupation. Both techniques were evaluated regards to their limitations, applicability and especially their feasibility for protection of aquifers in Ibero-America.

This paper analyzed 19 different methods of vulnerability cartography of aquifer contamination and 9 WHPA techniques. The sensitivity of these approaches was evaluated in relation to the characteristics of saturated and unsaturated zones (effects of heterogeneity, anisotropy, geometry, lithology of aquifers and aquitards, regional gradient, transmissivity, effective porosity).

WHPA are more efficient in simple, homogeneous and isotropic aquifers. This technique is more suited to areas with a low density of wells that have a constant rate of groundwater withdrawal. The vulnerability map methodology is more useful in cases involving large areas, with a relatively high number of groundwater contamination potential activities and low hydrogeological information. The same result is obtained in areas of complex geology. This technique is more adequate to land planning or to evaluate the groundwater pollution risk.

Key words: Aquifer vulnerability; Wellhead protection area; Groundwater protection policy; Groundwater; Aquifer pollution.

INTRODUCCIÓN

La importancia de las aguas subterráneas, tanto para el abastecimiento público como para el privado, es incuestionable. En el continente iberoamericano, fue estimado que en 1987 más de 100 millones de personas utilizaban este recurso. El número que crece cada día, como consecuencia de la rápida urbanización y de la expansión económica que experimentan los países de la Región, así como de las relativas ventajas que presenta el uso de este recurso con relación al de las aguas superficiales.

Pero, si bien es absolutamente real la importancia que tienen las aguas subterráneas, la misma no es tomada muchas veces en consideración para el mantenimiento de su calidad natural. Pocos países del continente poseen algún tipo de política que asegure la protección de ese recurso contra la contaminación y la sobreexplotación, lo cual resulta agravado por el hecho de que en un acuífero seriamente contaminado nunca más podrá ser restablecida su calidad natural.

Sobre la base de esta realidad, se deriva la necesidad de que los países del continente inicien un programa sistemático de protección de acuíferos, pues de no hacerse así puede ser inminente la pérdida del recurso y de las inversiones hechas en el mismo. Para esto debe tenerse muy en cuenta que para una administración ambientalmente segura de las aguas subterráneas, la mejor práctica es proteger el recurso antes de su contaminación.

Los países de Norteamérica y de Europa tienden a optar por la creación de programas de protección de las aguas subterráneas ante la contaminación antrópica basados en el establecimiento del *perímetro de protección de pozos* (PPP, *Wellhead Protection Areas*), o en la *cartografía de la vulnerabilidad de los acuíferos*. El primero, que tiene como centro del estudio el pozo de abastecimiento, presenta como su principal objetivo el establecimiento de una zona alrededor del mismo, mientras que en el segundo, más amplio, se debe definir la susceptibilidad del acuífero a la contaminación a través de mapas de vulnerabilidad, así como mediante la determinación de la importancia del acuífero para el abastecimiento público o privado.

Tanto una técnica como la otra presentan restricciones para una real protección del recurso hídrico subterráneo. Algunas de las mayores restricciones de la técnica del PPP son las incertidumbres y dificultades objetivas para la obtención de datos confiables de la dinámica de los acuíferos. La cartografía de la vulnerabilidad, aunque mucho más flexible, no presenta la exactitud necesaria para establecer una protección efectiva de los puntos de captación. Por lo tanto, una posible estrategia debe hacer uso coordinado de los dos mecanismos, tomando también en consideración el control de la ocupación territorial. En el presente trabajo, luego de un análisis crítico destinado al establecimiento de las limitaciones y ventajas de cada una, se presentan algunas estrategias que permiten el uso conjunto de estas técnicas, siempre bajo la óptica de una apli-

cación dentro de la realidad del continente iberoamericano.

CARTOGRAFÍA DE VULNERABILIDAD DE ACUÍFEROS

El concepto de vulnerabilidad de acuíferos, aplicado a la contaminación antrópica, es una de las vías más adecuadas para encarar la preservación de la calidad de los recursos hídricos subterráneos. Establecer una actividad humana en función de la capacidad del medio de soportarla, o sea, en cuanto se puede atenuar la carga contaminante, es tener una comprensión de las características naturales del terreno para realizar una ocupación ambientalmente responsable.

La vulnerabilidad de un acuífero puede ser determinada bajo varios aspectos. Muy a pesar de que sea comúnmente asociada a la susceptibilidad de un determinado acuífero o parte de un acuífero a ser degradado por una cierta actividad antrópica, su empleo se diversifica en atención al contexto donde se inserte.

Algunos profesionales entienden que un acuífero vulnerable es aquel en el que la población hace o hará un uso intenso como fuente de agua potable. La vulnerabilidad, vista así, no se disociaría del concepto de recurso, y los diferentes grados de vulnerabilidad serían definidos sobre la base de la disponibilidad de fuentes alternativas y mediante el análisis de los costos sociales y económicos inherentes a los programas de tratamiento del acuífero y a la búsqueda de fuentes alternativas.

Desde el punto de vista científico-técnico, la vulnerabilidad es función de las características hidrogeológicas y geoquímicas. De esta forma, aquellos acuíferos que posean mecanismos hidráulicos o físico-químicos que atenúen una carga contaminante antrópica pueden ser clasificados como de baja vulnerabilidad. Resulta importante destacar que este concepto se asocia a la degradación de las aguas para un determinado uso y no solamente a las alteraciones de sus cualidades naturales.

Una tercera línea, resultante de estas dos primeras, ha sido presentada por otros autores

(USEPA, 1984 in CANTER et al., 1987). Los acuíferos norteamericanos, por ejemplo, son agrupados en tres clases de vulnerabilidad, donde la definición de cada una se encuentra asociada a las características hidráulicas, la dificultad de sustitución por fuentes alternativas y a las propiedades ecológicas vitales que desempeñan, tal como el mantenimiento del nivel de base de sistemas biológicos frágiles (CANTER et al., 1987).

Métodos para la determinación de la vulnerabilidad de las aguas subterráneas

Aunque la vulnerabilidad del acuífero es un concepto de fácil comprensión, no ocurre lo mismo con su aplicación práctica. Para que su cartografía sea factible, la complejidad geológica obliga a la simplificación de algunos parámetros hidráulicos y físico-químicos. El cuadro 1 indica cuales son los datos idealmente requeridos y sus principales expresiones matemáticas, mostrándose además los datos normalmente disponibles mediante los estudios detallados, así como por las generalizaciones al nivel de *reconocimiento de campo* (escala < 1:50.000). Como puede notarse, algunos parámetros son función del tipo de contaminante, tal como el *coeficiente de distribución* K_d y el *coeficiente de decaimiento* (degradación biológica o radioactiva). Eso hace que un método que realmente pueda describir la vulnerabilidad de un acuífero tenga que ser específico para cada tipo de contaminante.

La cartografía de la vulnerabilidad de acuíferos debe analizar las características de la zona no saturada que: 1) modifiquen el tiempo de llegada de contaminantes al acuífero (*geometría del acuífero*: tipo de acuífero, recarga-descarga y distancia del nivel de agua; *advección y retardo*); y 2) reduzcan la concentración del contaminante (*dispersión y degradación*). Los contaminantes deben ser analizados según su persistencia, movilidad y toxicidad.

Una excelente evaluación de métodos y conceptos de vulnerabilidad fue hecha por VRBA & ZAPOROZEC (1994).

HIRATA (1994) ha concluido que la geometría del acuífero es el principal factor para la cartografía de la vulnerabilidad, independientemente del

EXPREION MATEMÁTICA DEL EFECTO	INFORMACIÓN IDEALMENTE REQUERIDA	DATOS DISPONIBLES EN ESTUDIO DE DETALLE	DATOS DISPONIBLES EN ESTUDIOS REGIONALES	
$V = \frac{Q}{x}$ $D_x = \frac{Q_x}{a^2} + D_y = \frac{Q_y}{b^2} + D_z = \frac{Q_z}{c^2}$ $D_x = a \cdot L \cdot V + Dm$	Condición de borde de geometría del acuífero (recarga/descarga) Profundidad del agua subterránea	Tipo de acuífero (descarga/recarga) Profundidad de la zona subterránea	Tipo de acuífero (descarga/recarga) Profundidad de la zona subterránea	
	Conductividad hidráulica Humedad de la zona no saturada Porosidad efectiva Gradiente hidráulico	Roca y suelo (textura, estructura, orientación) Clima Litología Forma de disposición del contaminante	Roca y suelo Grado de fisuración y consolidación	Roca y suelo Grado de fisuración y consolidación
	Heterogeneidad de la velocidad (dispersividad y dispersión)	Variación litológica Variación de la porosidad	Distribución espacial de las litologías	Distribución espacial de las litologías
$Rf = \frac{(1 + Kd) \cdot n}{n} = [1 + Kd] \cdot \frac{(1-n)}{n}$ (equilibrio de sorción lineal)	Kd (coeficiente de distribución) Koc, Kow Póndus de adsorción global	Litología pH y Eh (redox)	Roca y suelo Movilidad y persistencia del contaminante (clase de contaminante) % materia orgánica % de arcilla y óxidos	
$\frac{Rf}{Kd} = -KC$ $C = C_0 \exp(-Kt)$ $K = K_d + K_{ads}$	Coeficiente de decaimiento del contaminante $K = 0,693T$ (generalmente primer orden) T (es la media vida del contaminante)	Litología pH Eh (redox) Contaminante Solubilidad(?)	Roca y suelo Persistencia del contaminante (clase de contaminante)	

Cuadro 1. Parámetros idealmente requeridos y datos comúnmente disponibles para la caracterización de la vulnerabilidad de un acuífero (HIRATA, 1994).

contaminante relacionado. Las zonas de descarga próximas a los ríos, por ejemplo, permiten la dispersión del penacho contaminante, por la concentración de diferentes tubos de flujo, y podrían ser utilizadas para atenuar la acción de contaminantes muy persistentes, móviles y en bajas concentraciones. Otra situación resulta ser el bombeo de acuíferos multicapa donde la concentración de contaminantes no es homogénea. En estos, la explotación selectiva de los diferentes niveles puede permitir extracciones de aguas con concentraciones aceptables, dependiendo de la toxicidad de los compuestos.

Para sustancias poco persistentes y poco móviles (microorganismos patogénicos, por ejemplo) el tiempo de llegada al acuífero es un factor importante. Para esos compuestos, la advección y el retardo son elementos claves para la definición de la vulnerabilidad. Por lo contrario, para compuestos muy persistentes y móviles (sales inorgánicas, por ejemplo), tales parámetros resultan poco significativos, ya que la contaminación del acuífero será función del tiempo. Con relación a estos compuestos, la dispersión puede jugar un papel importante en una cartografía de la vulnerabilidad, sobretodo asociado a las áreas de

recarga, aunque de difícil estimación. En algunos casos, una cartografía de la vulnerabilidad para compuestos persistentes y móviles tiene poco significado práctico (FOSTER 1987), una vez que la contaminación ocurrirá y dependerá solamente del tiempo.

Muchos compuestos presentan un comportamiento variable, en función de las características físico-químicas del medio. La desnitrificación o la movilidad de metales pesados pueden servir de ejemplo. Lamentablemente, una cartografía que destaque estos parámetros resulta extremadamente difícil, debido a la falta de datos.

Autores como SELLER & CANTER (1980), LE GRAND (1983) y CARTER et al. (1987) han sugerido el desarrollo de varios mapas de vulnerabilidad para determinados contaminantes, presentados en forma de atlas. Aunque este procedimiento puede encarecer los trabajos, y de cierta forma dificultar la interpretación ambiental, sus resultados tienen mejor significado desde el punto de vista científico-técnico. Otra aproximación sería el desarrollo de métodos que analicen solamente un tipo de actividad contaminante (como por ejemplo, tanques de combustible enterrados).

Tal procedimiento, sin embargo, tropieza generalmente con la inexistencia de informaciones y/o datos adecuados. Consecuentemente, otros autores (ALBINET & MARGAT, 1970; HAERTLÉ, 1983; ALLER et al., 1987; FOSTER & HIRATA, 1988; HIRATA et al., 1991) han sugerido el uso de sistemas menos refinados y más generales, tal como la construcción de un mapa de la vulnerabilidad universal, es decir, para todos los contaminantes.

El cuadro 2 muestra los diferentes métodos de cartografía de la vulnerabilidad de acuíferos, describiendo sus objetivos principales y los parámetros a determinar.

Para representar la posible complejidad, algunos autores han incluido varios parámetros en sus métodos (HAGERTY, et al., 1973; PHILLIPS, et al., 1977; KULF et al., 1980), que reunidos muchas veces bajo la forma de multiplicación o de adición, pierden su significado físico. La utilización de muchos factores, sumando o multiplicando la incertidumbre en la información, hacen que la

MÉTODO	EVALUACIÓN DE	FACTORES	REFERENCIA
SURFACE IMPOUNDMENT ASSESSMENT	sistemas de disposición de aguas servidas	zona no saturada importancia del recurso calidad de aguas subterráneas peligrosidad del material	LE GRAND (1964)
LANDFILL SITE RANTING (método Le Grand-Brown)	rellenos sanitarios nuevos y en operación	distancia relleno y pozos profundidad del agua gradiente del acuífero	LE GRAND (1983)
SITE RANKING SYSTEM	disposición de productos químicos, nuevos y en operación	suelo, caract. hídrica, sorción y tapo-namiento químico hidrodinámica del acuífero aire población próxima	HAGERTY et al. (1973)
POLUIÇÃO DOS LENÇÓIS ACUÍFEROS	vulnerabilidad general	geología (litología y estructura)	TALTASSE (1972)
WASTE-SOIL INTERACTION MATRIX	disposición de residuos sólidos y líquidos y nuevas industrias	efectos en la salud característica producto químico comportamiento del producto capacidad del suelo de atenuación hidrogeología característica del lugar	PHILIPS et al. (1977)
SITE RANTING METHODOLOGY	disposición de residuos sólidos y líquidos y nuevas industrias	receptor-población/uso del agua/uso local/degradación ambiental caminos-nivel y tipo de contaminación; profundidad agua; pluviometría; permeabilidad suelo característica del residuo-toxicidad, persistencia práctica manejo/operación	KULFS et al (1980)
TPE	áreas de riesgo de contaminación	velocidad del agua subterránea porcentaje de arcilla actividad potencialmente contaminante exploración de los acuíferos	SILVA et al. (1980)
HAZARD RANKING SYSTEM	áreas prioritarias para acción de remediación del acuífero	migración-característica del medio y residuo; cantidad de producto; población existente próxima explosión y fuego contacto directo	CALDWELL et al. (1981)
MAPA DE VULNERABILIADE	vulnerabilidad general	características litológicas área de recarga y descarga	DUARTE (1980)
BRINE DISPOSAL METHODOLOGY	aguas de formación en campos de petróleo y gas	método de disposición volumen geología densidad de pozos de petróleo proximidad de pozos de agua	WESTERN MICHIGAN UNIVERSITY (1981)
PESTICIDE INDEX	pesticidas en uso normal	característica físico-química del pesticida clima perfil del suelo cosecha	RAO et al. (1985)
DRASTIC	vulnerabilidad general	D profundidad del agua R recarga neta A medio acuífero S suelo T topografía I impacto en el acuífero C conductividad hidráulica	ALLER et al. (1985)
GOD	vulnerabilidad general	G tipo de acuífero O litología zona vadosa D profundidad del agua	FOSTER & HIRATA (1988)
GROUNDWATER VULNERABILITY MAP FOR NITRATE	Vulnerabilidad al nitrato en la actividad agrícola	tipo de suelo características litológicas del acuífero	PALMER (1988)
POTENTIAL WASTE SITES (PWDS)	Disposición de residuos sólidos	vulnerabilidad confinamiento del acuífero proximidad de fuentes tipo y cantidad contaminante velocidad zona saturada percolación	BGS (sin date)
(Sin nombre)	Vulnerabilidad general, basado en la teoría del flujo-pistón	conductividad hidráulica zona no saturada profundidad del agua subterránea humedad del suelo recarga real	Marcolongo & Pretto (1987)
SINTACS	Vulnerabilidad general	(S) profundidad del agua (I) recarga neta (N) zona no saturada (T) topografía (A) medio acuífero (C) conductividad hidráulica (S) suelo	CIVITA et al. (1990)
(Sin nombre)	Vulnerabilidad general	característica litológica y de permeabilidad de acuíferos. profundidad del agua	ADAMS & FOSTER (1992)
RIESGO POR SISTEMAS DE SANEAMIENTO IN SITU	Evaluar áreas de mayor riesgo por sistemas de saneamiento in situ	vulnerabilidad (GOD) densidad población análisis indicadores físico-químicos (conductividad eléctrica)	FERREIRA & HIRATA (1993)

Algunos de los métodos descritos utilizan el concepto de vulnerabilidad como parte de sus analisis

Cuadro 2. Principales métodos para la determinación de la vulnerabilidad y del riesgo de contaminación de acuíferos.

posibilidad de error sea elevada. En otras ocasiones, los métodos requieren informaciones detalladas de pocos puntos, olvidándose que la variación espacial de los parámetros es mucho más importante.

De esta forma se puede entender que los métodos cartográficos de la vulnerabilidad resultan más eficaces cuando se cubre una gran área, analizando un número relativamente grande de actividades potencialmente contaminantes y un reducido nivel de información, o también en áreas donde la complejidad geológica resulta muy alta.

Una gran ventaja de los métodos de vulnerabilidad es que en muchos de ellos se pueden utilizar datos cualitativos, permitiéndose así el trabajo con intervalos de valores bastante amplios, al contrario de lo que sucede con las técnicas computacionales. El uso de la probabilidad estadística en la determinación de los parámetros que afectan el transporte de contaminantes y la determinación del impacto de degradación ambiental ha sido introducida en los modelos matemáticos de simulación, posibilitando flexibilizar los valores absolutos que antes eran usados (técnica de Monte Carlo, por ejemplo). Sin embargo esas técnicas solamente pueden ser aplicadas donde ya existe un conocimiento detallado de la hidráulica del acuífero, limitando esto su alcance práctico (FOSTER et al., 1992). Por otro lado, la flexibilidad puede acarrear que muchos métodos de determinación de la vulnerabilidad tengan poca objetividad, al ser función de la experiencia del hidrogeólogo, de difícil reproductividad.

HIRATA (1993) entiende que, en muchos casos, un inventario de las actividades contaminantes, acompañado de una definición clara de los compuestos químicos implicados, los procesos desarrollados y las formas de distribución de las materias primas y los residuos, se vuelve más importante que la propia determinación de la vulnerabilidad dentro de un estudio de peligro de contaminación de acuíferos.

PERÍMETROS DE PROTECCIÓN DE LOS POZOS

Restringir el uso del terreno que circunda a una fuente de captación de aguas subterráneas es

una de las formas más antiguas de protegerla contra una contaminación indeseada. Las primeras experiencias en este sentido ocurrieron en Europa, en el siglo pasado. Algunos trabajos científicos, pertenecientes a la década de 1930, ya establecen que los pozos deben estar alejados de fuentes potenciales de contaminación, a una distancia que permita que el agua subterránea tenga un tiempo de tránsito superior a los 50 días, para la erradicación de microorganismos patogénicos. Los perímetros de protección de pozos (PPP) fueron aplicados inicialmente en algunos países europeos. En los EUA, solamente en 1986, con la promulgación de la *Safe Drinking Water Act* (SDWA), se estableció de forma oficial el uso del PPP en todos los estados norteamericanos. En la actualidad el PPP resulta la técnica de protección de acuíferos más utilizada en todo el mundo.

El cuadro 3 describe 9 métodos diferentes de PPP. El cuadro 4 muestra los datos requeridos normalmente, así como la complejidad de la información y recomendaciones de uso para distintos medios acuíferos, en zonificación con uso de PPP

Problemas e incertidumbres en el trazado de perímetros de protección de pozos

La delimitación del PPP es el resultado, en última instancia, de la definición de la zona de captura del pozo (ZOC), o sea el área correspondiente por la contribución directa del pozo o manantial. El PPP se diferencia de la ZOC por ser un instrumento político. La ZOC es función última de las condicionantes hidrogeológicas y de los caudales de bombeo de los pozos o manantiales protegidos. Varios trabajos discuten la sensibilidad de los métodos para su trazado, sobre todo, en el sentido de las dificultades que puede causar la heterogeneidad de los acuíferos, sumada a la falta de información precisa. Entre estos autores se destacan: CLEARY (1992), quien discute las influencias del gradiente regional, la transmisividad, la anisotropía y la heterogeneidad de la conductividad hidráulica, la recarga inducida de los ríos y la porosidad efectiva. LEARNER (1992) detalla los efectos de la recarga por lluvias en las dimensiones de los PPP trazados en acuíferos libres y en condiciones de contornos peculiares. NRA (1991) y ADAMS et al. (en imprenta) definen las dificultades operativas asociadas a estos

MÉTODO	DESCRIPCIÓN	VENTAJAS	DESVENTAJAS
Radio Fijo Arbitrario	áreas circulares, de radios fijos, definidas por hidrogeólogo experimentado	Rápido, sencillo, bajo costo. Fácil convencimiento del público común	no incorpora condiciones hidrogeológicas. Grandes errores.
Radio Fijo Calculado	áreas circulares, radio definido en función del volumen extraído del pozo de un cilindro, con porosidad establecida.	Rápido, sencillo, bajo costo	no incorpora condiciones hidrogeológicas. Poco flexible. Muchas veces genera áreas superestimadas.
Cartografía de la Vulnerabilidad	basado en mapas hidrogeológicos y de suelos. Áreas más frágiles	Bastante flexible, usado en condiciones geológicas complejas	no delinea una zona de captura específica. Resultados subjetivos.
Cartografía de Sistemas de Flujo	áreas definidas por los mapeos de las condiciones de borde del acuífero (divisores de drenaje, acuitardos) y del flujo del acuífero (superficie potenciométrica)	Flexible y barato. Puede aprovechar muchos datos existentes	asume flujo uniforme bidimensional. Puede generar PPP grandes se utilizado solo. Depende de datos de potenciometría precisos
Flujo Uniforme Analítico	área definida con ecuación analítica de flujo uniforme (Todd 1980) a partir del mapeo de flujo del acuífero	Simple, permite delinear una zona de captura. Bastante robusto con relación a la incertidumbre de la información	asume flujo uniforme y bidimensional, ignorando recarga y hetero/anisotropía. Depende de potenciometría precisa
Formato Simple Variable	Combinación del método de flujo uniforme, tiempo de tránsito y radio fijo calculado. Un hidrogeólogo define el formato que es aplicado sobre un pozo	Simple y barato. El mejor de los métodos de formato preestablecidos	no funciona en acuífero heterogéneo y donde acuíferos tengan características muy distintas. Método poco flexible
Sistemas de Flujo con Ecuación del Tiempo de Tránsito	Combinación del método de flujo uniforme con ley de Darcy para cálculo de advección	Usa conceptos de degradación del contaminante. Puede ser utilizado en conjunto con otros métodos	errores en la estimación de la porosidad efectiva y conductividad hidráulica pueden causar grandes distorsiones. Exige razonable nivel de datos
Aproximación de los Tiempos de Tránsito	basado en datos hidroquímicos e isotópicos para definir dirección y flujo, bien como edad de las aguas (tiempo de tránsito)	Puede ser usado en cualquiera de los medios. Utilizable con otras técnicas. Parte del concepto de tiempo de tránsito para la degradación de contaminantes	Interpretación de geoquímica precisa. Algunas veces resultados ambiguos. Requiere análisis y personal experto. Costos elevados
Numérico de Flujo y Transporte	modelación matemática	Cualquiera de los medio geológico, inclusive heterogéneos y anisotrópicos. Método de mayor precisión y acuidad. Existen muchos softwares disponibles comercialmente	necesita gran cantidad de información, expertos, es costoso.

Cuadro 3. Diferentes métodos para definir los perímetros de protección de pozos (basado en USEPA, 1988)

parámetros hidrogeológicos, mientras que FOSTER et al. (1988) discuten algunos problemas de la alta concentración de los perímetros de protección en áreas intensamente urbanizadas. Por su lado, USEPA (1991 a, b) discuten los PPP para situaciones de acuíferos fracturados y confinados, respectivamente.

Inciden en la delimitación de los PPP, los siguientes problemas:

- La aplicación de diferentes métodos ha dado como resultado diferentes trazados y formatos de los perímetros. USEPA (1991 a) evaluó varias metodologías en dos localidades de los EUA. No obstante que los formatos obtenidos para los PPP fueron similares, el tiempo de

tránsito resultante en el caso del modelo *Numérico* alcanzó hasta un orden mayor de magnitud en comparación al del método de *Flujo Uniforme*. El método de *Mapa de Flujo* dio áreas hasta un 100% mayores que el *Numérico* y hasta un 200% mayores en el caso del *Flujo Uniforme*. En la ciudad de São José dos Campos (SP, Brasil) HIRATA (1994) obtuvo resultados aún más distantes entre sí. Las dimensiones de los PPP para una misma área fueron: *Radio Fijo Calculado*: 24.887.425 m²; *Mapa de Flujo Analítico* mediante *Flujo Uniforme*: 2.521.948 m²; *Numérico-Flowpath*: 1.879.631 m². El autor identificó, entre otros problemas, el efecto de la recarga en la ZOC como uno de los factores responsables. Entre las tres técnicas nombradas, solamente el

	DATOS REQUERIDOS										NIVEL DE INFORMACIÓN	RECOMENDACIÓN		
	K	V	Q	n	i	B	S	R	C	G		poroso	fracturado	confinado
Radio Fijo Arbitrario											r Cr	RI	R	
Radio Fijo Calculado	X	X									r Cr	RI	PR	
Mapeo de Vulnerabilidad										X X	m Cm	R	R	
Mapeo de Flujo Analítico										X X	m Cm	R	R	
Formato Simple Variable		X								X X	r Cr	PR	R	
Tiempo de Tránsito										X X	e Ce	R	R	
Sist. Flujo + Ecuac.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X X	m Cr	R	PR	
Tiempo Tránsito	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X X	m Cr	R	PR	
Sist. Flujo + Ecuac.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X X	m Cr	R	PR	
Flujo Uniforme	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X X	e Ce	R	R	
Modelo Numérico	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X X	e Ce	R	R	

() no es requerido	R recomendable	Complejidad Tecnológica
(X) es requerido	PR poco recomendable	Cr Reducido
Nivel de Información	RI recomendable, en una primera aproximación	Cm Moderado
r reducido	NR no recomendable	Ca Elevado
m moderado		
e elevado		

K: conductividad hidráulica; v: velocidad del agua subterránea; Q: caudal del pozo; n: porosidad efectiva; i: gradiente hidráulico; b: espesor del acuífero; S: coeficiente de almacenamiento; R: recarga; C: geometría del acuífero; G: geología.

Cuadro 4. Datos normalmente necesarios para la definición de perímetros de protección de pozos (modificado de USEPA, 1991a)

numérico permitió el análisis de la recarga del acuífero.

- La anisotropía del medio, principalmente asociada a la conductividad hidráulica de las litologías. La obtención de datos confiables para esta variable es bastante difícil, causando muchas veces, cambios radicales en el formato de las áreas de captación en los pozos tubulares de bombeo.
- La heterogeneidad del medio, continuidad de los estratos permeables y menos permeables, grados de confinamiento y de fracturación del acuífero, así como el desconocimiento de la porosidad efectiva del acuífero y su distribución espacial. En la figura 1 se propone una guía para el trazado de perímetros en diferentes situaciones acuíferas.
- La influencia del descenso de otros pozos de bombeo en la región. El crecimiento sin una planificación adecuada, típico de las ciudades de Iberoamérica, acaba generando la construcción de varios pozos tubulares en una área dada. Muchas veces la red de pozos es tan densa que cualquier trazado de un PPP terminaría por abarcar todo el espacio urbano, impidiendo o dificultando su ocupación. Además, el régimen de bombeo de estas obras causaría deformaciones de los PPP de los pozos vecinos.

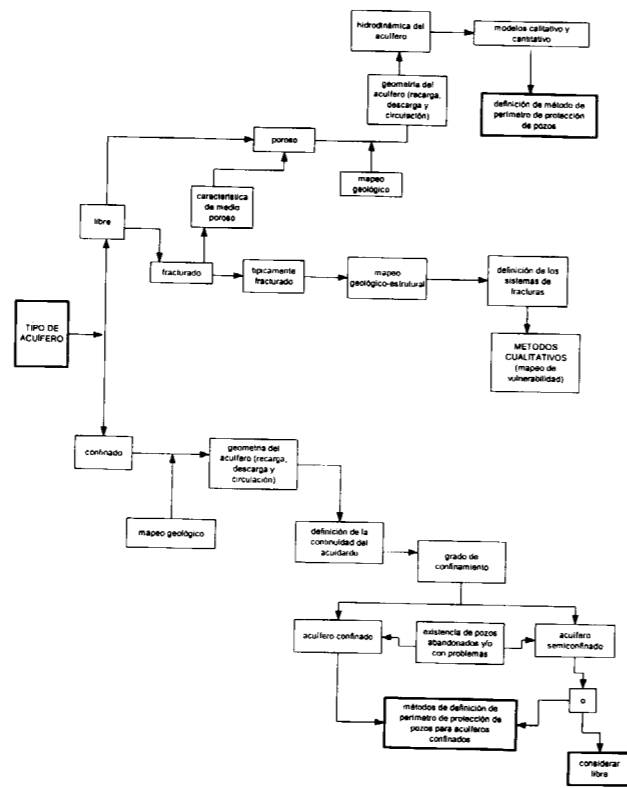


Figura 1. Delineación de perímetros de protección de pozos en diferentes situaciones hidrogeológicas

- La geometría del acuífero, presencia de barreras positivas y negativas y condiciones de contorno, como ríos y drenajes y sus relaciones con el acuífero.
- La estacionalidad de los niveles de agua y de las superficies potenciométricas, así como la ocurrencia de variaciones en la dirección del flujo en el acuífero durante el año.
- Desconocimiento de la capacidad asimilativa del acuífero. Normalmente, para la determinación de los perímetros de protección de pozos no se considera la capacidad de degradación del medio, ni tampoco la dispersión. Resulta generalizada entre los hidrogeólogos la idea de que esta es una visión más conservadora y que por lo tanto propicia una mejor protección del acuífero. No obstante, en dependencia de las concentraciones de los contaminantes en el acuífero, la dispersión puede ser la causante

de una reducción en el tiempo de llegada del penacho al pozo, en comparación a los resultados del cálculo solamente por la advección.

La técnica más precisa para la determinación del PPP es, sin duda alguna, el método *Numérico*. Su mayor limitación es la carencia de datos hidrogeológicos y los altos costos involucrados. Ante esto resulta recomendable que para una primera aproximación sea utilizado el método de *Cartografía de Flujo*, conjugado con el de *Flujo Uniforme*. En estudios realizados en el Estado de São Paulo (HIRATA, 1994), la *Cartografía de Flujo* fue el método que resultó más eficaz, ante la existencia de incertidumbres sobre la hidráulica del acuífero.

ESTRATEGIAS PARA LA PROTECCIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÁNEOS

Tanto la técnica del PPP como la de la cartografía de la vulnerabilidad de acuíferos deben estar insertadas dentro de un programa más amplio de protección de los recursos hídricos subterráneos. Este programa debe partir del reconocimiento de los acuíferos mediante el inventario de pozos y culminar en un programa de monitoreo cualitativo y cuantitativo que permita comprobar la efectividad de la estrategia adoptadas y suministrar más datos sobre el acuífero.

Por lo expuesto, tanto las técnicas del PPP como las de cartografía de la vulnerabilidad presentan limitaciones. Por lo tanto, se entiende que la actitud más realista y práctica sería la de integrar ambas líneas de procedimiento, mediante la aplicación de las siguientes directrices (Figura 2):

Áreas de futura ocupación territorial (fuentes futuras): definir una cartografía de acuíferos basada en métodos de vulnerabilidad de las aguas subterráneas a la contaminación antrópica. Con el establecimiento de las áreas más susceptibles resulta posible planificar qué actividades pueden ser desarrolladas en ellas, en el sentido de reducir tanto como sea posible las contaminaciones. En los casos de actividades de gran envergadura, se puede solicitar que los estudios de impacto ambiental pongan énfasis en las aguas subterráneas.

Áreas ya ocupadas (fuentes existentes): Para una evaluación general del acuífero, cartografiar su vulnerabilidad natural, determinando las áreas de mayor susceptibilidad a la contaminación antrópica. Paralelamente o en áreas de mayor vulnerabilidad, asociadas o no a fuentes potenciales de contaminación, mediante inventario de pozos, establecer cuales son los de mayor importancia dentro del área (pozos o manantiales municipales o colectivos). En aquellos de mayor significado, definir los PPP por medio del uso de la metodología más adecuada, en atención a la densidad de la información disponible y la complejidad geológica del área. A través de la interacción entre la carga contaminante potencial existente con esta zonificación del terreno y el establecimiento de PPP o de una cartografía de vulnerabilidad de acuíferos, definir zonas o actividades de mayor peligro de contaminación de acuíferos. Este procedimiento permite que haya una priorización de las acciones por parte del poder público en el control y la vigilancia ambientales, destacando aquellas actividades donde se deben desarrollar los trabajos detallados, incluyendo el monitoreo y control de actividades (Figura 3). La carga contaminante podrá ser clasificada utilizándose metodologías como la de FOSTER & HIRATA (1988). Este método hace uso de un número restringido de datos confiables, claros, y basados en una caracterización de los volúmenes de líquidos generados por la actividad (carga hidráulica), una aproximación a las sustancias contaminantes implicadas y la forma de distribución/deposición de los efluentes líquidos y los residuos sólidos. Una fuente potencial de contaminación importante son las áreas industriales abandonadas y antiguos depósitos y bodegas de materiales peligrosos. En economías de rápido crecimiento, como sucede en Iberoamérica, muchas de estas áreas serán luego utilizadas para otros fines (escuelas, tiendas, restaurantes, etc.), sin estudios de los riesgos de exposición o contaminación del medio ambiente o del hombre.

Áreas ya contaminadas (fuentes heredadas): identificar la importancia del acuífero contaminado con relación al tipo de usuario y la naturaleza de la demanda (futura o presente), la extensión del problema, la calidad natural de las aguas y la productividad del acuífero. Establecer cual es el riesgo, o sea el análisis de los posibles efectos

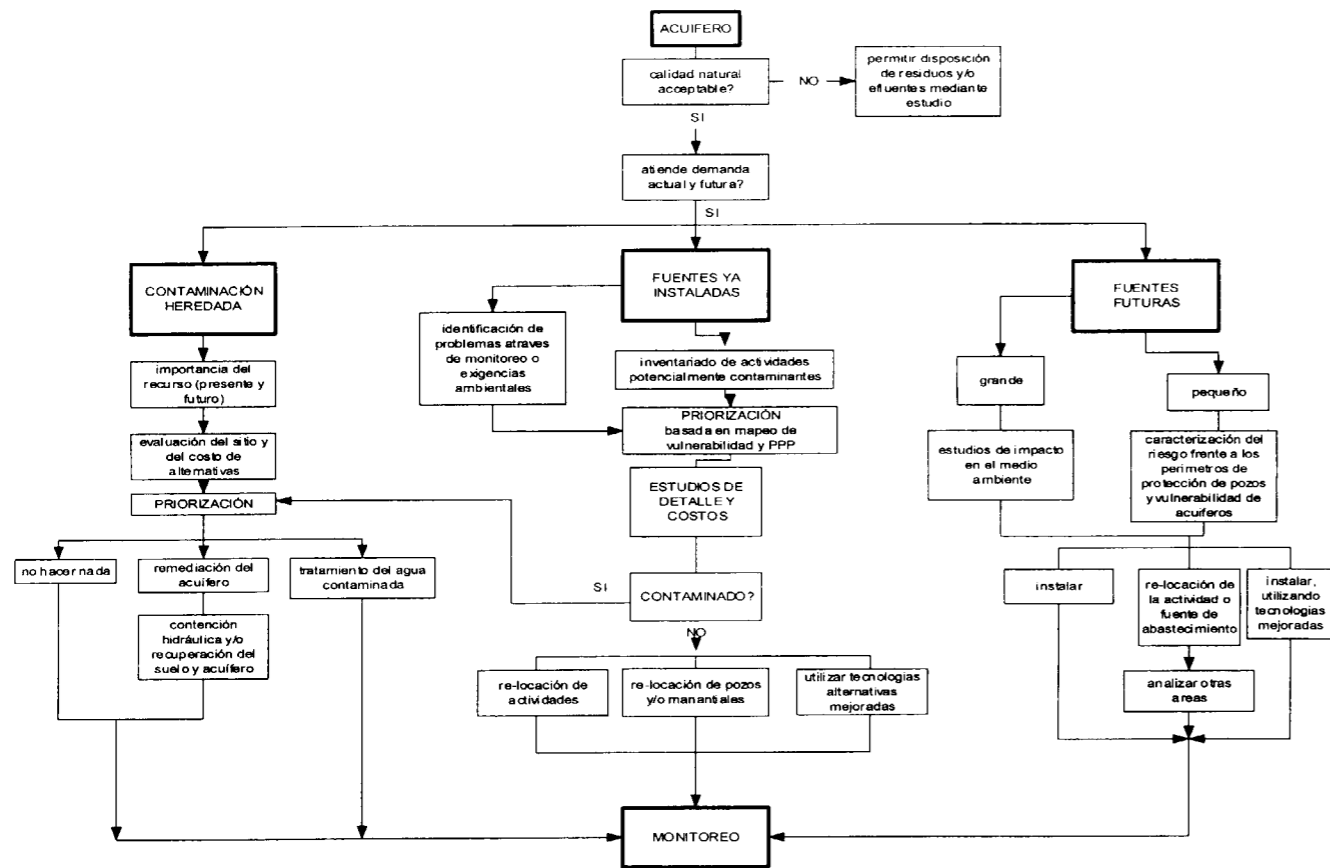


Figura 2. Estrategias de protección del recurso hídrico subterráneo ante problemas de contaminación por fuentes antrópicas

en la salud de individuos o poblaciones, debido a la ingestión y/o contacto con aguas contaminadas. Ese tipo de evaluación de riesgos ha sido utilizado por la USEPA en el análisis de las posibles acciones a desarrollar ante problemas existentes en la contaminación de acuíferos. Normalmente, en la remediación siempre se debe considerar que el índice, con nivel de confianza del 95% en la curva de probabilidades, superará los 1×10^{-4} casos de problemas en la salud humana. Cuando el valor esté entre el anterior y el 1×10^{-6} , deben efectuarse evaluaciones de costo-beneficio e incertidumbres. Por debajo de este último valor se considera que el Estado no tiene responsabilidad por los casos adicionales de enfermedades que ocurran (BUSMASTER & LEARH, 1991).

Áreas para nuevas captaciones de agua: priorizar el inventario de las actividades potencialmente

contaminantes ya existentes y trazar *perímetros potenciales de impacto (PPI)* de cada actividad (concepto análogo, pero inverso a los ZOC, con el uso de las mismas técnicas). Evaluar si las áreas que están fuera de estos PPI suplen las necesidades de agua del usuario. En caso necesario, evaluar el costo-beneficio de la reubicación de actividad.

El establecimiento de los PPP resulta particularmente difícil en acuíferos heterogéneos y anisotrópicos, tales como los desarrollados en rocas fracturadas, o karsificadas, o en complejos ambientes de sedimentación. De la misma forma, los acuíferos explotados mediante un considerable número de pozos en régimen variable de bombeo, en áreas de notable crecimiento urbano, vuelven la aplicación de los PPP bastante dificultosa, exigiendo costosas inversiones para

		VULNERABILIDAD DE ACUIFERO			PERÍMETRO DE PROTECCIÓN DE POZO			
		BAJA	MOD	ALTA	IV	III	II	I
CARGA CONTAMINANTE	RED	3	3	2	3	3		
	INTER	2	2		3	2		
	ELE	2			2	1		
		PRIORIZACIÓN			PRIORIZACIÓN			

Los números IV, III, II y I indican área de recarga del acuífero; perímetro para productos químicos, perímetro biológico; y perímetro inmediato de protección (área de producción del pozo). ELE; INTER y RED son cargas contaminantes elevada; moderada y reducida. Los números 3, 2 y 1 representan, en orden decreciente, la prioridad de acción ambiental.

Figura 3. Establecimiento de niveles de prioridades de acciones basado en la cartografía de PPP y vulnerabilidad de acuíferos y la clasificación de la carga contaminante.

el uso de técnicas sofisticadas. En estos casos, la cartografía de la vulnerabilidad, por ser más flexible y manejar datos cualitativos, ha mostrado ser más práctico y eficiente, aportando resultados más confiables (FOSTER et al., 1992).

Una actividad bien caracterizada por la cartografía de la vulnerabilidad es la agrícola. Esto ocurre debido a que abarca extensas áreas, maneja productos en bajas concentraciones y ocupa la tierra por largos períodos.

Por las características de una o de otra estrategia para la protección de acuíferos, la cartografía de la vulnerabilidad es más aplicable en estudios a escalas regionales y semi-detallados (1:100.000 y 1:50.000). La técnica de PPP es más adecuada a escalas detalladas (>1:50.000).

Debe considerarse también que en algunas unidades acuíferas, o en una parte de ellas, no son justificables programas de protección debido a sus características hidráulicas (baja producción) o químicas (aguas de baja calidad o contaminadas). En tales zonas, una posible estrategia es la de prohibir su explotación y permitir la infiltración de efluentes o la disposición de residuos. Para la implantación de esta política debe existir una cuidadosa planificación y un rígido control para evitar riesgos asociados a:

- uso doméstico de las aguas durante las épocas de sequía, a través de pozos unifamiliares, de difícil identificación;
- cambios en la orientación de los flujos de las aguas subterráneas, afectando otras fuentes de captación;
- nuevos campos de pozos o pozos importantes que cambian la dirección de flujo de las aguas subterráneas.

Administración del riesgo

La administración de riesgos consiste en el proceso de evaluar y escoger, entre las opciones existentes, aquella que mejor conviene al mantenimiento de la salud de una población, analizando los factores del medio físico, así como los económicos, sociales, políticos y legales.

Las incertidumbres asociadas a los estudios de evaluación de riesgos de contaminación de las aguas subterráneas son bastante serias y, entre sí, indisolubles. Según REICHARD et al. (1990), hay tres fuentes de incertidumbre en una evaluación de riesgos:

- en los modelos matemáticos y teóricos de descripción de los procesos físico-químicos del comportamiento y el transporte de contaminantes, en la exposición humana y en la relación dosis-respuesta;
- en la incorporación de datos a estos modelos; y
- en las incertidumbres de las políticas de análisis de riesgos y en las decisiones que se han de tomar para controlarlos.

Aunque las incertidumbres causan grandes complicaciones en la evaluación y el manejo de los riesgos, muchos problemas pueden ser reducidos y controlados, si las causas de aquellas son entendidas y evaluadas.

Las alternativas en la administración de los riesgos son diversas y dependen del tipo de fuente existente (Figura 2). En el caso de que la evaluación de peligro apunte hacia áreas/actividades

que indiquen un índice elevado de contaminación potencial, se deben tomar tres medidas principales:

- reubicación de la actividad;
- reubicación de la fuente de abastecimiento;
- introducción de tecnologías alternativas en el proceso, en el tratamiento y/o en la disposición de contaminantes

Muchas actividades pueden ser diseñadas de manera eficiente, en el sentido de disminuir o eliminar la contaminación de las aguas subterráneas. Los cementerios pueden ser sustituidos por la cremación. Los sistemas de saneamiento *in situ* (fosas sépticas o negras) pueden ser modificados o completamente sustituidos por redes de alcantarillado.

ATIVIDADE POTENCIALMENTE CONTAMINANTE	PERÍMETRO DE PROTECCIÓN DE POZO				VULNERABILIDADE NATURAL DE ACUÍFERO		
	I	II	III	IV	ALTA	MEDIA	BAJA
Saneamiento <i>in situ</i>							
unifamiliar	N	N	A	A	A	A	A
edificio, colectivos, públicos	N	N	PA	A	A	A	A
estación gasolnera	N	N	PN	PA	PA	A	A
Aeropuertos	N	N	PN	PA	PA	A	A
Disposición de residuos sólidos							
doméstico municipal	N	N	N	PN	PN	PA	A
mat. construcción (inerte)	N	N	PA	PA	A	A	A
residuos peligrosos	N	N	N	N	N	N	PA
industrial (clase I)	N	N	N	PN	PN	PA	A
industrial (clase II e III)	N	N	N	N	N	N	PA
cementerios	N	N	PN	A	PA	A	A
incinerador de residuos sólidos	N	N	N	PN	N	PN	PA
Mineración							
materia construcción	N	N	PN	PA	PA	PA	A
otros, incluyendo petróleo e gas	N	N	N	N	N	PA	A
líneas de combustibles	N	N	N	PN	N	PA	A
Industrias							
clase I	N	N	PN	PA	PA	PA	A
clase II e III	N	N	N	N	PN/N	PA/N	PA/PN
instalaciones militares	N	N	N	N	PN	PA	PA
Lagunas de efluentes							
municipal/agua resfriamiento	N	N	PA	A	A	A	A
industrial	N	N	N	N	PN	PA	PA
Drenaje/infiltración/Accidentes							
aguas pluviales (techos de casas)	PA	A	A	A	A	A	A
callejones principales	N	N	N	PN	PN	PA	A
callejones secundarios	N	PN	PA	PA	PA	A	A
áreas de recreación	N	PA	PA	A	A	A	A
parques	N	N	PN	PA	PA	A	A
áreas industriales	N	N	N	PN	PN*	PA	A
ferrocarril y aeropuertos	N	N	N	PN	PN	PA	A
Infiltración efluentes en suelo							
industria alimenticia	N	N	PN	PA	PA	A	A
otras industrias	N	N	N	N	PU	PA	A
efluentes de desagüe	N	N	N	PN	PA	A	A
lodo de desagüe	N	N	PN	PA	PA	A	A
escogimiento de corrales	N	N	PN	A	A	A	A
Ganado intensivo							
efluentes en lagunas	N	N	N	PN	PA	A	A
desagüe de corrales	N	N	PN	PA	PA	A	A
Actividad agrícola							
uso de pesticidas	N	N	PN	A	PN	A	A
uso no controlado de fertilizante o disposición abierta	N	N	N	PN	PN	A	A
almacenamiento de pesticidas	N	N	PN	PA	PN	PA	A

N no aceptable en virtualmente todos los casos
 PN probablemente no aceptable, excepto en algunos casos con estudio detallado y proyectos especiales
 PA probablemente aceptable, sujeto a estudio, y proyectos especiales
 A aceptable, con proyectos especiales
 *PA con conexiones a la red de alcantarillado
 I perímetro inmediato de protección (pocos metros del pozo)
 II perímetro bacteriológico
 III perímetro de productos químicos
 IV área de recarga del acuífero

Cuadro 5. Principales actividades permitidas y restringidas en cada una de las zonas del perímetro de protección de pozos y vulnerabilidad de acuífero (SELBY & SKINNER, 1978; SWA, 1985; FOSTER et al., 1992; HIRATA, 1993).

Algunos autores han publicado tablas donde definen las actividades que pueden ser desarrolladas en zonas específicas de PPP o de vulnerabilidad de acuíferos (SELBY & SKINNER, 1978; SWA, 1985; FOSTER et al., 1992; HIRATA, 1993). Tales recomendaciones deben ser asimiladas con flexibilidad, y cada caso debe ser analizado tomando en cuenta la demanda actual y futura del acuífero, así como las posibilidades de fuentes alternativas (Cuadro 5).

En casos restringidos resulta aceptable la contaminación del acuífero, exigiéndose el tratamiento de sus aguas. Tal opción es razonable solamente después de realizar estudios de factibilidad económica sobre fuentes alternativas y la posibilidad de *remediación* (limpieza) del acuífero. Normalmente, donde la contaminación fue ya detectada (contaminación heredada o fuentes instaladas), una de las siguientes alternativas puede ser adoptada (FOSTER et al., 1992):

- aceptación de la contaminación del acuífero, buscando fuentes alternativas y garantizando la no-propagación de los penachos de contaminación (aplicación de barreras hidráulicas y/o físicas);
- tratamiento de las aguas del acuífero, después de su extracción.

En cualquiera de estas alternativas es importante, siempre que sea posible, la eliminación de la fuente de contaminación.

Resulta necesario distinguir entre la contaminación de las aguas subterráneas como recurso, o sea, la que afecta o puede afectar a una población o un uso específico, de aquella en que la degradación termina afectando solamente porciones restringidas del acuífero, sin ofrecer exactamente un riesgo, ni tampoco un perjuicio económico. Se considera que el primer caso representa una situación grave (tratada en este texto), mientras que el segundo puede ser aceptado tras estudios previos. Un claro ejemplo es la contaminación del acuífero en la porción inmediatamente inferior a la actividad antrópica. Muchas veces el medio físico tiene condiciones para asimilar la carga aplicada. El permiso podría ser concedido siempre que la contaminación se restringiese al área de las actividades. La rigidez de la completa

no-contaminación de las aguas subterráneas ha generado gastos excesivos, siendo aplicada, muchas veces, sin una priorización de las actividades o las áreas de mayor importancia.

REFERENCIAS

ADAMS, B. & FOSTER, S. 1992. Land-surface zoning for groundwater protection. *Jour. Intitution of Water and Environmental Management*, n. 6, 312-320pp.

ALBINET, M. & MARGAT, J. 1970. *Cartographie de la vulnérabilité a la pollution des napes d'eau souterraine*. Bull. BRGM 2me. Serie: 3(4):13-22.

ALLERT, L.; BENNET, T.; LEHR, J.; PETTY, R. 1987. *DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic setting*. USEPA Report 600/02-85/018.

BURMASTER, D. & LEHAR, J. 1991. It's time to make risk assessment a science. *GWMM*, 11(3):5-15.

CALDWELL, S.; BARRET, K.; CHANG, S. 1981. Ranking system for releases of hazardous substance. *In: CONF. ON MANAGEMENT OF UNCONTROLLED HAZARDOUS WATE SITES*. Hazardous Materials Control Research Institute, Silver Spring, Maryland. 14-20pp.

CARTER, A.; PALMER, R.; MONKHOUSE, R. 1987. Mapping the vulnerability of groundwater to pollution from agriculture practice particularly in respect of nitrate. *In: INTER. CONF. VULNERABILITY OF SOIL AND GROUNDWATER TO POLLUTANT*, Nordwijk, *Proc...*Nordwijk, Países Bajos. IHAS.

CANTER, L.; KNOX, R.; FAIRCHILD, D. 1987. *Groundwater quality protection*. Lewis Publishers, Inc. 562 pp.

CIVITA, M.; FORTI, P.; MARINI, P.; MICHELI, L.; PICCINI, L.; PRANZINI, G. 1990. *Carta de la vulnerabilità all'inquinamento degli acquiferi delle Alpi Apuane*. Mem. explic, Monografía GNDCl. - CNR. n399, Firenze, 56pp.

CLEARY, T. 1992. *Investigação através de modelos matemáticos em microcomputadores dos efeitos dos principais parâmetros hidrogeológicos e dos processos atenuantes de transporte na delineação de áreas de proteção de poços (APP) e na remediação de aquíferos contaminados*. (Dissertação de mestrado, IGUSP, inédita)

DUARTE, U. 1980. *Geologia ambiental da área de São Pedro (SP): vetor águas subterráneas*. (Tese de Doutorado, IGUSP, inédita)

FERREIRA, L. & HIRATA, R. 1993. Determinação de riscos de contaminação das águas subterráneas por sistemas de saneamento *in situ*. Estudo de Caso: Município de Campinas (SP). *In: CONG. BRAS. REC. HIDR.*, 10. *Anais...*Gramado, 1993, ABRH, Porto Alegre.

FOSTER, S; ADAMS, B.; MORALES, M; TENJO, S. 1992. *Groundwater protection policy: a guide to requeriments*. CEPIS Tech. Report. (WHO-PAHO-CEPIS), Lima.

FOSTER, S & HIRATA, R. 1988. *Groundwater pollution risk evaluation: the methodology using available data*. CEPIS Tech. Report. (WHO-PAHO-CEPIS), Lima

FOSTER, S; HIRATA, R.; ROCHA, G. 1988. Risco de poluição das águas subterráneas: uma proposta metodológica de avaliação regional. *In: CONG. BRAS. ÁGUAS SUBTER.*, 5, São Paulo, 1988, *Anais...*São Paulo, ABAS, p 175-185.

HAERTLÉ, T. 1983. Method of working and employment of EDP during the preparation of groundwater vulnerability maps. *In: Groundwater in water resources planning*, UNESCO. INTER. SYMP, *Proc...*Koblenz, Alemanha, 1983, UNESCO/IAH/IAHS. vol II, 1073-1085pp.

HARGERTY, D.; PAVONI, L. HEER, J. 1973. *Solid water management*. Van Nostrand Reinhold, New York.

HIRATA, R. 1993. Os recursos hídricos subterráneos e as novas exigências ambientais. *Rev. do Instituto Geológico*. 14(1):39-62

HIRATA, R. 1994. *Fundamentos e estratégias de proteção e controle da qualidade das águas subterráneas. Estudos de casos no estado de São Paulo*. (Tese de doutoramento, IGUSP, inédita)

HIRATA, R; BASTOS, C.; ROCHA, G. IRITANI, M.; GOMES, D. 1991. Groundwater pollution risk vulnerability map of São Paulo State - Brazil. *Water Science Tech*. 24:236-246.

KUFS, C. 1980. Rating the hazard potential on waste disposal facilities. *In: NAT. CONF. ON MANAGEMENT OF UNCONTROLLED HAZARDOUS WASTE SITES*. *Proce...* Silver Spring. Hazardous Material Control Research Institute. 30-41 pp.

LE GRAND, H. 1964. System for evaluating contamination potential fo some waste sites. *American Water Work Association Journal*. Vol 56 (8):959-974

LE GRAND, H. 1983. *A standardized system for evaluating waste disposal sites*. NWWA, Worthington, OH: 49pp.

LEARNER, D. 1992. Borehole catchments and time of travel zones in aquifers with recharge. *Wat. Res. Res*.

MARCOLONGO, B. & PRETTO, L. 1987. *Vulnerabilità degli acquiferi nella pianura a nord di Vicenza*. Publicación GNDCl-CNR n 28, 13pp.

National Rivers Authority (NRA). 1991. *Policy and practice for the protection of groundwater*. Documento de circulación restricta. Noviembre 1991. NRA, UK. 46pp.

PALMER, R. 1988. *Groundwater vulnerability map 3. Shrewsbury*. Soil Survey and Land Research Centre, British Geological Survey.

PHILIPS, C.; NATHWANI, J.; MOOIJ, H. 1977. *Development of a soil-waste interaction matrix for assessing land disposal of industrial wastes*. *Wat. Research*. (11):859-868.

RAO, P.; HORNSBY, A.; JESSUP, R. 1985. Indices for ranking the potential for pesticide contamination of groundwater. *In: CONG. SOIL CROP SCIENCES SOC. OF FLORIDA*. SCSF. 44:1-8.

REICHARD, E.; CRANOR, C.; RAUCHER, R.; ZAPPONI, G. 1990. *Groundwater contamination risk assessment. A guide to understanding and managing uncertainties*. IAHS. Publication n. 196. Wallingford. UK. 204pp.

SERBY, K. & SKINNER, A. 1978. Aquifer protection in the Seven-Trent Region: policy and practice. In: ANNUAL CONF. Conference Paper, 11. Turkey.

SELLER, L. & CANTER, L. 1980. *Summary of selected groundwater quality impact assessment methods*. NCGWR Report. 80-3, Norman OK: 142 pp.

SILVA, C.; AMIR, Y.; PENNA, Y. 1980. Controle de poluição das águas subterrâneas na região do Vale do Paraíba. In: CONG. BRAS. DE ÁGUAS SUBTERR., 1. *Anais...*Recife, ABAS.

Souther Water Authority (SWA). 1985. *Aquifer protection policy*. Technical Report. 47pp.

TALTASSE, P. 1972. *Mapas da vulnerabilidade à poluição dos lençóis aquíferos do município de Campinas (SP)*. Universidade de São Paulo (Igc). Publ. Avulsa n.1.

TODD, D. 1980. *Groundwater hydrology*. John Wiley & Sons, New York, 535pp.

United State Environmental Protection Agency (USEPA). 1987. *Guideline for delineation of wellhead protection*. EPA 440/6-87-010. Washington (DC). 122pp.

United State Environmental Protection Agency (USEPA). 1991a. *Delineation of wellhead protection areas in fractured rocks*. EPA 570/9-91-009. Wisconsin Geological and Natural Survey. Washington (DC). 144pp.

United State Environmental Protection Agency (USEPA). 1991b. *Wellhead protection strategies for confined-aquifer settings*. EPA 570/9-91-008. The University of Texas at Austin. Washington (DC). 168pp.

VRBA, J. & ZAPOROZEC, A. 1994. *Guidebook on mapping groundwater vulnerability*. International Association of Hydrogeologists. Verlag Heinz Heise. Vol. 16. 131pp.

Western Michigan University. 1981. *Hydrogeologic atlas of Michigan*. Dept. of Geology. Kalamazoo, MI.

LA CALIDAD Y LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS.

Por A. SAHUQUILLO HERRÁIZ (*)

R E S U M E N

La utilización de las aguas subterráneas para el abastecimiento de la población y para el riego está aumentando de forma continuada. La tendencia en todo el mundo es la de aumentar la atención sobre estos recursos y defenderlos de la contaminación. En la mayoría de países son todavía muy escasos los estudios y trabajos sobre este problema, y las Agencias de Cuenca carecen del personal y dotación económica para realizar los estudios y trabajos necesarios y el control imprescindible de las actividades que pueden contaminar los acuíferos. También son poco frecuentes las labores de inventario continuadas de actividades contaminantes así como los programas de prevención. Se analizan los distintos criterios y estrategias, y las distintas técnicas específicas de protección de acuíferos.

Se critica la gestión de la calidad del agua en la planificación hidráulica de muchos países que consideran casi de forma exclusiva la utilización de aguas superficiales. Por el contrario se propone dar mucha más importancia a la gestión de los recursos con las estructuras existentes y a la gestión de la calidad y prevención de la contaminación, tanto de las aguas superficiales como subterráneas. Para ello se propone la transformación de las agencias de cuenca de organismos de fomento en organismos de gestión de la calidad y cantidad del agua tanto superficial como subterránea.

Palabras clave: Agua subterránea, Contaminación, Gestión de acuíferos, Protección de acuíferos.

A B S T R A C T

Groundwater use for water supply and irrigation is continuously increasing all over the world. For that reason there is a growing interest both in groundwater resources and in their protection from contamination. However, in most countries groundwater contamination studies are scarce and groundwater protection policies are inadequate or do not exist at all. In most cases the water agencies lack trained staff and structure, and they do not have enough funding to carry out the necessary studies and works on contaminant activities. Even in areas where very good quality water aquifers are used in water supply, prevention programs and inventories of contaminant activities are unusual.

In the paper, different policies and strategies and different specific techniques of groundwater protection are analyzed. In countries where solely surface water is considered in planning, and inappropriate attention is given to groundwater resources, water quality management is usually non-existent. A dramatic change of mentality is to be made by incumbent water agencies in order to focus on the management of all the water resources, as well as on the operation of the existing structures, rather than on constructing new ones.

Key words: Groundwater, Contamination, Aquifer management, Aquifer protection.

INTERÉS.

El interés sobre la contaminación de las aguas subterráneas ha venido aumentando en el mundo desarrollado durante los últimos años. En los Estados Unidos el agua subterránea es la principal fuente de agua potable, con ellas se

abastece a más del 50 % de la población. Lo mismo sucede en gran parte de los países de Europa, en Francia es más del 60 % ese porcentaje y se acerca o supera al 70 % en muchos países de la comunidad europea, alcanzando Dinamarca prácticamente el 100 %. En muchos países a pesar de la poca atención dedicada a las aguas subterráneas y a los errores persistentes sobre sus méritos y posibilidades de los responsables de la planificación hidráulica, la utilización

(*) Universidad Politécnica de Valencia. Camino de Vera s/n 46071 VALENCIA.

es lo bastante importante como para que su gestión merezca una atención preferente y que se la defienda contra la contaminación. En cualquier caso el no hacerlo supone desestimar alternativas que en muchos casos no sólo son adecuadas sino que con frecuencia son más convenientes desde los puntos de vista económico, estratégico y ambiental. También hay que tener en cuenta la relación con las aguas superficiales a las que se puede transferir la contaminación de los acuíferos que son drenados por estas, y viceversa que las aguas que circulan por superficie pueden transferir su contaminación a acuíferos en el caso de circular por cauces perdedores, y que de ellas dependen ecosistemas del mayor interés localizados en zonas húmedas.

Es significativo el aumento, en los países con mayor desarrollo económico y técnico, de los hidrólogos dedicados a temas relacionados con las aguas subterráneas con relación a los especialistas en aguas superficiales, y la atención de las distintas administraciones públicas tanto de carácter nacional, como regional o local, al estudio, prevención y control de la contaminación de las aguas subterráneas. Administraciones públicas que han reforzado las medidas administrativas y legales y los medios facultativos y financieros para llevar a cabo estas tareas (NRC 1991). Por último es considerable el aumento en alguna de las publicaciones científicas más prestigiosas de los trabajos sobre aguas subterráneas. SOOROSHIAN (1992) da unos datos reveladores de los artículos publicados en su período como editor de la revista *Water Resources Research* que reflejan el interés creciente de los medios científicos y técnicos sobre las aguas subterráneas, su contaminación, y la regeneración de acuíferos, que en esta revista, una de las de más prestigio dedicada a la investigación hidrológica superan en la actualidad con mucho a los de cualquier otro tema. Además han surgido un buen número de publicaciones de alto nivel científico y tecnológico dedicadas exclusivamente a la contaminación de las aguas subterráneas, y en particular los relacionados con contaminación en general, flujo no saturado, flujo en medios poco permeables, métodos estocásticos y análisis de incertidumbre de los modelos de flujo y transporte de contaminantes. Estos temas han surgido por el gran impulso que está teniendo la investigación sobre la contaminación de las aguas sub-

terráneas y también para el análisis del aislamiento de productos radioactivos y tóxicos; tema este último al que se están dedicando inversiones multimillonarias en dólares, en USA y en Europa.

SITUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS.

A este problema no se ha dedicado hasta ahora en la mayoría de los países la atención que merece. Excepto en unos pocos países desarrollados en los que existe una conciencia ambiental desarrollada existen muy pocos estudios de detalle a escala nacional, y muchos de los realizados son de reconocimiento y a gran escala. El número mayor de estudios publicados es sobre nitratos. Los estudios publicados sobre pesticidas, metales pesados, productos petrolíferos y solventes clorados es muy pequeño. Entre los compuestos citados hay muchos que son cancerígenos, o se sospecha que puedan serlo, y otros son teratogénicos o mutagénicos. Sin duda es casi seguro que en muchos países se han estudiado algunos casos de contaminación puntual por empresas consultoras, que por carácter de su confidencialidad no se han publicado, pero es sorprendente que en muchos países con un grado de desarrollo importante no exista conocimiento más que de un número pequeño de casos. Por ejemplo no parece probable que en España los acuíferos estén mucho menos contaminados que los de los países de nuestro entorno socioeconómico. La contaminación puntual con mucha probabilidad no es todavía grave, aunque con seguridad existen muchas más zonas o manchas de las detectadas. Hay que tener en cuenta la existencia de varias decenas, o cientos, de miles de depósitos enterrados de gasolina y productos químicos sintéticos, miles de vertederos de residuos urbanos e industriales, y cientos o miles de lagunas de vertidos líquidos sin impermeabilización, ni control. También existe falta de control sobre las actividades contaminantes y son muy pocos los estudios sobre la contaminación de aguas superficiales y subterráneas. Son corrientes los vertidos en superficie o en cauces de barrancos y ríos secos de residuos sólidos y líquidos sin ninguna clase de control o permiso. En muchos acuíferos a lo largo de la costa mediterránea, en zonas en que el porcentaje de pobla-

ción abastecida con los acuíferos supera con mucho a la que depende de aguas superficiales para su abastecimiento, y a veces representan la única fuente de suministro, hay cientos de pozos construidos para "eliminar" residuos industriales. Y es frecuente la ausencia de control sobre vertidos de cromados, tintes, curtidos o transformados metálicos en zanjas o excavaciones. Una de las causas de la falta de control sobre estas actividades es sin duda la falta de financiación, personal y programas para poder realizarlo. Y ello a pesar de lo dispuesto por la legislación. La reciente reforma de la Ley de Aguas, aunque hubiese sido bien planteada, no ha sido acompañada por la definición de objetivos claros, la elaboración de programas de actuación precisos y por la dotación adecuada de medios humanos y financiación suficiente. Sin duda, ni en la Administración Pública ni en la ciudadanía ha existido la preocupación sobre estos temas que hay en otros países occidentales.

Muchos problemas de contaminación de aguas subterráneas están relacionados con la eliminación de residuos industriales. Todavía es un problema sin resolver en muchos países, donde solamente existen unos pocos vertederos industriales pequeños, algunos de los cuales han sido cerrados, por estar mal gestionados, por falta de permisos administrativos, o por presión popular de tipo político. Esto supone que se hagan vertidos incontrolados de solventes, metales pesados, lubricantes, aceites y otros productos químicos directamente al terreno, en vertederos clandestinos abiertos, en canteras, graveras, depresiones naturales, y dolinas donde su acceso a la zona saturada es más fácil. Cf. CUSTODIO (1991), que cita otras causas de contaminación urbana o por actividades mineras, y discute los problemas de intrusión marina en España.

Muchos ríos están muy contaminados como consecuencia de los vertidos de aguas residuales, muchas veces con tratamientos elementales o inadecuados, o sin tratamiento. Estos ríos en el caso de ser perdedores, lo que es frecuente en zonas áridas y/o en regiones con acuíferos de permeabilidad muy alta como son las de naturaleza cárstica o con formaciones basálticas recientes, producen una contaminación directa a los acuíferos.

En ocasiones se han adoptado o propugnado acciones que han consistido en sustituir el aprovechamiento del acuífero por otra fuente de agua con el argumento de estar este contaminado. Y ello antes de hacer un estudio suficientemente detallado de su extensión y de las alternativas posibles. Esto en la práctica equivale a alentar, o al menos permitir que se agrave la posible contaminación. El acuífero de la Plana de Valencia que estaba abasteciendo a toda la población costera, excepto a la de Valencia capital, se ha sustituido en buena parte con agua procedente del Júcar a un coste bastante elevado. Algunos de los sondeos perforados para paliar la sequía en el verano de 1995 han demostrado la existencia de acuíferos inferiores con bajo contenido de nitratos, y parece evidente que muchas de las perforaciones existentes ponen en contacto acuíferos más profundos con acuíferos más superficiales; acuíferos que pueden transmitir tanto nitratos como otros compuestos al ser más vulnerables los acuíferos someros. Esto pone en peligro a un acuífero como el de la Plana de Valencia que es sin duda de una gran importancia económica y estratégica. La decisión de cambiar de fuente de abastecimiento dejará en la práctica indefenso contra la contaminación a un elemento muy valioso que podría jugar en el próximo futuro un papel de primer orden. Y lo mismo ocurriría con otros acuíferos en España si se aprueban los planes hidrológicos de cuenca tal como están redactados; planes que en general tratan de forma poco adecuada las posibilidades de utilización de las aguas subterráneas y no consideran adecuadamente su gestión y la necesaria protección contra la contaminación. En relación con esto es revelador la absoluta falta de referencia al estado de la calidad de los acuíferos, y a la escasa y poco relevante sobre la de las superficiales en los informes oficiales sobre el estado del medio ambiente en España (MOPUT 1992,1995).

El que todavía no se hayan descrito en muchos países muchos casos de contaminación de aguas subterráneas con productos tóxicos se debe sin duda alguna a la lentitud del flujo de los contaminantes tanto en la zona saturada como en la no saturada, aumentados por los procesos de absorción y cambio iónico, por la pequeña dimensión de las manchas, por la ausencia casi total de estudios de detallados de contaminación (CUSTODIO 1991), y también por las pocas determinaciones

específicas de muchos compuestos; aunque cada vez hay más laboratorios bien dotados y capacitados para realizarlas.

NECESIDAD DE INFORMACIÓN HIDROLÓGICA.

La protección de aguas subterráneas requiere una información hidrogeológica apropiada y adecuada para entender y analizar los procesos de contaminación. Los procesos de movimiento y transporte de los contaminantes por el agua subterránea precisan un conocimiento mucho más detallado y cuantificado del flujo subterráneo. La escala de trabajo necesita ser mucho más detallada que para los problemas de flujo, y además se debe prestar una atención especial a la zona no saturada. Igualmente será necesario establecer mejor la relación y los intercambios de flujo con las aguas superficiales. Otro de los aspectos que hay que tener en cuenta para el análisis del transporte de contaminantes es la incertidumbre, la caracterización de la heterogeneidad y la variabilidad espacial de las propiedades hidrodinámicas, que pueden describirse estocásticamente utilizando campos aleatorios para representar la conductividad hidráulica, SAHUQUILLO et al. (1996) GÓMEZ-HERNÁNDEZ et al. (1998), CAPILLA et al. (1998).

Esta necesidad de tener más en cuenta el encuadre dentro del ciclo hidrológico, de una información mucho más detallada y cuantificada, la consideración y cuantificación de la incertidumbre y la necesidad de recurrir a instrumentos de análisis numérico y de modelación más avanzados. Estos aspectos, los aspectos hidroquímicos y la necesidad de tener en cuenta los procesos en la zona no saturada diferencian la hidrogeología clásica de la que estudia los problemas de contaminación. Estudios que se han hecho posibles por los grandes avances que se han realizado en hidrogeología a los que nos hemos referido anteriormente.

CRITERIOS Y ESTRATEGIAS PARA LA PROTECCIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS.

Las alternativas de protección de las aguas subterráneas suelen ser tres: no degradación, limitar la degradación, y protección diferencial,

HENDERSON et al. (1993). El primero es el criterio que defienden algunas organizaciones ambientalistas radicales, y es claramente utópico. Para llevarlo a cabo tendrían que eliminarse multitud de actividades desde la agricultura a las estaciones de servicio, (LE GRAND y ROSEN 1993). KERN (1997) también afirma que aunque el "laissez faire" no es aceptable ambientalmente, no se puede aceptar la no degradación si hay necesidad de deshacerse de los residuos. La degradación limitada pretende mantener lo más alta posible la calidad del agua subterránea, admitiendo que pueda haber alguna degradación. Es una postura más realista y tiene la flexibilidad de poder exigir menos protección para acuíferos ya contaminados, aunque en cualquier caso hay que ser cuidadoso, más que permisivo.

El criterio de protección diferencial estriba en proteger los recursos subterráneos sólo en la medida necesaria para poder satisfacer los usos presentes y futuros. Permite poner más énfasis en preservar de la contaminación a ciertos acuíferos con potencial grande, o con calidad de agua elevada, y aplicar controles menos exigentes en otras zonas. Un argumento en su contra es el enunciado antes de lo difícil que es el predecir a largo plazo las necesidades de agua de las generaciones futuras dada la persistencia natural de la contaminación en los acuíferos dada la gran lentitud de su regeneración. También hay que considerar lo impredecible de las relaciones futuras a muy largo plazo del agua subterránea con el entorno. Lo que parece de todo punto inadmisiblemente es la dejadez actual de la administración de muchos países que está más próximo a lo que FOSTER (1985) califica de típico de los países en desarrollo cf. vertidos indiscriminados, carencia de personal técnico y recursos institucionales, ausencia de vigilancia y control, carencia de estudios sistemáticos y falta de redes de control de contaminación.

MEDIDAS DE PROTECCIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS.

Las medidas de protección de la calidad de las aguas subterráneas contra la contaminación deben mantener un balance realista entre la protección de todo el acuífero como fuente de agua potable y contemplar a la vez las fuentes de con-

taminación puntuales y difusas, tener en cuenta la capacidad natural del subsuelo para atenuar a muchos contaminantes y la biodegradabilidad de otros (ADAMS et al. 1991). El no hacerlo puede ser excesivamente conservador y restrictivo para otros intereses y en consecuencia mucho más difícil y costoso de llevar a la práctica. El imponer restricciones excesivas también puede aumentar las dificultades de establecer nuevos vertederos, o para la aprobación de los existentes. La vulnerabilidad de los acuíferos depende de la accesibilidad hidráulica de la zona saturada a la penetración de los contaminantes, y a la capacidad de atenuación de las distintas capas de terreno por encima de la zona saturada como resultado de la capacidad de retención o reacción de los contaminantes. Son importantes la posibilidad de existencia de caminos preferenciales en el suelo o zona no saturada, y la movilidad y biodegradabilidad del contaminante. El papel del suelo dentro de la zona no saturada es fundamental al ser una zona biológicamente más activa. Por eso hay que tener en cuenta muchos procesos que pueden contaminar las aguas subterráneas. Los vertidos en excavaciones, zanjas, o canteras en los que ha desaparecido la capa protectora de suelo, y los vertidos a pozos que conducen directamente el contaminante a la zona saturada no sólo dejan sin operar esta atenuación sino que además se anula el tiempo de tránsito a través de la zona no saturada que muchas veces es decisivo para que actúen estos procesos. Los altos tiempos de tránsito cuando el espesor de la zona no saturada es de varias decenas de metros, como pasa en muchas zonas áridas puede por el contrario producir una sensación equivocada de que el acuífero está protegido.

Los ríos perdedores pueden ser una fuente importante de entrada de contaminantes en las épocas de lluvias intensas en las que se produce escorrentía (SAHUQUILLO 1994a y b). También es evidente que hay que tener en cuenta las actividades en la cuenca de los ríos perdedores que puedan dar lugar al transporte de contaminantes por la escorrentía superficial. Igualmente cualquier tipo de conductos, pozos de mina, sondeos abandonados, excavaciones o simas tienen que tenerse en cuenta como puntos potenciales de entrada de contaminantes en los acuíferos y deben cartografiarse, (ADAMS et al. 1991). Lo mismo cabe decir de la necesidad de protección

de la calidad de los ríos, cuando existen pozos en sus proximidades cuyo bombeo puede producir la recarga inducida de aguas superficiales. Al considerar el control de la contaminación distribuida hay que reconocer que esta también puede afectar a las aguas superficiales, más en el caso de los biocidas que en el de los nitratos, HARRIS y SKINNER (1991).

El paso siguiente al de fijar los criterios de protección, es el de establecer estrategias de gestión que establecen como aplicar los distintos requerimientos y reglamentos para lograrla. Hay algunas estrategias básicas diferenciadas aunque en la práctica se suelen utilizar opciones híbridas que pueden ser distintas para acuíferos o zonas diferentes. En lo que sigue se comentan algunas de ellas.

Clasificación de acuíferos.

Los mapas preparados sobre la base de un sistema de clasificación pueden usarse como guía para el desarrollo de normas para la gestión del uso del suelo, control de fuentes contaminantes, y para dirigir la localización de fuentes y actividades potencialmente peligrosas fuera de las áreas críticas. Cuando no es posible la elaboración de mapas detallados, o cuando su criterio de elaboración es discutible o discutido, incluso pueden ser de utilidad al ser al menos, reactivos ante zonas con peligro potencial. Es recomendable clasificar los acuíferos, de acuerdo con criterios científicamente correctos, que identifique especialmente las áreas críticas y los recursos que necesiten protección especial, teniendo en cuenta las características hidrogeológicas, las áreas de recarga y la evolución de los contaminantes potenciales en su flujo a través de las zonas no saturada y saturada.

De acuerdo con las recomendaciones del Comité para la Protección de la Calidad del Agua Subterránea del National Research Council (NCR 1986) los criterios de clasificación deben adoptarse a través de un proceso público. Además sugiere que los estados con programas de protección avanzada opten por dar igual protección a todas las aguas cuya calidad ambiental sea de aguas potables.

Se pueden utilizar dos tipos de clasificación de acuíferos. Unos que valoran la vulnerabilidad, como el sistema DRASTIC de la EPA que valora la vulnerabilidad ante cualquier situación hidrogeológica, o el programa RUSTIC también de la EPA que valora el riesgo de contaminación por pesticidas teniendo en cuenta su degradabilidad y las características de las zonas radicular, vadosa y saturada, (VARSHNEY et al. 1992).

El otro tipo clasifica los acuíferos según la protección que se considere para cada uno en concreto. La EPA define las siguientes clases de acuíferos:

Clase I: Especial. Son de valor extraordinariamente alto y están caracterizados bien como: a) una fuente de agua disponible para una población importante, o b) ecológicamente vital.

Clase II: Fuentes actuales y potenciales de agua potable o que tienen otros usos. Con dos subclases: II A en uso y II B potenciales.

Clase III: Fuentes de pequeña utilidad y que no son potencialmente utilizables. Con dos subclases: III A con conexión alta a intermedia; y III B con interconexión pequeña con otros acuíferos o con las aguas superficiales próximas.

Protección de zonas de recarga.

Casi toda actividad humana puede contaminar potencialmente las aguas subterráneas. El nivel del riesgo depende de las características hidrogeológicas locales y de las características y forma de utilización de los contaminantes. Las restricciones de ciertas actividades en unas zonas determinadas pueden ser un componente significativo de un programa de protección de las aguas subterráneas, y puede estar unido a un sistema de clasificación de acuíferos. El comité citado anteriormente (NCR 1986), recomienda la utilización por los gobiernos estatales del uso del suelo como un elemento esencial de la protección de acuíferos en combinación con otras medidas; independientemente de que la ordenación del territorio sea una actividad de competencia de unidades territoriales menores. Lo que pone de manifiesto la necesidad de coordinación entre los distintos niveles de la administración.

La efectividad de este control está limitada por usos preexistentes, lo que aconseja tomar estas medidas lo antes posible en zonas vulnerables en las que no se han establecido este tipo de actividades.

Perímetros de protección.

Los perímetros de protección se utilizan en algunos países europeos. En ellos se definen una serie de zonas en las que aumentan las restricciones de ciertas actividades cuando disminuye la proximidad a los pozos de abastecimiento que se quiere proteger.

La zona extrema de protección que puede definirse es la zona de captura de la captación. Es la zona en la que la recarga de lluvia o procedente de aguas superficiales llegaría a los pozos. Evidentemente depende del caudal de bombeo y consecuentemente tiene que referirse al caudal máximo concedido o previsto captar. Para eliminar el riesgo de contaminación hay que prohibir o controlar hasta un cierto nivel las actividades potencialmente contaminantes. El aplicar restricciones innecesariamente restrictivas puede ser inaceptable social y económicamente o plantear problemas legales. En cualquier caso es necesario dividir la zona para no tener que aplicar las restricciones más agudas más que a las zonas más próximas a las captaciones. Normalmente los criterios aplicados para la zonificación consideran el tiempo de viaje del contaminante, aunque a veces se incluyen criterios de dilución o capacidad de atenuación. Estos criterios se pueden traducir en distancias horizontales o proporción de la zona de recarga. En general no es práctico el utilizar más de dos o tres zonas. La zona más próxima es normalmente una zona pequeña, en la que lo deseable es que sea propiedad del operador, en ella se suelen prohibir las actividades que no estén relacionadas directamente con las operaciones de bombeo, e incluso estas tienen que controlarse cuidadosamente para evitar cualquier posibilidad de contaminación. Su definición dependerá de las características geológicas locales. ADAMS et al. (1991) consideran que 30m parece una distancia razonable de acuerdo con la experiencia británica. Para la zona adyacente se usan tiempos de paso desde 400 días en la cuenca del Támesis hasta 10 días en Suiza y

Francia, pero parece que una cifra de 50 se considera razonable. Es suficiente para que desaparezcan las bacterias y virus, y para tomar medidas en el caso de contaminantes no completamente degradables (ADAMS et al., 1991). En Francia se consideran tres zonas, un perímetro de protección inmediato que se ha propuesto cambiar de 10m a 50m, otro intermedio y otro alejado, D'ARRAS y SUZANNE (1991).

Las directivas de protección alemanas, (SCHLEYER, MILDE y MILDE 1991), definen cuatro zonas, que van desde una zona I de 10m alrededor de la captación, la zona II que impone un tiempo de tránsito hasta el pozo de 50 días. La zona III A que llega hasta 2 Km dentro de la zona de captura en el acuífero, y la zona III B que comprende el resto de la zona de captura. En la zona III B se prohíbe la instalación de refinerías de petróleo, fundiciones, plantas químicas, reactores nucleares, inyección de aguas residuales, almacenamiento o eliminación de industrias peligrosas para las aguas subterráneas, y tuberías de conducción de sustancias peligrosas para el agua. En la zona III A, además de las actividades mencionadas en la zona anterior se prohíben desde el uso comercial de sustancias que pueden contaminar el agua al almacenamiento y uso de insecticidas peligrosos, el tratamiento de aguas residuales, los hospitales, sanatorios y urbanizaciones, el almacenamiento de sustancias peligrosas, aeropuertos, instalaciones y maniobras militares, vertederos y plantas de tratamiento, la inyección de agua de refrigeración, la remoción de superficies importantes de suelo, cementerios nuevos, estaciones de maniobra, construcción de carreteras en las que se utilicen sustancias peligrosas para el agua y perforaciones. En la zona II además de las actividades citadas se prohíben las construcciones, fábricas y talleres, granjas, establos y construcciones, y almacenes de materiales de construcción, carreteras y ferrocarriles, aparcamientos, campings, estadios y baños en aguas superficiales, lavaderos y talleres de cambio de aceites de coches, cementerios, la remoción de capas superficiales, minería y explosiones, pastoreo intenso, almacenamiento de carburantes y transporte de sustancias peligrosas, conducciones de aguas residuales y estanques de peces. En la zona I se prohíben además de las actividades citadas antes, el tráfico peatonal y de vehículos, la agricultura, y el uso de pesticidas y estiércol.

En toda la superficie 248.708 km² de la República Federal Alemana, (sin contabilizar los estados del Este), se ha estimado que será necesario designar 13.050 perímetros de protección con una superficie total de 35.209 km², el 14,2% de la superficie total aunque en la época de la información sólo se habían designado el 72% de estas que tienen una superficie del 54% del total requerido.

En Francia sólo hay perímetros en el 10-12% del total de captaciones para abastecimiento y del 20% de los pozos posteriores a 1967 que son los que están obligados a hacerlo. La implantación ha encontrado dificultades debido a las restricciones jurídicas, institucionales y económicas que ocasiona su implantación (ROUX 1991).

En cualquier país es difícil de llevar a la práctica la declaración de perímetros de protección de la calidad con esta serie de restricciones, pues suponen limitaciones serias a la propiedad plena. En zonas densamente pobladas el conflicto de intereses crece proporcionalmente a la densidad de población. SCHLEYER, MILDE y MILDE (1991) citan que en la RFA hay 39 dominios institucionales en los que se pueden aplicar restricciones, y que hay como mínimo unos 500 elementos de conflicto posibles. Pero además están las afecciones a individuos y empresas. Esto obliga a procedimientos largos y complicados y necesariamente conflictivos. Además hay que prever la necesidad de compensaciones, indemnizaciones o incluso expropiaciones.

En USA también se utilizan perímetros de protección relacionados con captaciones concretas, los distintos estados utilizan criterios diferentes, (JOB 1997) y no hay referencias a problemas legales o institucionales. Independientemente del establecimiento de los perímetros de protección o "well head protección programs" el criterio de protección de la EPA y de la mayoría de los estados es el de la protección de todo el acuífero según la clasificación a la que se ha hecho referencia antes.

En los casos de explotación intensiva de los acuíferos lo normal es que se produzcan variaciones importantes en la piezometría y los flujos del acuífero y no es posible definir unas isocronas para una captación o un campo de pozos cuando

es imprevisible incluso como va a evolucionar la explotación. Esto sólo es posible en acuíferos en los que las captaciones que se pretende proteger bombean un porcentaje relativamente pequeño de la recarga del acuífero, y además no existen otros bombeos que pueden modificar de forma importante la red de flujo del mismo. En España es frecuente que se cambie la localización de las captaciones de abastecimiento cuando el acuífero está fuertemente explotado. Por otra parte en acuíferos poco explotados en regiones húmedas no se conocen, o hay mucha incertidumbre sobre las propiedades del acuífero que influyen en la determinación de las zonas de captura de las captaciones y tiempos de paso. Las más importantes son la transmisividad y su variabilidad espacial, la porosidad, y la recarga y su variabilidad espacial y temporal. Cabe considerar el uso de las envolventes de distintas realizaciones estocásticas de las propiedades del acuífero, pero no es fácil y no se suele disponer de información suficiente para reducir la incertidumbre de manera sustancial.

Para la mayor parte de las situaciones sobre todo en los acuíferos con una explotación importante, y teniendo también en cuenta las dificultades socioeconómicas, legales y operativas que son de prever, *parece más aconsejable optar por la estrategia de protección integral del acuífero a través del control de las principales actividades susceptibles de degradar el agua subterránea.*

Eliminación y control de las fuentes de contaminación.

A largo plazo los programas de protección de las aguas subterráneas deben tender a eliminar o reducir las fuentes de contaminación de acuíferos. El transferir el problema a otro medio como las aguas superficiales, o el aire ha de evitarse, o abordarse desde un punto de vista global de la protección del medio ambiente. Las fuentes pueden reducirse o eliminarse por: a) prohibición de ciertos productos o actividades. b) regulación de la producción, transporte, almacenamiento y eliminación o aislamiento de residuos peligrosos; c) la situación de ciertas actividades fuera de zonas sensibles (por medio de controles del uso del suelo, permisos o regulaciones); d) incentivos al uso de productos o tecnologías que afecten

menos a las aguas subterráneas; e) Control de fuentes puntuales. Permisos, regulaciones. Exigencias técnicas, (protección catódica), control de fugas y pérdidas durante el llenado y operación de tanques. Limitaciones en los efluentes. Condiciones técnicas en el proyecto y construcción de vertederos y balsas de lixiviados; f) incentivos para el reciclado y reutilización de ciertos productos. Se pueden reducir las cantidades a depositar en vertederos con una serie de técnicas de reducción y tratamiento, como la incineración, aunque hay que tener en cuenta que este proceso también genera contaminación atmosférica, y las cenizas requieren un tratamiento y eliminación adecuada. Esto se puede y debe tener en cuenta en programas integrados de protección ambiental. La prohibición indiscriminada de eliminación de vertidos peligrosos en el terreno, conduce a la exportación de residuos peligrosos a otras zonas en las que se permita, lo que además de ser injusto, aumenta el riesgo por transporte, y disminuye la protección total del medio ambiente. Es esencial la elaboración de programas de protección de las aguas subterráneas que desarrollen el tratamiento, almacenamiento, y eliminación de residuos que incluya como elemento esencial la minimización (NCR 1986).

Tanques enterrados.

Los tanques enterrados de almacenamiento de productos químicos o petrolíferos deben cumplir unas exigencias técnicas para evitar su corrosión como protección catódica, y tomarse medidas para evitar pérdidas durante el llenado y operación, así como sobre el control de pérdidas. En noviembre de 1997 se retiraron en USA más de un millón de tanques, en vez de mejorarlos con protección catódica y otras mejoras para evitar pérdidas. No obstante en Diciembre de 1998 se esperaba que aun quedarían del orden de 500.000 sin cumplir las nuevas exigencias de la EPA que además de los requisitos citados establece la exigencia de registros de entradas y salidas, detección de pérdidas, requisitos de limpieza después de un cierto tiempo de funcionamiento, y una provisión económica para hacer frente a responsabilidades financieras. A partir de esa fecha tendrán que reemplazarlos retirarlos o acondicionarlos para que las cumplan, aunque esta última opción parece que es

más cara que reemplazarlos por tanques nuevos que cumplan las exigencias. Otra opción posible es la instalación de tanques elevados. Los carburantes están generalmente compuestos por productos denominados BTEX (benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos) que en general son biodegradables. Esto explica que no se hayan producido una multitud de situaciones graves o desastrosas, PANKOW y CHERRY (1995), aunque hay ciertos aditivos que han empezado a añadirse recientemente a los carburantes que no son biodegradables. La EPA ha promulgado una directiva aplicable sólo para productos petrolíferos sobre el uso de la atenuación natural sujeta a observación. En ella se clasifican las manchas de contaminación como crecientes, decrecientes y estables. La atenuación natural puede ser suficiente para las estables o decrecientes, aunque la observación prolongada puede ser cara, GEYER (1998), NYER y DUFFIN (1997). A pesar de que muchos de los carburantes pueden ser biodegradables son tóxicos y cancerígenos, y es necesario desarrollar y aplicar programas para tanques de almacenamiento subterráneo de carburantes y sustancias químicas tóxicas. Entre estas las más peligrosas son los solventes clorados.

Fuentes no puntuales. Pesticidas. Nitratos.

Los insecticidas y pesticidas son peligrosos al haberse programado como biocidas. Es necesario mantener un control de la distribución espacial y temporal de todos ellos. Puede ser conveniente restringir o prohibir el uso o sustitución de pesticidas cerca de los pozos de abastecimiento urbano. En algunos estados de Estados Unidos los usuarios están obligados a informar sobre la localización y las cantidades aplicados en algunas zonas y en la mayoría de ellos existe un registro de pesticidas autorizados, o autorizados en ciertas zonas, según su peligrosidad y las características hidrogeológicas y de los suelos. En California se lleva además una información detallada de 80 pesticidas designados como "restringidos" por su toxicidad. También en California algunos pesticidas sólo pueden ser aplicados por operadores autorizados que deben informar de los productos y las cantidades aplicadas en cada zona de forma detallada. En la Universidad de California, en Davis, se pueden generar a partir de esa información mapas deta-

llados de cada zona del estado que indican la cantidad aplicada y la localización de cada uno de los pesticidas restringidos.

El que un pesticida llegue a las aguas subterráneas depende de las interacciones con el suelo, el flujo del agua en el suelo, y las características del pesticida. Estas interacciones determinan su persistencia y movilidad. No es raro que se produzca contaminación en acuíferos situados bajo suelos arenosos cuando se utilizan productos muy solubles. Por otra parte es mucho más difícil que esto ocurra con productos menos persistentes y que son absorbidos fuertemente. Se debe prohibir el uso de pesticidas persistentes y con movilidad elevada en zonas con suelos inadecuados, donde existen acuíferos vulnerables. En España como hemos comentado es muy escasa la información sobre la contaminación por pesticidas.

La contaminación por pesticidas no hay que atribuir la exclusivamente a prácticas agrícolas. En otros países, se han citado contaminaciones por atracina y simacina, o bromacil empleados como herbicidas en ferrocarriles y carreteras, y cada vez está más extendido su uso en jardines privados donde existe menos control sobre su uso, HARRIS y SKINNER (1991), STAKELBEEK, (1991).

Se han hecho investigaciones sobre el comportamiento de los nitratos en su paso a través del suelo y la zona no saturada, que permiten disminuir el aporte de nitratos al acuífero por la aplicación de fertilizantes de lixiviado lento y haciéndolo en las épocas adecuadas en las que se necesita para el crecimiento de las plantas.

En el Reino Unido se han declarado zonas sensibles a los nitratos y se ha animado a los agricultores de estas áreas a que acepten unos esquemas de gestión agrícola a cambio de compensaciones económicas para compensar las pérdidas de producción. La directiva de nitratos de la CE requiere la designación de área vulnerable cuando el contenido de nitratos supere 50 ppm, HARRIS y SKINNER (1991), esta directiva no se ha traspuesto en España, y parece que también presenta dificultades de aplicación en muchos países. La colaboración de los agricultores es imprescindible para el control de la contaminación por nitratos.

Regulaciones referentes a los pozos y el agua.

Pueden ser necesario redactar normas de construcción y abandono de pozos. En algunos acuíferos españoles como en el de la Plana de Valencia al que nos hemos referido antes, y en la mayor parte de los acuíferos costeros, pueden ser imprescindibles para evitar que la perforación sirva de vía de penetración de contaminantes a acuíferos inferiores. Lo mismo puede decirse sobre normas de proyecto y construcción de vertederos, de impermeabilización de balsas de vertidos y sobre su mantenimiento, normas para el riego con aguas residuales, aplicación de vertidos en el terreno, manejo y almacenamiento de pesticidas o productos tóxicos, proyecto de depósitos enterrados de gasolina u otros productos y otros.

Redes de observación y control de la contaminación.

Puede ser necesario instalarlas de dos tipos: de observación y de evaluación o alarma. Las primeras deben estar operadas por la administración. Las de alarma relacionadas con alguna actividad potencialmente contaminante sujeta a permiso o concesión administrativa, podrían quedar bajo la responsabilidad y mantenimiento de los operadores. Se deben exigir informes periódicos de su funcionamiento que pueden en algunos casos contrastarse por la administración responsable.

Solventes clorados

Los solventes clorados densos o DNAPL representan un peligro especial por su capacidad para movilizarse en el subsuelo, penetran fácilmente en las fracturas, tienen una volatilidad alta y se difunden rápidamente a través de su fase gaseosa, son muy difíciles de limpiar y de detectar, son muy poco degradables, y muchos de ellos son cancerígenos con concentraciones muy pequeñas, además y contrariamente a los productos petrolíferos no se pueden detectar por el olor o el gusto. Cantidades muy pequeñas son capaces de producir manchas de contaminación de grandes dimensiones. Es necesario regular

adecuadamente su uso, y controlar las posibles pérdidas de este tipo de contaminantes.

Los solventes se utilizan ampliamente en muchas industrias, su uso es típico de la industria electrónica, la aeronáutica y militar en las que se usa como desengrasante. Se puede predecir que en las zonas en las que existen centros de reparación o revisión de aviones existe contaminación con solventes clorados, y una de las zonas en las que se han producido contaminaciones más conocidas y estudiadas de estos productos se encuentra en el Valle de Santa Clara en California, el Silicon Valley célebre por la industria de hardware informático. Además de metales pesados, nitratos, tritio y materiales radiactivos las instalaciones militares de USA han producido contaminación por solventes clorados, y otros productos químicos. En la actualidad el DOE ha establecido una oficina para la restauración ambiental y gestión de residuos, con unos programas muy amplios que también incluye la limpieza de acuíferos, cf. WARD et al (1997), PANKOW y CHERRY (1995)

HARRIS y SKINNER (1991) citan el uso de estos compuestos en la industria del automóvil como desengrasantes. Más reciente se han utilizado percloroetileno y tricloroetano. La contaminación se suele producir por vertidos accidentales, filtraciones en depósitos y por un manejo inadecuado. Además hay muchas industrias pequeñas, como por ejemplo las de limpieza en seco que utilizan estos productos y eliminan el producto usado vertiendo de forma regular pequeñas cantidades al desconocer los peligros que reporta. Es de notar que el MCL permitido para ciertos productos por la EPA es de 5mg por litro, con lo que con muy pocos bidones se puede producir una mancha de contaminación muy extensa. En el Valle de San Fernando en California, que es una de las zonas donde se ha producido una contaminación más seria de solventes clorados ha sido por su uso en la industria aeronáutica, y también en industrias pequeñas como son las de lavado en seco.

Inventario permanente de fuentes de contaminación.

Es recomendable establecer inventarios perma-

mentos y actualizados de fuentes de contaminación que contengan no sólo las fuentes tradicionales como descargas industriales, vertederos, tanques de almacenamiento subterráneo de productos químicos y petrolíferos, insecticidas, herbicidas y fungicidas, sino también otros contaminantes que se utilizan de forma significativa, como en transporte, operaciones de perforación, o minería, u otros. Habría que prestar una atención especial a posibles actividades contaminantes desaparecidas, como vertederos clausurados o fábricas inactivas en las que se hayan empleado solventes u otros productos tóxicos.

COMPLEJIDAD Y DIFICULTAD DE LA PROTECCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS.

El agua subterránea en una sociedad desarrollada está afectada por multitud de actividades que pueden contaminar el agua y hacer difícil el desarrollo de programas efectivos de protección de los acuíferos. Los intereses y aspectos sociales, administrativos, económicos y legales complican aun más la situación por el gran número de actores y actividades que intervienen en la mayoría de los casos. Además la existencia de otros programas para proteger otros sectores del medio ambiente complica los esfuerzos que hay que realizar para conseguir que sea prioritaria la protección de las aguas subterráneas coordinándola con una protección ambiental integrada NRC (1986).

La distribución por el territorio de las actividades potencialmente contaminantes y las implicaciones que ocasionan tanto los episodios de contaminación como las intervenciones de protección necesarias hacen imprescindible la participación de los agentes interesados y en particular de las administraciones autonómicas y locales. Estas administraciones tienen competencias y programas distintos en cada autonomía y con frecuencia no están coordinados con la administración central. Un programa para la protección del agua subterránea debe tener en cuenta la participación de estas administraciones, y como se puede mejorar la coordinación. Además el agua subterránea es afectada y afecta a otras zonas del medio ambiente, al suelo, aguas superficiales y al

aire. Los programas de contaminación del agua subterránea deben eliminar o reducir las fuentes que la contaminan. El transferir la contaminación a otro medio como el aire o aguas superficiales no resuelve los problemas, y lo contrario también es cierto.

Es muy difícil controlar todas las actividades capaces de contaminar con métodos tradicionales, pero hay que evitar por todos los medios que se contaminen las aguas subterráneas. La limpieza de suelos y acuíferos contaminados es muy cara y difícil y normalmente requiere muchos años. En algunos casos es casi imposible. En España sólo se tiene noticia de la limpieza de un vertido de gasolina en el Llobregat por la rotura de un oleoducto provocada por un acto terrorista, (CUSTODIO et al. 1993). Dado el elevado costo de estas operaciones y los fracasos obtenidos en los intentos de limpieza de muchos acuíferos han ocasionado críticas al programa Superfund en USA; lo más probable es que al menos en un futuro próximo no se realicen muchas limpiezas de acuíferos en España. También es cierto que como con otras actividades que deterioran otros componentes del medio ambiente hay una falta de solidaridad evidente. Es necesario realizar campañas bien planeadas para hacer entender cuales son los peligros de la contaminación de las aguas subterráneas y como se pueden evitar, además de campañas de concienciación ciudadana.

Se debe analizar la posibilidad de aplicar programas de educación e información e incentivos económicos para la reducción de posibles fuentes de contaminación. Para evitar la eliminación inadecuada de algunos residuos caseros y otros residuos que representan cantidades pequeñas, puede ser interesante en algunos casos usar estrategias adecuadas para su recogida.

ESTABLECIMIENTO DE PROGRAMAS DE PROTECCIÓN PERMANENTE DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS.

Además de dotar a las agencias encargadas con una estructura institucional estable; con personal con formación hidrogeológica y ambiental adecuada, es necesario establecer mecanismos y

estrategias de financiación para sostener una actividad estable. Estos han de estar adecuados a la importancia de los problemas existentes y que se prevean. Las labores a realizar por estas instituciones deben plasmarse en planes de tipo nacional. Hay que tener presente la importancia de las implicaciones y las restricciones que pueden suponer en multitud de actividades, y la necesidad de coordinación entre organismos de tipo nacional, regional y local. Para que sean creíbles y tener el apoyo ciudadano es necesaria la participación e implicación de los distintos grupos interesados para que puedan entender, apoyar y colaborar en la eficacia de los programas.

Además del control del uso del suelo, es necesario establecer, tramitar, valorar y contrastar el funcionamiento de las autorizaciones, permisos o limitaciones relativas a efluentes, zonas de descarga, regulaciones sobre normas de construcción y abandono de pozos, reciclado y reutilización del agua, para la construcción de vertederos, de impermeabilizaciones de balsas de vertido y su mantenimiento, para el riego con aguas residuales o aplicación de vertidos en el suelo. Prescribir prácticas para gestionar la contaminación no puntual. Manejo de pesticidas o productos tóxicos. Proyecto de depósitos enterrados de productos petrolíferos o químicos.

Muchas de estas actividades que deben estar sujetas a permiso o autorización administrativa, requerirán la instalación de redes de sondeos de observación de la contaminación y calidad del agua. Estas redes podrían quedar bajo la responsabilidad de los operadores de la actividad que ocasiona el vertido, con la obligación de mantenerlas y operarlas y de informar periódicamente a la Administración de su funcionamiento. Estas redes son independientes de las que la Administración decida instalar para seguimiento de las características generales de los acuíferos.

LA GESTIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN LA PLANIFICACIÓN HIDRÁULICA.

El mantenimiento de la calidad de las aguas subterráneas, y el de las superficiales, es vital en países de recursos escasos. En las zonas con escasez de recursos, el deterioro de la calidad o la contaminación representa una disminución efec-

tiva de disponibilidades, y es preciso realizar una gestión conjunta de todos los recursos que contemple tanto la cantidad como la calidad (SHUVAL 1980). La utilización conjunta de aguas superficiales y subterráneas, presenta más oportunidades para conseguir aumentar las disponibilidades y mejorar la calidad del agua (WIENER 1980). Es una postura absolutamente distinta de la que se propugna en la mayoría de las planificaciones hidráulicas, que confían para solucionar los problemas absolutamente en soluciones de tipo estructural. Esto es aun más cierto si consideramos que en la mayoría de los casos son inviables sin un fuerte subsidio la mayoría de los proyectos de riego, y los análisis económicos realizados son incompletos o sesgados.

Los programas de protección de las aguas subterráneas son sin duda la estrategia menos costosa y más favorable para la salud pública y el medio ambiente. Deben tener una autoridad legal e institucional adecuada, y estructuras estables para ser efectivos. Deben incluir a) una instrumentación legal adecuada; b) financiación asegurada a largo plazo; c) personal suficiente; y d) estrategias de operación estables y mecanismos de financiación para que la actividad perdure.

REFERENCIAS

- ADAMS, B., FOSTER, S. S. D and MICE, C. (1991). *Land surface zoning for groundwater protection*, British Geological Survey, U.K. Annual Symposium 1991. "Groundwater pollution and aquifer protection in Europe".
- ARVIN, E. and FLYVBJERG, J. (1991). *Groundwater pollution arising from the disposal of creosote waste*, Technical University of Denmark, Lyngby. Annual Symposium 1991. "Groundwater pollution and aquifer protection in Europe".
- CAPILLA, J. E., GÓMEZ-HERNÁNDEZ, J. J., and SAHUQUILLO, A. (1998) *Stochastic simulation of transmissivity fields conditional to both transmissivity and piezometric data. 2. Demonstration on a synthetic aquifer*. Journal of Hydrology 203 175-188.
- CUSTODIO, E. (1991) *Some aspects of Groundwater Pollution in Spain. The Institution of Water and Environmental Management*. Annual Symposium 1991. "Groundwater pollution and aquifer protection in Europe".
- CUSTODIO, E., CARRERA, J., SÁNCHEZ-VILA, X., MEDINA, A., MANZANO, M. y GALARZA, G. (1993) *Modeling a large oil spill in the aquifer of the Llobregat Lower Valley*, Barcelona, Environmental Pollution, ICEP 2, pp 369-376.
- D'ARRAS, D. and SUZANNE, P. (1991). *Protection des res-*

sources en eau - aspects legaux et operationnels, Lyonnaise des Eaux-Dumez, France. Annual Symposium 1991. "Groundwater pollution and aquifer protection in Europe".

FOSTER, S. S. D. (1985) *Groundwater pollution protection in developing countries. In theoretical Background Hydrogeology and Practice of Groundwater Protection Zones*. V6 IAH. International Contributions to Hydrogeology. Ed. Heise.

GEYER, W. (1998) *Out of sight, out of Time*, Civil Engineering March.

GÓMEZ-HERNÁNDEZ, J. J., CAPILLA, J. E., and SAHUQUILLO, A. (1998) *Stochastic simulation of transmissivity fields conditional to both transmissivity and piezometric data. 1.Theory..* Journal of Hydrology 203 162-174.

HARRIS, R. C. and SKINNER, A. C. (1991). *Controlling diffuse pollution of groundwater from agriculture and industry*, National Rivers Authority Severn Trent Region, U.K. Annual Symposium 1991. "Groundwater pollution and aquifer protection in Europe".

HENDERSON, T. R., TRAUBERMAN, J. y GALLAGER, T. H. (1984) *Groundwater Strategies for State Action*. The Environmental Law Institute, Washington, D.C.

HORSLEY, S. W. (1997) *California moves ahead with Wellhead/Source Water Protection Program*, Ground Water Monitoring Rewiw.

JOB, C. (1997) *Asumary of state Wellhead Protection Programs*, Ground Water Monitoring Rewiw.

KERNS, W. R. (1977) *Public Policy on Groundwater Quality Protection. Proceedings of a National Conference*. Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia.

LEGRAND, H. E. y ROSEN, L. (1992) *Common Sense in Ground-Water Protection and Management in the United States*. Groundwater. Vol. 30, nº 6.

MOPUT (1992, y 1995) *Informe sobre el Medio Ambiente en España*.

NRC (1991) *Opportunities in the Hydrological Sciences*, Committee on opportunities in the Hydrological Sciences. Water Science and Technology Board. Commission on Geosciences, Environment and Resources. National Resources Council. National Academic Press.

NRC (1986). *Ground Water Quality Protection. State and Local Strategies*. Committee on Ground Water Quality Protection. National Academy Press. Washington, D.C

NYER, E. K. y DUFFIN, M. E. (1997) *The State of the Art of Bioremediation*, Ground Water Monitoring Rewiw.

PAGE, G.W. DE. (1987) *Planning for Groundwater Protection*. Academic Press.

PANKOW, F. y CHERRY, J. A. (1995) *Dense Chlorinated Solvents and other NAPLS in Groundwater: History, Behavior, and Remediation*. Waterloo Press.

ROUX, J. C. (1991). *Evolution des pollutions d'eau souterraine en France*, Bureau de Recherches Geologiques et Minieres, France. Annual Symposium 1991. "Groundwater pollution and aquifer protection in Europe".

SAHUQUILLO, A. (1994 a) *Protección, detección y control de la contaminación de acuíferos*. En *Análisis de la contaminación de las Aguas Subterráneas*, AIH-GE.

SAHUQUILLO, A. (1994 b) *La contaminación de las aguas subterráneas. Situación en España*, Ingeniería del Agua. vol. 1 No. 3 pp 31-40.

SAHUQUILLO, A. (1994 c) *El tratamiento de las aguas subterráneas en el Plan Hidrológico Nacional*, ROP, Enero, pp 41-54.

SAHUQUILLO, A., CAPILLA, J. E., GÓMEZ-HERNÁNDEZ, J. J., ANDREU, J., (1992) *Conditional simulation of transmissivity fields honouring piezometric head data*. In: W.R. Blair, E. Cabrera(Eds) *Hydraulic engineering Software IV, Fluid Flow Modeling*, Vol II, pp. 201-214. Elsevier, Oxford.

SCHELEYER, R., MILDE, G. and MILDE, K. (1991). *Development of aquifer protection policy in Germany*, Institute for Water, Soil and Air Hygiene of the Federal Health Office, Germany. . Annual Symposium 1991. "Groundwater pollution and aquifer protection in Europe".

SHUVAL, H. (1980) *Water Quality Management under Conditions of Scarcity*. Academic Press.

SOROOSHIAN, S. (1993) *Editorial*. Water Resources Research. Vol. 29, No. 1 pp 1-3.

STAKELBEEK, A. (1991). *Groundwater pollution, control and management*, NV PWN Water Supply Company North Holland, The Netherlands. . Annual Symposium 1991. "Groundwater pollution and aquifer protection in Europe".

VARSHNEY, P., SUNTADAY TIM, U. Y ANDERSON, C. E. (1992) *Risk-Based Evaluation of Groundwater Contamination by Agricultural Pesticides*. Groundwater. Vol. 31, No. 3 pp 356-362.

WARD, C. H., CHERRY, J. A. y SCALF, M. R. (1997) *Subsurface Restoration*, Ann Arbor Press.

WIENER, A. (1980) *Levels of Control in Water Quality Management under Conditions of Scarcity*. In Shuval, H. *Water Quality Management*. Academic Press.

NORMAS DE PUBLICACION PARA LOS AUTORES

Los trabajos inéditos que se reciban para su publicación en el BOLETIN GEOLOGICO Y MINERO serán revisados por un Comité editorial que decidirá si procede su publicación.

Los autores deberán atenerse a las siguientes normas:

Texto.

El texto, que será completo (tablas, figuras, fotografías, etc), con pruebas en papel, irá acompañado de la correspondiente grabación en disquete, señalando en el mismo el programa y versión utilizados. Este texto se considerará definitivo. En él serán marcadas las fechas de recepción y aceptación.

Cuando en el trabajo se acompañen figuras, tablas y fotografías, el autor deberá dejar un pequeño espacio con indicación del lugar donde han de intercalarse, si es posible. En los originales de las mismas se reseñará el título del trabajo, así como el nombre de los autores.

Todos los trabajos en lengua española irán precedidos de un breve resumen en español e inglés o francés. Los de idiomas extranjeros lo llevarán en su idioma y también en español. Al final de los mismos, y en párrafo aparte, se incluirán las palabras clave, reservándose el último lugar para la localización geográfica, si la hubiere.

En todo momento los autores conservarán una copia del texto original y figuras.

Idiomas.

Excepcionalmente podrán publicarse trabajos en otros idiomas (preferiblemente inglés o francés), siempre que abarquen temas sobre España.

Referencias.

Se incluirá al final de cada trabajo la relación de las obras consultadas por orden alfabético de autores, empleándose las normas y abreviaturas usuales.

Parte gráfica.

La parte gráfica vendrá preparada para ser reproducida a las anchuras máximas de 80 mm. (una columna) y 170 mm. (doble columna). Se evitará en lo posible la inclusión de encartes, así como se reducirá a lo indispensable el número de figuras, tablas y fotografías. En las ilustraciones a escala, ésta se expresará solamente en forma gráfica, con objeto de evitar errores en caso de reducir el original. Todas las figuras irán numeradas correlativamente según su orden de inserción.

Las figuras serán originales y nunca copiativos, delineadas con tinta china sobre papel vegetal. Las tablas, bien presentadas para su reproducción fotográfica. Las fotografías serán positivos en blanco y negro sobre papel brillo y excepcionalmente en color (positivo en brillo o transparencia).

Pruebas.

Serán enviadas a los autores para que realicen las correcciones de erratas de imprenta producidas en la composición, no admitiéndose modificación alguna, adición o supresión al texto original.

Las pruebas serán devueltas por el autor en el plazo máximo de diez días, pasados los cuales la Redacción decidirá entre retrasar el trabajo o realizar ella misma la corrección, declinando la responsabilidad por los errores que pudieran persistir.

Los originales de texto y figuras quedarán en poder de la Redacción.

Tiradas aparte.

Se asignan 30 tiradas aparte con carácter gratuito por trabajo publicado. Cuando el autor desee un número mayor del indicado deberá hacerlo constar por escrito en las pruebas y abonar el precio de este excedente.

La Redacción del BOLETIN GEOLOGICO Y MINERO introducirá cuantas modificaciones sean necesarias para mantener los criterios de uniformidad y calidad del mismo. De estas modificaciones se informará al autor.

Toda la correspondencia referente a las publicaciones
deberá dirigirse a:
Leopoldo Aparicio Ladrón de Guevara
Jefe del Servicio de Publicaciones
Instituto Tecnológico Geominero de España
Ríos Rosas, 23. 28003-Madrid

INSTITUTO TECNOLÓGICO GEOMINERO DE ESPAÑA

Finalidad:

*Investigación, Desarrollo Tecnológico y Asistencia técnica en Geología, Minería
Agua subterráneas, y Disciplinas conexas*



GEOLOGIA

MAPA GEOLOGICO NACIONAL (MAGNA)
ESTUDIOS GEOLOGICOS Y CARTOGRAFIA TEMATICA
GEOLOGIA MARINA



RECURSOS MINERALES

EXPLORACION MINERA E INVESTIGACION DE YACIMIENTOS
METALOGENIA Y CARTOGRAFIA METALOGENETICA
EVALUACION DE RESERVAS E INVENTARIO DE RECURSOS
PROCESOS, TECNOLOGIA Y ECONOMIA MINERAS
NORMATIVA Y SEGURIDAD MINERA



AGUAS SUBTERRANEAS

CARTOGRAFIA HIDROGEOLOGICA
PROTECCION DE RECURSOS HIDROGEOLOGICOS
EVALUACION Y CONTROL DE ACUIFEROS SUBTERRANEOS
RECURSOS GEOTERMICOS



INGENIERIA GEOAMBIENTAL

RIESGOS GEOLOGICOS
RESTAURACION DEL MEDIO AMBIENTE MINERO
GEOTECNIA Y GEOLOGIA APLICADA A LA INGENIERIA
ESTUDIOS MEDIOAMBIENTALES



LABORATORIOS Y ENSAYOS

ANALISIS QUIMICOS Y MINERALOGICOS
GEOQUIMICA BASICA Y APLICADA
GEOFISICA Y TELEDETECCION APLICADA
ENSAYOS MINERALURGICOS Y GEOTECNICOS
CARACTERIZACION DE ROCAS Y MINERALES INDUSTRIALES
SONDEOS MECANICOS Y ENSAYOS DE BOMBEO



INFORMACION, DOCUMENTACION Y BANCO DE DATOS

FONDOS DOCUMENTALES Y BASES DE DATOS
LITOTECA
SISTEMAS DE INFORMACION Y COMUNICACIONES



SERVICIO DE PUBLICACIONES

CARTOGRAFIA TEMATICA A DIVERSAS ESCALAS
PUBLICACIONES SOBRE GEOLOGIA, MINERIA Y CIENCIAS CONEXAS
«BOLETIN GEOLOGICO Y MINERO»
«REVISTA ESPAÑOLA DE MICROPALAEONTOLOGIA»



MUSEO GEOMINERO

PALEONTOLOGIA Y MINERALOGIA
CATALOGACION Y GESTION DE COLECCIONES GEOLOGICAS
EXPOSICIONES: TEMPORALES Y PERMANENTES
DIVULGACION CIENTIFICA