40045

Temas Actuales de la Hidrología Subterránea

Emilia Bocanegra
Alicia Rapaccini
Editores

CONSEJO FEDERAL DE INVERSIONES
BIBLIOTECA
Dr. Manuel Belgrano

1881

H 1112
+12

Universidad Nacional de Mar del Plata

CFI
Consejo Federal de Inversiones

Primera Edición: Septiembre de 1994

Universidad Nacional de Mar del Plata
Diagonal J.B. Alberdi 2695 - 7600 - Mar del Plata
Consejo Federal de Inversiones
Calle 3 Nº 693 - 1900 - La Plata

Diseño de Texto: Emiliano Mugica

Diseño de Tapa: Area de Armado, Diseño y Composición Gráfica de la UNMdP.

Impreso en el Departamento de Servicios Gráficos de la UNMdP.

40045

Presentación

En este volumen se recogen las conferencias presentadas en el Seminario Hispano Argentino sobre Temas Actuales de la Hidrología Subterránea desarrollado en Mar del Plata del 20 al 23 de setiembre de 1993. Este evento científico se realizó en virtud del Proyecto de Investigación de la Agencia Española de Cooperación Internacional suscripto entre el Centro de Geología de Costas y del Cuaternario de la Universidad Nacional de Mar del Plata y el Departamento de Ingeniería del Terreno y Cartografía de la Universidad Politécnica de Cataluña, y fue organizado en forma conjunta con el Consejo Federal de Investigaciones.

Los principales objetivos planteados fueron: actualizar la formación de recursos humanos en hidrografía subterránea, favorecer el intercambio de experiencia entre especialistas y consolidad lazos personales e institucionales argentino-españoles y argentinos entre sí.

La modalidad del Seminario incluyó la presentación de conferencias sobre Aspectos metodológicos y conceptuales y sobre Casos de estudio - contenidas en este volumen -, y el desarrollo de Talleres en los cuales se abordaron y debatieron temáticas específicas.

La concurrencia de más de 100 participantes provenientes de la mayor parte de las provincias del territorio argentino, dedicados tanto a la investigación como a la explotación y manejo de los recursos hídricos, puso de manifiesto el interés y convocatoria de este encuentro científico.

Las conclusiones mas importantes fueron la necesidad de generar mas información básica y de continuar con la actualización metodológica con especial énfasis en las técnicas cuantitativas, la decisión de realizar periódicamente este Seminario y de promover la creación del Grupo Argentino de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos, cuyo Comité Nacional a la fecha de publicación de este libro "ya ha sido constituido".

Queremos expresar nuestro agradecimiento al Instituto Nacional de Ciencia y Técnicas Hídricas y a la Comisión de Investigaciones Científicas de la provincia de Buenos Aires que contribuyeron con este evento y muy especialmente a todos los participantes por su espíritu de amistad e interés científico.

Emilia Bocanegra & Alicia Rapaccini
Editores

El agua es un recurso imprescindible para el desarrollo de la vida; las actividades humanas no deben comprometer su calidad, ni el uso que de ella puedan hacer las generaciones venideras.

ÍNDICE

PREÁMBULO 9

ASPECTOS CONCEPTUALES Y METODOLÓGICOS 13

GIS en hidrología (A. Vargas Araníbar) 15

Interpretación de sondeos eléctricos verticales. Compatibilización de resultados con otras evidencias geohidrológicas (A. Rapaccini; B. Calvetty Amboni y R. González Arzac) 23

Métodos estadísticos y geoestadísticos (J. Samper) 37

Hidrogeoquímica e isotopía ambiental (E. Custodio) 61

Modelos de acuíferos (J. Samper) 79

Técnicas de estudio en llanuras (E.J. Usunoff) 103

Procesos de contaminación de la zona no saturada (J. Samper) 119

Procesos de contaminación del agua de la zona saturada (E. Custodio) 139

Contaminación de aguas subterráneas inducida por la explotación (E. Custodio) 161

Hidrogeología, vertidos de salmueras de petróleo y protección de acuíferos en el oeste de Argentina (C. Wetten) 177

Hidrología urbana. Incidencia ambiental del crecimiento de las grandes ciudades sobre las condiciones hidrológicas naturales (J. Dolz) 195

Planificación y legislación en el manejo de las aguas subterráneas (M.A. Hernández) 201

Pasado, presente y futuro de la hidrología subterránea en la Provincia de Buenos Aires, (República Argentina) (J. Sala y A. Rojo.) 209

Gestión y protección de acuíferos (E. Custodio) 225

CASOS DE ESTUDIO 245

Determinación de la profundidad del basamento resistivo mediante el método SEV (B. Calvetty Amboni y A. Rapaccini) 247

Aspectos hidrogeológicos e interpretación de una nueva característica formacional de subyacencia del acuífero Puelches, Provincia de Buenos Aires, Argentina (J.N. Santa Cruz) 261

Ejemplos de aplicación del análisis multivariado en estudios hidroquímicos (E.J. Usunoff) 273

Técnicas de estudio en la llanura. Caso: Noroeste de la Provincia de Buenos Aires (E. Kruse) 287

Investigaciones geohidrológicas en la Provincia de Entre Ríos (M. Filí; O. Tujchneider; M. Pérez y M. Paris) 299

Estudio de la dinámica de las aguas subterráneas del sistema hidrotermal profundo de la región de Bahía Blanca: utilización de isótopos ambientales (A.G. Bonorino) 315

Ambientes hidrogeológicos y los riesgos de contaminación en la Provincia de Tucumán (A. Tineo; C. Falcón; J. García; G. Galindo; C. D'Urso y G. Rodríguez) 331

Modelación hidrogeoquímica de los procesos de salinización del acuífero de Mar del Plata, Argentina (E. Bocanegra) 349

Estudio del impacto del sitio de disposición final de residuos sobre el agua subterránea y criterios para la localización de futuros rellenos sanitarios en el Partido de General Pueyrredón (D. Martínez y H. Massone) 361

Análisis ambiental en relación al estado del suelo y del agua subterránea en una refinería de petróleo del conurbano bonaerense (M.P. Auge) 383

Acuíferos costeros de alta vulnerabilidad. Consideración del factor hidrogeológico para el ordenamiento ambiental: Pinamar, Provincia de Buenos Aires, República Argentina (R. González Arzac; A. Vizcaíno; R. Garay; G. Remorini; R. Pérez Spina y F. Campos Alfonso) 397

PREÁMBULO

El Seminario Hispano-Argentino sobre Temas Actuales de la Hidrología Subterránea, que tuvo lugar en Mar del Plata del 20 al 23 de septiembre de 1993, es un importante hito para la Hidrogeología Argentina y también para las tradicionalmente fructíferas relaciones entre los especialistas argentinos y españoles. Así se justifica la presente publicación y el apoyo recibido de la Universidad Nacional de Mar del Plata y del Consejo Federal de Inversiones.

Varios aspectos concurren en dicho evento que lo hacen especialmente relevante:

a) la significativa contribución de trabajos teóricos y aplicados,

b) la notable asistencia de hidrogeólogos argentinos, una fracción muy numerosa del total de profesionales del pais y posiblemente la mayor conseguida hasta el momento, con participación de las Provincias en que las aguas subterráneas son un recurso esencial para la población y la economía,

c) el trabajo conjunto de diversos organismos, que han puesto en común sus medios humanos y materiales, principalmente la Universidad Nacional de Mar del Plata a través del Centro de Geología de Costas y del Cuaternario, y el Consejo Federal de Inversiones,

d) la colaboración con la Universidad Politécnica de Cataluña, a través del Departamento de Ingeniería del Terreno y Cartográfica de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos Canales y Puertos y del Centro Internacional de Hidrología Subterránea, bajo los auspicios de Instituto de Cooperación Iberoamericano de la Agencia Española de Cooperación,

e) la germinación de una voluntad de futuras reuniones periódicas, en lugares diversos de la geografía argentina, para intercambio de ideas, experiencias entre profesionales, investigadores y docentes acerca de los temas que reclama el desarrollo sostenible del país, y para la incorporación a las líneas de trabajo internacionales. A este respecto las vias de encuadre como Grupo Argentino de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos, nacidas durante la reunión con el apoyo de los miembros del grupo español presentes, es un paso importante adicional a los frutos técnicos y científicos de la propia reunión.

El presente volumen, que recoge las diferentes comunicaciones presentadas

al Simposio, comprende siete comunicaciones metodológicas o de revisión del estado del arte más otra acerca de un ejemplo particular de hidrología urbana, preparada por los participantes españoles, y treinta y dos comunicaciones de los expertos argentinos sobre temas diversos en relación con la problemática hidrogeológica y de la hidrología subterránea específica del pais. Las grandes líneas estan dentro de la temática del Simposio, que pone el énfasis en los temas actuales.

Temas actuales son tanto los que tratan aspectos de desarrollo científico y tecnológico, como los de aplicación de métodos que permiten un análisis conceptual y/o cuantitativo cada vez más ajustado a la realidad que se quiere valorar, como la puesta en relieve de problemas específicos de la hidrología subterránea en las circunstancias reales y locales en que debe producirse la evaluación, explotación, gestión y protección.

Los temas abordados son diversos

- Reconocimiento (cartografía, geofísica, caracterización del medio) (4 comunicaciones)
- Caracterización del flujo del agua subterránea (geoestadística, modelación, recarga) (3 comunicaciones)
- Caracterización hidrogeoquímica del medio acuífero (3 comunicaciones)
- Contaminación y protección ante la contaminación de los acuíferos (6 comunicaciones)
- Hidrogeología regional (problemas regionales, hidrogeología de llanuras) (5 comunicaciones)
- Gestión (aspectos legales, conservación de infrastructuras, operación) (3 comunicaciones)

Siguiendo las pautas mundiales, los temas de contaminación y conservación muestran mayor representación que los otros y ello refleja que ya no es el desarrollo del recurso de agua subterránea la preocupación dominante - el nivel de conocimiento es ya significativo y se han realizado numerosas inversiones para la captación y puesta a disposición - sino la conservación de ese recurso y su uso sostenible frente a acciones de matiz oportunista y especulativo. No obstante, no se refleja aún la tendencia clara a la cuantificación del conocimiento frente a la descripción de situaciones, y a aspectos en relación con la conservación medio-ambiental.

El contenido global ofrece numerosos puntos de interés, si bien hay temas tratados con menor insistencia (como el de la hidrología subterránea en grandes llanuras) o algunas de en las variadas circunstancias hidrogeológicas que ofrece la amplia gama de situaciones de Argentina. Si el presente volumen es el primero de una serie de sucesivos encuentros periódicos en los que los profesionales de la amplia geografía argentina puedan participar, cabe esperar que los vacios se llenen, que la panorámica se complete, que la diversidad quede reflejada y que el progreso evolutivo que necesariamente se va ha producir quedará plasmado. Tal ha sucedido con las sucesivas adiciones de los Simposios de Hidrogeología que vienen teniendo lugar en

España desde 1976, los que se complementan con las reuniones de temas más específicos, que desarrollan aspectos especiales de interés específico del país, en su realidad física o en su evolución administrativa, legal, gerencial y social.

Cabe considerar los aspectos generales de los recursos de agua subterránea como fuente de satisfacción de las necesidades vitales y económicas del hombre, y de conservación del habitat, y en un contexto de desarrollo equilibrado y sostenible, con actuaciones que hagan óptimo el aprovechamiento del recurso hídrico, en sí mismo y en relación con los otros componentes del ciclo hidrológico - incluyendo la reutilización y la rehabilitación de lo dañado - además de hacerse detrayendo a los limitados recursos económicos de que dispone la sociedad solo los estrictamente necesarios, en un plan de inversiones escalonado, y de forma a no trasladar a generaciones futuras las cargas no productivas de actuaciones cuyo beneficio se limita al presente. A estos aspectos de interés general para cualquier país se unen los de matriz propiamente argentino, pero que no sólo son interesantes para la solución de los propios problemas en su contexto real, sino que además son fuente de conocimiento y de líneas de posibles soluciones para otros paises y regiones cuando las circunstancias son semejantes o mediante la aplicación de los principios que se deriven.

Algunos problemas de relevancia, que se configuran ya en algunas de las comunicaciones reunidas en el presente volumen - y que han sido objeto de discusiones en eventos precedentes y que en cierto modo han propiciado el que aquí se considera - se enumeran a continuación:

- explotación y gestión de acuíferos costeros en áreas llanas litorales con cordones dunares, tanto en cuanto a la contaminación salina marina y por evaporación, como por las actividades agrícolas y la acción de la población residente,
- estudio y utilización de los acuíferos de llanura en relación con la compleja hidrología regional, y también como elemento de suministro de agua potable. Ambos estan condicionados por la existencia de flujos locales ligados al microrelieve, y por flujos regionales que suponen tiempos de residencia del agua en el terreno muy dilatados, con los subsiguientes problemas de salinidad y la posible incorporación de substancias minerales tóxicas en las peculiares circunstancias de los sedimentos existentes. Elementos de gestión tales como drenaje selectivo y recarga artificial mediante modificación del relieve pueden tener relevancia especial y ser ejemplos de gran interés,
- incremento de la recarga en acuíferos pedemontanos sometidos a explotación intensa, mediante obras que favorezcan la infiltración de aguas permanentes y ocasionales en los cauces aluviales y conos de deyección,
- gestión de los residuos de población e industriales de modo que, siendo economica y socialmente viable, respete la calidad de los acuíferos extensivos que subyacen.
- evaluación de recursos de agua subterránea en zonas áridas

cordilleranas y su uso sostenible como medio de mantenimiento y mejora de la ocupación humana del territorio,

- especial problemática de los recursos de agua en áreas frías sometidas a acciones climáticas extremas, como las de las regiones australes y antárticas.

Esta breve relación, muy incompleta y posiblemente sesgada, no es más que un botón de muestra de un amplio abanico que se vislumbra ya en el contenido del texto, y que además se complementa con otros aspectos que no son los de la mera consideración del flujo del agua y del transporte de solutos, pero no por ello menos importantes - en ocasiones los más condicionantes - y que por supuesto forman también parte de la hidrogeología en su contexto amplio, necesario para un servicio a la humanidad. Tales son los aspectos económicos, legales, administrativos y sociales, además de los medioambientales y aquellos otros que establecen el nexo de relación con los otros componentes del ciclo hidrológico.

Cabe aquí resaltar la colaboración y trabajo entusiasta y decidido en la preparación del Simposio, en su realización y en la edición del presente volúmen de un conjunto de profesionales a los que seria largo nombrar, pero que estan en la mente de todos. A ellos cabe expresarles el sincero agradecimiento, con especial énfasis en la Ingeniero Emilia Bocanegra y en el Licenciado Ricardo González Arzac.

Barcelona/Mar del Plata, abril de 1994

Emilio Custodio

Aspectos Conceptuales

y Metodológicos

GIS EN HIDROGEOLOGÍA

Lic. Adrián Vargas Aranibar
Investigador C.R.A. - I.N.C.Y.T.H.

Normalmente los estudios de aguas subterráneas generan una gran cantidad de información, que necesariamente debe ser procesada y presentada en una forma comprensible de rápida visualización, como un modo práctico para la identificación y análisis de los patrones fundamentales de los datos obtenidos.

La visualización de los datos, significa crear una forma de presentación de los mismos, mediante el uso de técnicas que permitan la generación de: gráficos estadísticos, distribuciones espaciales de atributos o variables, caracterización de áreas homogéneas, etc., es decir representar datos numéricos abstractos o concretos en forma gráfica.

La visualización científica proporciona a los investigadores una herramienta invalorable para la comprensión y el discernimiento científico. Pero esta herramienta es más que una simple representación visual de los datos que provienen de mediciones o cálculos; porque también se visualizan los datos mientras se efectúa el cálculo.

Utilizando esta metodología se pueden condensar enormes cantidades numéricas en una imagen, o en una serie de imágenes a través del tiempo. Esta capacidad es vital para los estudios hidrogeológicos y para la comunicación de los mismos.

En los últimos años ha surgido una generación de científicos que confía en la computadora como la principal herramienta para sus investigaciones. Estos desarrollan modelos matemáticos para simular el comportamiento de los fenómenos que estudian. Trabajan en laboratorios numéricos, con entorno de estaciones de trabajo gráfico (networks) que pueden o no estar conectadas mediante red a grandes computadoras (mainframe).

Los hidrogeólogos, nos hemos quedado al margen de esta nueva tendencia y es así como, en la actualidad, es cada vez mayor la utilización de la cartografía digital aplicada a las aguas subterráneas. Los investigadores y los tecnólogos expertos en visualización -que comúnmente integran equipos interdisciplinarios- colaboran estrechamente. El resultado de esto es la provisión de herramientas efectivas y reutilizables por otros investigadores en otras áreas de investigación.

De esta manera se tornó interesante el uso de los sistemas de información geográfica (GIS) aplicados a hidrogeología, como una manera relativamente cómoda, para la manipulación de la información obtenida en los inventarios de

pozos y perforaciones, y en el modo de presentar los resultados de los análisis efectuados a través de los mapas hidrogeológicos.

Hasta hace poco tiempo, la disponibilidad de software comercial para el análisis científico era limitada. Pero actualmente, la tecnología de visualización por computadora, se ha desarrollado de tal manera que tanto hardware como software son relativamente accesibles.

Las computadoras pueden crear sistemas gráficos complejos que permiten examinar datos. La potencia y flexibilidad de un sistema de visualización depende de la arquitectura de software desarrollada por el diseñador. Sin embargo, cualquiera sea la arquitectura del diseño, el software de visualización básico tiene cuatro tipos de herramientas o rutinas, que se vinculan para producir una imagen. Esta incluye herramientas para cargar, transformar, convertir y controlar datos.

Las herramientas de carga leen datos de un archivo y construyen una estructura interna para retenerlos. Las herramientas de transformación operan sobre los datos y los depuran. Algunas transformaciones pueden ser tan simples como esfumar los datos promediando con los vecinos; otros pueden crear nuevos conjuntos de datos (por ej.: buscar las líneas de nivel que unen valores iguales). Las herramientas de conversión utilizan algoritmos de transformación y de línea oculta para convertir la información en imágenes. Finalmente, con las herramientas de control se pueden modificar las acciones de las otras herramientas. Quienes trabajan con visualización, por lo general, desean modificar imágenes y observar los resultados de diferente manera.

Un sistema de información geográfica, es un sistema de visualización asistido por computadora para: el acceso, almacenamiento, análisis y exhibición, por pantalla o impresora color, de los datos geográficos. Hoy en día hay una gran variedad de programas disponibles para asistir esta actividad, muchos de ellos son verdaderos GIS. Sin embargo, existen diferencias entre ellos verdaderamente significativas, en parte por la manera de presentar y trabajar con los datos geográficos, y también por el énfasis que ponen en determinadas operaciones, así por ejemplo, algunos como ARC-INFO, o ERDAS, tienen su potencialidad en el análisis de determinadas imágenes satelitales y otros, como WODITEM, están diseñados para una determinada actividad hidrológica que es la elaboración, análisis y obtención de datos para la simulación matemática de la hidrología nival. No obstante, la habilidad y necesidad de uso de estos paquetes hacen que se tornen versátiles para otras nuevas aplicaciones.

Los GIS están diseñados generalmente en forma modular, permitiendo su uso en distintos contextos. Pero, la parte más importante de éstos es la base de datos espaciales y sus atributos. Estos archivos de entrada al sistema pueden ser generados por medio de: sensores de percepción remota, programas de planillas de cálculo y gestores de bases de datos, o mediante el uso de sistemas de digitalización.

Las ventajas que tienen estos GIS son:

- Almacenar datos en una forma física compacta (archivos magnéticos).
- Almacenar y extraer los datos a un bajo costo por unidad de dato.

- Disponer de una gran cantidad de herramientas para cálculos con los datos, mediciones en mapas, superposición de mapas y obtención de nuevos mapas, transformaciones booleanas y escalares con mapas, diseño gráfico y manejo de base de datos.
- Análisis rápido e iterativo en el monitoreo de modelos conceptuales (por ej.: la susceptibilidad acuífera a la contaminación). Facilitando la evaluación científica o el criterio de policía para extensas áreas en períodos cortos de tiempo.
- Análisis eficiente de los cambios que se producen en dos o más períodos.
- Diseñar gráficos automática e interactivamente, a través de las herramientas de dibujo aplicados a la producción cartográfica.
- Elaboración cartográfica realizada a un costo eficiente, considerando la variación de escala con que se puede reproducir, la visualización previa en pantalla para efectuar las correcciones necesarias, el análisis y elaboración automática de las características morfométricas del terreno, etc.
- Integrar la colección de datos con el análisis espacial y los procesos de tomas de decisiones, en el contexto del flujo de información en común. Esta es una gran ventaja en términos de eficiencia y responsabilidad.

Aunque por lo general se considera a un GIS como un simple software, estos tienen, como se mencionó anteriormente una variedad de distintos componentes (fig. 1). Si tomamos un GIS, como por ejemplo IDRISI, se puede reconocer, entre los más importantes, a:

- Base de datos de atributos y ubicación espacial.
- Sistema de representación geográfica.
- Sistema de digitalización de mapas.
- Sistema de manejo de bases de datos.
- Sistema de análisis geográfico.
- Sistema de procesamiento de imágenes.
- Sistema de análisis estadístico.

- **La base de datos** es el corazón del GIS, en ellos se almacena la información necesaria para el posterior tratamiento. Tiene dos componentes fundamentales, la base de datos de valores, o características de una o más variables y la base de datos de localización espaciales de los mismos. Sin embargo hay un tercer componente de particular relevancia en GIS aplicado a aguas subterráneas, que es la variación en el tiempo.

  La figura 2 muestra, en un diagrama conceptual, la relación entre los tres elementos (localización de los datos, atributo de los datos y el tiempo). En este diagrama se puede observar que el manejo espacial de los datos puede tornarse verdaderamente complejo si los datos de localización y los datos de los atributos cambian independientemente uno de otro con respecto al tiempo. Por lo tanto, el manejo efectivo de los datos de atributos necesariamente tiene que ser una variable dependiente de los datos espaciales. Y si la ubicación espacial de los

SISTEMA DE INFORMACION GEOGRAFICO

COMPONENTES DE UN G.I.S.

- BASE DE DATOS ESPACIALES Y ATRIBUTOS
- SISTEMA DE REPRESENTACION GEOGRAFICA
- SISTEMA DE DIGITALIZACION DE MAPAS
- SISTEMA DE MANEJO DE BASE DE DATOS
- SISTEMA DE ANALISIS GEOGRAFICO
- SISTEMA DE PROCESAMIENTO DE IMAGENES
- SISTEMA DE ANALISIS ESTADISTICO

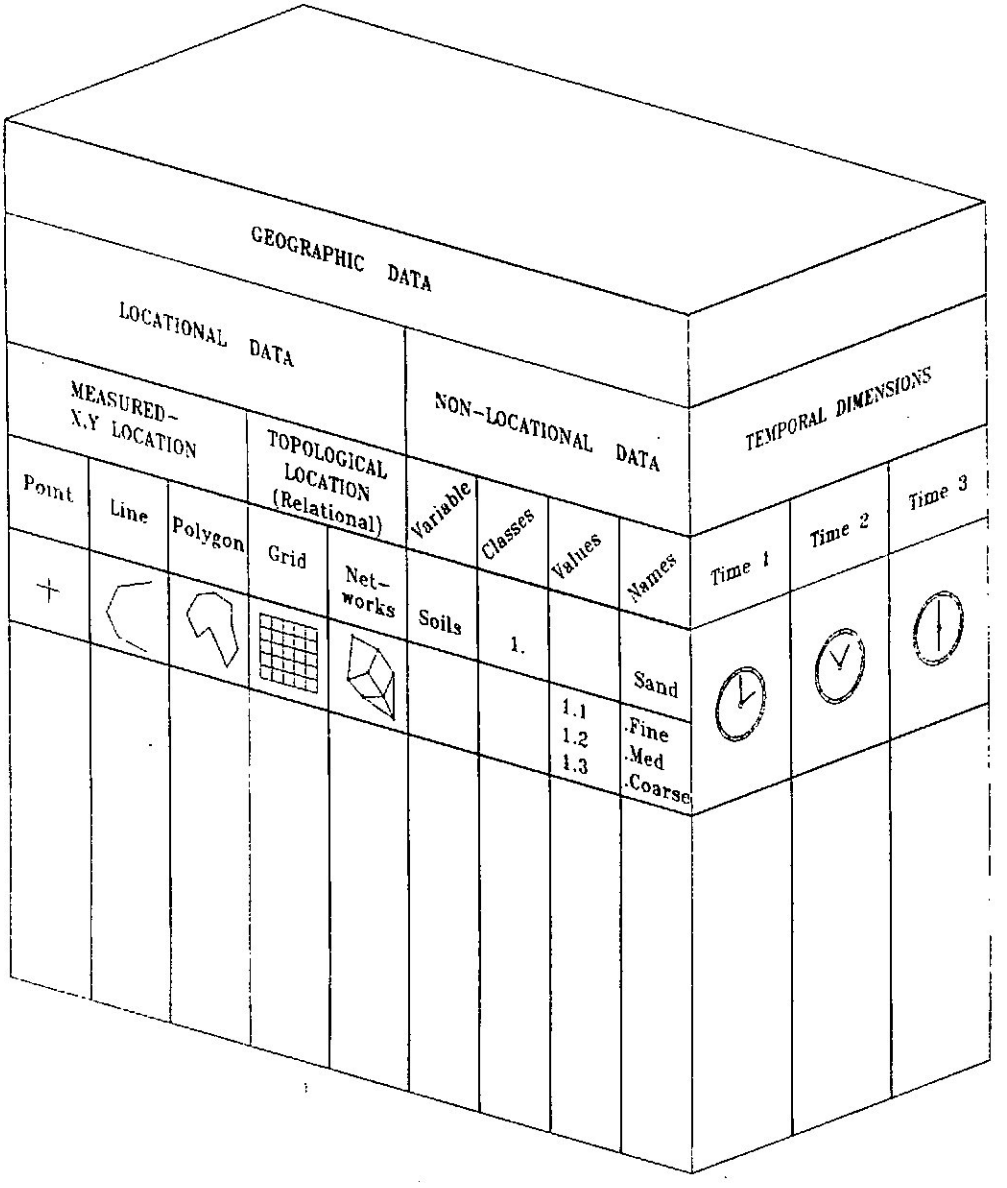
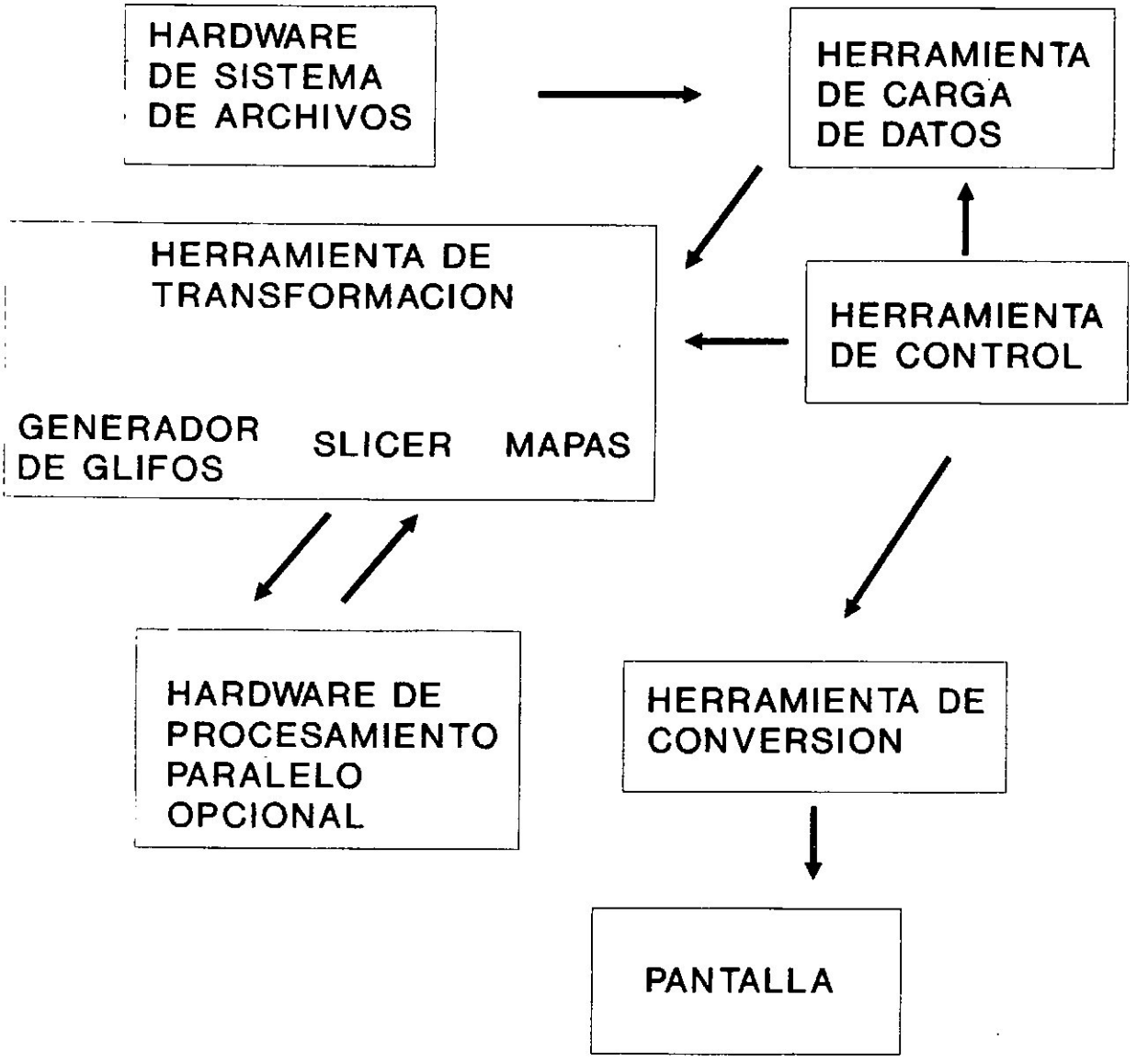


FIG. 2 THREE CONCEPTUAL COMPONENTS OF A GEOGRAPHIC BASED INFORMATION SYSTEM

ARQUITECTURA DE UN SISTEMA DE VISUALIZACION



atributos, se efectúa con respecto a coordenadas geográficas, entonces el conjunto se denomina **base de datos georeferenciales.**

- **El sistema de representación geográfica**, toma elementos seleccionados de la base de datos y reproduce mapas en pantalla, impresora color o plotter, en una gran variedad de formas y escalas.
- **El sistema de digitalización de mapas**, es la herramienta más esencial, después de la representación cartográfica. Con la digitalización de un mapa clásico se puede generar una forma digital del mismo, el que puede ser almacenado en el soporte magnético como archivos vectoriales, y posteriormente transformado en archivos rasterizados.
- **El sistema de análisis geográfico**, es una poderosa herramienta para la obtención de información posterior a la gestión de la base de datos y su representación cartográfica. A través de él se puede obtener los valores de variables de cualquier punto en el mapa elaborado, debido a que el proceso del GIS ha generado una interpolación con la información original, y los nuevos datos generados, también han sido identificados con datos de ubicación espacial. Además, la mejor aplicación que tiene esta herramienta, es la superposición (overlay) de mapas, y, las operaciones que se realizan entre ellos para la obtención de nuevos mapas con características definidas.
- **El sistema de procesamiento de imágenes**, es un elemento esencial de un GIS para el análisis de imágenes obtenidas a través de la percepción remota satelital, tales como las imágenes Landsat o Spot, pudiéndolas convertir en mapas interpretados y clasificados en distintos tipos de características definidas. En la actualidad es quizás la herramienta más importante de un GIS, tal es así que las distintas prestaciones en el manejo de imágenes satelitales, marcan la diferencia entre ellos y por supuesto en el precio de los mismos.

La presentación del producto obtenido con un GIS tiene distintas características, que también marcan la desigualdad entre ellos. En principio se puede mencionar que hay dos tipos de archivos generados por los mismos. Los primeros son denominados archivos o mapas vectoriales, que representan puntos, líneas y polígonos irregulares, y los segundos son los mapas rasterizados, es decir que la información dispersa e irregular ha sido sistematizada y encuadrada en damero cuadricular o grilla regular donde cada uno de los espacios regulares denominados pixeles, son ahora los que tienen la característica definida por los atributos. Esto también se refleja en el tamaño de archivo generado, donde comúnmente los de mayor volumen corresponden a los de tipo ASCII, en comparación a los archivos binarios de menor tamaño. Y la otra diferencia fundamental, está en la forma de presentación de los resultados, donde la presencia de herramientas de dibujo como componentes del GIS permite elaborar mejoras al producto final. Por lo general aquéllos que tienen un precio alto tienen un módulo CAD incorporado, el que admite hacer el refinamiento correspondiente para la mejor calidad de presentación.

En conclusión, los GIS son de importante aplicación para la elaboración de la cartografía hidrogeológica. Dan lugar a la esquematización fácil y comprensible de los fenómenos espaciales que caracterizan al agua subterránea, y, la superposición de los mapas temáticos, facilita la identificación de áreas con características homogéneas, así como la retroalimentación de los bancos de datos con la

adquisición de nueva información proveniente de la elaboración e interpretación geográfica de los datos originados con el censo de pozos, ensayos de campo y análisis de gabinete y laboratorio.

INTERPRETACIÓN DE SONDEOS ELECTRICOS VERTICALES. COMPATIBILIZACIÓN DE RESULTADOS CON OTRAS EVIDENCIAS GEOHIDROLÓGICAS.

A. Rapaccini, B. Calvetty Amboni y R. González Arzac
Consejo Federal de Inversiones.
Calle 3 Nº 683. (1900) La Plata

INTRODUCCIÓN

El Sondeo Eléctrico Vertical (SEV) es el método de prospección eléctrica más utilizado en las investigaciones geohidrológicas y por lo tanto el más desarrollado desde el punto de vista interpretativo. Esto se debe, entre otras razones, a su facilidad operativa, a la sencillez del instrumental necesario para su medición, al bajo costo de los relevamientos y a su aptitud para investigar variaciones de la resistividad del subsuelo en función de la profundidad.

Existe una gran variedad de métodos para analizar los datos provenientes de la medición de un SEV, pero una vez procesados mediante alguno de ellos, inevitablemente debe intervenir el criterio personal del interpretador para elaborar, a partir de los resultados obtenidos, un modelo geoeléctrico del área estudiada.

El problema fundamental en la etapa de interpretación es la ambigüedad que puede presentar el modelo elaborado por la equivalencia entre cortes geoeléctricos diferentes y por los efectos de supresión de capas, principales dificultades en la definición del modelo más adecuado al conocimiento geológico del área estudiada.

CONCEPTOS BÁSICOS

Un Sondeo Eléctrico Vertical (SEV) consiste en una serie de mediciones de la resistividad aparente efectuadas con un dispositivo lineal, simétrico y de centro fijo, para distancias crecientes entre electrodos de corriente (Orellana, 1982). Para cada posición de los electrodos se obtendrá un valor de resistividad aparente que dependerá de la geometría del dispositivo y de la distribución de resistividades en el subsuelo. Su representación gráfica en función de la distancia representativa del dispositivo, en coordenadas logarítmicas, constituye la curva de resistividad aparente (CRA) atribuible al centro del dispositivo.

La modalidad de Schlumberger para la disposición de electrodos en el terreno es la más extendida por varias razones. Las condiciones de dispositivo límite (distancia entre electrodos de medición MN mucho menor que distancia entre electrodos de corriente AB) le dan ventajas para los tratamientos teóricos, permiten reconocer

efectos de heterogeneidades superficiales y la mayor parte de los métodos de procesamiento desarrollados corresponden a esta configuración. Desde el punto de vista práctico, su operación es mucho más sencilla y económica debido a que en cada medición se desplazan únicamente los electrodos de corriente, salvo en los puntos de empalme en los que los de potencial cambian también su ubicación respecto al centro, con lo que el número de operadores necesarios es menor.

La finalidad de un SEV es obtener la distribución de resistividades en el subsuelo heterogéneo, a partir de la CRA observada. Esto es lo que se denomina el Problema Inverso en la prospección eléctrica. Para hallar su solución es necesario resolver previamente el Problema Directo, es decir, conocida la distribución de resistividades determinar la CRA que se obtendría al medir un SEV sobre el medio considerado.

Resolver el Problema Directo implica por lo tanto conocer la distribución de potenciales eléctricos en la superficie del terreno, generados a partir de la aplicación de corriente eléctrica. Matemáticamente consiste en la resolución de la ecuación de Laplace $\nabla^2 V = 0$. Para determinar las condiciones de contorno deben hacerse suposiciones respecto a la constitución del subsuelo; por ejemplo si se considera un medio estratificado compuesto por capas horizontales homogéneas e isótropas apoyadas sobre un sustrato de espesor infinito la ecuación se resuelve muy fácilmente y una vez hallado el potencial puede encontrarse la expresión correspondiente a la resistividad aparente que para el dispositivo Schlumberger está dado por (Orellana, op.cit.)

$$\rho_a = \rho_1 r^2 \int_0^\infty F_n(\lambda)\, J_1(\lambda r)\, \lambda\, d\lambda \qquad (1)$$

donde

ρ_1 es la resistividad de la primera capa, r es la distancia a los electrodos de corriente AB/2, $J_1(\lambda r)$ es la función de Bessel de primera especie y orden cero y F_n se denomina Función Característica (FC).

La FC representa a las condiciones de contorno del problema, es decir que depende de las resistividades y los espesores de las capas que integran el corte geoeléctrico considerado.

A partir de (1) pueden demostrarse las siguientes propiedades de las CRA:

- Son continuas y con derivada continua, esto significa que son curvas suaves, sin puntos angulosos.
- En sus extremos (AB/2 →0 o ∞) tienen asíntotas horizontales determinadas por la resistividad de la primera y de la última capa del corte.
- Las pendientes ascendentes son siempre menores que la unidad.

El cálculo de la resistividad aparente a partir de (1) debe hacerse numéricamente y en la actualidad el método más adecuado es el de convolución (Ghosh, 1971 a y b) que permite reemplazar la expresión integral por una versión discretizada dada por

$$(\rho_a)_m = \sum_k a_k F(m-k) \qquad (2)$$

donde los a_k son los coeficientes de un filtro lineal.

En la bibliografía se obtiene una amplia colección de filtros de diferentes longitudes (número de términos) y diferentes intervalos de muestreo (distancia entre puntos del filtro). En general cuanto mayor sean estos dos elementos mejor será la precisión del filtro, sin embargo también será mayor el tiempo de cálculo. Los resultados de diferentes filtros aplicados a un mismo corte geoeléctrico difieren a medida que aumenta el contraste de resistividades de las capas (Díaz, 1988).

Principios de equivalencia y supresión

En teoría, el método SEV no es ambiguo, es decir que a cada corte geoeléctrico le corresponde una única CRA. Sin embargo en la práctica las curvas de campo están determinadas por puntos calculados a partir de mediciones y por lo tanto están afectados por errores de observación, es decir que los valores observados serán

$$\rho_{a\,obs\,i} = \rho_{ai} + v_i \qquad (3)$$

donde v_i representa el error en cada observación. En lugar de una curva, el resultado de la medición de un SEV está dado por una serie de segmentos de error de amplitud v_i, por los que pasan infinitas CRA.

Esto conduce al concepto de equivalencia: dos cortes geoeléctricos son equivalentes cuando, aunque difieran en los parámetros de sus capas e incluso en el número de éstas, tienen curvas de resistividad aparente que difieren entre sí en menos del límite del error experimental (Orellana, op.cit.).

El estudio de los problemas de equivalencia llevó a la definición de los denominados parámetros y funciones de Dar Zarrouk. La Resistencia Transversal Unitaria (T) y la Conductancia Longitudinal Unitaria (S) de una capa geoeléctrica están dadas por

$$\begin{aligned} \mathrm{T} &= \rho E \\ \mathrm{S} &= \frac{E}{\rho} \end{aligned} \qquad (4)$$

parámetros ambos aditivos para un conjunto de capas.

Si se expresan estos parámetros en función de la profundidad, se obtiene una función continua cuya representación gráfica es la Curva de Dar Zarrouk (CDZ) del corte geoeléctrico considerado. En ordenadas se representa la resistividad media y en abscisas la denominada pseudoprofundidad, dadas por

$$\begin{aligned} \rho_m &= \sqrt{\frac{\mathrm{T}}{\mathrm{S}}} \\ Az &= \sqrt{\mathrm{TS}} \end{aligned} \qquad (5)$$

El tratamiento del problema a partir de estos parámetros permite arribar a las siguientes conclusiones:

- Si **T** se mantiene constante en una capa tal que su **S** es mucho menor que la total de las capas suprayacentes, las CDZ de ambos cortes se mantendrán muy semejantes. En otros términos, si una capa es más resistiva que las capas adyacentes puede reemplazarse, dentro de ciertos límites, por otra con la misma **T**

(aumentar su resistividad y disminuir su espesor o viceversa) sin afectar considerablemente su CRA (*Equivalencia en* **T**).

- Si **S** se mantiene constante en una capa tal que su **T** es mucho menor que la total de las capas suprayacentes, las CDZ de ambos cortes se mantendrán muy semejantes. En otros términos, si una capa es menos resistiva que las capas adyacentes puede reemplazarse, dentro de ciertos límites, por otra con la misma **S** (variar ambos parámetros en el mismo sentido) sin afectar considerablemente su CRA (*Equivalencia en* **S**).

El cuanto al fenómeno de supresión se produce cuando una capa relativamente delgada y de resistividad intermedia entre las capas adyacentes produce muy poca influencia en la CDZ y puede pasar inadvertida en la CRA. Por ejemplo, si las tres capas consecutivas forman un corte *Tipo Q* ($\rho_{i-1} > \rho_i > \rho_{i+1}$) la capa *i* puede eliminarse si se aumentan los espesores de las *i-1* e *i+1* hasta que queden en contacto, de manera que el valor final de **T** no se altere; si el corte es de *Tipo A* ($\rho_{i-1} < \rho_i < \rho_{i+1}$) el proceso es análogo pero se debe mantener **S** en lugar de **T**.

Zohdy (1974) presenta varios ejemplos de equivalencia y supresión y propone otros métodos para hallar cortes equivalentes.

Un caso particular de supresión es el que se presenta en curvas del tipo descendente con grandes contrastes de resistividad en que es muy común encontrar equivalencia entre cortes del *Tipo QQ* ($\rho_i > \rho_2 > \rho_3 > \rho_4$) y cortes del *Tipo QHKQ* ($\rho_i > \rho_2 > \rho_3 < \rho_4 > \rho_5$). Esto ocurre cuando una capa delgada algo resistiva se intercala entre dos conductivas (capa 4 en corte QHKQ), y la consecuencia de la supresión de las capas 3 y 4 en el segundo corte, es sobrestimar la profundidad de la base conductiva (ρ_4 o ρ_5).

Ejemplos de este tipo aparecen muy comúnmente en zonas con alta resistividad en superficie (arenas secas, rodados, toscas) suprayaciendo a sedimentos finos (limos, arcillas), en los que se intercala una capa de granulometría más gruesa. Esta última puede pasar desapercibida y, si se tratase de un acuífero semiconfinado con agua de buena calidad, significaría perder información sustancial desde el punto de vista hidrogeológico.

PROCESAMIENTO DE LOS DATOS DE SEV

Existen varios métodos que pueden clasificarse en métodos gráficos y numéricos, existiendo dentro de los segundos una amplia gama de posibilidades. En esta sección se describen los más difundidos.

El método gráfico de superposición y reducción (Orellana y Mooney, 1966) se basa en la comparación de la curva que se desea interpretar con curvas teóricas de un catálogo. En cortes de muchas capas se utiliza el método de reducción, que consiste en sustituir varias capas por una sola capa ficticia, equivalente a ellas, permitiendo así el uso de curvas patrón de menor número de capas.

Entre los métodos propuestos, el más empleado es el de Ebert-Kalenov por ser el de mayor exactitud y eficacia. En la actualidad su aplicación se reduce a la obtención de un modelo preliminar, que requiere un control posterior.

Los métodos de aproximaciones sucesivas, utilizan un modelo inicial que puede obtenerse gráficamente o por estimación a partir de la información geológica. El procedimiento más difundido es el propuesto por Johansen (1975) en el que se calcula

la CRA correspondiente al modelo inicial y se la compara con la curva de campo. Si no se obtiene un ajuste adecuado se modifica uno o más parámetros del modelo, hasta conseguir un corte geoeléctrico solución cuya CRA ajuste satisfactoriamente. El número de iteraciones necesarias para encontrar dicha solución depende de lo acertado del modelo inicial y de la experiencia del interpretador.

El ajuste a partir del modelo inicial puede hacerse automáticamente aplicando los métodos clásicos del cálculo numérico de compensación de errores para problemas no lineales (Koefoed, 1979).

El método propuesto por Zohdy (1975) se basa en la similitud que, en muchos casos, presenta la CDZ con la CRA y permite obtener un corte geoeléctrico directamente a partir de la CRA sin necesidad de contar con un modelo inicial. La CRA de campo se ingresa muestreada a intervalos logarítmicos constantes; estos valores de resistividad aparente se consideran como una primera aproximación de la CDZ, es decir, se toman como si fuesen resistividades medias. Esto implica suponer que cada intervalo entre puntos muestreados consecutivos representa una capa cuyos parámetros pueden determinarse a partir de las fórmulas (4) y (5).

Una vez determinados los parámetros del corte de esta manera, se calcula la CRA teórica y se compara con la de campo. La siguiente etapa corresponde al ajuste del modelo para lo cual se supone que un pequeño cambio de la CDZ en un punto producirá un cambio de la CRA de la misma magnitud, en el punto considerado.

Otro método propuesto por Zohdy con posterioridad (Zohdy, 1989) se diferencia del anterior en que en el modelo de partida se asimila la CRA de campo a la curva de resistividad verdadera (CRV) del corte. Aplicando un desplazamiento constante a las profundidades y posteriormente modificando las resistividades, se itera hasta lograr un ajuste adecuado entre la CRA observada y la calculada para el corte interpretado.

Dadas las características de ambas metodologías propuestas por Zohdy, el modelo resultante tendrá un número de capas igual al número de puntos de la CRA ingresados. Por lo tanto habrá que reducirlo para obtener un corte geoeléctrico con sentido geológico. Este proceso se efectúa en el dominio de Dar Zarrouk.

Estos últimos métodos dan buenos resultados en la interpretación de curvas suaves; sin embargo, pueden conducir a resultados erróneos en curvas con fuertes pendientes descendentes.

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS

Los cortes geoeléctricos obtenidos a partir del procesamiento se agrupan habitualmente en secciones geoeléctricas del subsuelo. El modelo final se definirá en función de la correlación entre SEV y los datos existentes para la zona de estudio.

En casos en que no existiera otro tipo de información, las secciones geoeléctricas darán una primera aproximación a la distribución de resistividades en el subsuelo. A medida que se incorporen otras evidencias geohidrológicas, se alimenta el modelo inicial y se realizan los ajustes que sean necesarios hasta obtener el modelo geoeléctrico más adecuado.

En esta etapa es importante tener en cuenta algunas consideraciones:

- La identificación de capas geoeléctricas requiere contrastes de resistividad. Esto significa que el modelo puede no representar exactamente las variaciones

litológicas. Por ejemplo, si un espesor arenoso, saturado de agua de buena calidad, suprayace a un basamento constituido por rocas compactas, su diferenciación se hará muy difícil. Si el agua contenida en las arenas tiene altos contenidos salinos, presentará un contraste de resistividad que permitirá identificar el contacto.

- Es conveniente tratar de manera especial las curvas con grandes contrastes de resistividad. En estos casos la CRA debiera contar con una mayor densidad de puntos y para el cálculo teórico debieran utilizarse filtros de convolución largos.
- Muchas veces, a la luz de la información proveniente de las perforaciones o de la calidad química del agua se tiende a tratar de obtener un corte geoeléctrico que represente todos los parámetros. "Es recomendable no buscar en los datos lo que los datos no muestran". Seguramente habrá variaciones geohidrológicas que no pueden apreciarse en las curvas de SEV, intentar su identificación puede llevar a un modelo poco creíble.
- Al realizar un relevamiento pueden obtenerse curvas cuya morfología se aparte de la esperada. Hay una tendencia general a descalificar el dato (curvas o puntos de "mala calidad"). En todo momento debe recordarse que la mayoría de los métodos de procesamiento se basan en medios estratificados horizontalmente y los datos "malos", que generalmente se manifiestan en pendientes elevadas o puntos angulosos, pueden ser indicadores de condiciones diferentes a las preestablecidas.
- Los efectos topográficos o de heterogeneidad lateral pueden a veces confundirse con capas inexistentes. La experiencia muestra que si se tratan cuidadosamente los resultados, puede aplicarse el método SEV en zonas que se aparten de las condiciones teóricas dentro de ciertos límites.
- La medición de sondeos paramétricos (junto a perforaciones confiables) es sustancial en la elaboración del modelo final. Respecto a las tomas de resistividad (SEV sobre afloramientos) sus resistividades deben analizarse en forma relativa ya que habitualmente la respuesta puede variar cuando la formación considerada se integra al corte geoeléctrico en profundidad.

COMPATIBILIZACIÓN DE LOS RESULTADOS CON OTRAS EVIDENCIAS GEOHIDROLÓGICAS

A fin de ejemplificar algunos de los aspectos analizados en las secciones anteriores se incluyen los resultados de un trabajo realizado en el marco de los estudios geohidrológicos llevados a cabo conjuntamente con Servicios Públicos Sociedad del Estado de la Provincia de Santa Cruz (SPSE) con la finalidad de detectar y cuantificar la disponibilidad de agua para provisión a la localidad de Caleta Olivia.

Las mediciones se realizaron en el área denominada Meseta Espinosa (Figura 1), el último de los niveles terrazados situados al norte del río Deseado que culminan en la planicie costera donde se ubica la ciudad de Caleta Olivia. Al norte está limitada por el Gran Bajo Oriental, al este por varios cañadones que la disectan y al sur por El Cordón, accidente topográfico que la separa del siguiente nivel de terraza.

Se midieron 44 SEV de longitudes variables entre 800 y 2000 metros, las curvas presentan las siguientes características:

FIGURA 1 - Area de estudio (de González Arzac y otros, 1991)

- Altas pendientes ascendentes en su primer tramo, en muchos casos superiores a la unidad y máximos agudos. Esta morfología está provocada por la alta resistividad superficial de los rodados y su heterogeneidad lateral, de manera que se aparta de las condiciones teóricas; estas curvas debieron suavizarse para su procesamiento.
- Brusco descenso de la resistividad aparente con pendientes altas sin alcanzar la asíntota final. Algunas curvas presentan una leve ondulación intercalada en la rama final descendente, llegando en casos a contener un segundo máximo, más suave que el primero.

Estas características se muestran en la Figura 2 en la que se graficaron tres tipos de curvas medidas. Los ***T1 y T2*** fueron los más comunes y en algunos SEV se obtuvieron curvas del tipo ***T3***. Otras morfologías estaban presentes aisladamente.

La predominancia de curvas ***T1*** y ***T2***, llevó a suponer un modelo *KQ* (o variaciones *KQQ*, *QQ*) para la interpretación preliminar, realizada por el método gráfico. Este modelo se adaptaba a la mayoría de las curvas, permitiendo la correlación entre sondeos de un mismo perfil. Posteriormente los datos fueron procesados por el método de Zohdy (1975) con diferencias respecto de los resultados anteriores.

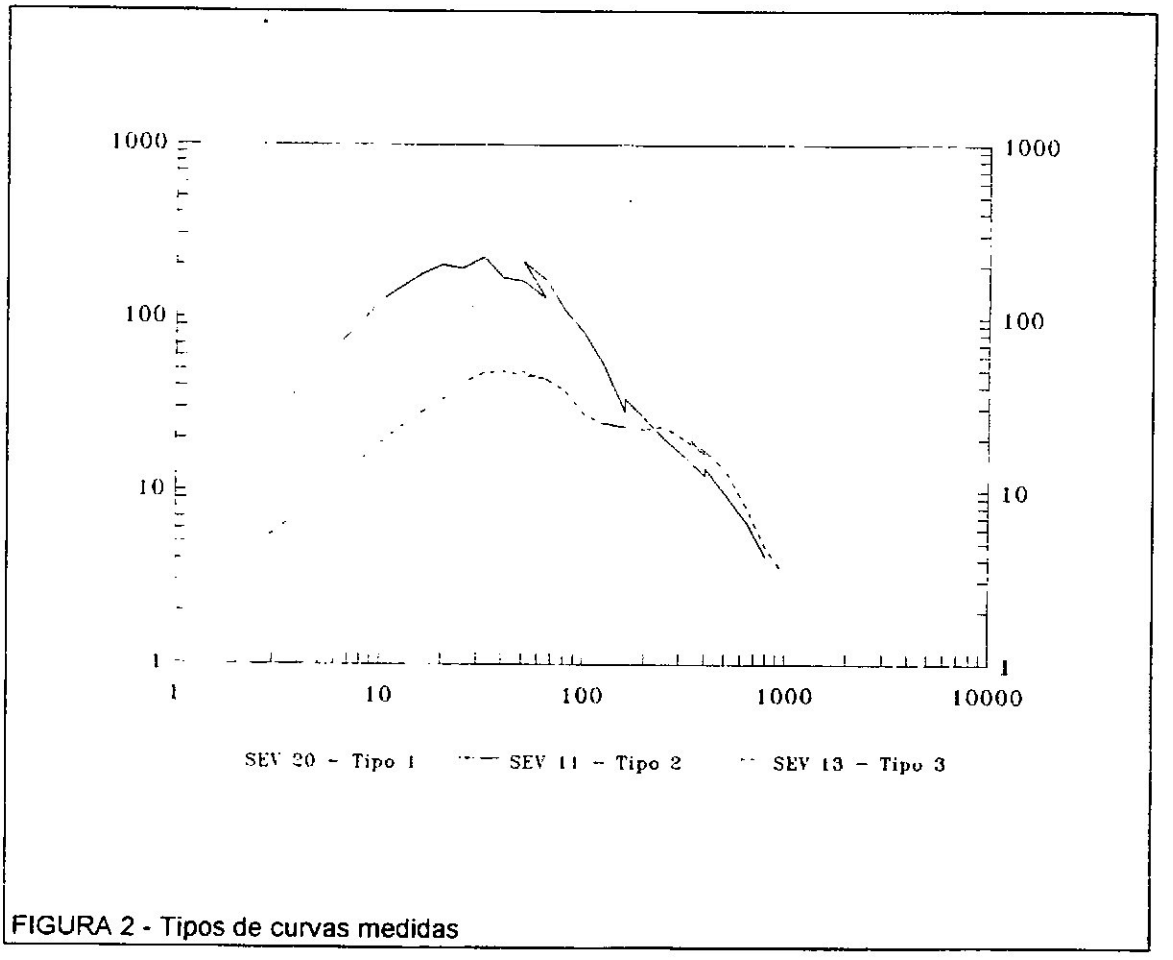


FIGURA 2 - Tipos de curvas medidas

Las Figuras 3 y 4 muestran la comparación entre los resultados de ambos métodos para algunos SEV seleccionados.

Los SEV 10, 21 y 39 están medidos al sur de El Cordón. Los cortes geoeléctricos obtenidos por interpretación gráfica son del tipo descendente, sin embargo el método

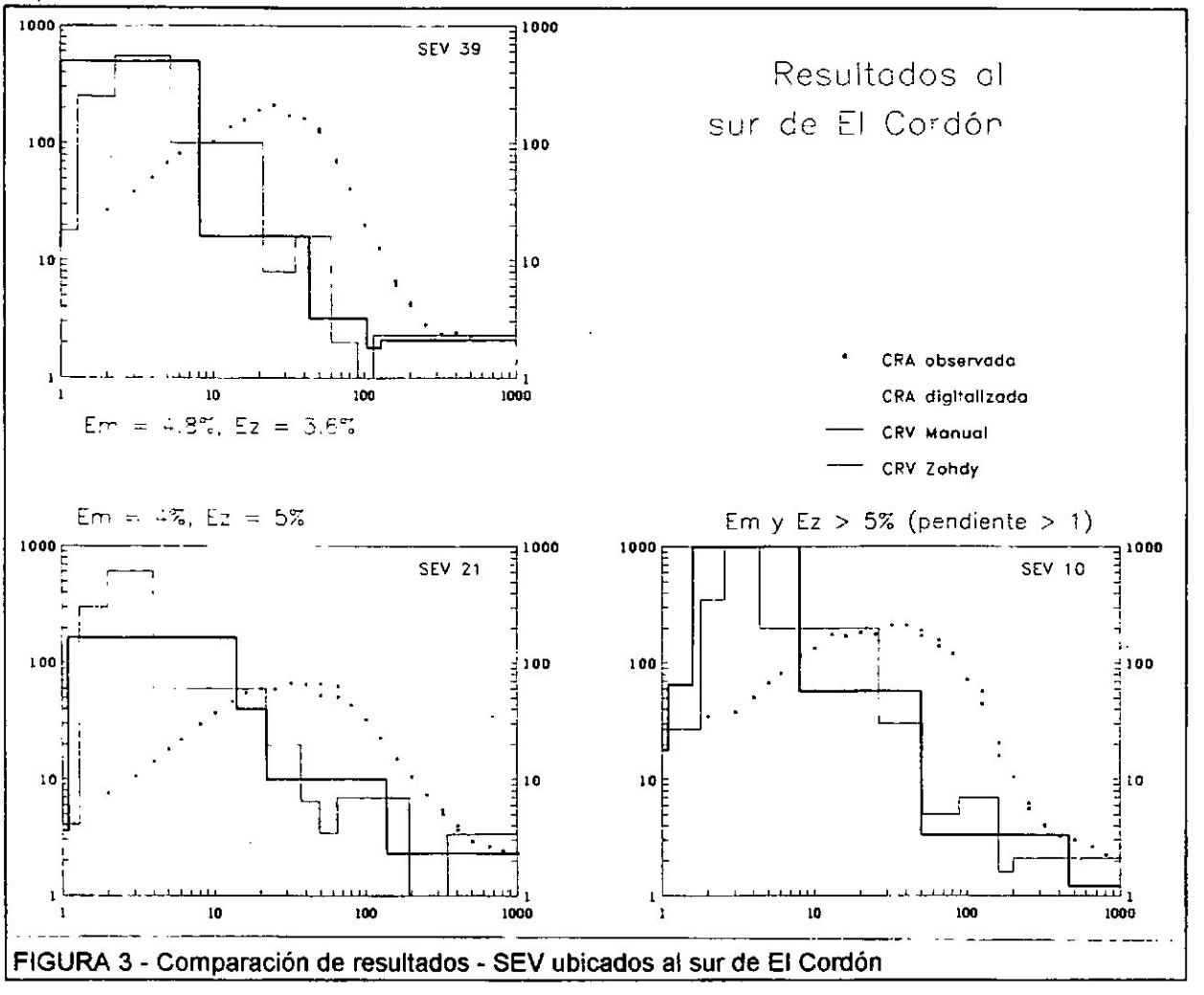


FIGURA 3 - Comparación de resultados - SEV ubicados al sur de El Cordón

de Zohdy produce en la parte final del corte una alternancia de valores que no se condice con la forma de la curva, estas variaciones se interpretaron como defecto del método de procesamiento.

Puede verse que en la sección superior los cortes obtenidos por ambos métodos coinciden. Las diferencias en la parte final, sin embargo no modificarían la profundidad de un sustrato conductivo definido como de resistividades inferiores a 10 ohm.m.

El resto de los SEV mostrados se ubican sobre la meseta. La diferencia es más notoria. En el modelo de Zohdy, se repite la alternancia de la parte final pero en este caso con contrastes mucho más acentuados, intercalando una capa netamente resistiva que no se observa en la morfología de las curvas salvo en el SEV 40 (Tipo ***T3***).

Ambos modelos son equivalentes, con errores en general menores al 5% salvo curvas muy defectuosas, por lo que la decisión por uno u otro únicamente puede tomarse a partir de los datos provenientes de perforaciones.

La Figura 5 muestra el Perfil Hidromorfológico elaborado a partir de la correlación de los datos de perfilaje eléctrico y los perfiles litológicos. Se aprecia en la zona de terraza una capa de arcillas intercalada en formaciones areno limosas que está ausente al sur de El Cordón. Es decir, que se verifica el modelo obtenido a partir del procesamiento por el método de Zohdy.

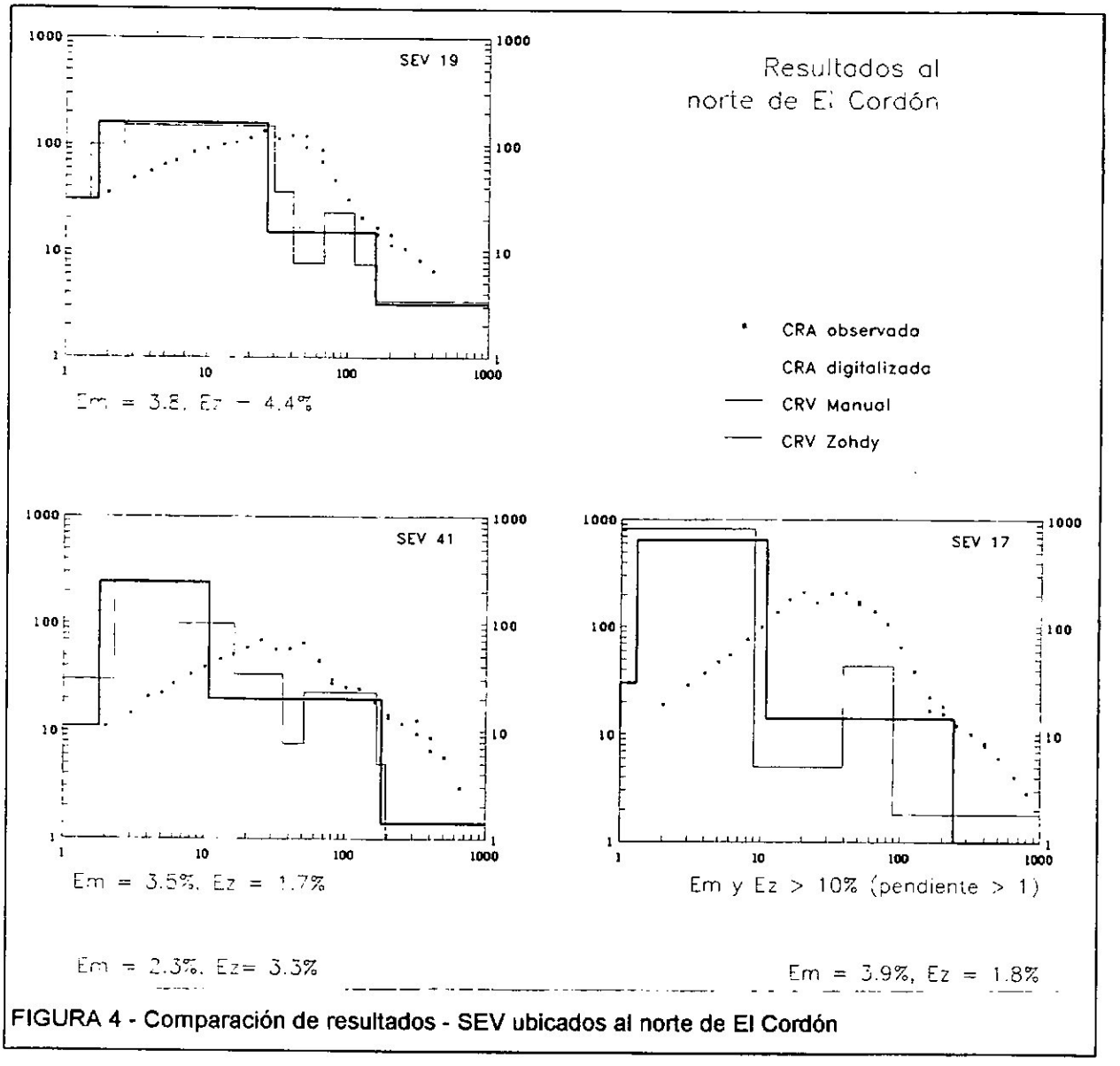


FIGURA 4 - Comparación de resultados - SEV ubicados al norte de El Cordón

El Bosquejo Hidroestratigráfico para la región (Figura 6) definido a partir de las perforaciones y la prospección geoeléctrica se inicia con el Basamento Hidrogeológico del sistema, constituido por las arcillas verdosas muy plásticas de la Fm Río Chico. Sigue la Fm Sarmiento de comportamiento acuitardo-acuícludo, constituida por tobas y cineritas muy bentoníticas, con grandes variaciones verticales y laterales, donde cambian las fracciones piroclásticas respecto a las arcillas siempre dominantes, por lo que se optó por unificarlas en la condición de arcillas cineríticas.

La secuencia continúa con la Fm Patagonia, que presenta arenas limosas con lentes arcillosos en la parte superior, aumentando la fracción pelítica en profundidad. Las intercalaciones permiten diferenciar dos acuíferos, semiconfinado el superior y el inferior confinado. La base, junto con la Fm Río Chico constituye el Sistema Acuitardo Acuícludo.

Finalmente se ubican en superficie los Rodados Patagónicos, que cubren con continuidad los niveles terrazados, conformados por gravas arenosas de características muy variables y que dan lugar al Acuífero Freático.

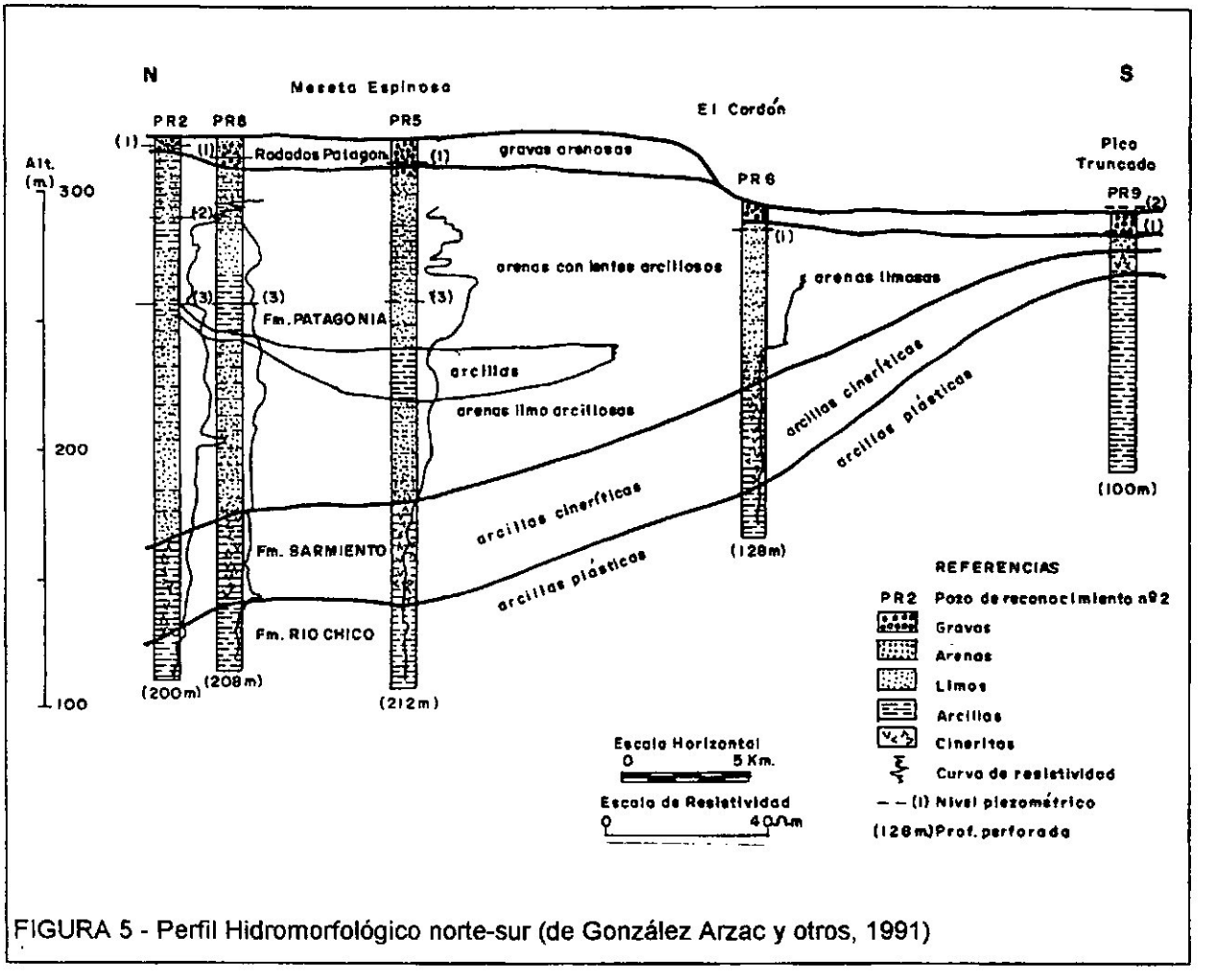


FIGURA 5 - Perfil Hidromorfológico norte-sur (de González Arzac y otros, 1991)

El modelo geoeléctrico elaborado se ilustra en las secciones simplificadas de la Figura 7, que surgen de la correlación de los cortes obtenidos para cada SEV. Luego de los valores iniciales variables en concordancia con la heterogeneidad de los rodados (rodados sueltos/matriz limo arcillosa/rodados cementados) siguen las resistividades extremas del Acuífero Freático que alcanzan los 1000 ohm.m, causantes de los máximos principales de las CRA.

No se diferencia la alternancia de lentes samíticas y pelíticas delgadas subyacentes que integran el Acuífero Semiconfinado, ni el contacto entre la Fm Río Chico y la Fm Sarmiento, en este caso por presentar escasos contrastes de resistividad, hecho que se evidencia también en los perfilajes de pozos realizados (Figura 6). La inclinación de estas formaciones queda demostrada por la disminución de la profundidad del sustrato conductivo hacia El Cordón, especialmente en el Perfil E donde es más acentuada.

Se identifica perfectamente la unidad confinante intercalada en la Fm Patagonia, con resistividades en general inferiores a 15 ohm.m y continuidad en la zona de terraza, observándose un acuñamiento hasta desaparecer al sur de El Cordón.

Estos resultados son un claro ejemplo de la definición de un modelo geoeléctrico que a pesar de presentar ambigüedades en su procesamiento inicial, logró compatibilizarse con otras evidencias geohidrológicas.

UNIDAD MESETA ESPINOSA

BOSQUEJO HIDROESTRATIGRAFICO

MODELO GEOELECTRICO	LITOLOGIA	HIDROESTRATIGRAFIA	GEOLOGIA		
			Unidad	Edad	
200 – 1000	Gravas Arenosas	ACUIFERO FREATICO	Depósitos Terrazados	Cuaternario	
4 – 150	Arenas limosas con lentes arcillosos	ACUIFERO SEMICONFINADO	Formación Patagonia	Oligoceno Mioceno	TERCIARIO
20 – 60	Arenas limo – arcillosas	ACUIFERO CONFINADO			
2 – 15	Arcillas Cineríticas	SISTEMA ACUITARDO-ACUICLUDO	Formación Sarmiento	Eoceno – Oligoceno	
0,5 – 8	Arcillas Plásticas	BASAMENTO HIDROGEOLOGICO	Formación Río Chico	Paleoceno	

FIGURA 6 - Bosquejo Hidroestratigráfico (de González Arzac y otros, 1991)

BIBLIOGRAFÍA

DIAZ UCHA, E.L. 1988 Interpretación Automática de Sondeos Eléctricos Verticales, Base de Datos y Aplicaciones. Tesis Doctoral. Universidad de Granada.

GHOSH, D.P. 1971a The Application of Linear Filter Theory to the Direct Interpretation of Geoelectrical Resistivity Sounding Measurements. Geophysical Prospecting, 19, 192-217.

GHOSH, D.P. 1971b Inverse Filter Coefficients for the Computation of Apparent Resistivity Standard Curves for a Horizontally Stratified Earth. Geophysical Prospecting, 19, 769-775.

GONZALEZ ARZAC, R., DIAZ, J.L., CALVETTY AMBONI, B. 1991 Geohidrología del área noreste de la provincia de Santa Cruz. CFI, Serie Investigaciones Aplicadas, Colección Hidrología Subterránea, Nº 1.

JOHANSEN, H.K. 1975 An Interactive Computer / Graphic-Display-Terminal System for Interpretation of Resistivity Soundings. Geophysical Prospecting, 23, 449-458.

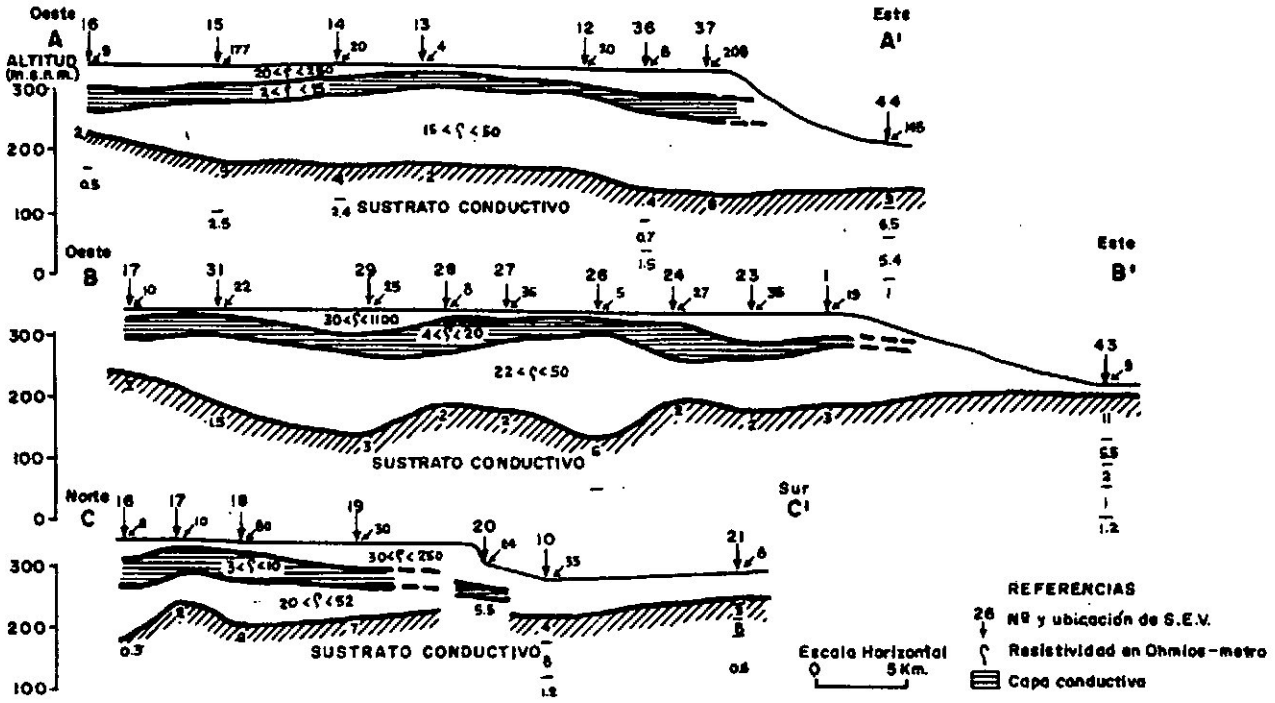
KOEFOED, O. 1979 Geosounding Principles. 1.- Resistivity sounding measurements in Methods in Geochemestry and Geophysics. Vol. 14a. Elsevier. Amsterdam.

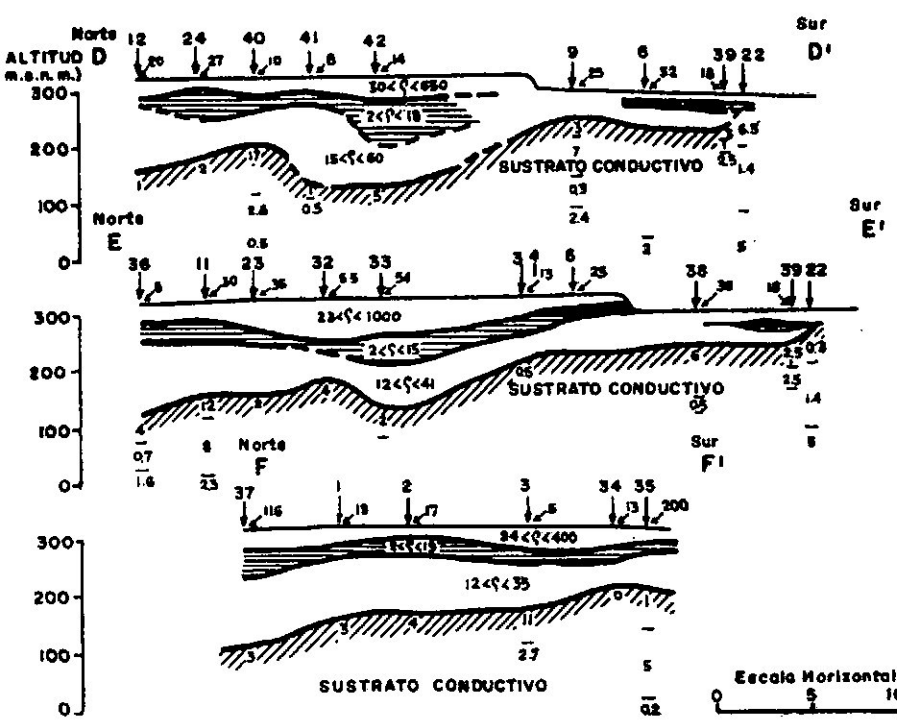
ORELLANA, E. y MOONEY, H. 1966 Tablas y Curvas Patrón para Sondeos Eléctricos Verticales sobre terrenos estratificados. Interciencia. Madrid.

UNIDAD MESETA ESPINOSA

CORTES GEOELECTRICOS A-A', B-B' y C-C'.

Figura 8





CORTES GEOELECTRICOS D-D', E-E' y F-F'.

Figura 9

FIGURA 7 - Secciones geoeléctricas simplificadas (de González Arzac y otros, 1991)

ORELLANA, E.; 1982. Prospección Geoeléctrica en corriente continua. Paraninfo. Madrid.

ZOHDY, A.; 1974. Use of Dar Zarrouk Curves in the Interpretation of Vertical Electrical Sounding Data. Geological Survey Bulletin 1313-D.

ZOHDY, A.; 1975. Automatic Interpretation of Schlumberger Sounding Curves, Using Modified Dar Zarrouk Functions. Geological Survey Bulletin 1313-E.

ZOHDY, A. 1989. A new method for the automatic interpretation of Schlumberger and Wenner sounding curves. Geophysics, Vol 54.

MÉTODOS ESTADÍSTICOS Y GEOESTADÍSTICOS

Javier Samper Calvete
Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos
Campus de Elviña s/n
15192, La Coruña. España.

RESUMEN

Los métodos estadísticos en general son herramientas desarrolladas en otros campos científicos que han encontrado en la Hidrología Subterránea un notable interés. De la amplia gama de métodos estadísticos existentes, hay dos grupos de métodos que merecen especial mención. El primer grupo, el de los métodos estadísticos multivariantes, incluye técnicas, tales como: el análisis de correspondencias, el análisis factorial y otros de menor interés hidrológico. El segundo grupo de métodos se conoce con el nombre de métodos geoestadísticos y constituye una rama de la Teoría de Procesos Estocásticos Espaciales.

Los métodos estadísticos multivariantes sirven para analizar las relaciones existentes entre diferentes variables. En Hidrología Subterránea se han utilizado fundamentalmente en el análisis e interpretación de los datos hidroquímicos, recogidos en diferentes puntos de un acuífero. Los métodos se basan en transformar convenientemente los datos originales, de forma que en función de unas nuevas variables (llamadas componentes o factores) se simplifica la interpretación de los datos. Estos métodos permiten: (1) identificar similitudes en el comportamiento de varias especies químicas, (2) identificar grupos de muestras con características químicas similares, (3) sugerir posibles fuentes de la mineralización de las aguas, etc. Estos métodos no están exentos de limitaciones (solo detectan relaciones de carácter lineal) y desventajas. Las críticas más duras sobre su utilización radican en la subjetividad existente a la hora de interpretar los resultados del análisis estadístico. Posiblemente, estos métodos son bastantes menos adecuados de lo que pregonan sus usuarios y no tan descabellados como indican sus detractores.

Los métodos geoestadísticos se basan en reconocer la variabilidad espacial de las variables hidrogeológicas. Su interés ha ido creciendo durante los últimos quince años hasta el punto de haberse desarrollado la Hidrología Estocástica como una rama independiente dentro de la Hidrología Subterránea. En el enfoque adoptado por estos métodos, el medio subterráneo y sus propiedades hidrodinámicas son interpretadas como variables aleatorias con una distribución probabilística. Este tipo de enfoque permite estudiar y caracterizar los efectos de la heterogeneidad del medio. Los resultados más importantes obtenidos hasta la fecha son los siguientes: (1) la explicación de los efectos de escala de la permeabilidad y la dispersividad, (2) la existencia y obtención de parámetros efectivos a distintas escalas, (3) el desarrollo de métodos de simulación estocástica condicionada y (4) el desarrollo de técnicas para el diseño óptimo de redes de muestreo y control hidrogeológico.

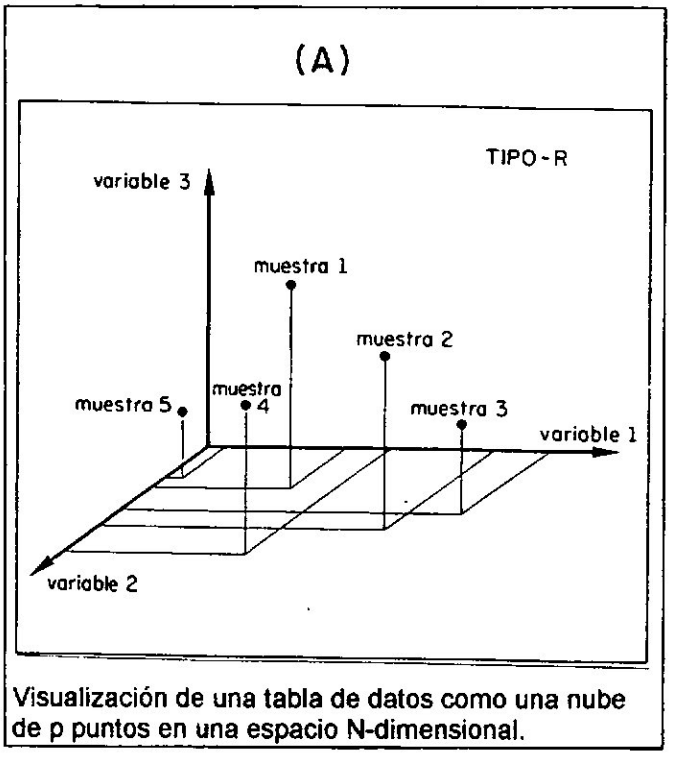
INTRODUCCIÓN

Cualquier decisión relacionada con la adecuada gestión de un acuífero debe estar basada en un conocimiento de la dinámica de los procesos de flujo y calidad química. Este conocimiento requiere la caracterización previa de las propiedades

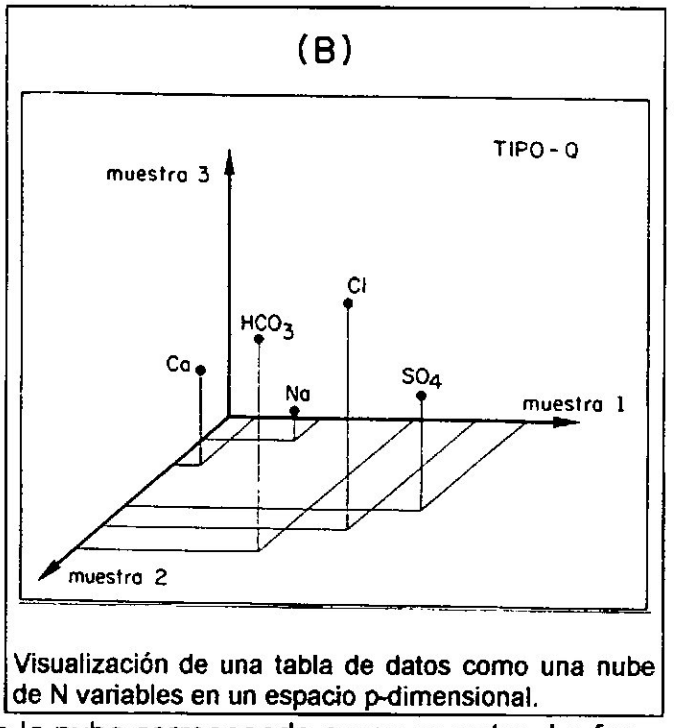
del medio subterráneo, lo que a su vez precisa de técnicas de exploración y muestreo de muy diversa índole (geológicas, geofísicas, hidrodinámicas, hidroquímicas, isotópicas, etc). La información obtenida mediante estas técnicas es la que permite abordar la caracterización del medio. La disponibilidad de datos es en general muy variable dependiendo de su naturaleza. Con frecuencia se suele disponer de un número mayor de datos piezométricos que de datos sobre parámetros hidrodinámicos (transmisividad,...). Por su menor coste y mayor disponibilidad de laboratorios, suele ser más abundante la información hidroquímica que la isotópica, de forma que son pocos los acuíferos en los que no se dispone de más de un centenar de análisis químicos (muchos de ellos tomados en un mismo punto en diferentes fechas).

Cuando la información disponible sobre un acuífero es escasa o nula, el hidrogeólogo sólo puede aspirar a realizar un análisis previo de su funcionamiento, generalmente basado en su experiencia y el conocimiento disponible sobre acuíferos de características similares al acuífero de interés. Por el contrario una mayor disponibilidad de datos suele plantear fundamentalmente problemas de dos tipos: (1) el análisis e interpretación de los datos cuando su número es muy elevado (piénsese por ejemplo en los resultados de los análisis químicos en un acuífero en el que se han realizado muestreos en decenas o centenares de pozos y en varias fechas) y (2) la mayor complejidad de los datos como consecuencia de la inherente variabilidad espacial y temporal de las propiedades del medio subterráneo. El primer tipo de problemas, asociados al tratamiento e interpretación de grandes volúmenes de datos, puede ser abordada mediante la utilización de técnicas estadísticas de análisis de datos multivariados. Puesto que estas técnicas no tienen en cuenta de forma directa la localización espacial de los datos, no sirven para analizar la complejidad en la distribución espacial de las variables hidrogeológicas. Los métodos geoestadísticos proporcionan el marco adecuado para el estudio de la heterogeneidad espacial de las características del medio. Entre otros aspectos, estos métodos permiten caracterizar el grado de heterogeneidad de las propiedades del medio y los efectos que esta heterogeneidad ejerce sobre el funcionamiento hidrodinámico de un acuífero.

Los métodos estadísticos multivariados son un conjunto de técnicas que permiten estudiar las relaciones existentes entre diferentes variables. Originalmente fueron desarrollados en el ámbito de la Psicología con el objetivo de interpretar los resultados de los tests psicológicos. Posteriormente su uso se fue extendiendo a prácticamente todas las disciplinas científicas, incluida la Hidrología Subterránea. En esta última, la mayoría de las aplicaciones se han referido fundamentalmente a la interpretación de datos hidroquímicos. En este caso la tabla de datos se compone de los resultados de los análisis químicos (pH, dureza, contenido de iones mayoritarios,..., etc) en una serie de puntos (pozos, manantiales,...) de un acuífero. En general, el número de variables p oscila entre 10 y 20 (en el análisis se pueden incluir también propiedades físicas tales como la temperatura, los contenidos isotópicos, la información hidrogeológica, la relativa a las características del pozo, ...etc). El número de puntos de medida N es en general mayor que el de las variables. Los valores numéricos de la variable i en cada punto j constituyen una matriz $\underline{X}$ de orden p x N. Esta matriz de datos puede visualizarse como una nube de N puntos en un espacio p-dimensional (véase Fig. 1A), o como una nube de p puntos en un espacio de N dimensiones (Fig. 1B). En el primer



Visualización de una tabla de datos como una nube de p puntos en una espacio N-dimensional.



Visualización de una tabla de datos como una nube de N variables en un espacio p-dimensional.

caso, cada punto de la nube corresponde a una muestra. La forma de esta nube de puntos está íntimamente ligada a las relaciones que existen entre las diferentes variables. Por ello, al análisis de la forma de esta nube de puntos es muy útil para desvelar las relaciones entre las distintas variables consideradas. Cuando el número de variables es pequeño (2 ó 3), la nube de puntos se puede estudiar fácilmente de forma gráfica. Cuando este número es mayor hay que recurrir a técnicas cuantitativas, tales como el análisis de componentes principales, el análisis factorial y el análisis de correspondencias.

La variación espacio-temporal de las variables de interés hidrogeológico suele

describirse mediante la utilización de funciones deterministas. Sin embargo, estas propiedades muestran además fluctuaciones erráticas de carácter aleatorio que difícilmente pueden representarse mediante funciones suaves. Como alternativa, la Geoestadística considera estas variables como funciones aleatorias en las que se superponen una componente aleatoria (generalmente de gran frecuencia) y otra determinista de variación lenta. Ésta última, llamada deriva, se representa mediante una función del espacio, mientras que la primera se interpreta como una realización de un campo aleatorio. Este campo o proceso estocástico espacial admite una descripción probabilística, que en general se reduce al estudio de los momentos estadísticos de primero y segundo orden.

La Geoestadística, inicialmente desarrollada en el campo de la Minería, ha encontrado en la Hidrología Subterránea un fértil campo de aplicación dada la extraordinaria variabilidad espacial de los parámetros hidrogeológicos (según Freeze y Cherry, 1979, la permeabilidad es una de las propiedades naturales que exhiben un mayor rango de variabilidad). Las particularidades de la Hidrología Subterránea (sus variables están ligadas entre sí mediante relaciones físicas bien conocidas), sin embargo, han motivado el desarrollo de herramientas específicas propias, lo cual ha dado lugar al nacimiento de la Hidrología Subterránea Estocástica.

MÉTODOS ESTADÍSTICOS MULTIVARIADOS

Entre la amplia gama de métodos estadísticos multivariados (MEM) los más utilizados en el ámbito de la Hidrología Subterránea son los basados en el análisis de los componentes principales y en el análisis factorial. Ambos métodos suelen estar disponibles en la mayoría de los paquetes estadísticos más extendidos (SPSS, IMSL, etc). El análisis de correspondencias es una versión modificada y elaborada del análisis factorial que ha ido ganando difusión durante las últimas décadas. Otras técnicas estadísticas multivariadas que también se han utilizado esporádicamente en el ámbito de la Hidrología, tales como el análisis de varianza o el análisis de agrupamientos no son tratadas aquí. El lector interesado puede recurrir al trabajo de Harman (1970).

Descripción

A grandes rasgos los MEM tienen como objetivo facilitar la interpretación cuantitativa de las propiedades de una tabla o matriz de datos $\underline{\underline{X}}$. Estos métodos presuponen que la información contenida en los datos puede reexpresarse en función de unas nuevas variables ficticias, de forma que en términos de estas nuevas variables se facilita la interpretación de los datos. La determinación de unas variables ficticias (generalmente llamadas componentes o factores) se realiza en base a la matriz de varianza-covarianza de los datos.

El análisis de los componentes principales (ACP) fue el primer método que se desarrolló. Su motivación intuitiva se basa en visualizar la matriz de datos como una nube de p puntos en un espacio N-dimensional. Esta nube, en general, tiene una forma compleja y muestra diversos patrones de dispersión. El objetivo del ACP es describir la dispersión de la nube de datos. Para ello se definen unos nuevos

ejes de coordenadas (generalmente centrados en el centro de gravedad de la nube) coincidiendo con las direcciones a lo largo de las cuáles la nube muestra un mayor estiramiento o dispersión. Estas nuevas coordenadas se conocen como las componentes principales. En este sistema de coordenadas los datos originales (matriz $\underline{X}$) tienen unas nuevas coordenadas $\underline{Z}$. Ambas coordenadas se relacionan mediante

$$\underline{Z} = \underline{A}\underline{X} \tag{1}$$

donde $\underline{A}$ es la matriz (NxN) de transformación de coordenadas. No es difícil mostrar que las columnas de la matriz $\underline{A}$ son los vectores propios de la matriz de covarianza $\underline{C}$ (pxp) cuyas componentes C_{ij} vienen dadas por

$$C_{ij} = \frac{1}{N-1}\sum_{k=1}^{N}(X_{ij} - \mu_i)(X_{jk} - \mu_j) \tag{2}$$

donde μ_i y μ_j son los valores medios de las variables i y j, respectivamente. Cada uno de los p vectores propios $\underline{a}_m$ tiene asociado un valor propio λ_m (escalar) Generalmente los valores propios se ordenan de forma creciente. Los vectores propios representan las nuevas direcciones y sus correspondientes valores propios miden el grado de dispersión a lo largo de cada dirección. De hecho, λ_1 representa la varianza de las variables a lo largo de la primera componente principal. Esta componente coincide con la dirección a lo largo de la cual la nube de datos presenta una mayor dispersión (dirección de máximo estiramiento). La segunda componente es perpendicular a la primera componente y además es la siguiente dirección a lo largo de la cual la nube presenta más dispersión. Las sucesivas componentes son perpendiculares a las anteriores y se determinan de forma que coinciden con direcciones de máximo estiramiento de la nube (diferentes a las ya consideradas por las componentes anteriores).

En resumen, los componentes principales representan direcciones ortogonales entre sí que están orientadas de forma que coinciden con los ejes de mayor dispersión de la nube de datos p-dimensional. Cada componente tiene asociado un valor propio que mide la varianza o dispersión a lo largo de dicha dirección. La suma de todos los valores propios representa la variabilidad total (VT) y de hecho es igual a la suma de las varianzas de las variables originales. Es decir,

$$Varianza = VT = \sum_{i=1}^{p}\lambda_i = \sum_{i=1}^{p}C_{ii} \tag{3}$$

La varianza asociada a cada componente i es λ_i. Sea ω_i el cociente entre λ_i y la varianza total (expresado en porcentaje). Esta variable mide el porcentaje de la varianza total que es atribuible a la i-ésima componente y generalmente suele decirse que la componente i explica el ω_i % de la varianza total. Puesto que las componentes se ordenan por el orden decreciente de sus valores, las r primeras componentes (r < p) explican una fracción de la varianza total igual a $(\omega_1+\omega_2+..+\omega_r)$. Para facilitar los resultados del ACP es conveniente considerar un número reducido de componentes r de forma que expliquen al menos el 75 % de la varianza total. Con ello se obtiene una solución de compromiso de forma que la varianza

"retenida" es un porcentaje suficientemente alto de la varianza total. En general se suelen retener las tres primeras componentes de forma que se facilita la interpretación de los resultados (ya que los resultados se pueden interpretar en un espacio de tres dimensiones) ignorando un porcentaje pequeño (menos del 25 %) de la variabilidad total.

El análisis factorial (AF) es una versión modificada del ACP en la que se reconoce de forma explícita que una parte de la variabilidad de una variable pueda no ser atribuible a procesos ligados al resto de las variables. En el AF la variabilidad de cada variable (por ejemplo el contenido en ión nitrato) se compone de una parte relacionada con el resto de las variables consideradas en el análisis (parte común) y otra parte que es causada por procesos cuyas propiedades características no se contemplan dentro del AF (parte específica). A modo ilustrativo considérese un ejemplo en el que se analizan las siguientes variables: Ca^{+2}, Mg^{+2}, Na^{+}, HCO_3^{-}, SO_4^{2-}, Cl^{-}, NO_3^{-} y F^{-}. La parte específica de la variable NO_3^{-} podría corresponder a procesos de contaminación puntual no directamente asociados con el resto de las variables.

Con estas premisas, el AF supone que los datos originales (matriz $\underline{\underline{X}}$) pueden expresarse mediante

$$\underline{\underline{X}} = \underline{\underline{A}}\,\underline{\underline{F}} + \underline{\underline{U}} \qquad (4)$$

donde el producto de las matrices $\underline{\underline{A}}$ (de orden p x q) y $\underline{\underline{F}}$ (de orden q x N) representa la parte de variabilidad común mientras que la matriz $\underline{\underline{U}}$ (de orden p x N). representa la parte de variabilidad específica o única de cada variable. De forma análoga al ACP, se definen unas nuevas variables ficticias, llamadas factores. Se distingue entre factores comunes (su número q es en general mucho menor que el número de variables p) y factores únicos o específicos. La matriz $\underline{\underline{F}}$ contiene los "factor scores" o coordenadas de los datos originales en cada uno de los factores comunes. Análogamente, la matriz U contiene las coordenadas a lo largo de los factores únicos. La matriz $\underline{\underline{A}}$ representa la matriz de transformación de coordenadas (esta matriz es distinta a la matriz $\underline{\underline{A}}$ del ACP).

Las matrices $\underline{\underline{F}}$ y $\underline{\underline{U}}$ se obtienen imponiendo las siguientes condiciones: (1) los factores comunes y los específicos han de ser perpendiculares, o lo que es lo mismo, estadísticamente independientes (matemáticamente es equivalente a establecer que el producto de $\underline{\underline{U}}$ por la traspuesta de la matriz $\underline{\underline{F}}$ sea igual a la matriz nula $\underline{\underline{O}}$, es decir, $\underline{\underline{U}}\,\underline{\underline{F}}^t = \underline{\underline{O}}$, siendo $\underline{\underline{O}}$ una matriz con todas sus componentes nulas); (2) los factores comunes son perpendiculares entre sí (estadísticamente independientes unos de otros, o lo que es lo mismo $\underline{\underline{F}}\,\underline{\underline{F}}^t = \underline{\underline{I}}$, siendo $\underline{\underline{I}}$ la matriz identidad) y (3) los factores únicos son también perpendiculares entre sí, es decir $\underline{\underline{U}}\,\underline{\underline{U}}^t = \underline{\underline{\Delta}}$, donde $\underline{\underline{\Delta}}$ es una matriz diagonal cuyas componentes Δ_{ii} pueden no ser iguales entre sí). Con estas condiciones se obtiene que la matriz de covarianza de los datos originales $\underline{\underline{C}}$ (coincidente con el producto de la matriz $\underline{\underline{X}}$ por su traspuesta $\underline{\underline{X}}^t$) puede expresarse mediante

$$\underline{\underline{C}} = \underline{\underline{A}}\,\underline{\underline{A}}^t\,\underline{\underline{\Delta}}$$

Esta ecuación expresa claramente que la varianza-covarianza se compone de un término común $\underline{\underline{A}}\,\underline{\underline{A}}^t$ y otro (la matriz $\underline{\underline{\Delta}}$) específico de cada variable. Los términos

de la diagonal de la ecuación anterior son

$$C_{ii} = \sum_{j=1}^{q} A_{ij}^2 + \Delta_{ii} \qquad (5)$$

donde C_{ii} es la varianza de la variable i, Δ_{ii} es la "unicidad" o parte de la varianza atribuible a los factores únicos y la suma en j de A^2_{ij}, representa la "comunalidad" o fracción de la varianza de la variable i que es atribuible a los factores comunes. Los términos A_{ij} de la matriz $\underline{\underline{A}}$ tienen por tanto un claro significado ya que A^2_{ij} mide la contribución del j-ésimo factor común a la varianza total de la variable i. Al igual que en el ACP, la determinación de la matriz $\underline{\underline{A}}$ se basa en obtener los vectores y valores propios de la matriz ($\underline{\underline{C}}$ - $\underline{\underline{A}}$).

Normalmente los datos originales X_{ij} se suelen transformar de forma que se sustrae el valor medio de la variable i y se divide por la desviación típica. De esta forma, los datos transformados X^*_{ij} definidos como

$$X^*_{ij} = \frac{X_{ij} - \mu_i}{\sqrt{C_{ii}}} \qquad (6)$$

tienen una matriz de covarianza que coincide con la matriz de correlación $\underline{\underline{R}}$ de las variables originales. Por este motivo, a este tipo de análisis se le conoce como análisis factorial del tipo R. Nótese que $\underline{\underline{R}} = \underline{\underline{X}}^* \underline{\underline{X}}^{*t}$ es una matriz cuadrada de orden p (siendo p el número de variables originales). Cuando se realiza el análisis factorial de los datos estandarizados, la ecuación (5) se convierte en

$$1 = \sum_{j=1}^{q} (A^*_{ij})^2 + \Delta^*_{ii} \qquad (7)$$

por lo que la comunalidad y la unicidad suman la unidad. La matriz $\underline{\underline{Q}} = \underline{\underline{X}}^{*t} \underline{\underline{X}}$ es una matriz cuadrada de orden N (siendo N el número de muestras) que representa la matriz de correlación de las muestras. La teoría del análisis factorial puede aplicarse, de forma análoga a lo descrito anteriormente, al estudio de correlación entre muestras (matriz $\underline{\underline{Q}}$). En este caso el análisis factorial es del tipo Q.

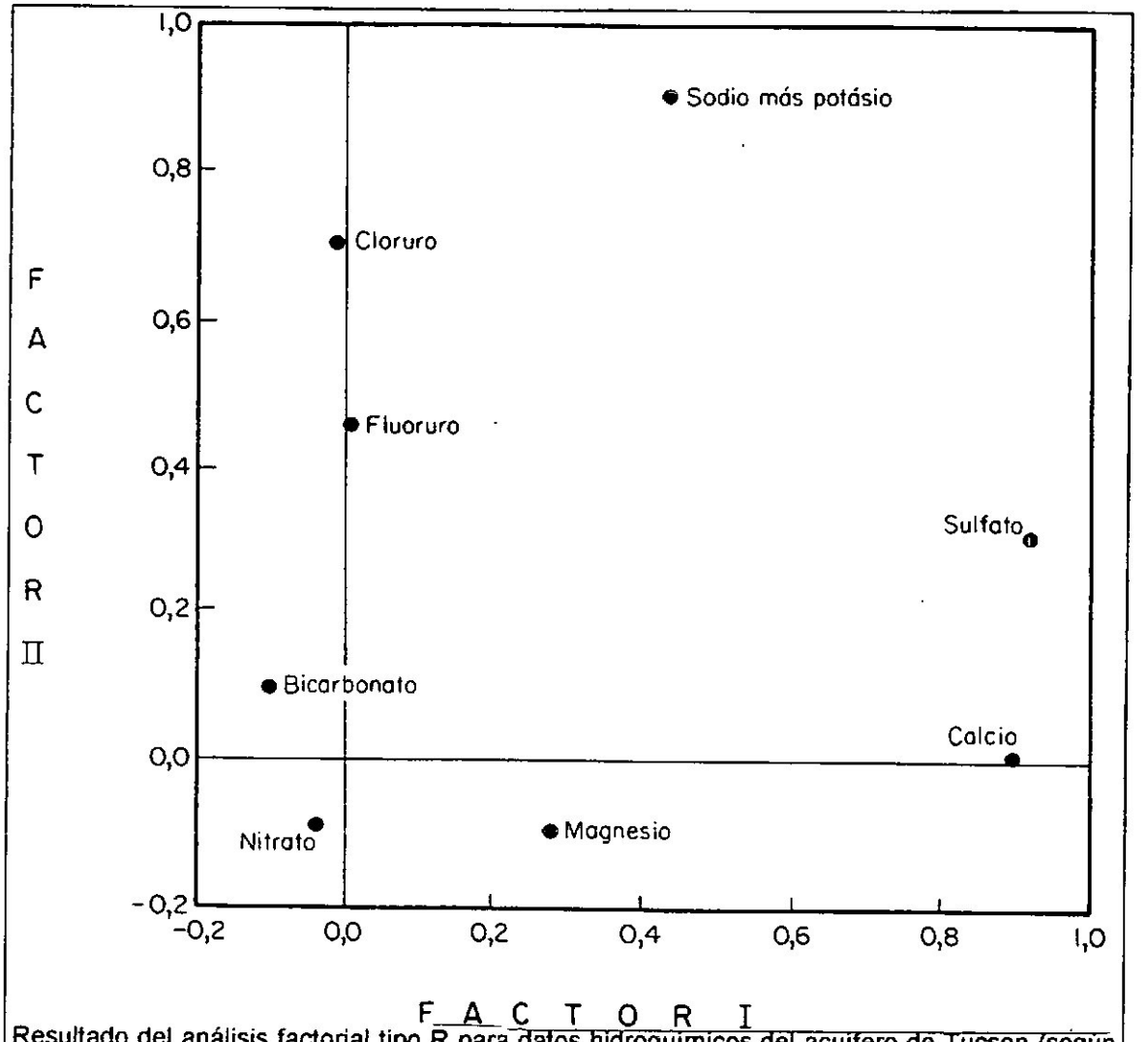
Ejemplos

El AF tipo R es adecuado para estudiar la relación existente entre una serie de variables. La Figura 2 muestra los resultados del AF tipo R realizado con datos hidroquímicos de 8 variables (Ca, Mg, Na + K. HCO_3, SO_4, Cl y F) correspondientes a 74 puntos de agua en el acuífero de Tucson, Arizona. Según los resultados obtenidos por Samper (1986), los tres primeros factores explican un 75% de la varianza total (32 %, 25 % y 18 %, respectivamente). En el gráfico de las dos primeros factores se observa que los iones SO_4^{2-} y Ca^{2+} aparecen agrupados a lo lago del primer factor. Por otro lado, los iones Cl^-, Na^++K^+ y en menor medida el F^- se encuentran a lo largo del eje del factor 2. El resto de los iones aparecen agrupados cerca del origen. Las comunalidades son superiores al 85 % para Ca^{+2}, Na^++K^+, SO_4^{2-} y Cl^- mientras que para NO_3^- y F^- son inferiores al 30 %. De estos

resultados se puede concluir que:

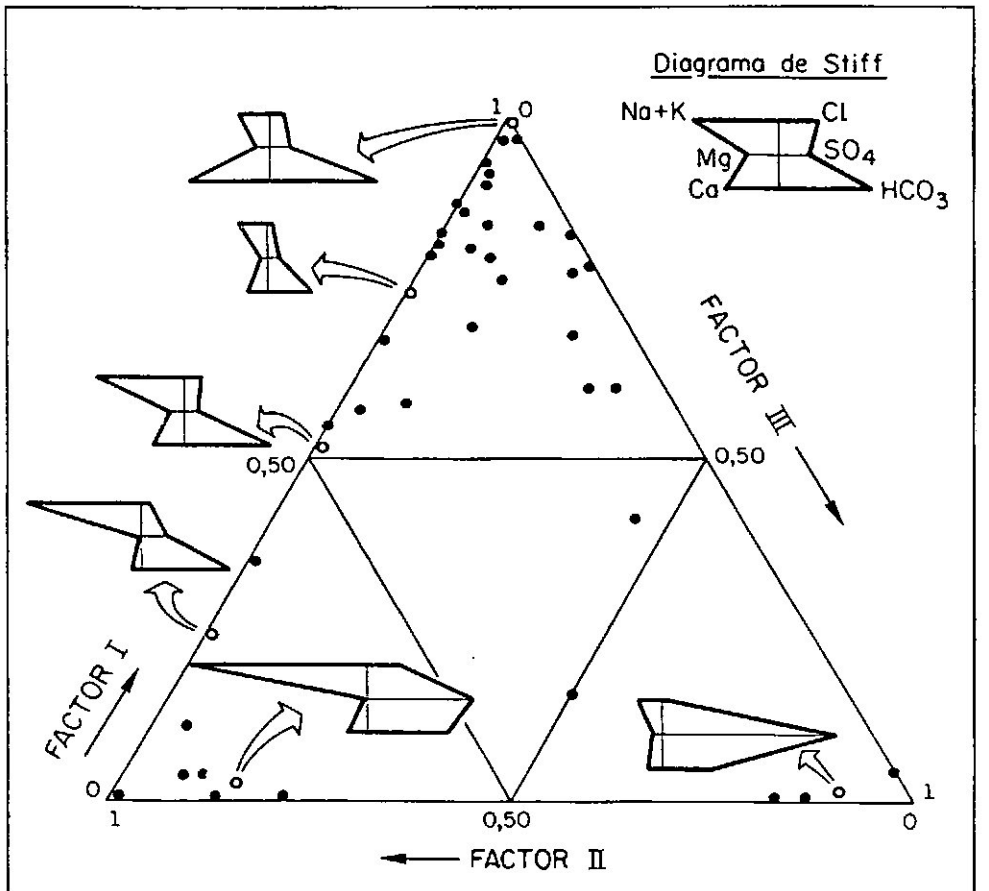
(1) el comportamiento de los iones F^- y NO_3^- no parece estar relacionado directamente con el resto de las variables,

(2) los agrupamientos de los iones SO_4^{2-} y Ca^{+2} por un lado y de Cl^- y Na^++K^+ por otro indican que los iones de cada grupo muestran similitud estadísticamente significativa, lo cual puede ser indicativo de la existencia de procesos en los que estos iones se incorporan al agua subterránea de forma simultánea. En este caso, una posible interpretación de estos agrupamientos apunta a la existencia de algún tipo de fuente de SO_4^{2-} + Ca^{2+}, que en el acuífero de Tucson corresponde a la existencia de niveles yesíferos en la formación Pantano (véase Samper, 1986).



Resultado del análisis factorial tipo R para datos hidroquímicos del acuífero de Tucson (según Samper, 1986).

El análisis factorial tipo Q es adecuado para caracterizar las relaciones existentes entre diferentes muestras. Con los mismos datos del ejemplo anterior, el análisis factorial tipo Q conduce a los resultados que se muestran en la Figura 3. En este caso, los tres primeros factores explican el 95.7 % de la varianza total (78.9 %, 10.9 % y 5.9 %, respectivamente).



Resultado del análisis factorial tipo Q para los datos hidroquímicos del acuífero de Tucson (según Samper, 1986).

Para ayudar a visualizar los resultados, se ha utilizado un diagrama trilineal en el que cada lado corresponde a cada uno de los factores y además se han representado los diagramas de Stiff de algunas muestras representativas. La representación factorial de los datos muestra la existencia de tres grupos de muestras bien diferenciados: (1) un primer grupo, el más numeroso, corresponde a muestras bicarbonatado-cálcicas, (2) un segundo grupo de muestras situadas en el vértice del segundo factor que tienen un marcado carácter sódico-sulfatado y (3) un grupo menos numeroso de muestras con elevados contenidos en SO_4^{2-}. Estos resultados confirman las conclusiones obtenidas por Mohrbacker (1984) mediante métodos hidroquímicos convencionales.

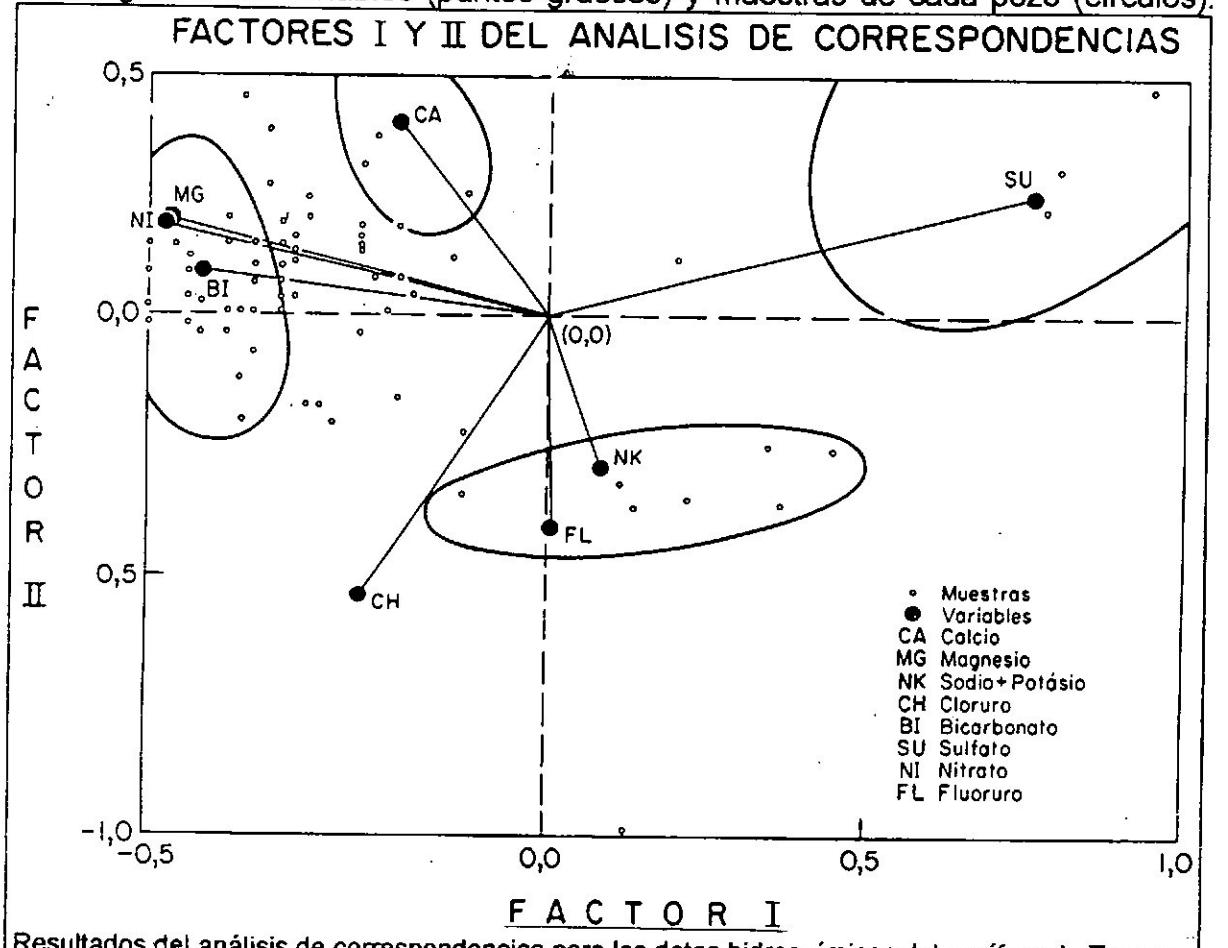
Aunque existe una dualidad entre los resultados de los tipos R y Q, ambos tipos de análisis conducen a resultados cuya interpretación no puede realizarse de forma conjunta ya que en general proporcionan resultados diferentes, tal como muestra el ejemplo anterior. En cualquiera de los dos tipos es siempre recomendable estandarizar los datos de la forma descrita en la ecuación 7, ya que de lo contrario los resultados de los análisis pueden depender en gran medida de las unidades utilizadas para cada variable.

El análisis de correspondencias (AC) es una forma más avanzada del análisis factorial puesta a punto por la escuela francesa (Benzecri, 1973). Las características más notables del AC son las siguientes: (1) incorpora una interpretación probabilística de los datos, (2) realiza unas transformaciones adecuadas de los datos originales de forma que es posible cuantificar las

relaciones entre variables, entre muestras y entre variables y muestras, y (3) como consecuencia de lo anterior realiza los dos tipos de análisis R y Q simultáneamente con lo cual se facilita enormemente la interpretación de los resultados. Por ello son numerosos los resultados publicados en los que se concluye que el análisis de correspondencias es más completo que el análisis factorial.

El AC permite además conocer las contribuciones de cada variable (o de cada muestra) a la variabilidad total a lo largo de cada factor y recíprocamente, es posible conocer el porcentaje de la varianza de cada variable (o muestra) que es explicado por cada factor. Otra característica del AC, que facilita enormemente la interpretación de los resultados, es el hecho de que la posición de una variable i en el espacio de los factores es el centro de gravedad de las posiciones de cada una de las muestras (cada muestra j tiene asignado un peso distinto en función de la importancia que tenga dicha variable i en la muestra j). De forma análoga, cada muestra ocupa una posición coincidente con el centro de gravedad de las posiciones de cada una de las variables.

La Figura 4 muestra los resultados del AF para los mismos datos del ejemplo anterior del acuífero de Tucson. Obsérvese que aparecen representados en el mismo gráfico las variables (puntos gruesos) y muestras de cada pozo (círculos).



Resultados del análisis de correspondencias para los datos hidroquímicos del acuífero de Tucson (según Samper, 1986).

Las muestras situadas cerca de una variable (por ejemplo SO_4^{2-}) son aquéllas en las que dicha variable es predominante. De esta forma se obtiene una idea clara y simultánea de los grupos de muestras existentes y de las relaciones existentes entre las distintas variables. En este caso se aprecia que el primer factor aparece

asociado al ión sulfato. Su mayor lejanía respecto al origen (que representa el centro de gravedad de los datos) indica que este ión es el que muestra mayores variaciones relativas. Este ión está situado sobre la rama positiva del primer factor. Sobre la rama negativa del mismo factor aparecen las variables HCO_3^-, NO_3^- y Mg^{+2} en torno de las cuales se sitúan la mayor parte de las muestras. El hecho de estar situados estos iones a distinto lado del origen respecto al SO_4^{2-} puede ser interpretado como una posible correlación negativa entre SO_4^{2-} y los otros tres iones, de forma que altos contenidos en SO_4^{2-} deben ir acompañados de bajos contenidos en HCO_3^-, NO_3^- y Mg^{+2}. El segundo factor (que puede ser considerado independiente del anterior) identifica la oposición o correlación negativa entre el ión Ca^{+2} y los iones Na^+ y F^-. La causa de esta oposición debe ser analizada en detalle (teniendo en cuenta la localización de las muestras, geología y su posición en el esquema de flujo) antes de poder asignarla a posibles procesos de intercambio Na - Ca.

Existen en la literatura científica numerosos ejemplos de aplicación de las técnicas estadísticas multivariantes en Hidrología Subterránea. La mayoría de ellos se refieren a la interpretación de datos relativos a propiedades hidroquímicas (Dawdy y Feth, 1967; Ashley y Lloyd, 1978; Dalton y Upchurch, 1982; Ibáñez y Sanchis, 1983; Benavente et al., 1983; Usunoff, 1984; Samper, 1986). En algunas ocasiones se incorpora además información geológica, hidrogeológica e isotópica.

Aplicabilidad y limitaciones

De la presentación anterior se deduce que los métodos multivariados constituyen unas herramientas útiles para explorar las relaciones existentes entre un conjunto de variables medidas en una serie de puntos. Su interés es tanto mayor cuanto mayor es el número de datos a analizar.

La experiencia adquirida en su aplicación a la interpretación de datos hidroquímicos indica que estos métodos pueden servir para:

(1) identificar la posible similitud en el comportamiento de diferentes especies químicas. Esta similitud puede ayudar a sugerir posibles fuentes de mineralización del agua por agentes externos o por procesos naturales de disolución-precipitación.

(2) sugerir la existencia de procesos de intercambio iónico.

(3) establecer grupos de muestras con características químicas similares.

(4) identificar fenómenos de mezcla

(5) establecer relaciones entre la calidad química del agua y otras variables ambientales, geológicas, geográficas, usos del suelo, usos del agua, etc.

(6) delimitar zonas de recarga en acuíferos libres

(7) detectar relaciones entre variables hidroquímicas que pueden no ser evidentes cuando sólo se utilizan métodos hidroquímicos gráficos. El hecho de que los métodos estadísticos multivariados (MEM) puedan analizar conjuntamente especies iónicas y neutras juntamente con otras propiedades físico-químicas (pH, temperatura, potencial redox, etc) aumenta el poder

discriminador de los métodos gráficos convencionales.

Los MEM sin embargo no están exentos de limitaciones, inconvenientes y problemas. Por ser métodos lineales, sólo pueden detectar relaciones entre variables de carácter lineal. Sus resultados son discutibles cuando las relaciones entre variables son de carácter no lineal. Ésta es una limitación importante que raramente se reconoce en su justa medida. Un ejemplo de relación no lineal es la que se establece entre dos iones (p.e. SO_4^{2-} y Ca^{2+}) cuyas concentraciones están controladas por la solubilidad de un determinado mineral (p.e. el yeso). En régimen de equilibrio químico, se debe verificar que el producto de actividades iónicas es igual a una constante. En este caso la no linealidad se podría soslayar trabajando con el logaritmo de las actividades o de las concentraciones.

Otra importante limitación de estos métodos es que no incorporan en al análisis de forma explícita la ubicación espacial de las muestras, es decir, no tienen en cuenta la posición relativa de las muestras. Aunque es posible incluir en el análisis alguna variable que haga referencia a la situación de cada muestra dentro del acuífero (distinguiendo por ejemplo entre zonas de recarga, zonas de descarga y zonas intermedias), no existe ninguna forma de tener en cuenta la continuidad espacial de la ubicación de las muestras.

En general los resultados de los análisis suelen variar mucho cuando se incluye (o se excluye) alguna muestra o variable. Esto es especialmente cierto si la muestra excluida corresponde a características químicas extremas. La interpretación de los resultados debe realizarse recurriendo a información adicional sobre propiedades y características no incluidas en la lista de variables. El tipo de información adicional que se debe considerar incluye: (1) la formación geológica a la que corresponde la muestra, (2) la ubicación de cada muestra y su relación con el sistema de flujo subterráneo, (3) el tipo de suelo existente en la zona, y las características (profundidad, permeabilidad) de la zona no saturada, (4) la composición mineralógica de los materiales, (5) la proximidad a cauces, arroyos, lagos, etc., (6) la existencia o relación con posibles focos puntuales de contaminación, (7) las características geométricas del pozo, ... etc. El proceso de interpretación es muy subjetivo. Por ello en muchas ocasiones se suelen proponer conclusiones que no son consecuencia directa de los resultados del análisis, sino más bien representan opiniones sesgadas del propio usuario. En no pocas ocasiones, los usuarios de estos métodos "utilizan" los resultados de los análisis para establecer afirmaciones que no están totalmente fundadas en dichos resultados. En estos casos, se traspasa el límite que separa el "uso" correcto del "abuso". Este abuso es el que ha contribuido a fomentar un cierto descrédito de estos métodos dentro del ámbito de la Hidrología Subterránea.

MÉTODOS GEOESTADÍSTICOS

Conceptos básicos

La variabilidad espacial de muchos fenómenos, variables y procesos naturales suele presentar una componente de variación suave (de baja frecuencia) junto con otra de carácter aleatorio con fluctuaciones erráticas de alta frecuencia. La primera de estas componentes ha sido tradicionalmente tratada mediante métodos

determinísticos. La segunda, sin embargo, requiere la utilización de un enfoque estadístico. La Geoestadística, una técnica desarrollada a principios de los años sesenta dentro del campo de la Minería con el fin de estimar las reservas mineras, ofrece un conjunto de herramientas con las que abordar el análisis de la componente de variabilidad aleatoria.

Matheron, padre de la Geostadística en su forma actual, la definió como "la aplicación del formalismo de las funciones aleatorias al estudio de fenómenos naturales" (Matheron, 1962). Una función aleatoria $K(\underline{x})$ es una familia de variables aleatorias, de forma que en cada punto $\underline{x}$ del espacio $K(\underline{x})$ es una variable aleatoria. Una realización de una función aleatoria es una función espacial. Lo característico de una función aleatoria es que se puede concebir como la suma de una componente estructurada y otra aparentemente errática. La componente estructurada es aquélla que permite asegurar que, si en una zona se dispone de varias medidas con valores altos, lo más probable es que en otros puntos de medida adicionales los valores también sean altos. La componente aleatoria, sin embargo, impide predecir con exactitud el valor de dichas hipotéticas medidas.

El enfoque geoestadístico se basa en suponer que una determinada propiedad del medio subterráneo (por ejemplo la conductividad hidráulica K) es una realización de una función aleatoria $K(\underline{x})$. En esta interpretación, K es una función espacial (depende de la posición x) que tiene además un carácter aleatorio. La función aleatoria $K(\underline{x})$ puede representarse como la suma de su valor medio $\overline{K}$ y de una fluctuación aleatoria K'(x) de forma que

$$K(\underline{x}) = \overline{K} + K'(\underline{x}) \tag{8}$$

El valor medio $\overline{K}$ se conoce con el nombre de deriva y representa la componente de-terminista de la variación. La fluctuación aleatoria K'(x) suele mostrar correlación espacial. Cuando esta correlación es estadísticamente homogénea y el valor medio $\overline{K}$ es constante en el espacio se dice que la función aleatoria es estacionaria. Normalmente las aplicaciones de la Geoestadística solamente consideran los dos primeros momentos estadísticos de la función aleatoria. El primer momento o valor esperado de K(x), $E[K(\underline{x})]$, es el valor medio $\overline{K}$. El momento de segundo orden mide el grado de correlación espacial. Para un cierto vector separación $\underline{h}$, el grado de correlación se puede caracterizar mediante la función semivariograma $\gamma(\underline{h})$, definida mediante

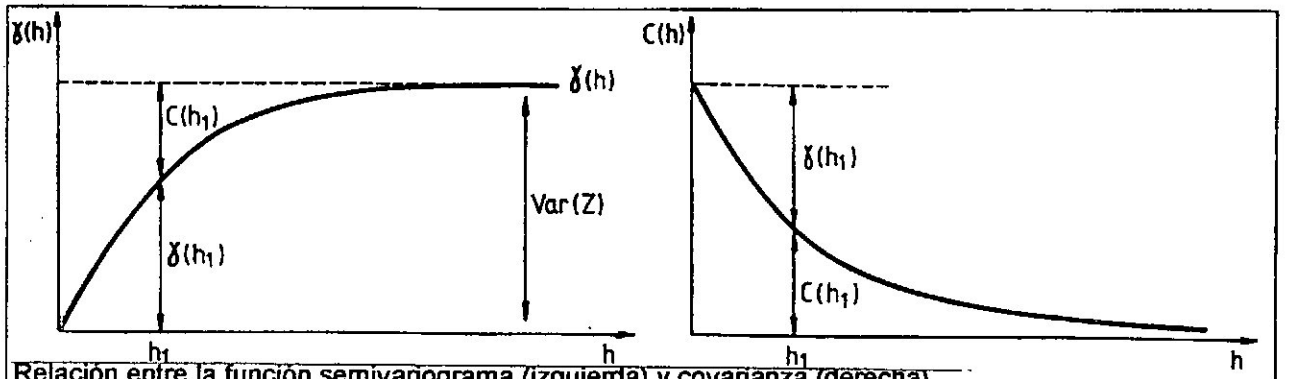
$$\gamma(\underline{h}) = \frac{1}{2} E[K(\underline{x} + \underline{h}) - K(\underline{x})]^2 \tag{9}$$

donde se observa que $\gamma(\underline{h})$ mide la diferencia cuadrática media entre los valores de K en dos puntos $\underline{x}$ y $\underline{x} + \underline{h}$ separados por una distancia $\underline{h}$. Al aumentar $\underline{h}$ la correlación disminuye y como consecuencia aumenta el semivariograma. Si la función K es estacionaria, el semivariograma para grandes distancias alcanza un valor estable (llamado meseta) igual a la varianza σ^2. Si los puntos se encuentran próximos, los valores de la variable tienden a coincidir. Por ello, cuando $\underline{h}$ tiende a cero, el semivariograma tiende a anularse ($\gamma(\underline{0}) = 0$). El semivariograma $\gamma(\underline{h})$ mide la variabilidad espacial de forma análoga a como lo hacen las más conocidas funciones de covarianza $C(\underline{h})$ y de correlación $\rho(\underline{h})$. Para funciones estacionarias,

la covarianza y el semivariograma son funciones complementarias ya que:

$$\gamma(\underline{h}) = \sigma^2 - C(\underline{h}) \qquad (10)$$

La Figura 5 muestra la forma típica de estas funciones. Puede verse que mientras el semivariograma crece con la distancia h hasta alcanzar un valor constante, la covarianza decrece desde el valor de la varianza hasta anularse al cabo de una cierta distancia, conocida como alcance. Esta distancia marca la zona de influencia en torno a un punto, más allá de la cual la correlación espacial es nula. Puesto que esta correlación decrece con la distancia, se suele adoptar una distancia media de correlación, conocida con el nombre de distancia integral λ (Samper y Carrera, 1990). Si bien en teoría el semivariograma es nulo en el origen, con frecuencia suele presentar una discontinuidad en el origen, con un salto finito conocido como efecto pepita (nugget effect en inglés). Este efecto pepita puede ser causado por la existencia de una componente de variabilidad a muy pequeña escala. También aparece cuando los datos contienen errores de medida.



Relación entre la función semivariograma (izquierda) y covarianza (derecha).

Aplicaciones

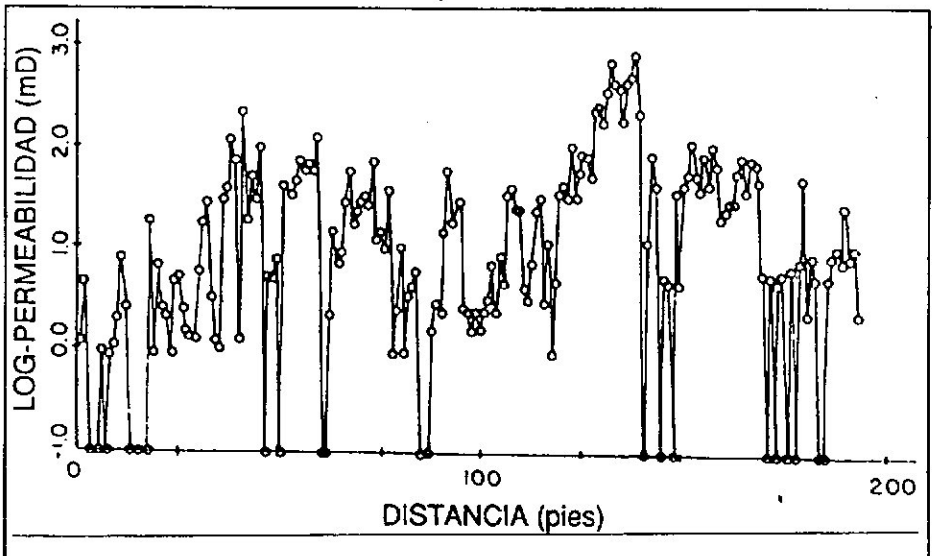
El fin de la Geoestadística es la caracterización de procesos naturales, lo cual conduce a varios tipos de aplicaciones. El primer tipo hace referencia a la estimación de la variable de interés en puntos donde no se dispone de medidas. La Geoestadística proporciona herramientas para estimar tanto valores puntuales como los valores medios en un bloque. A diferencia de otros métodos de cartografía automática, la Geoestadística proporciona una medida de la incertidumbre de los valores estimados (mediante la varianza de estimación). Los mapas estimados mediante métodos geoestadísticos son mucho más "suaves" que la realidad. Por ello si se desea representar adecuadamente la verdadera variabilidad espacial, es necesario recurrir a las técnicas de simulación estocástica. Este segundo tipo de aplicaciones de la Geoestadística permite obtener posibles realizaciones plausibles de la variable de interés. Otro tipo de aplicaciones se derivan del hecho de que al proporcionar la Geoestadística la magnitud de la incertidumbre de la estimación, es posible plantear la optimización de las redes de control y muestreo sobre la base de minimizar la incertidumbre de estimación. El diseño óptimo de redes de control es otra de las aplicaciones más relevantes de la Geoestadística.

Las aplicaciones de la Geoestadística a la Hidrología Subterránea se remontan a

los años setenta, fundamentalmente de la mano de los franceses Delhomme y De Marsily. El enfoque geoestadístico ha supuesto un revulsivo ya que el tratamiento de las variables hidrogeológicas como funciones aleatorias ha conducido a una revisión de los conceptos básicos de hidrogeología cuantitativa.

La mayoría de los modelos matemáticos usados en Hidrología Subterránea se basan en la teoría clásica del flujo en medios porosos. En esta teoría las propiedades del medio poroso se definen como valores promedios en un volumen infinitesimal de referencia, extrapolado del volumen elemental representativo (VER), de forma que sus variaciones de un punto a otro puedan ser representadas mediante funciones continuas que satisfacen los principios de la mecánica del continuo. Estos principios son generalmente expresados en forma de ecuaciones en derivadas parciales (p.e. la ecuación de flujo en medios porosos) cuyos parámetros y variables representan las propiedades "continuas" del medio poroso tales como la porosidad, la conductividad hidráulica, K, la transmisividad, T, el coeficiente de almacenamiento, S, el nivel piezométrico, h, la concentración c de un especie química disuelta en el agua y la dispersividad α.

Los métodos convencionales de análisis se basan en estas ecuaciones en derivadas parciales considerando que sus parámetros son funciones deterministas en el espacio. En la práctica, la solución de estas ecuaciones se obtiene mediante modelos matemáticos numéricos en los que los parámetros se representan mediante funciones continuas o funciones continuas por zonas o simplemente discontinuas. Normalmente, dada la escasez de información sobre los parámetros, estas funciones tienden a representar la variación espacial de los parámetros de una forma uniforme y suavizada. En la realidad los parámetros hidrogeológicos muestran una variabilidad espacial errática que difícilmente puede ser representada mediante funciones determinísticas. La Figura 6 muestra un ejemplo de la variabilidad de la permeabilidad a lo largo de un sondeo. A esta variabilidad natural hay que añadir la variabilidad inducida por los métodos empleados para su determinación, como sucede por ejemplo con la interpretación de los ensayos de bombeo para la determinación de T y S o de los ensayos con trazadores para determinar α. Por tanto, los valores medidos de los parámetros son inexactos. Si se emplean estos valores para estimar los parámetros en zonas del acuífero donde no



Variación del logaritmo de la permeabilidad a lo largo de un sondeo en el acuífero de Mt. Simon (Bakr, 1976).

han sido medidos, se introduce además una incertidumbre adicional. Un forma de tener en cuenta la aleatoriedad de las variaciones de los parámetros hidrogeológicos y la incertidumbre asociada con la insuficiente información acerca de la distribución espacial consiste en adoptar una interpretación probabilística. De esta forma cada parámetro se interpreta como una variable aleatoria que puede adoptar un conjunto infinito de valores de acuerdo con una distribución de probabilidad. Puesto que el parámetro es en realidad una función en el espacio, su interpretación probabilística es la de una función aleatoria. Así las fluctuaciones espaciales del parámetro pueden concebirse como una realización de dicha función aleatoria o proceso estocástico. La interpretación estadística de los parámetros hidrogeológicos tiene la clara ventaja de que permite estudiar su incertidumbre y por tanto la de las predicciones obtenidas en base a los mismos.

Cuando un parámetro hidrogeológico, como por ejemplo la transmisividad, T, es una función aleatoria, la ecuación en derivadas parciales que describe el flujo subterráneo se convierte en una ecuación diferencial estocástica y por tanto su variable dependiente (h) es también otra función aleatoria. Esta dependencia teórica es una de las causas de la variación tan errática de los niveles medidos en una serie de pozos de un acuífero. Otras razones pueden ser: (1) Errores de interpretación (como puede ser el caso de pozos parcialmente penetrantes); (2) Errores de medida; y (3) Fluctuaciones temporales con diferentes frecuencias. El efecto combinado de la variabilidad natural de T y h da lugar a fluctuaciones similares en la velocidad del flujo, las cuales en última instancia son responsables de la dispersión de solutos a gran escala.

En la solución de la ecuación de flujo subterráneo mediante métodos numéricos los parámetros del modelo suelen representar valores medios en ciertas zonas (los elementos en el método de elementos finitos o las celdas en el de diferencias finitas). En la mayoría de los casos, dichos parámetros se tienen que estimar a partir de valores medidos (generalmente inexactos) en un número finito de puntos del acuífero. Dada la incertidumbre asociada a este proceso de estimación, los parámetros estimados se convierten en variables aleatorias, el modelo numérico es estocástico y sus predicciones son por tanto inciertas. Para minimizar la incertidumbre de las predicciones del modelo los parámetros deben ser estimados con el mínimo riesgo y de forma que la varianza de errores de estimación sea lo más pequeña posible. Uno de los prerrequisitos para la aplicación de este método de estimación de los parámetros es el conocimiento de los estadísticos espaciales de los datos. Por todo lo expuesto anteriormente se comprende que tanto los modelos determinísticos como los estocásticos requieren conocer los estadísticos de la variación espacial de los datos. En este contexto, el papel de la Geoestadística consiste precisamente en proporcionar herramientas para analizar la variabilidad espacial de los parámetros y variables hidrogeológicas.

Variabilidad de la transmisividad

El estudio de la variabilidad espacial de la transmisividad (T) comenzó a recibir una atención prioritaria a raíz de la aparición de los modelos estocásticos y del descubrimiento de las implicaciones que su variabilidad podía tener sobre el transporte de solutos. En primer lugar, hay que indicar que es más adecuado

trabajar con los logaritmos de las transmisividades ya que las transmisividades parecen seguir una distribución logarítmico-normal (Law, 1944; Davis, 1969). La transformación logarítmica la convierte, pues, en una distribución normal. Esto conlleva muchas ventajas (Samper y Carrera, 1990). Además, el semivariograma de log-T tiene un mejor comportamiento que el de T, ya que permite "reconocer" mejor la existencia de una estructura espacial. En general, los campos de transmisividades pueden suponerse estacionarios. La excepción es el caso en el que el acuífero esté constituido por formaciones claramente diferenciadas, en cuyo caso cada una debe ser tratada de forma independiente. Dado que las transmisividades suelen variar espacialmente con una gran amplitud, no sorprende que la mayoría de los semivariogramas de transmisividades tengan un marcado efecto pepita. Esto se agudiza por la magnitud de los errores que se presentan en los ensayos de bombeo (normalmente utilizados para su obtención) y por el hecho de que la base de datos de transmisividades suele ampliarse mediante una regresión lineal (de los logaritmos) con los caudales específicos, normalmente disponibles en muchos más pozos. Ambos factores dan lugar a errores en las "mediciones" puntuales que se traducen en un efecto pepita. Respecto al alcance, Delhomme (1978) menciona valores que varían entre 1 km (acuíferos aluviales) hasta 10 o incluso 20 km (para calizas). En realidad, no se pueden dar reglas, ya que el alcance depende tremendamente de la geología del acuífero. De hecho, se ha observado que existe una relación entre la distancia integral y el tamaño del acuífero estudiado. Esto no deja de ser una consecuencia lógica de la superposición de distintas escalas de variabilidad. Cuanto mayor es el tamaño del acuífero, mayor es la probabilidad de encontrar nuevas causas de variación de T, lo que implica nuevas escalas de heterogeneidad con alcances crecientes. Hoeksema y Kitandis (1985) presentan un análisis exhaustivo de las propiedades estructurales de 31 acuíferos. Entre sus conclusiones cabe destacar, en primer lugar, que los logaritmos de la conductividad hidráulica, la transmisividad y el coeficiente de almacenamiento pasan generalmente los tests de normalidad. Por otro lado, si bien la varianza es similar para medios fracturados y sedimentarios, la parte correspondiente a la pepita tiende a ser mayor para los primeros. Por el contrario, el hecho de que la parte de la variabilidad estructurada (meseta menos pepita) tienda a ser mayor para los medios no consolidados sugiere una mayor variabilidad a grandes distancias para éstos, posiblemente consecuencia de la estructura de los procesos de deposición.

Variabilidad de los niveles piezométricos

El nivel piezométrico es una variable continua y derivable, salvo en los puntos en que hay un salto brusco de transmisividad. Al ser una variable muy regular de la que además suele disponerse de una cantidad razonable de datos, los semivariogramas de niveles son continuos en el origen. Sin embargo, el flujo del agua subterránea impone una marcada "tendencia", por lo que los niveles no suelen ser funciones estacionarias. Consecuentemente, el semivariograma de niveles piezométricos no suele estar acotado. Otra propiedad de los semivariogramas de niveles se deduce de que, debido a dicha deriva, cabe esperar una variación mucho mayor en la dirección paralela al flujo que en la perpendicular. Por tanto, los semivariogramas suelen ser anisótropos, con valores superiores en

la dirección del flujo. En el entorno del origen, el semivariograma se comporta de forma parabólica, como cabría esperar dada la regularidad de los niveles piezométricos. A grandes distancias, el semivariograma se hace logarítmico.

HIDROLOGÍA ESTOCÁSTICA

Las cuestiones fundamentales de la Hidrología Subterránea Estocástica son el adecuado tratamiento de la heterogeneidad espacial dentro de los modelos a gran escala de los acuíferos, la obtención de los valores medios de los parámetros que se deben utilizar en los modelos de flujo a escala regional y el análisis de la influencia de la heterogeneidad no modelada en la calidad de las predicciones obtenidas con dichos modelos. La evaluación de la fiabilidad de estos modelos es necesaria para poder cuantificar el grado de confianza de dichas predicciones. Una posible forma de tener en cuenta la compleja heterogeneidad del medio natural consistiría en construir modelos determinísticos que incorporasen la mayor cantidad posible de dicha heterogeneidad. Sin embargo, en problemas reales de campo este tipo de resolución espacial tan detallada requeriría excesiva cantidad de datos y tiempo de ordenador, por lo que hoy por hoy este enfoque resulta prohibitivo. La heterogeneidad espacial puede ser tratada de forma alternativa considerando que los parámetros hidrogeológicos son funciones aleatorias o procesos estocásticos que se pueden caracterizar mediante unos pocos parámetros estadísticos. Al admitir la naturaleza estadística de los parámetros hidrogeológicos, las ecuaciones diferenciales en derivadas parciales que describen el flujo subterráneo y el transporte de solutos se convierten en ecuaciones diferenciales estocásticas. Los niveles piezométricos y las concentraciones resultan ser también procesos estocásticos con sendas distribuciones de probabilidad. Las predicciones realizadas utilizando este enfoque estocástico se expresan por medio de sus distribuciones de probabilidad o más frecuentemente mediante sus dos primeros momentos estadísticos.

El ejemplo que mejor apoya la utilización de métodos estocásticos es el del transporte de solutos. Es un hecho bien conocido que la dispersión hidrodinámica es el resultado de la variabilidad espacial de la velocidad de circulación del agua a cualquier escala. El enfoque utilizado tradicionalmente consiste en trabajar con la velocidad media de flujo y tener en cuenta la variabilidad de la velocidad mediante un coeficiente de dispersión (normalmente de carácter empírico). Este enfoque ha demostrado no ser aplicable en todos los casos (véase Anderson, 1979). Una forma más consistente y correcta de considerar la variabilidad de la velocidad se basa en describir esta variabilidad de forma estocástica. En este enfoque, la dispersión hidrodinámica se caracteriza mediante la solución de la ecuación diferencial estocástica del transporte de solutos.

Entre los métodos de estudio de la hidrología estocástica pueden establecerse varios grupos. El primero está integrado por métodos analíticos que parten directamente de las ecuaciones diferenciales. Entre ellos se encuentran el método espectral y el de las perturbaciones. Una alternativa a estos métodos la constituyen los métodos que, en vez de trabajar con las ecuaciones diferenciales, parten de las ecuaciones discretizadas mediante diferencias finitas, o elementos finitos. Este segundo grupo de métodos, eminentemente numéricos, está integrado por métodos

que utilizan desarrollos en serie (aproximaciones de primer y segundo orden) y por métodos de simulación de Monte Carlo (Samper y Carrera, 1990).

Los primeros estudios sobre el efecto de la aleatoriedad de la permeabilidad K en las predicciones de los niveles h son los de Alonso y Krizek (1975) y Freeze (1975) que mediante una serie de simulaciones de Monte Carlo pusieron de manifiesto que las variaciones de K pueden tener un efecto notable en los niveles, especialmente cuando la varianza de ln K es grande. Estos trabajos, quizás demasiado alarmantes, tuvieron un gran impacto en la comunidad científica relacionada con las Ciencias Técnicas del Suelo. Como consecuencia, el análisis de la variabilidad espacial de distintos parámetros hidrogeológicos comenzó a recibir una atención creciente que se tradujo en un gran número de publicaciones sobre el tema (Dagan, 1986). A continuación resumiremos los principales resultados obtenidos hasta la fecha, bien entendido que por ser éste un tema en desarrollo, se están produciendo continuas aportaciones y es por tanto difícil establecer los límites de la situación actual. Los resultados más relevantes obtenidos hasta la fecha de refieren a (1) la solución de la ecuación de flujo estocástico (determinación de los momentos de h en función de los momentos de ln K), (2) la obtención de la expresión del tensor equivalente de permeabilidad y (3) la solución de la ecuación del transporte de solutos.

Soluciones de las ecuaciones de flujo

Para flujo tridimensional, medio infinito, gradiente hidráulico **J** = $\partial H/\partial x$ constante, régimen estacionario, para pequeñas perturbaciones de f = lnK y para una covarianza C_{ff} exponencial e isótropa, se obtiene que la varianza de h, σ_h^2, es igual a:

$$\sigma_h^2 = \lambda^2 J^2 \sigma_f^2 \frac{1}{3} \qquad (11)$$

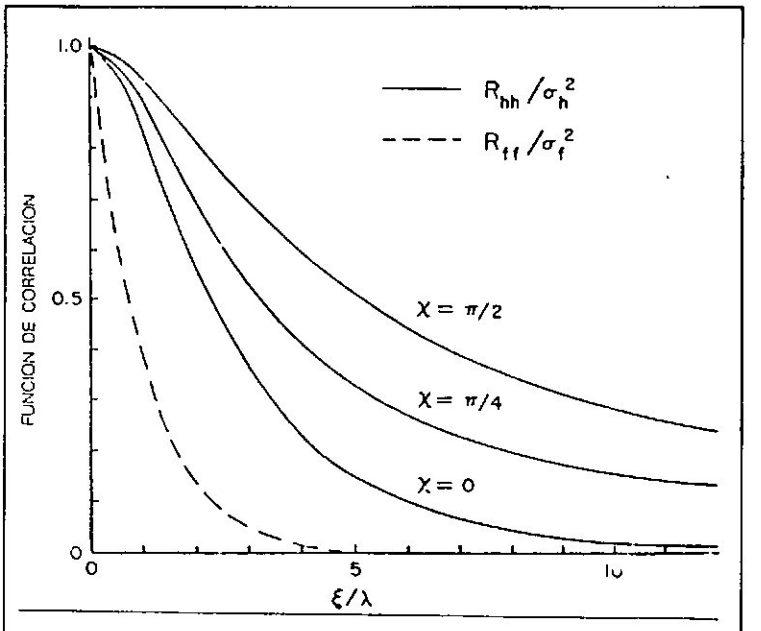
donde λ es la distancia integral de C_{ff} y σ_h^2 es la varianza de ln K. Otras configuraciones de flujo (flujo confinado y flujo libre) y los casos de flujo en una y dos dimensiones han sido analizados por Gelhar (1977), Bakr y otros (1978) y Mizell y otros (1982). Los resultados de los términos de σ_h^2, son en estos casos análogos a la ecuación 11. En el caso de acuífero libre interviene además el espesor b del acuífero. La expresión de σ_h^2 para un acuífero libre con gradiente uniforme J es (Gelhar, 1977):

$$\sigma_h^2 = 0.368\,\sigma_f^2 \lambda^2 J^2 \ln(1.21 b / J\lambda) \qquad (12)$$

Se observa que σ_h^2 se reduce drásticamente al pasar de 1 a 2 dimensiones. La reducción de la varianza es menos significativa al pasar de dos a tres dimensiones. Esta reducción de la varianza al aumentar la dimensionalidad es consecuencia de que en dos y sobre todo en tres dimensiones el flujo de agua no está constreñido, es decir, el agua no está forzada a fluir por las zonas menos permeables. Las

expresiones de la varianza σ_h^2 obtenidas mediante métodos analíticos han sido contrastadas con los resultados obtenidos mediante simulaciones de Monte Carlo y con observaciones de campo (Gelhar, 1986). En general se observa una buena concordancia entre las simulaciones, las observaciones y los resultados teóricos.

La covarianza de los niveles C_{hh} en el caso tridimensional presenta ciertas particularidades. La Figura 7 muestra el correlograma (C_{hh} / σ_h^2) de los niveles correspondientes junto con el de lnK. Puede verse que la covarianza C_{hh} (o el correlograma) es anisótropo, es decir, depende de la dirección. La correlación es máxima (mayor alcance) a lo largo de la dirección perpendicular a la dirección del flujo ($\chi = \pi/2$) y es mínima a lo largo de la dirección del flujo. Se observa además



Correlogramas de lnK (líneas a trazos) y de niveles (líneas contínuas) para flujo tridimensional, χ es el ángulo que forma el vector separación con la dirección del flujo medio.

que los niveles están correlacionados sobre distancias mayores que las permeabilidades. la pendiente de origen C_{hh} es nula, lo que indica que los niveles presentan un comportamiento más contínuo que las conductividades.

Tensor equivalente de conductividad hidráulica

El tensor equivalente de conductividad hidráulica es la constante de proporcionalidad entre el flujo medio $\bar{q}$ y el gradiente medio J. Para flujo tridimensional y aproximación de primer orden, el tensor equivalente degenera en un escalar que coincide con la media geométrica K_m. Los casos medios perfectamente estratificados han sido analizados por Gelhar y Axness (1983). Para flujo paralelo a la estratificación la permeabilidad equivalente coincide con la media aritmética K_a

$$K_a = K_m exp(\sigma_f^2 / 2) \qquad (13)$$

y para el flujo perpendicular a la estratificación la permeabilidad equivalente

coincide con la media armónica K_h

$$K_h = K_m exp(-\sigma_f^2 / 2) \tag{14}$$

El caso general de medio anisótropo en que el flujo medio forma un ángulo arbitrario con la dirección de anisotropía ha sido analizado en detalle por Gelhar y Axness (1983).

Solución de la Ecuación de Transporte de Solutos

El tensor de dispersión macroscópica **A** ha sido evaluado para ciertos casos especiales. Para el caso de covarianza C_{ff} isótropa y suponiendo que la dispersividad local λ_L es mucho menor que el alcance λ (lo cual es generalmente cierto), las componentes de la diagonal de **A** vienen dadas (asintóticamente) por (Gelhar, 1984):

$$A_{11} = \sigma_f^2 \lambda / \gamma^2$$

$$A_{22} = A_{33} = \frac{\sigma_f^2}{15\gamma^2}(\alpha_L + 4\alpha_T)$$

$$A_{ij} = 0 \text{ para } i \neq j \tag{15}$$

donde $\gamma = q/K_m J$. Según Gelhar y Axness (1981), estos resultados son estrictamente válidos para $\alpha_L/\lambda < 0.01$. De la expresión 15 puede verse que la macrodispersividad longitudinal A_{11} está controlada por la convección ya que es independiente de la dispersión local. La macrodispersividad transversal por el contrario depende de las dispersividades locales. En el caso más realista de medio anisótropo, todas las componentes de **A** se ven afectadas por la convección (al menos en el caso en el que $\alpha << \lambda_1$). Los términos de fuera de la diagonal ya no son nulos, lo que se traduce en que las direcciones principales de **A** ya no coinciden con la dirección del flujo medio (y sus perpendiculares). En general las componentes de **A** dependen de la orientación del flujo medio respecto de las direcciones de la anisotropía. Estos resultados teóricos han sido comparados con los obtenidos mediante simulaciones de Monte Carlo (Gelhar, 1984).

Los resultados comentados anteriormente corresponden fundamentalmente al trabajo de Gelhar y sus discípulos. Recientemente, Winter (1982), Winter y otros (1984) y Neuman y otros (1987) han presentado unos resultados del mismo problema que difieren en ciertos aspectos de los resultados obtenidos por Gelhar y Axness (1983). El motivo fundamental de las discrepancias radica en que el grupo de Gelhar utiliza para el cálculo del tensor equivalente de conductividad hidráulica una aproximación inconsistente. La aproximación de $\overline{K}$ se obtiene utilizando aproximaciones de primer orden para algunos términos y de segundo orden para otros. El mérito del trabajo de Neuman y otros (1987) es que utilizan una aproximación consistente, toda ella de primer orden. Estos autores además del modelo exponencial de covarianza C_{ff} consideran el modelo esférico. A diferencia de Gelhar y Axness, suponen que a escala local el coeficiente de dispersión es independiente de la velocidad de flujo. Neuman y otros (1987) presentan sus

resultados en función del número de Peclet, P, definido como

$$P = \frac{VL}{\alpha_L} \tag{16}$$

donde V es el módulo del vector velocidad real de flujo **V** (V=q/n) y L es una longitud característica del problema. Para valores grandes de P obtienen que, independientemente del modelo de covarianza C_{ff} y tanto si el medio es isótropo o no, el tensor **A** de dispersión macroscópica se reduce a un solo valor de dispersividad longitudinal A_L paralela a la dirección del flujo medio. Esta dispersividad resulta ser igual a

$$A_L = \frac{3}{8}\sigma_f^2 L_V \tag{17}$$

donde L_V es el alcance de la covarianza C_{ff} en la dirección del vector velocidad **V**. Este resultado difiere notablemente del obtenido por Gelhar y Axness (1983) y es atribuido por Neuman y otros (1987) al hecho de que Gelhar y Axness utilizaron una aproximación inconsistente del tensor de permeabilidad. Las macrodispersividades transversales A_{22} y A_{33} resultan ser inversamente proporcionales a P. Para medio isótropo, Neuman y otros (1987) obtienen las expresiones de las componentes de la diagonal de **A** que coinciden (para C_{ff} exponencial) con las de Gelhar y Axness (1983). Resulta conveniente a efectos ilustrativos definir el tensor de macrodispersión adimensional $\mathbf{A}_D$ como

$$A_D = \frac{1}{L_V \sigma_f^2} A \tag{18}$$

Para medio isótropo, se observa que las componentes longitudinal y transversal de $\mathbf{A}_D$ varían linealmente con P para valores bajos de P. Al aumentar el número de Peclet, la macrodispersividad longitudinal tiende hacia su valor asintótico dado por la ecuación 17. Las macrodispersividades transversales adimensionales, sin embargo, alcanzan un valor máximo y después disminuyen de forma inversamente proporcional a P. Para medio anisótropo se observa que la dirección principal de **A** se desvía respecto a la dirección del flujo medio $\bar{q}$, tendiendo hacia la dirección a lo largo de la cual la correlación espacial ln K es máxima. Si ϕ es el ángulo formado por la dirección del flujo medio y la dirección principal de anisatropía y ϕ es el ángulo que forma $\bar{q}$ con la dirección principal de **A**, se observa que ϕ=0 para ϕ=0 y ϕ=90. La desviación máxima es igual a 10° y sucede cuando ϕ=40°. Al aumentar el número de Peclet, σ disminuye y tiende a cero independientemente del valor de ϕ.

REFERENCIAS

ALONSO, E. Y R.J. KRIZEK, 1975. Consolidation of Randmoly Heterogeneus Clay Strata, Transportation Research Record, T.R.B., Washington, 30-45.

ANDERSON, M.P., 1979. Using models to simulate the movement of contaminants through groundwater flow systems, CRC Crit. Rev. Environ. Control., 9, 97-156.

ASHLEY, R.P. Y J.W. LLOYD, 1978. An example of the use of factor analysis and cluster analysis in groundwater chemistry interpretation, Journal of Hydrology, 39:355-364.

BAKR, A.A.M., L.W. GELHAR, A.L. GUTJAR Y J.R. MACMILLAN, 1978. Stochastic Analysis of Spatial Variability in Subsurface Flow: Comparison of One- and Three-dimensional Flows, Water Resour. Res., 14, 262-271.

BENAVENTE, J., C. DA COSTA, A. CASTILLO Y M. OLIVEIRA, 1983. Algunos ejemplos de aplicación del análisis factorial al tratamiento de datos hidroquímicos, III National Symposium on Hydrogeology, Madrid, Spain, 297-309.

BENZECRI, J.P., 1973. L'analyse des donnés, Tome II, L'analyse des correspondances: Dunod, Paris, 619p.

DAGAN, G., 1986. Statiscal Theory of Groundwater Flow and Transport: Pore to Laboratory, Laboratory to Formulation and Formation to Regional Scale, Water Resour. Res., 22(9), 120S-134S.

DALTON, M.G. AND S.B. UPCHURCH, 1978. Interpretation of hydrochemical facies by factor analysis, Ground Water, 16(4), 228-233.

DAWDY, D.R. Y J.H. FETH, 1967. Application of factor analysis in the study of groundwater quality, Mohave River Valley, California, Water Resources Research, 3(2), 505-510.

DAVIS, S.N., 1969. Porosity and permeability of naturals Materials, Flow Through Porous Media, Ed. por J.M. De Wiest, Academic Press, New York.

DELHOMME, J.P., 1978. Kriging in the Hydrosciences, Advances in Water Resources, I, 251-266.

FREEZE, R.A., 1975. A Stochastic-Conceptual Analysis of One-Dimensional Groundwater Flow in Nonuniform Homogeneus Media, Water Resour. Res., 11, 725-741.

FREEZE, R.A. Y J. CHERRY, 1979. Groundwater, Prentice Hall Inc., New Jersey, 594 pp.

GELHAR, L.W., A.A. BAKR, A.L. GUTJAR Y J.R. MACMILLAN, 1977. Comments on a Stochastic-Conceptual Analysis of One-Dimensional Groundwater Flow in Nonuniform Homogeneus Media by R.A. Freeze, Water. Resour. Res., 13, 477-479.

GELHAR, L.W., 1984. Stochastic analysis of flow in heterogeneous porous media, Fundamentals of Transport Phenomena in Porous Media, J. Bear y M.Y. Corapcioglu, 673-720.

GELHAR, L.W., 1986. Stochastic Subsurface Hydrology from Theory to Applications, Water. Resour. Res., 22(9), 135S-145S.

GELHAR, L.W. Y C.L. AXNESS, 1981. Stochastic Analysis of Macrodispersion in Three-Dimensional Heterogeneous Aquifers, New Mexico Institute of Mining and echnology, Hydrology Repport H-8.

GELHAR, L.W. Y C.L. AXNESS, 1983. Three-Dimensional Stochastic Analysis of Macrodispersion in Aquifers, Water. Resour. Res., 22(19), 161-180.

HARMAN, H.H., 1970. Modern Factor Analysis, The University of Chicago Press.

HOEKSEMA, R.J. Y P.K. KITANIDIS, 1985. Analysis of spatial structure of properties of selected aquifers, Water. Resour. Res., 563-572.

IBÁÑEZ, V. Y J. SANCHÍS, 1983. Utilización de métodos estadísticos multivariables en hidrogeoquímica, III National Symposium on Hydrogeology, Madrid, España, 263-275.

LAW, J., 1944. A statistical approach to the heterogeneity of sand reservoirs. Trans, AIME, V. 155, 202-222 pp.

MATHERON, G., 1962. Traité de geostatistique appliquée, Tome 1 and 2, Memories du Bureau De Recherches Geologiques et Minières, Technip, Paris, 1962/3.

MIZELL, S.A., A.L. GUTJAR Y L.W. GELHAR, 1982. Stochastic Analysis of Spatial Variability in Two-Dimensional groundwater Flow Assuming Stationary and Nonstationary Heads, Water. Resour. Res., 18, 1053-1067.

MOHRBACHER, C., 1984. Mountain-front recharge to the Tucson basin from the Santa Catalina Mountains, Arizona, M.S. Thesis, University of Arizona, Tucson, Arizona.

NEUMAN, S.P., C.L. WINTER Y C.M. NEWMAN, 1987. Stochastic Theory of Field-Scale Fickian Dispersion in Anisotropic Porous Media, Water Resour., Res., 23(3), 453-466.

SAMPER, F.J., 1986. Statistical methods of analyzing hydrochemical, isotopic and hydrological data from regional aquifers, Ph. D. Dissertation, University of Arizona, 532 pp.

SAMPER, F.J. Y J. CARRERA, 1990. Geoestadística: Aplicaciones a la Hidrología Subterránea, Ed. CIMNE, Barcelona, 481 pp.

USUNOFF, E.J., 1984. Hydrochemistry of the San Pedro river basin near Saint David, Cochise county, Arizona, with special emphasis on the behavior of fluoride, M.S. Thesis, Department of Hydrology and Water Resources, University of Arizona, Tucson, Arizona.

WINTER, CL., 1982. Assymptotic properties of mass transport in random porous media, Ph. D. Dissertation, University of Arizona, Tucson.

WINTER, CL., C.M. NEUMAN Y S.P. NEUMAN, 1984. A perturbation expansion for diffusion in a random field, SIAM J. Appl. Math., 44(2), 411-424.

HIDROGEOQUÍMICA E ISOTOPÍA AMBIENTAL

Emilio Custodio, Dr. I.I., Acad. Ciencias
Departamento de Ingeniería del Terreno y Cartográfica.
Centro Internacional de Hidrología Subterránea.
Universidad Politécnica de Cataluña. Barcelona. España.

Resumen

La hidrogeoquímica, comprendiendo en ella las variaciones isotópicas y los isótopos radioactivos ambientales, permite llegar a un conocimiento más detallado de los acuíferos si los datos se manejan convenientemente, con las herramientas adecuadas. El proceso requiere un conocimiento del comportamiento geoquímico de las especies a considerar. A partir del conocimiento del sistema acuífero que se deriva de la información disponible se formulan hipótesis alternativas de funcionamiento, tanto cualitativas como cuantitativas, y se analiza su verosimilitud a partir de la información química, isotópica ambiental y térmica disponible, para luego obtener la descripción más probable del funcionamiento cualitativo y cuantitativo. En la interpretación la significación de las muestras de aguas es un aspecto crucial que no puede obviarse, a menos de correr el riesgo de cometer errores de bulto.

INTRODUCCIÓN Y ASPECTOS GENERALES

Los principios básicos de la química del agua y de la relación con los minerales con los que el agua subterránea está en contacto son bien conocidos a través de textos clásicos, como los de Stumm y Morgan (1981), Garrels y Christ (1965), Nordstrom y Munoz (1986) o Drever (1982). La aplicación a las aguas subterráneas en los acuíferos ha sido desarrollada por Schoeller (1962), Hem (1970; 1986), Matthess y Harvey (1982), Custodio (en Custodio y Llamas, 1976; 1983, Sec. 4 y 10), Davis y De Wiest (1966) o Freeze y Cherry (1979). Con referencia a las técnicas isotópicas ambientales algunos textos clásicos son Fritz y Fontes (1980), Gat y Gonfiantini (1981), IAEA (1983). El cálculo de los equilibrios químicos supone el manejo de numerosos parámetros y de correcciones por temperatura, fuerza iónica y complejación, y el cálculo de coeficientes de actividad, que puede hacerse manualmente, pero es más cómodo emplear códigos para computador. Tales son el WATEQ (Truesdell et al., 1974; Plummer et al., 1984; Moses y Herman, 1986) EQ3/EQ6 (Wolery, 1979; 1982) o los HIDSPEC (de Carvalho, 1989), MISOLEQ (Almeida y Silva, 1990) o GEOCHEM (Sposito y Mattigod, 1979), cuya bondad viene dada por la calidad de las tablas de valores de los parámetros químicos que se utilizan. Existen actualizaciones de los mismos (Ball et al., 1986). Estos códigos pueden emplearse en programas que permiten simular acciones tales como el cálculo de las especies minerales que se precipitarían o disolverían en equilibrio al mezclar dos aguas, al poner en contacto una cierta agua con un complejo natural o

la evolución de una masa de agua a lo largo de una línea de flujo cuando se producen ciertas perturbaciones químicas (aparición de una fase diferente, aporte o separación de gas). Uno de los programas más conocidos es el PHREEQE (Parkhurst et al., 1980; Flemming y Plummer, 1983), del que existe una adaptación para aguas muy salinas PHRQITZ (Plummer et al., 1988). Es posible incorporar cálculos que incluyen especies isotópicas, como las del carbono (Readom y Fritz, 1978). En todos los programas anteriores se supone que hay equilibrio químico entre el agua y el medio sólido y, en su caso, gaseoso. Responden al modelo conceptual de equilibrio termodinámico puntual. Cada uno de ellos tiene sus ventajas e inconvenientes (Nordstrom et al., 1979).

Algunos cálculos más rápidos y sencillos se pueden hacer simplemente determinando la cantidad de especies minerales que se han de precipitar o disolver para que una cierta agua subterránea se convierta en otra a la que se la supone ser el resultado de la evolución a lo largo de una línea de flujo. El problema solo tiene solución cuando se elige un número prefijado de especies minerales (de acuerdo con el número de especies iónicas o isotópicas que se consideren), las que han de ser coherentes con la mineralogía ambiental. El cálculo se hace fácilmente a mano, pero se facilita con códigos de cálculo, como el BALANCE (Parkhurst et al., 1982). Como no se impone ninguna restricción termodinámica, tal como la de existencia de equilibrio químico entre especies sólidas y especies disueltas, los cálculos deben comprobarse para asegurar que no hay sobresaturaciones ni subsaturaciones. De otro modo hay que modificar los supuestos de partida.

Muchas situaciones naturales son de no equilibrio a causa de la ausencia de especie sólida o de una velocidad de reacción (cinética) muy lenta, aún para los elevados tiempos de tránsito de las aguas subterráneas, o son el resultado de reacciones con minerales que en las condiciones ambientales resultan inestables o metaestables (reacciones irreversibles). En estos casos las consideraciones de equilibrio termodinámico no describen adecuadamente la realidad, y sólo proporcionan la tendencia evolutiva.

Las especies de interés son tanto las químicas como las variaciones isotópicas de los elementos y de los iones a los que dan lugar. En las primeras la atención principal se centra en los iones mayoritarios, cuyo comportamiento es bien conocido y que forman parte de especies minerales más abundantes. Su tratamiento es tanto más fácil cuanto más se acercan al comportamiento conservativo en el agua (estables químicamente y con ausencia de reacción con el medio sólido). La presencia de reacciones con el medio sólido tales como adsorción y cambio iónico son relativamente fáciles de tratar, pero cuando se producen reacciones redox existen dificultades para describir adecuadamente y con precisión el medio (pares oxidado-reducido, potencial redox) y con frecuencia se trata de reacciones cinéticas lentas, catalizables biológicamente. Las especies químicas de substancias menores y traza son de manejo e interpretación más difícil, no sólo por ser sus propiedades y parámetros conocidos con menor precisión, sino también por las pequeñas concentraciones, escasez en el medio sólido y posibles importantes efectos de interacción con el medio sólido.

Las especies isotópicas estables del agua, oxígeno-18 y deuterio, son las que merecen mayor atención y son de utilización convencional en ambientes de baja temperatura y de renovación del agua relativamente rápida. Otros isotópos estables

de interés no forman parte de la molécula del agua sino que están como especies disueltas, y por lo tanto sometidos a cambios químicos que entrañan separaciones e incorporaciones, además de fraccionamientos isotópicos entre los que los de carácter cinético pueden ser importantes, como sucede con el nitrógeno y azufre. Muchos de estos fraccionamientos cinéticos son aún conocidos con poca precisión dada la importante influencia ambiental sobre los mismos.

Las especies isotópicas ambientales radioactivas no serán consideradas aquí.

El movimiento por el terreno de las especies químicas disueltas y de sus variaciones isotópicas se puede describir cuantitativamente mediante la ecuación del transporte de masa que incluya en ella los términos de reacción. Para las substancias reactivas el tratamiento numérico puede llegar a ser complicado y lento. Se trata de un campo de activa investigación en el que se progresa rápidamente, tanto en cuanto a los procesos propiamente dichos, como en cuanto al medio (poroso, fisurado, de fluido homogéneo, de fluido heterogéneo no miscible, con transporte coloidal). Ver algunos detalles adicionales en "Procesos de contaminación del agua de la zona no saturada" en esta misma publicación.

OBJETIVOS DE LOS ESTUDIOS HIDROGEOQUÍMICOS E ISOTÓPICOS AMBIENTALES

Existen tres grandes grupos de objetivos hidroquímicos:

A) conocer y controlar la calidad del agua subterránea con respecto a sus posibles usos. Los usos potables tienen una especial relevancia y son objeto de detenidos estudios.

B) Investigar el comportamiento del agua y las substancias incorporadas a la misma, y los procesos e interacciones entre el agua y el medio (sólido, gaseoso u otro fluido), tanto bajo el punto de vista térmico, como químico, como isotópico ambiental.

C) Cualificar y cuantificar el movimiento del agua y de los solutos en el sistema acuífero (medio no saturado, acuíferos, acuitardos) para conocer mejor el funcionamiento del mismo y también para contrastar hipótesis y aportar información que sirva para cuantificar los parámetros hidrodinámicos y de transporte de masa.

El objetivo C es el primordial de los estudios hidrogeoquímicos, que incluyen la isotopía ambiental y la temperatura del agua. Estos estudios se suman y se complementan con los hidrodinámicos y de balance de agua, incluyendo la modelación del flujo de agua. En general pueden aportar una información que extiende notablemente el nivel de conocimientos regional y permite un mayor detalle local, mientras que los métodos hidrodinámicos tiene un carácter más regional. Aún con pocos datos los estudios hidrogeoquímicos son útiles para seleccionar hipótesis alternativas sobre el funcionamiento del sistema acuífero, eliminando aquéllas que no son aceptables bajo el punto de vista de transporte de masa.

Los principales objetivos de los estudios hidrogeoquímicos son:

- cualificar y cuantificar la recarga a los acuíferos,
- definir el flujo del agua subterránea,

- establecer interrelaciones o separaciones entre subsistemas dentro de un sistema acuífero,
- identificar áreas de descarga y sus características,
- explicar la composición química actual del agua subterránea,
- predecir los cambios esperables en la composición química del agua subterránea ante determinadas acciones o siguiendo una cierta pauta evolutiva,
- determinar el grado de protección de la cantidad y calidad de un recurso de agua subterránea,
- cuantificar el tiempo de residencia del agua en el sistema acuífero o en sus subsistemas.

Este tipo de estudios son de interés para una serie de ámbitos de la actividad humana y del conocimiento de la Naturaleza, tales como:

- evaluación de recursos de agua subterránea y su uso sostenible, tanto en cantidad como en calidad,
- protección del medio ambiente y su conservación y restauración,
- evaluación de recursos energéticos geotérmicos,
- estudio del confinamiento geológico de residuos tóxicos,
- explicación de ciertas mineralizaciones o alteraciones del terreno,
- interpretación de determinados rasgos geomorfológicos y de la existencia de vegetación,
- estudios de la evolución climática del pasado, como clave al conocimiento del presente y a la predicción del futuro.

BASES DE TRABAJO DE LOS ESTUDIOS HIDROGEOQUÍMICOS

La importancia de los estudios hidrogeoquímicos radica en que la información química, e incluso la isotópica ambiental y térmica, es fácil de obtener y relativamente barata en relación con otras informaciones tales como las que se derivan de ensayos de bombeo o perforaciones, y con frecuencia está disponible. Sin embargo, lo más común es que simplemente se relacione y tabule, sin explotar las enormes posibilidades de su contenido. A lo más algunos comentarios sobre la calidad y algunos gráficos y mapas que únicamente describen y llenan espacio. Con poco esfuerzo adicional y con un coste mínimo es posible revalorizar enormemente esa información.

No obstante, como se expondrá más adelante, las determinaciones realizadas sobre una muestra de agua, suponiendo que están correctamente hechas, representan con frecuencia una mezcla compleja de aguas, en función de cómo, cuándo y en qué lugar se ha realizado el muestreo. Desgraciadamente esta información es pocas veces conocida, y menos aún se indica junto a las determinaciones químicas. Esta falta puede llevar a errores importantes en la interpretación o puede obligar al que realiza el estudio a establecer hipótesis de trabajo arriesgadas.

Las bases de trabajo de los estudios con interpretación hidrogeoquímica normalmente siguen la siguiente pauta:

A. Conocimiento del comportamiento físico-químico de los componentes de interés. Es una condición previa de conocimiento básico en cuanto a las soluciones y en cuanto a las interacciones de los solutos con el ambiente sólido o gaseoso.

B. Conocimiento del sistema acuífero a través del conjunto de información hidrogeológica e hidrológica disponible. Este aspecto no es obviable. Tiene poco sentido separar una interpretación hidrogeoquímica del conocimiento físico del medio e hidrodinámico del flujo del agua. De otro modo pueden cometerse errores de bulto. La interpretación hidrogeoquímica es tarea de hidrogeólogos e hidrólogos - con una base química como indica el aspecto A - y no de químicos en el sentido restrictivo, es decir, personas que a su base de conocimientos no unan un nivel hidrogeológico suficiente.

C. Formulación de hipótesis coherentes y bien especificadas sobre el funcionamiento del sistema acuífero en cuanto a recarga, flujo, descarga y tiempo de permanencia del agua subterránea en sus diversas partes, utilizando la información del aspecto B. Una vez establecidas estas hipótesis se debe proceder a:

   C1.- comprobar la consistencia de cada una de ellas y de que los procesos que hacen falta para explicarla son verosímiles,

   C2.- replantear las hipótesis que ofrezcan dudas antes de aceptarlas o rechazarlas,

   C3.- seleccionar la o las hipótesis que son coherentes con la información conjunta hidrodinámica, química, isotópica ambiental y térmica,

   C4.- en su caso, plantear la obtención de información complementaria y llevar a cabo las acciones necesarias. Se trata de comprobar o completar los aspectos que permitan seleccionar una hipótesis como verosímil,

   C5.- obtener cuantificaciones en cuanto al flujo y transporte de masa (recarga, velocidad de flujo, tasa de meteorización, concentración evaporativa, tiempo de tránsito, ...).

En la figura 1 se representa el proceso en forma de organigrama.

Es muy importante la fomulación de hipótesis alternativas, del conjunto o para cada paso, y discutir cada una de ellas. La práctica frecuente de aceptar el primer proceso o mecanismo que parece explicar el comportamiento, sin comprobar su verosimilitud y que cuantitativamente es posible, es una fuente frecuente de errores y de cualificaciones desviadas. Lamentablemente es el modo de proceder más frecuente y la razón que explica que con frecuencia la hidrogeoquímica no rinda los frutos que potencialmente puede dar.

Para la formulación de hipótesis debe conocerse la forma de movimiento del agua en el medio subterráneo y las interacciones que se producen. En la figura 2 se indica el comportamiento general en el medio no saturado y en la figura 3 el comportamiento en el medio saturado.

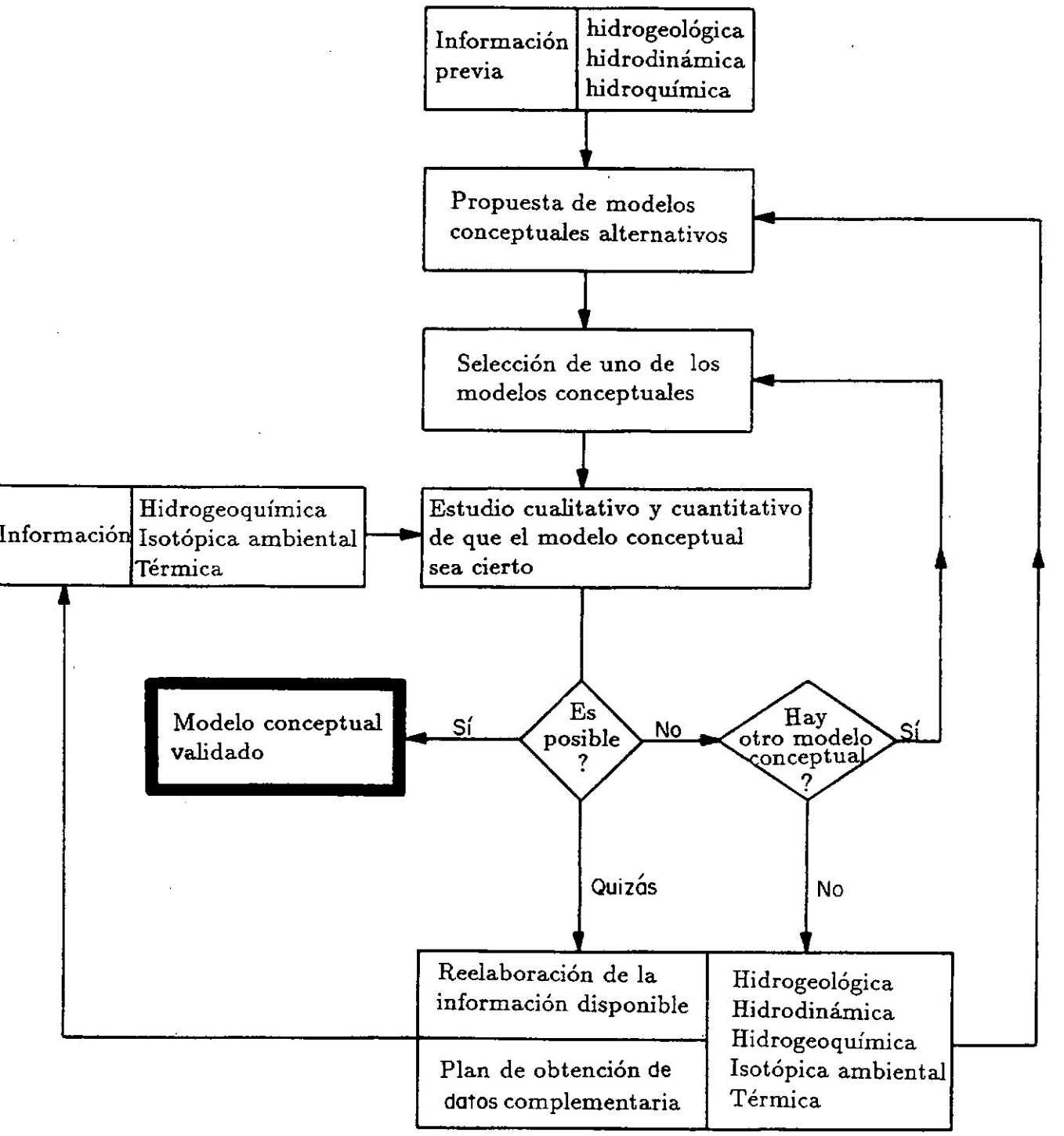


Fig. 1.- Organigrama esquemático del proceso de interpretación hidrogeoquímica (Custodio, 1991)

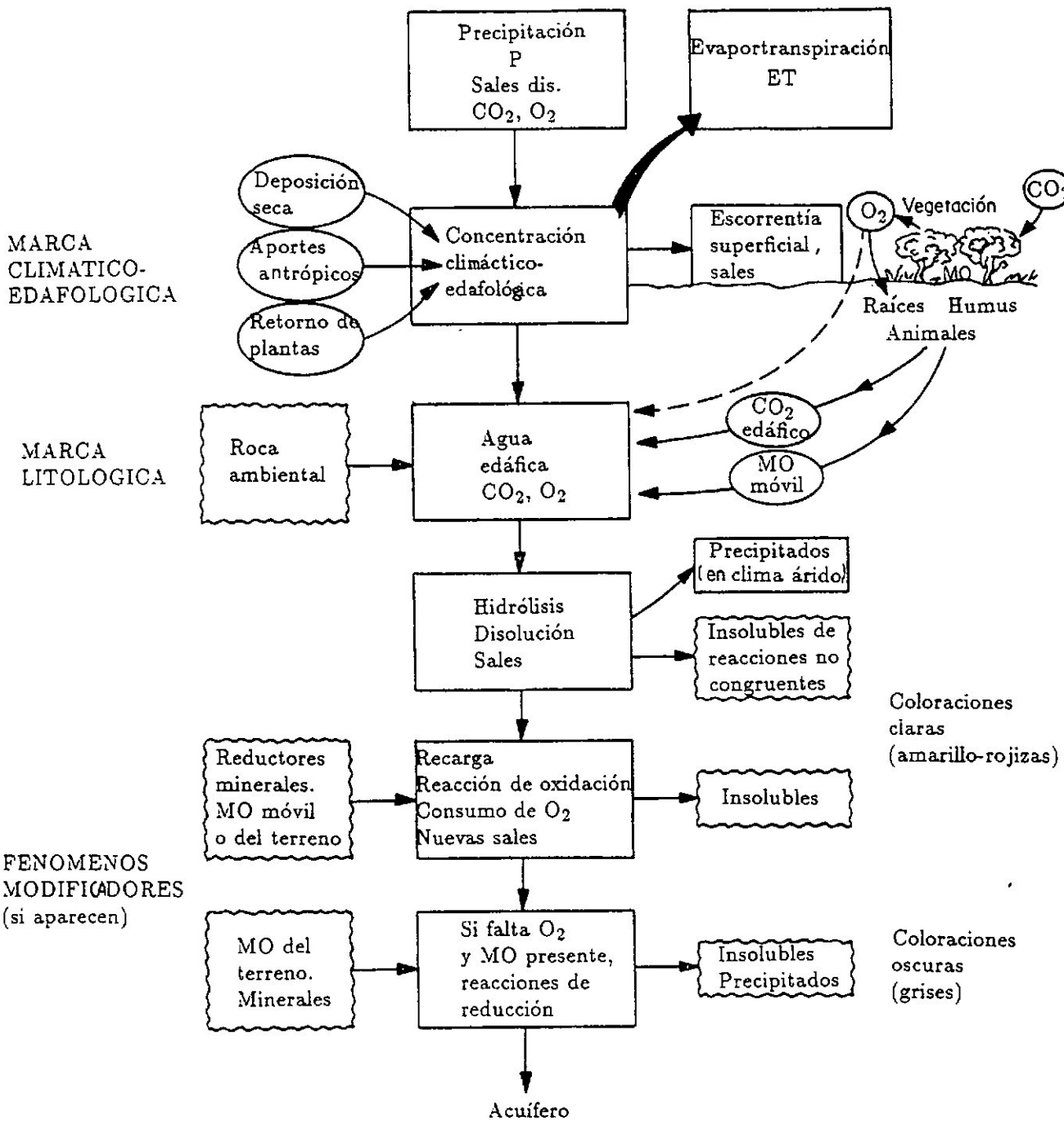


Fig. 2.- Esquema simplificado del comportamiento del agua de infiltración y recarga en el medio no saturado (Custodio, 1991).

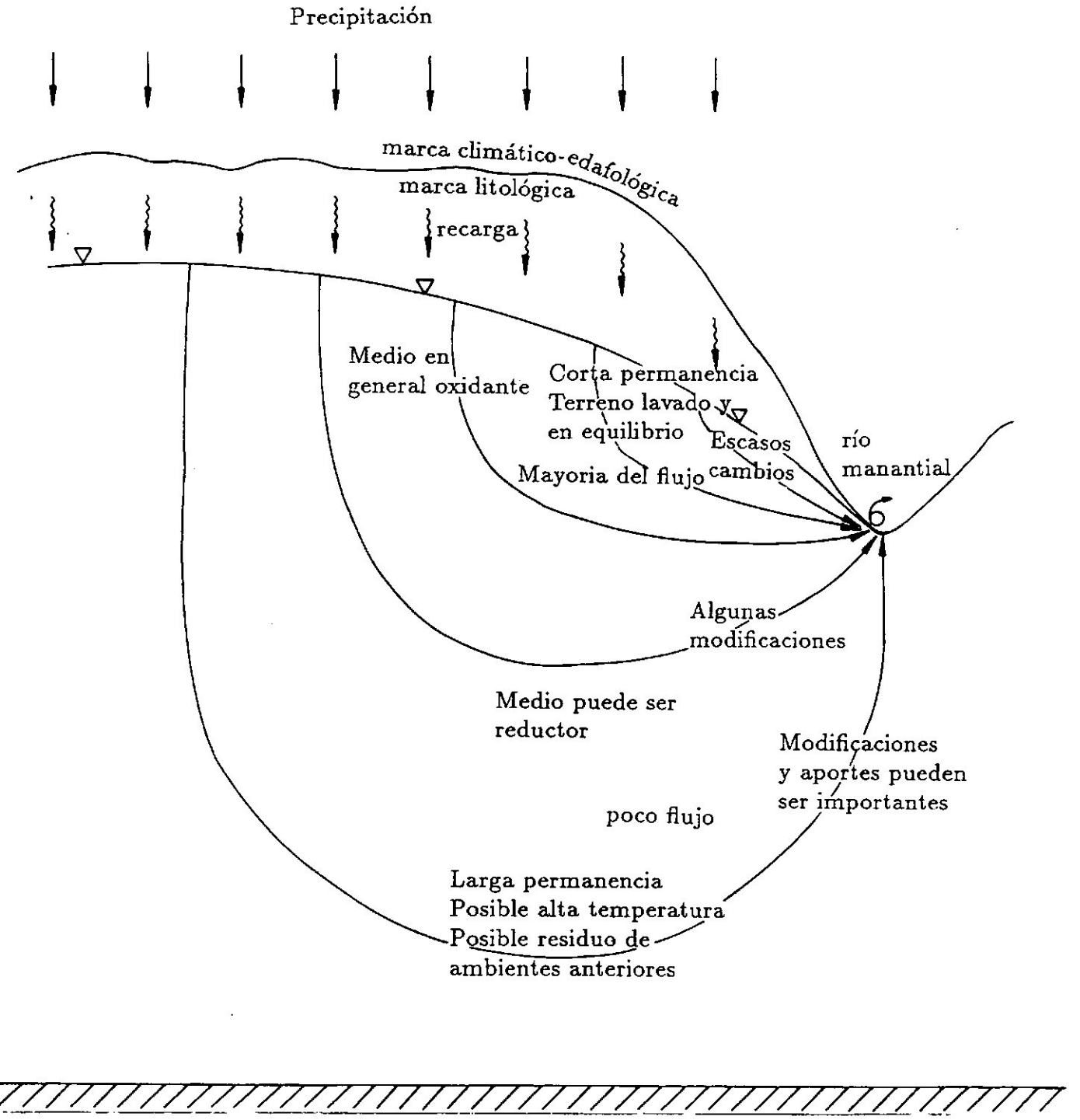


Fig. 3.- Representación esquemática de un sistema simple de flujo en el medio saturado con indicación de los posibles cambios hidroquímicos esperables (Custodio, 1991)

HERRAMIENTAS HIDROGEOQUÍMICAS Y MODO DE EMPLEO

Las herramientas hidrogeoquímicas, entendiendo como tales datos y métodos para el estudio, son diversas:

A.-Substancias disueltas mayoritarias conservativas en sí (vg. Cl^-) o en cierto ambiente (vg. $SO_4^=$ o NO_3^- en medio oxidante). Son las más elementales y las que proporcionan resultados más claros e inmediatos.

B.-Substancias disueltas mayoritarias reactivas o potencialmente reactivas. El tipo de modificación por cambio iónico o reacción redox amplía la información que proporcionan las del apartado A. Por ejemplo, el intercambio Na-Ca en medios litorales suele identificar procesos de intrusión marina o de lavado de terrenos de deposición costera reciente (Mercado, 1985; Custodio y Bruggeman, 1986; Custodio 1994a). También una disminución de $SO_4^=$ acompañada de ausencia de NO_3^- y aumento de CO_3H^- identifica a un medio notablemente reductor, y a sus implicaciones en cuanto a la estructura del acuífero y de la recarga.

C.-Substancias disueltas menores. Su comportamiento es menos conocido y con frecuencia no responde a un equilibrio mineral por ausencia de fase sólida, o bien dependen mucho de procesos redox. El Br^- es conservativo y el I^- lo es en muchas circunstancias. Pueden existir problemas analíticos para su determinación precisa a las bajas concentraciones a las que se suelen encontrar, o bien requieren técnicas analíticas no disponibles o excesivamente costosas.

D.-Substancias disueltas al estado de trazas. Su utilidad práctica como herramienta común es muy limitada, por similares condicionantes a los del apartado C, aumentado por su mucha menor concentración y por los comportamientos mucho peor conocidos.

E.-Isótopos estables del agua, oxígeno-18 y deuterio, que son herramientas que actualmente pueden considerarse convencionales. Las variaciones isotópicas son generalmente conservativas en medios de baja temperatura. Su interés principal es el de la identificación del origen del agua y de su movimiento en el terreno.

F.-Isótopos estables de substancias disueltas. Normalmente su utilidad principal es identificar los procesos de adquisición de las sales disueltas y de su modificación a lo largo del recorrido subterráneo. El $^{13}C/^{12}C$ es especialmente útil. Otros como $^{34}S/^{32}S$ ó $^{15}N/^{14}N$ pueden estar muy afectados por complicados fenómenos de fraccionamiento cinético. Otros como el $^{37}Cl/^{35}Cl$ adolecen de grandes dificultades analíticas, poca precisión, alto coste y escasa experiencia.

G.-Isótopos ambientales radioactivos. La pérdida de actividad en el terreno de la parte de ellos de procedencia atmosférica (natural o como resultado de la contaminación por pruebas termonucleares) se relaciona con el tiempo medio de permanencia del agua en el sistema acuífero o en una porción del mismo - datación - siempre y cuando sea posible establecer una hipótesis de recarga y de mezcla que explique razonablemente el origen de la muestra de agua. El tritio forma parte de la molécula del agua, pero su utilidad es

decreciente - menos en hidrología subterránea que en superficial - a causa de la disminución del contendio en la precipitación. El radiocarbono exige correcciones importantes y arriesgadas, aunque el ^{13}C puede ayudar a seleccionar los mecanismos correctores más adecuados. Otros tienen aún una aplicación limitada, bien sea por dificultades de muestreo, analíticas, interpretativas o de correcciones, sobre todo cuando hay también un origen endógeno.

H.-Temperatura. Es una característica no conservativa y muy fácilmente alterable. No es fácil saber la temperatura del agua en el acuífero con precisión. No obstante, no ofrece problemas en cuanto a instrumentación a nivel de precisión de $\pm 0,1$°C o menos, y es muy económica. El agua es la substancia natural con mayor capacidad calorífica, y eso le confiere la posibilidad de cambiar la distribución de temperatura del terreno cuando se renueva suficientemente de prisa. Su utilización es poco frecuente, y más aún de forma correcta, y sin embargo es potencialmente muy útil y de interpretación relativamente sencilla.

La interpretación preliminar de carácter cualitativo requiere normalmente el uso de técnicas de representación de valores numéricos en mapas, de diagramas en mapas (en general de tipo Stiff modificado, con valores absolutos) y de diagramas de comparación tipo de columnas verticales logarítmicas y más raramente de tipo triangular de tres campos (tipo Piper). Los valores numéricos a representar son tanto concentraciones en valores absoluto - desviaciones isotópicas ambientales estables - como índices y relaciones iónicas que pongan de manifiesto la presencia o ausencia de alguna modificación.

Las posibilidades son múltiples, pero la confusión aumenta a medida que se producen mapas y gráficos, más aún si se dibujan con la facilidad que proporcionan los métodos informáticos. Por ello es muy recomendable que cada elaboración que se efectúe no responda a una mecánica sino al desarrollo o comprobación de una idea elaborada previamente. Se requiere cierta práctica y sobre todo una permanente visión tridimensional de cómo se espera que funcione el sistema acuífero.

La información debe clasificarse previamente según formaciones, áreas, fuentes de recarga, significación de la muestra y cualquier otro carácter de agrupación lógico que se derive de cada situación concreta, y se debe avanzar en el sentido de ir reduciendo la información a unidades significativas, no puramente taxonómicas - eso puede estar desprovisto de valor y significado práctico - sino que caractericen el funcionamiento del sistema acuífero (origen de la recarga, cambios litológicos, modificación del potencial redox, etc.).

En sistemas con al menos varios años de tiempo de tránsito del agua, las variaciones temporales son mínimas, salvo por variaciones en la forma en que se mezcla el agua para formar la muestra. Esto facilita mucho el estudio ya que se trata de sistemas quasi estacionarios. No obstante, en sistemas que tienen una fuente de recarga variable, como cuando ésta procede de un río o un lago de salinidad cambiante, o se está en un medio con desplazamiento de aguas salinas marinas o preexistente en el acuífero, o se trata de una situación influenciada por acciones antrópicas (contaminación por agricultura, vertidos, cambios de uso del territorio), se producen evoluciones temporales sensibles a lo largo de años, y aún de meses,

y entonces la interpretación es más complicada y requiere considerar el momento del muestreo, y la amortiguación y retraso de respuesta del sistema.

Una vez visualizada la información, en general el paso siguiente requiere identificar si las variaciones apreciadas a lo largo de las supuestas líneas de flujo son lógicas o no, es decir, si pueden explicarse por balance de masas y se respetan las restricciones termodinámicas. Tras una primera fase de estudio manual, se puede continuar mediante la aplicación de cálculos de reacción (manuales o con ayuda de una programa de cálculo tipo BALANCE) para determinar si la interacción con el medio y la necesidad de términos de fuente y sumideros es aceptable (Plummer y Back, 1980), y luego se determinan equilibrios químicos mediante códigos de cálculo. De no ser posible llegar a explicaciones satisfactorias, las hipótesis aplicadas deben replantearse o rechazarse. A este respecto es importante considerar que muchos sistemas, cuando se les observa están ya hidrodinámicamente muy alterados por la explotación de agua subterránea, mientras que la distribución de especies químicas, isotópicas o de la temperatura responde al funcionamiento natural o en condiciones pretéritas, dado el largo tiempo de renovación del agua de muchos de estos subsistemas. Por eso las líneas de flujo que deben analizarse, en general no son las actuales sino las que dieron origen a la distribución geohidroquímica que se está observando.

Los tratamientos de datos de tipo estadístico, si bien potencialmente pueden ser muy útiles, en la realidad resultan poco interesantes a menos que desde el inicio se orienten a fines concretos en relación con aspectos claramente definidos. De otro modo los resultados pueden ser elaboraciones vacías de contenido o insinuar relaciones con escasa base práctica, al no considerar la dinámica del sistema acuífero.

La cuantificación hidrogeoquímica es una etapa necesaria en la interpretación y se deriva de los cálculos justificatorios o comprobatorios de las alternativas estudiadas y seleccionadas. Su coherencia con las características del sistema no queda asegurada a menos que se pase a etapas de balance, y con mayor precisión a las de modelación del flujo y del transporte de masa. En muchos casos no hace falta llegar a ese grado de definición, pero en otros es recomendable, sobre todo cuando ya empiezan a estar disponibles códigos de cálculo aceptablemente eficaces, aunque en ocasiones aún excesivamente prolijos para su utilización por equipos no especializados.

REPRESENTATIVIDAD DEL MUESTREO DEL AGUA SUBTERRÁNEA

La significación de una muestra de agua es uno de los aspectos esenciales de la interpretación hidrogeoquímica en sus diferentes aspectos.

Existen aspectos en relación a cómo se puede obtener una muestra y otros en como se ha formado la misma. Las muestras de agua son mezclas de moléculas de agua y solutos con distintas procedencias temporales y espaciales. Esta mezcla se puede ya formar en el propio acuífero o sistema acuífero a causa de la dispersividad hidrodinámica macroscópica creada por las heterogeneidades, pero sobre todo en el manantial o captación artificial, donde se reúnen diversos tubos de flujo (fig. 4), además de forma temporalmente variable (Custodio y Llamas, 1976, 1983; Maçoszewski y Zuber, 1982; Richter et al., 1993; Zuber, 1986). Por otro lado, una

perforación abierta en una longitud grande puede producir cortocircuitos entre formaciones con distinto potencial hidráulico, natural o inducido por las extracciones (fig. 5), con lo cual las muestras que se obtengan de la misma, tanto por bombeo como puntualmente (fig. 6), están condicionadas por ese hecho (Custodio, 1991; 1994a,b). La caracterización de qué representa realmente una muestra de agua subterránea rara vez se efectúa y es causa de numerosos errores interpretativos. Esto es aún más acusado cuando se trata de interpretar el contenido en isótopos ambientales radioactivos, cuando el tiempo de renovación es similar o mayor que el período de semidesintegración (fig. 7).

Estas consideraciones son de carácter hidrogeológico. A las mismas deben añadirse las precauciones para que la muestra no se haya alterado dentro de la captación (Bosch y Custodio, 1987), para que no se produzcan alteraciones durante la extracción de la muestra, durante su manipulación en el campo, durante su traslado al laboratorio y durante su almacenamiento temporal, así como para asegurar que los métodos de medida y analíticos tengan la precisión y reproductividad adecuados (Candela et al., 1988; Claasen, 1982; Everett, 1984; Wood, 1976).

Las precauciones para con la muestra incluyen evitar cambios de temperatura, de escape de gases o entrada de gases atmosféricos, de adsorción en las paredes del recipiente, de aporte de substancias extrañas, de evaporación, de fraccionamiento isotópico por evaporación, precipitación o manipulación, etc., de acuerdo con las características que se quieren determinar, en campo y/o en laboratorio.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue presentado oralmente en el Seminario Hispano Argentino sobre Temas Actuales de la Hidrología Subterránea (Mar del Plata, 20-29 Sep 1993) como actividad en relación al Programa de Cooperación Científica con Iberoamérica del Ministerio de Educación y Ciencia de España con el Instituto de Cooperación Iberoamericana de la Agencia Española de Cooperación Internacional. Se agradece la invitación del Centro de Geología de Costas y del Cuaternario de la Universidad Nacional de Mar del Plata y la prestación de tiempo del Departamento de Ingeniería del Terreno de la Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona. Las ideas son las del autor y no tienen por qué ser las de los organismos mencionados. Este escrito se encaja dentro de las actividades del Proyecto CICYT AMB-92-636 sobre la recarga en Doñana.

REFERENCIAS

BALL, J.W.; NORDSTROM, D.K.; JENNE, E.A. 1980. Additional and revised thermochemical data and computer code for WATEQ2-a computerized chemical model for trace and major element speciation and mineral equilibria of natural waters. U.S. Geological Survey, Water Resources Investigations. WRI 78-116: 1-109.

BOSCH, X.; CUSTODIO, E. 1987. Alteración de la alcalinidad en muestras de agua procedentes de piezómetros entubados con hierro en un acuífero carbonatado afectado por intrusión marina: efecto de la corrosión del hierro sobre la

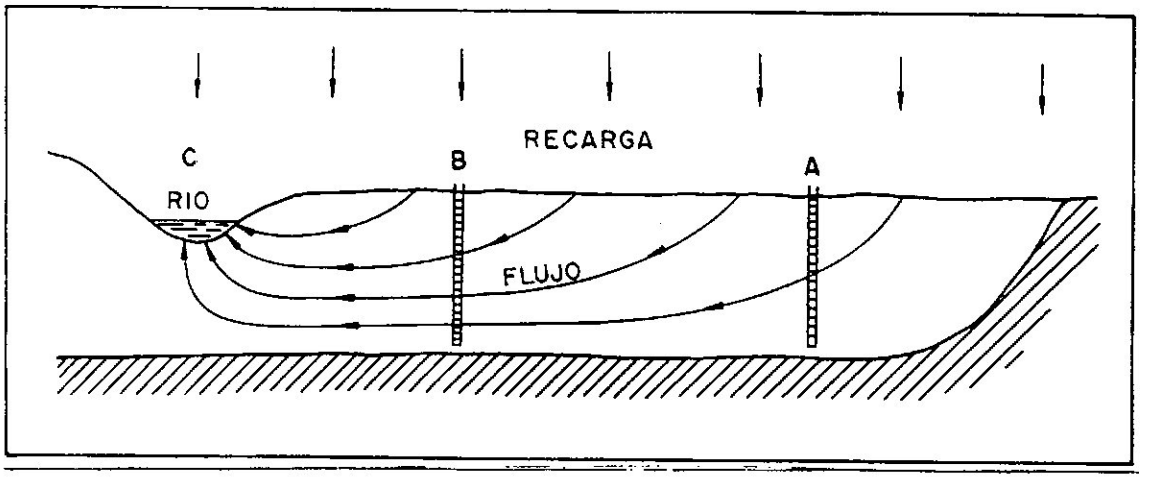


Fig. 4.- Convergencia de diversos tubos de flujo de diferente tiempo de tránsito en manantial.

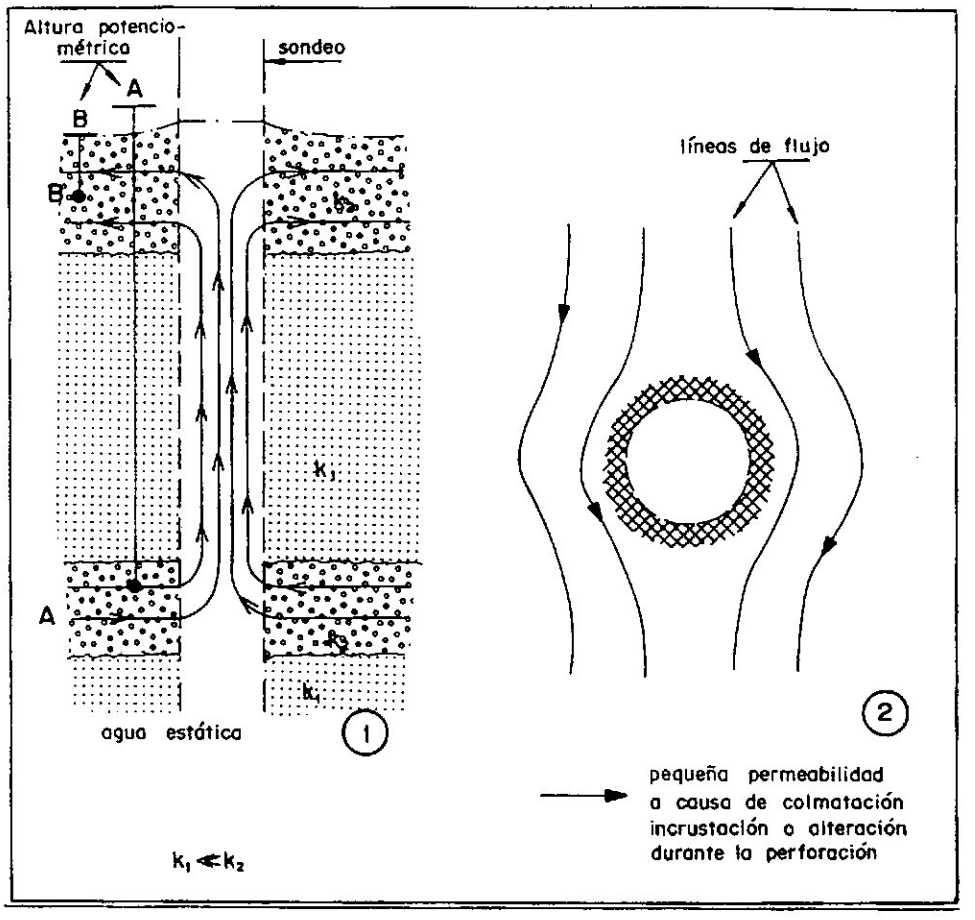


Fig. 5.- Efecto de una perforación en la significación de la muestra. En la figura de la izquierda se crea un cortocircuito entre formaciones de distinto potencial, de modo que cualquier muestra que se tome con el sondeo en reposo sólo representa a la formación de mayor potencial. En la figura de la derecha la falta de renovación del agua en el interior del sondeo (filtro obstruido o insuficiente, acumulación de lodo de perforación, obstrucción por incrustación) hace que la composición química pueda estar alterada (reacción con las paredes del entubado, difusión del aire desde el exterior, desgasificación, ...).

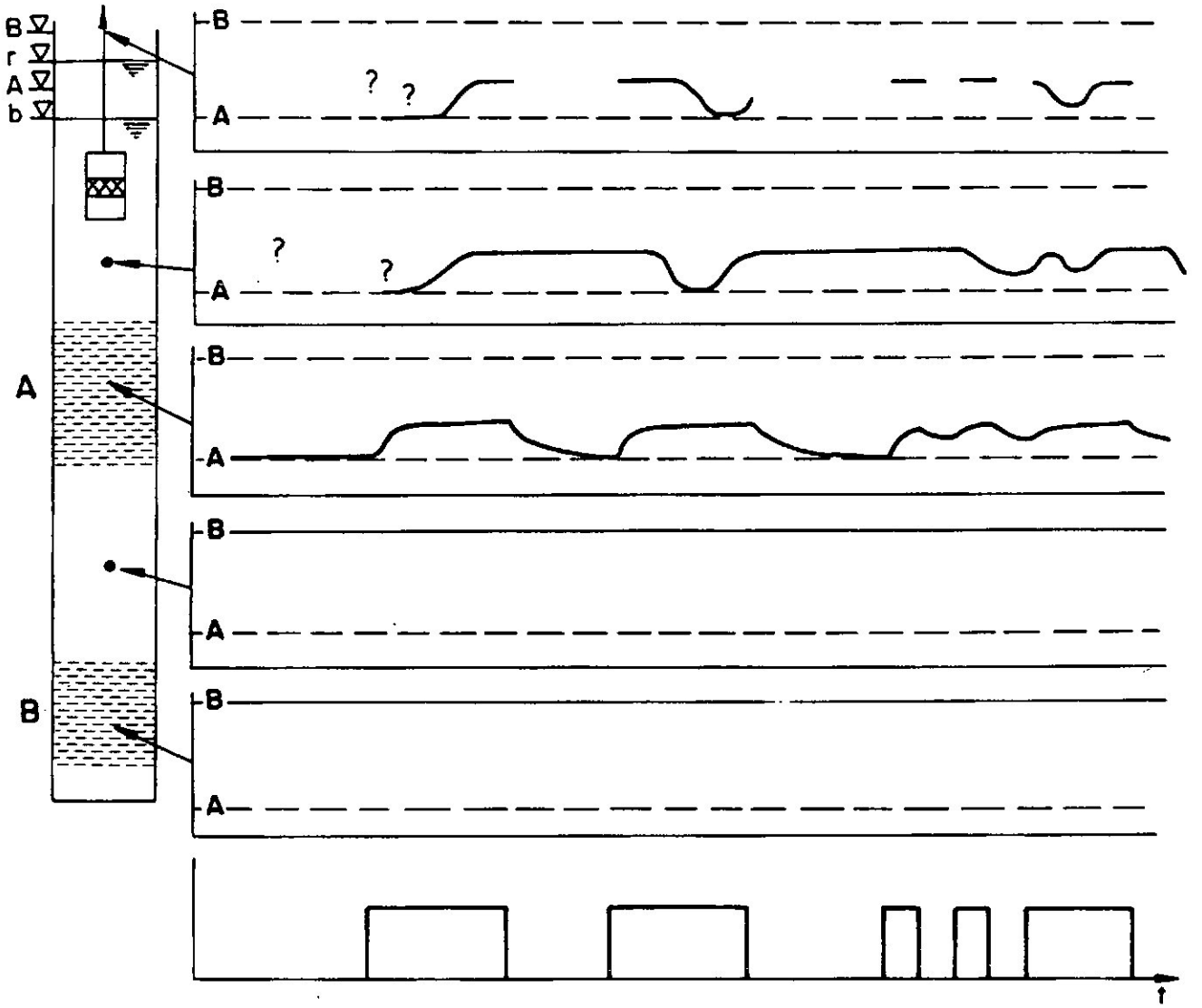


Fig. 6.- Evolución temporal de la composición del agua que se muestrearía en diferentes posiciones de un pozo con dos rejillas en formaciones de distinto potencial, en reposo y en bombeo.

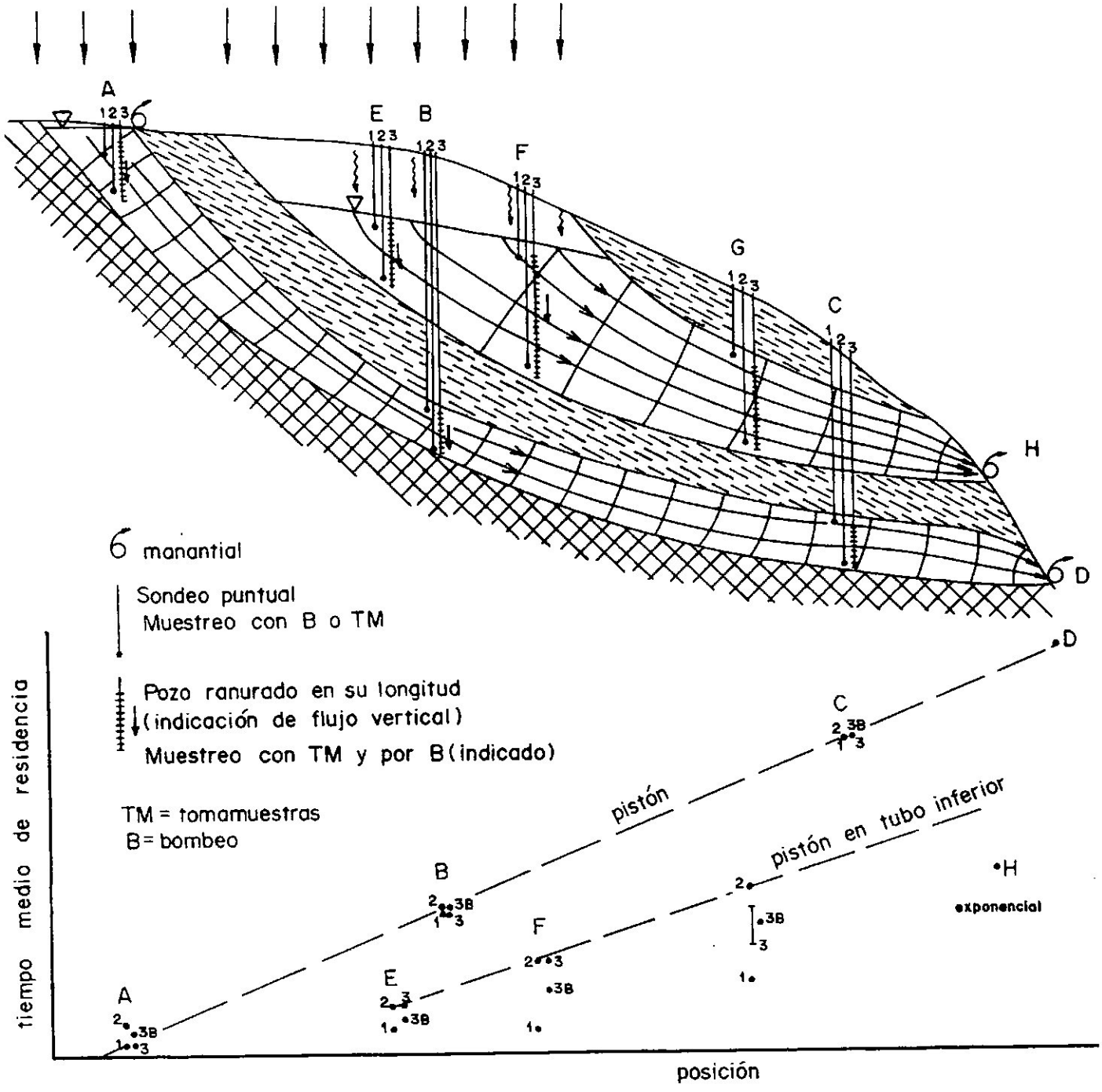


Fig. 7.- Muestreo en un pozo con rejillas en dos niveles permeables separados por un acuitardo y con diferentes niveles piezométricos, de modo que hay flujo ascensional a través del acuitardo. A = distribución vertical de la salinidad (S) en los pozos del sistema. B = S a lo largo del pozo tras un largo reposo, con tomamuestras sumergible (TM) o registrador de conductividad eléctrica (CE). C = id. con un bombeo simultáneo de pequeño caudal (nivel en el pozo aún superior al del acuífero 1). D = id. con un bombeo simultáneo de gran caudal (nivel en el pozo inferior al del acuífero 1). E = id. después de haber cesado el bombeo. Las gráficas F, G, H, I muestran la evolución de S o CE a lo largo del bombeo, según que el caudal sea grande o pequeño y que el reposo previo al bombeo haya sido grande o pequeño (mayor o menor invasión de agua del acuífero 2 en el acuífero 1). Las líneas de trazos indican salinidad incierta en el tramo entre la parte superior de la rejilla o entre la bomba (B) y el nivel del agua en el pozo. Parte de este agua es extraida por la bomba al descender el nivel, y luego el agua renovada asciende al recuperarse el nivel (según Custodio, 1991).

concentración del ión HCO_3^-. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Madrid. XII: 197-206.

CANDELA, L.; GURGUÍ, A.; PASCUAL, M. 1988. Aguas subterráneas: instrumentación, medida y toma de muestras. Prensa XXI, S.A. Barcelona: 1-378.

CLAASEN, H.C. 1982. Guidelines and thechniques for obtaining water samples that accurately represent the water chemistry of an aquifer. Open-file Report 82-1024 U.S.G.S. Lakewood, Colorado: 1-49.

CUSTODIO, E. 1991. La interpretación hidrogeoquímica como herramienta de estudio y valoración de sistemas acuíferos: aspectos metodológicos generales. Hidrogeología, Estado Actual y Prospectiva. CIHS/CIMNE. Barcelona: 121-162.

CUSTODIO, E. 1994a. Specific methodologies to identify and monitor seawater intrusion, especially in its early stages. Seawater Intrusion into Coastal Aquifers in the Mediterranean and the Near East. FAO. Roma (en prensa).

CUSTODIO, E. 1994b. Posibles procesos de contaminación agrícola en el área de Doñana (Huelva). Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas. Grupo Español de la AIH (en prensa).

CUSTODIO, E.; LLAMAS, M.R. 1976; 1983. Hidrología Subterránea. Ediciones Omega, Barcelona. 2 vols: 1-2350.

CUSTODIO, E.; BRUGGEMAN, G.A. 1986. Groundwater problems in coastal areas. Studies and Reports in Hydrology. No 45. UNESCO Press. París: 1-596.

DAVIS, S.N.; DE WIEST, R.J.M. 1966. Hydrogeology. John Wiley \& Jons, N.Y. Traducido al castellano por J. Martínez Gil, Ed. Ariel, Barcelona: 1-563.

DE CARVALHO, M.R. 1989. HIDSPEC, un programa de especiacâo e cálculo de equilibrios água/rocha: aplicacôes. Tesis de Mestrado. Universidade de Lisboa. Lisboa: 1-238.

DREVER, J.I. 1982. The geochemistry of natural waters. Prentice-Hall Inc. Englewood Cliffs, NJ.: 1-388.

EVERETT, L.G. 1984. Groundwater monitoring. Genium Publ. Corp. Schnectady, N.Y.: 1-440.

FLEMMING, G.W.; PLUMMER, L.N. 1983. PHRQINT-an interactive computer program for constructing input data sets to the geochemical simulation PHREEQE. U.S. Geol. Surv. Water Resour. Invest. V. 83-4236.

FREEZE, R.A.; CHERRY, J.A. 1979. Groundwater. Prentice-Hall, Inglewood Cliffs, N.Y.: 1-604.

FRITZ, P.; FONTES, J.CH. 1980. Handbook of environmental isotope geochemistry. V. 1, The terrestrial environmental. A. Elsevier. New York: 1-545.

GARRELS, R.M.; CHRIST, CH.L. 1965. Solutions, minerals, and equilibria. Ed. Freeman, Cooper \& Co. San Francisco: 1-450.

GAT, J.; GONFIANTINI, R. 1981. Stable isotope hydrology: deuterium and oxygen-18 in the water cycle. Technical Reports Series 210. International Atomic Energy Agency. Vienna: 1-337.

HEM, J.D. 1986. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. Water-Supply. Paper 2254. U.S.G.S., Alexandria, U.S.A.: 1-264.

IAEA 1983. Guidebook on nuclear techniques in hydrology. Technical Report Series 91. International Atomic Energy Agency. Vienna: 1-439.

MATHESS, G.; HARVEY, J.C. 1982. The properties of groundwater. John Wiley \& Sons, N.Y.: 1-405.

MAÇOSZEWSKI, P.; ZUBER, A. 1982. Determining the turnovertime of ground\-water systems with the aid of environmental tracers. I: models and their applicability. Journal of Hydrology, 57: 207-231.

MERCADO, A. 1985. The use of hydrogeochemical patterns in carbonate sand and sandstone aquifers to identify intrusion and flushing of saline water. Groundwater. 23(5): 635-645.

MOSES, C.O.; HERMAN, J.S. 1986. WATIN-a computer program for generating input files for WATEQF. Groundwater. 24(1): 83-89.

NORDSTROM, D.K.; PLUMMER, L.N.; WIGLEY, T.M.L.; WOLERY, T.J.; BALL, J.W.; JENNE, E.A.; BASSET, R.L.; CRERAR, D.A.; FLORENCE, T.M. FRITZ, B.; HOFFMAN, M.; HOLDREN, G.R.; LAFON, G.M.; MATTIGOD, S.V.; MCDUFF, R.E.; MOREL, F.; REDDY, M.M.; SPOSITO, G.; THRAILKILL, J. 1979. A comparison of computerized chemical models for equilibrium calculations in aqueous systems. ACS Symposium Series. No. 93. Chemical Modelling in Aqueous Systems. (E.A. Jenne, ed.): 857-893.

NORDSTROM, D.K.; MUNOZ, J.L. 1986. Geochemical thermodynamics. Blackwell Scientific Publications: 1-477.

PARKHURST, D.L.; THORSTENSON, D.C.; PLUMMER, L.N. 1980. PHREEQE-a computer program for geochemical reactions. U.S. Geological Survey, Water Resources Investigations. 80-96: 1-210.

PARKHURST, D.L.; PLUMMER, L.N.; THORSTENSON, D.C. 1982. BALANCE;a computer program for calculating mass transfer for geochemical reactions ingroundwater. U.S. Geological Survey. Water Resources Investigations. 82-14.: 1-29.

PLUMMER, L.N.; BACK, W. 1980. The mass balance approach: aplication to interpretating the chemical evolution of hydrologic systems. Am. Jour. of Sci., 280: 130-142.

PLUMMER, L.N.; JONES, B.F.; TRUESDELL, A.H. 1984. WATEQF-a FORTRANIV versión of WATEQ, a computer program for calculating chemical equilibrium of natural waters. U.S. Geological Survey, Water Resources Investigations 76-13.: 1-70 pp.

PLUMMER, L.N.; PARKHURST, D.L.; FLEMMING, G.W.; DUNKLE, S.A. 1988. PHRQPITZ, a computer progam incorporating Pitzar's equations for calculation of geochemical reactions in brines. U.S. Geological Survey, Water Resources Inv. Rep. 88-4153. Reston. Virginia.

REARDON, E.J.; FRITZ, P. 1978. Computer modelling of groundwater ^{13}C and ^{14}C isotope compositions. Journal of Hydrology, 36: 201-224.

RICHTER, J.; SZYMCZAK, P.; ABRAHAM, T.; JORDAN, H. 1993. Use of combinations of lumped parameter models to interpret groundwater isotopic data. J. Contaminant Hydrology, Elsevier, 14(1993): 1-13.

SCHOELLER, H. 1962. Les eaux souterraines. Ed. Masson. París.

SPOSITO, G.; MATTIGOD, S.V. 1980. GEOCHEM: a computer program for calculating the chemical equilibria in soil solutions and other natural water systems. Univ. California: 1-110.

STUMM, W.; MORGAN, J.J. 1981. Aquatic chemistry-an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. John Wiley and Sons. 2nd ed.: 1-780.

TRUESDELL, A.H.; JONES, B.F. 1974. WATEQ, a computer program for calculating chemical equilibria of natural waters. Journal Res. U.S. Geological Survey., 2: 1233-1248.

WOLERY, T.J. 1979. Calculation of chemical equilibrium between aqueous solutions and minerals: the EQ3/EQ6 software package. Lawrence Livermore Natl. Lab., Report UCRL-52658. Livermore, California.

WOLERY, T.J. 1982. EQ3NR: a computer program for geochemical aqueous speciation-solubility calculations: user's guide and documentation. Lawrence Livermore Natl. Lab., Report UCRL-53414. Livermore, California.

WOOD, W.W. 1976. Guidelines for collection and field analysis of groundwater samples for selected unstable constituents. In Techniques of Water Resources Investigations of the United States Geological Survey. Book 1, U.S.G.S.: 1-24.

ZUBER, A. 1986. Mathematical models for the interpretation of environmental radioisotopes in groundwater systems. Handbook of Environmental Isotope Geochemistry (2). Elsevier: 1-59.

MODELOS DE ACUÍFEROS

Javier Samper Calvete
E.T.S. Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos
Universidad de la Coruña
Campus de Elviña, s/n
15192 La Coruña, España

RESUMEN

La creciente demanda de recursos hídricos a nivel mundial ha motivado el interés por la cuantificación de su magnitud. El uso intensivo de los recursos ha ido acompañado de un grave deterioro de la calidad química del agua. En el caso de los recursos hídricos subterráneos, esta situación ha conducido al reconocimiento de la necesidad de cuantificar adecuadamente la cantidad de agua disponible y los procesos que pueden afectar a su calidad. Esta necesidad justifica el desarrollo que en las últimas décadas han experimentado los modelos matemáticos y numéricos en Hidrología Subterránea. Un modelo es una representación simplificada de una realidad física. Esta realidad física es el medio subterráneo natural cuya evolución y propiedades se desea conocer. El modelo matemático es una conceptualización de la realidad física (de las condiciones y procesos que tienen lugar en el sistema real). La aproximación numérica del modelo matemático conduce al conjunto de ecuaciones algebraicas que definen el modelo numérico. El tema de los modelos no está exento de controversias y posturas contrapuestas. Por ello, son numerosas las opiniones tanto a favor como en contra de su aplicación al estudio de fenómenos relacionados con el medio subterráneo. La adecuada utilización de modelos requiere combinar un buen conocimiento sobre los métodos numéricos necesarios y una correcta aplicación. Por tanto, los modelos tienen una parte de componente científico-técnica que incluye los conocimientos sobre los métodos y otra componente que requiere sólidos conocimientos y amplia experiencia hidrogeológica. Aunque la aplicación más frecuente de los modelos es la de realizar predicciones (simulaciones) sobre la evolución futura de un sistema real, existen otros muchos modos de aplicar los modelos que también justifican ampliamente su utilización.

INTRODUCCIÓN

La creciente demanda de recursos hídricos a nivel mundial ha motivado el interés por la cuantificación de su magnitud. El uso intensivo de los recursos subterráneos ha ido acompañado de un grave deterioro de la calidad química del agua. Esta situación ha conducido al reconocimiento de la necesidad de cuantificar adecuadamente la cantidad de agua disponible y los procesos que pueden afectar a su calidad. Para atender esta necesidad en las dos últimas décadas se han desarrollado un gran número de modelos matemáticos y numéricos en Hidrología Subterránea.

Un modelo es una representación simplificada de una realidad física. Esta realidad

física es el medio subterráneo natural cuya evolución y propiedades deseamos conocer. El problema físico del flujo del agua y de la transferencia de un soluto a través del medio se describe mediante un modelo matemático que incluye: (1) las ecuaciones diferenciales que gobiernan los fenómenos (ecuaciones de flujo y transporte, ley de Darcy, ...), (2) las condiciones iniciales del sistema, (3) la geometría del medio (los límites de la zona de estudio, las posibles variaciones espaciales de los parámetros de flujo y transporte), (4) las propiedades del medio, y (5) las condiciones iniciales y de contorno. El modelo matemático por tanto consta de un conjunto de ecuaciones diferenciales cuyas variables dependientes son los niveles piezométricos y las concentraciones. El conocimiento de la dinámica del sistema real requiere la resolución del modelo matemático. Salvo en casos muy específicos con geometrías sencillas, la solución del modelo matemático debe abordarse mediante una aproximación numérica, dando lugar a lo que se conoce como modelo numérico. El conjunto de comandos utilizados por un ordenador para la solución del modelo numérico constituye el programa o código. En principio, un código, ya sea de flujo o de transporte, es genérico y puede utilizarse bajo diversas condiciones y para distintos valores de sus parámetros. Un modelo, sin embargo, es específico de una determinada zona y de unas determinadas condiciones hidrológicas. Un programa se escribe una vez mientras que un modelo se debe elaborar y construir para cada caso particular que se desea estudiar. El modelo matemático es una conceptualización de la realidad física (de las condiciones y procesos que tienen lugar en el sistema real). La aproximación numérica del modelo matemático conduce al conjunto de ecuaciones algebraicas que definen el modelo numérico. Las relaciones entre realidad física, modelo matemático, modelo numérico y código se resumen en la Figura 1.

El tema de los modelos no está exento de controversias y posturas contrapuestas. Por ello, son numerosas las opiniones y observaciones tanto a favor como en contra de su aplicación al estudio de fenómenos relacionados con el medio subterráneo. No es éste el lugar ni el momento adecuado para desentrañar los detalles de esta vieja polémica. Para sus detractores los modelos carecen de utilidad ya que requieren muchos datos y por tanto mucho tiempo y dinero para ser ejecutados con fiabilidad. Nunca se puede demostrar que un modelo sea correcto. Además, los modelos adolecen de falta de certidumbre científica. Para los defensores de los modelos, sin embargo, los modelos son la panacea de la mayoría de los problemas hidrogeológicos. La exageración de esta postura hasta límites extremos ha llevado en ocasiones a los usuarios de modelos a situaciones en las que una fe ciega en sus resultados les ha conducido a conclusiones ciertamente irreales, a veces, exentas de sentido físico. El abuso de los modelos puede conducir fácilmente a la construcción de meros artificios de cálculo que no guardan ninguna relación con la realidad física que se desea representar. Ciertamente, tanto el escepticismo total como la fe ciega en los modelos son dos posturas "extremistas" siempre cargadas de gran subjetividad. En nuestra opinión, la postura adecuada que se debe adoptar respecto a los modelos es intermedia entre los dos extremos anteriores. Por ello, suscribimos que los modelos son herramientas esenciales para la realización de análisis y predicciones cuantitativas en sistemas complejos. Esto es así por varios motivos. Los modelos permiten hacer un uso más efectivo de los datos disponibles. Además proporcionan un marco insustituible para la síntesis de la información de campo y para verificar y

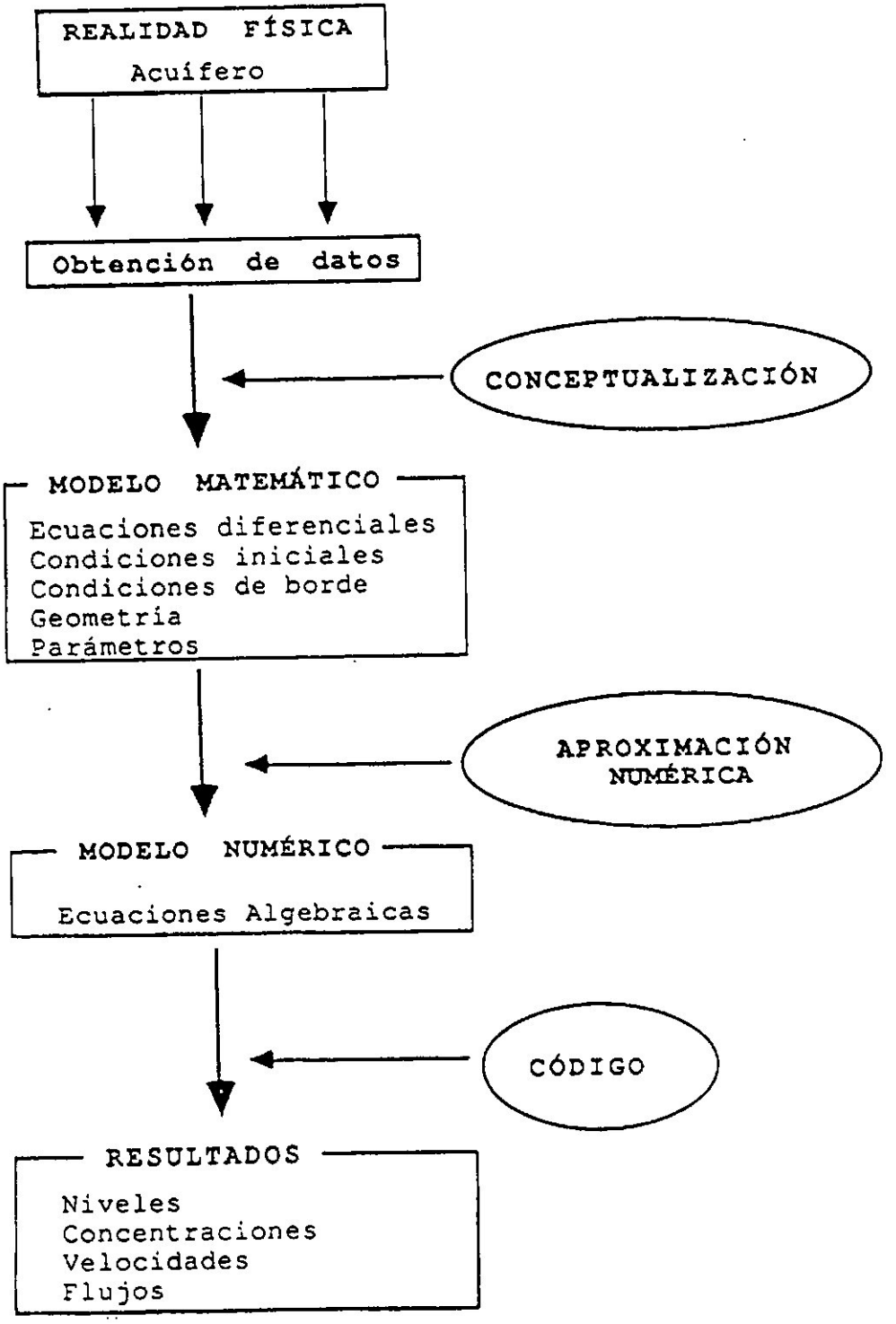


Fig. 1 .- Relación entre realidad física, modelo matemático, modelo numérico y código.

contrastar diferentes hipótesis sobre el funcionamiento del sistema real. De hecho, ésta es probablemente una de las mayores ventajas de la utilización y aplicación de un modelo. Todo intento de modelación implica un gran esfuerzo de conceptualización e integración de la información disponible que de otra forma raramente suele emprenderse. Precisamente cuando se intenta formular el modelo conceptual suelen surgir nuevas ideas sobre el funcionamiento del sistema, nuevos procesos no tenidos en cuenta en primera instancia y sugerencias para guiar la obtención de datos adicionales. La posibilidad de que los modelos puedan actuar como "vendas" que ciegan a sus usuarios no es atribuible a los modelos en sí mismos, sino a la postura que pueda adoptar el usuario respecto a sus resultados. La preparación, elaboración y terminación de un modelo es una tarea que puede requerir gran volumen de trabajo. Sin embargo, hoy por hoy, los modelos proporcionan la mejor forma de realizar predicciones cuantitativas para problemas complejos. Por tanto la complejidad del problema y la importancia de disponer de predicciones fiables determinarán en cada caso la justificación de la elaboración de un modelo.

La correcta aplicación de modelos requiere combinar un buen conocimiento sobre los métodos numéricos necesarios y una correcta aplicación. Por tanto, los modelos tienen una parte de componente científico-técnica que incluye los conocimientos sobre los métodos y una componente artística o subjetiva que hace referencia a la necesidad del saber como (know how) aplicarlos. Esta última componente requiere sólidos conocimientos y amplia experiencia hidrogeológica. La utilización de una buena metodología y una correcta aplicación de los modelos contribuirán a aumentar la confianza en los resultados y en la validez del modelo. No obstante la construcción de un modelo se asemeja a la formulación de una teoría. De la misma forma que no se puede demostrar la validez de una teoría, la validez de un modelo es indemostrable. A lo sumo, sólo puede establecerse que el modelo es válido para las condiciones existentes durante la fase de calibración. En otras condiciones diferentes no se puede garantizar la validez del modelo. Al cambiar las condiciones es necesario volver a comparar las predicciones del modelo con nuevas observaciones del sistema real.

Un aspecto esencial de la aplicación de un modelo es el establecer claramente el propósito o finalidad del modelo antes de su comienzo. La finalidad del modelo condiciona la mayoría de sus aspectos fundamentales tales como: (1) escala espacial, (2) carácter temporal y horizonte de tiempo, (3) dimensionalidad del problema y (4) código a utilizar. Aunque la aplicación más frecuente de los modelos es la de realizar predicciones (simulaciones) sobre la evolución futura de un sistema real, existen otros muchos modos de aplicar los modelos que también justifican ampliamente su utilización. Uno de estos modos consiste en utilizar modelos para la interpretación de datos disponibles y la identificación de parámetros. De esta forma, se suelen utilizar modelos para la interpretación de ensayos de campo tales como ensayos de bombeo y de pulso (véase Carrera et al., 1991) y de trazadores (Carrera et al., 1992). Otros modos de utilización de los modelos pueden ser: (1) el estudio de la dinámica de un sistema real con el objeto de aprender sobre el funcionamiento del sistema, (2) la evaluación de distintas hipótesis de funcionamiento, (3) la utilización del modelo como herramienta de ayuda para el establecimiento de redes de control y vigilancia y para la indicación de aspectos a considerar en futuros estudios, (4) el estudio de las características y

ubicación de los contornos de un acuífero (véase Poncela, 1993), (5) el estudio y cuantificación de la recarga de un acuífero, (6) la interpretación de ensayos de laboratorio realizados en condiciones complejas o con medios de estructura compleja, y (7) el estudio de procesos en marcos geológicos genéricos (por ejemplo la interacción lago-acuífero).

El éxito de un modelo requiere la conjunción de una buena metodología y una correcta aplicación. Nuestra propia experiencia en más de un década de utilización de los modelos en Hidrología Subterránea, ha cristalizado en una propuesta de metodología que reúne las siguientes principales características:

(1) solidez científica. La metodología se basa en el reconocimiento de la importancia de compatibilizar al máximo toda la información disponible (geológica, geofísica, hidrológica, hidroquímica, isotópica, etc).

(2) numéricamente sólida y rigurosa. La metodología se basa en la utilización de una formulación estadística en la que los parámetros del medio son considerados de forma que sus errores de estimación son procesos aleatorios. Aunque los parámetros son deterministas en su naturaleza, el hecho de ser desconocidos (salvo en unos pocos puntos de medida) justifica su interpretación como variables aleatorias. Este enfoque estadístico ha sido complementado con la utilización de técnicas estadísticas multivariables (análisis factorial, análisis de correspondencias, ...) y de métodos geoestadísticos.

(3) amplio rango de aplicación a casos reales. La metodología desarrollada ha sido verificada con ejemplos hipotéticos y aplicada con éxito al estudio de fenómenos de flujo y transporte de masa en distintos casos reales tanto en medios porosos (el aluvial de Andújar en Samper et al. 1988), como fracturados (los gneises del Cabril, en Carrera et al., 1991), a escala regional (como las citadas anteriormente) como a escala local y de laboratorio (como el caso de los ensayos de trazadores a través de muestras de arcilla de Londres).

El presente trabajo se estructura de forma que primeramente se presentan los fundamentos físico-matemáticos de los procesos de flujo y transferencia de masa en medios permeables. A continuación se describe una síntesis de los métodos numéricos de solución de las ecuaciones que rigen los fenómenos. Posteriormente se detalla la metodología de aplicación de los modelos utilizando para ello un ejemplo real de aplicación de esta metodología al análisis del transporte de uranio a través del aluvial del río Guadalquivir en el Sur de España.

FORMULACIÓN MATEMÁTICA

Flujo de agua

El flujo de agua a través de un medio poroso en respuesta a las variaciones de presión y fuerzas gravitatorias viene dado por la ley de Darcy,

$$q = -K\nabla h \qquad (1)$$

donde **q** es el flujo unitario o velocidad de Darcy, **K** representa el tensor de

conductividad hidráulica y h es el nivel pizométrico.

El planteamiento del principio de conservación de la masa conduce a la ecuación de flujo,

$$\nabla.(\overline{K}\,\nabla h) + w = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \tag{2}$$

donde W es el término fuente-sumidero volumétrico de agua por unidad de volumen de acuífero y S_s el coeficiente de almacenamiento específico. Con frecuencia no es necesario estudiar la componente vertical del flujo. Para estos casos se definen la transmisividad T y el coeficiente de almacenamiento S como:

$$T = \overline{K}(Z_t - Z_b) = b\overline{K} \tag{3}$$

$$S = \overline{S_s}(Z_t - Z_b) = b\overline{S_s} \tag{4}$$

donde Z_b y Z_t son las elevaciones del techo y de la base del acuífero, respectivamente; b es su espesor y $\overline{K}$ y $\overline{S_s}$ representan los valores medios de la conductividad hidráulica y del coeficiente de almacenamiento específico a lo largo de la vertical. Con estas definiciones, la ecuación de flujo en dos dimensiones queda:

$$\nabla.(T\,\nabla h) + r = S\frac{\partial h}{\partial t} \tag{5}$$

donde r es el término fuente-sumidero de agua por unidad de superficie de acuífero. Esta ecuación es válida para acuíferos confinados. En acuíferos libres, el extremo superior z_t es variable e igual al nivel del agua. Esto hace que la transmisividad deje de ser constante y sea función del nivel. Con frecuencia, esta dependencia se supone lineal, haciendo $T = \overline{K}\ (h - z_b)$. El cambio es mucho más substancial para el coeficiente de almacenamiento, que se hace: $S = \overline{S_s}\ (h - z_b) + S_Y$, donde S_Y es la porosidad drenable que suele ser varios órdenes de magnitud mayor que el primer sumando por lo que normalmente éste se desprecia. Con estos cambios, la ecuación de flujo se convierte en no lineal. Cuando las variaciones de espesor saturado no son excesivas, se pueden despreciar tanto las variaciones del coeficiente de almacenamiento como de la transmisividad sin que por ello se cometan grandes errores en los resultados.

La solución de la ecuación de flujo en cualquiera de sus formas requiere conocer tanto T, S y r en todos los puntos del dominio como las condiciones impuestas en sus contornos. La condición de nivel fijo (Dirichlet) se emplea para caracterizar contornos en los que se conoce el nivel y sus variaciones. Es común tratar de esta forma los contactos entre el acuífero y un cuerpo de agua (el mar, un lago o un río), siempre que estén bien conectados con el acuífero, o zonas del acuífero que no vayan a ser afectadas por las acciones impuestas al mismo y en las que se conoce el nivel. La condición de caudal fijo (Neumann) se utiliza cuando se conoce el caudal a través de un contorno. Es frecuente adoptarla en los contactos con otras formaciones bien estudiadas o con ríos convenientemente aforados. La condición de tipo mixto implica establecer una relación, normalmente lineal, entre el nivel del

acuífero y el flujo a través del contorno.

Transporte de solutos

En ausencia de reacciones químicas con otros solutos o de interacción con el medio sólido, es decir, para un soluto conservativo, la evolución temporal de la distribución espacial de concentraciones está controlada por el movimiento del agua en la dirección del flujo (advección, también llamada convección) y la expansión longitudinal y transversal, es decir, aumento del tamaño de la zona contaminada y disminución de las concentraciones máximas (dispersión). La advección es debida al movimiento del soluto como si estuviera ligado al agua. La dispersión suele explicarse mediante los mecanismos de dispersión mecánica y difusión molecular. Esta última es debida al movimiento browniano de las moléculas del soluto que dan lugar a una transferencia de masa hacia las zonas de menor concentración. La dispersión mecánica se refiere a los procesos de mezcla debidos a la estructura porosa del medio, que origina variaciones locales del módulo y dirección del vector velocidad con respecto a su valor medio, que a su vez, es causa de mezcla y expansión del contaminante. Es común suponer que estos tres procesos -advección, dispersión mecánica y difusión molecular- son independientes entre sí. Aunque esto no es totalmente cierto, la hipótesis de independencia permite deducir la ecuación de transporte. Para ello basta establecer el balance neto de los flujos másicos de entrada y salida e igualarlo al cambio de masa por unidad de tiempo. Esto puede escribirse como:

$$-\nabla . J = \frac{\partial \phi c}{\partial t} \tag{6}$$

donde $\nabla\cdot(\ )$ es el operador "nabla" que, en este caso, al actuar escalarmente sobre un vector, es equivalente a la divergencia; **J** es el vector de flujo de masa; ϕ es la porosidad; c es la concentración y t es el tiempo. El vector de flujos **J** puede descomponerse en las tres componentes descritas anteriormente, es decir

$$J = J_a + J_m + J_d \tag{7}$$

donde $\mathbf{J}_a$ es el flujo debido a la advección, $\mathbf{J}_m$ es el debido a la dispersión mecánica y $\mathbf{J}_d$ es el debido a la difusión molecular. $\mathbf{J}_d$ se obtiene mediante la Ley de Fick con una corrección en el coeficiente de difusión en medio continuo, D_d, por la porosidad, ϕ, y por la tortuosidad τ. Según la Ley de Fick, $\mathbf{J}_d$ viene dado por

$$J_d = -\phi \frac{D_d}{\tau} I \nabla c \tag{8}$$

donde I es el tensor unidad. El flujo advectivo viene dado por $J_a = qc$. La velocidad real del agua v es igual a q/ϕ. La caracterización del flujo dispersivo es más compleja aunque similar a la de la difusión molecular,

$$J_m = -\phi D_m \nabla c \tag{9}$$

donde D_m es el tensor de dispersión mecánica. Sus direcciones principales son paralelas y perpendiculares al flujo y sus valores principales son los coeficientes de

dispersión longitudinal y transversal, respectivamente. El coeficiente de dispersión es proporcional a la velocidad, de forma que:

$$D_L = \alpha_L \nu \quad \text{y} \quad D_T = \alpha_T \nu \tag{10}$$

donde α_L y α_T son las dispersividades longitudinal y transversal, respectivamente, que tienen dimensiones de longitud y son parámetros característicos del medio.

Sustituyendo los flujos másicos en la Ecuación 6, resulta la expresión clásica de la ecuación de transporte:

$$\nabla.(\phi D \nabla c) - \nabla(qc) = \frac{\partial \phi c}{\partial t} \tag{11}$$

En esta expresión se ha utilizado directamente el tensor de dispersión, suma de los correspondientes a la difusión molecular y a la dispersión mecánica,

$$D = D_m + \frac{D_d}{\tau} I \tag{12}$$

Para resolver la ecuación de transporte es necesario conocer las condiciones de contorno y el campo de velocidades, v, además de los parámetros propios del medio (α_L, α_T, ϕ, etc.). Las condiciones de contorno que se suelen utilizar son: (1) de concentración constante ($c = c_0$) que se suele imponer cuando una parte del contorno está en contacto con una fuente de concentración conocida; (2) Flujo dispersivo constante

$$D \frac{\partial c}{\partial n} = J_D$$

donde $\mathbf{J}_D$ es el flujo dispersivo normal al sector de contorno correspondiente. Esta condición sólo suele emplearse cuando el flujo dispersivo es nulo, típicamente en contornos impermeables. La tercera condición posible es la condición mixta, según la cual

$$qc - \phi D \frac{\partial c}{\partial n} = q_0 c_0$$

que se emplea en los contornos con una fuente de caudal unitario, q_0, y concentración, c_0, conocidas. La condición en los contornos de salida suele ser difícil de definir. A veces se eligen lo suficientemente alejados como para que el tipo seleccionado no afecte negativamente a la solución. Otras veces se toma la condición $J_D = 0$, lo cual implica que a través del contorno sólo hay flujo advectivo.

En la práctica, la modelación comienza con la calibración del modelo de flujo, resolviendo la ecuación (5). A partir de los niveles calculados y mediante la ley de Darcy se calculan las velocidades. Posteriormente se resuelve la ecuación de transporte con sus correspondientes condiciones de contorno.

SOLUCIÓN NUMÉRICA

Ecuación del flujo

La ecuación de la difusión (de la que, en términos matemáticos, la de flujo es un caso particular) ha sido uno de los bancos de pruebas para el desarrollo de distintos métodos numéricos de solución de ecuaciones diferenciales en derivadas parciales. No es sorprendente, pues, que la mayoría de los métodos numéricos clásicos se empleen de forma habitual en Hidrología Subterránea. Sin embargo, los más utilizados son los de diferencias finitas y elementos finitos. En el método de diferencias finitas el medio se discretiza mediante una serie de celdas de forma regular, casi siempre rectángulos (Figura 2), aunque también pueden ser triángulos o hexágonos. Asociando el comportamiento de cada celda al de su centro de gravedad (nudo), y estableciendo el balance de masas se llega a un sistema lineal de ecuaciones. Otra forma de llegar a idénticas ecuaciones consiste en aproximar las derivadas parciales mediante cocientes incrementales, por ejemplo:

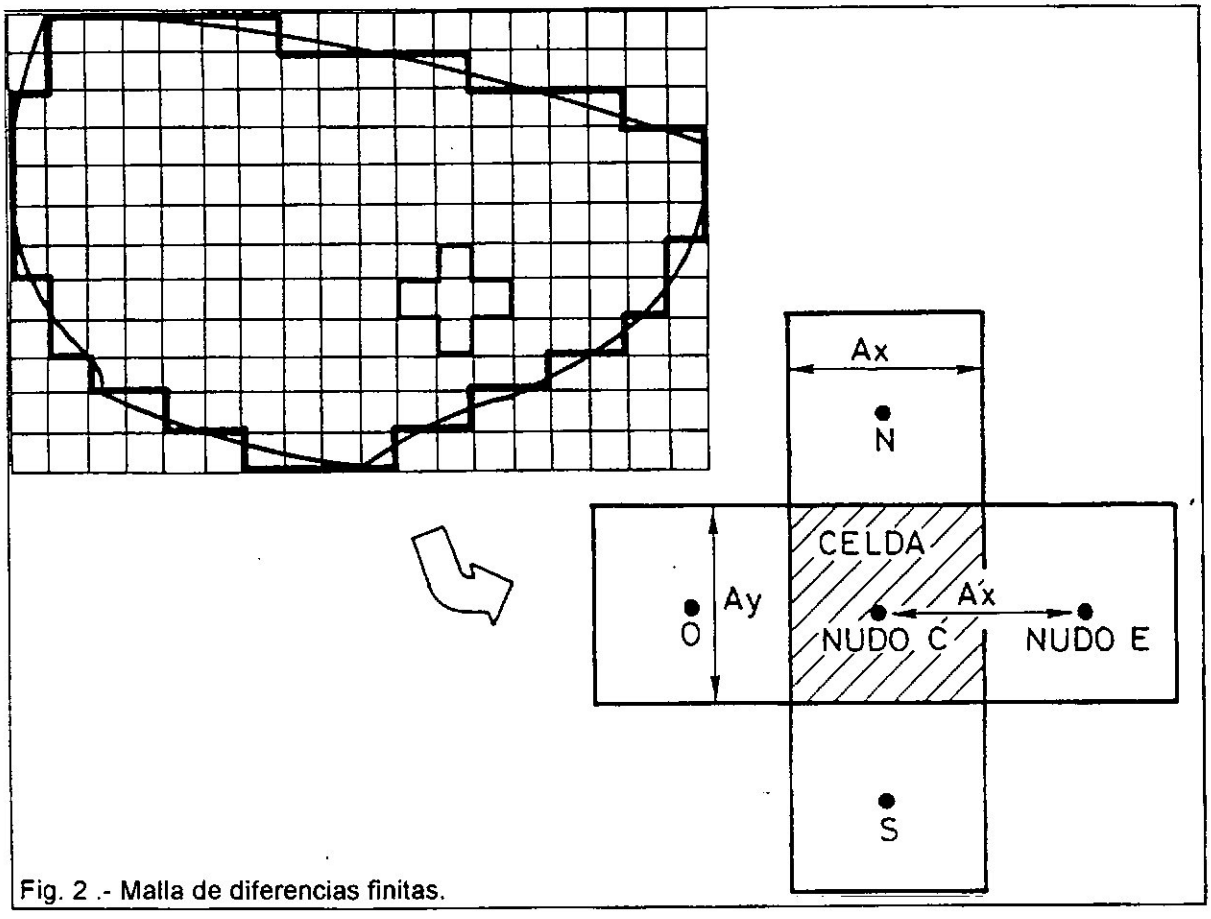


Fig. 2 .- Malla de diferencias finitas.

$$\left.\frac{\partial h}{\partial x}\right|_{CE} = \frac{h_E - h_c}{\Delta x} \qquad (13)$$

donde los subíndices hacen referencia a la identidad de los nudos de la Figura 2. La ecuación para un nudo arbitrario C resulta:

$$\Delta x \Delta y S \frac{\partial h_C}{\partial t} - T_{CN} \frac{\Delta c}{\Delta y}(h_N - h_C) - T_{CS} \frac{\Delta x}{\Delta y}(h_S - h_C) - T_{CE} \frac{\Delta y}{\Delta x}(h_E - h_C) - T_{CO} \frac{\Delta y}{\Delta x}(h_O - h_C) = Q_C \tag{14}$$

donde Q_C es el caudal externo en la celda del nudo C (positivo para entradas y negativo para salidas), T_{CE} es la transmisividad representativa de la conexión entre C y E, etc. Repitiendo la Ecuación 14 para todos los nudos, se obtiene un sistema lineal de ecuaciones que en forma matricial se puede escribir como:

$$A\,h + D\frac{\partial h}{\partial t} = b \tag{15}$$

donde **A** es una matriz simétrica de "conductancias" entre los nudos, **D** es una matriz también simétrica, frecuentemente diagonal, de almacenamiento, **b** es el vector de fuentes y sumideros (caudales) y **h** es el vector de niveles en todos los nudos. En diferencias finitas, la matriz **D** es diagonal y sus componentes vienen dadas por:

$$D_{cc} = \Delta x \Delta y\, S \tag{16}$$

Para resolver la ecuación (15) hay diversas alternativas. Lo más frecuente es aproximar $\partial \mathbf{h}/\partial \mathbf{t}$ mediante su cociente incremental, de forma análoga a (13). Haciendo esto y sustituyendo h en el primer sumando del primer miembro de (15) por $\mathbf{h}^k$, vector de niveles al final de k-ésimo incremento de tiempo, resulta:

$$(A + \frac{D}{\Delta t})h^k = b + \frac{D}{\Delta t}h^{k-1} \tag{17}$$

La solución numérica de esta ecuación se plantea de forma secuencial. Conocidas las condiciones iniciales, $\mathbf{h}^0$, se puede calcular el segundo miembro y resolver el sistema lineal para obtener $\mathbf{h}^1$. A partir de éste se obtiene $\mathbf{h}^2$, y así sucesivamente. Un caso particular de interés es el del régimen estacionario. Las ecuaciones correspondientes se obtienen haciendo $\mathbf{h}^k = \mathbf{h}^{k-1}$ en (17), obteniéndose:

$$A\,h = b \tag{18}$$

En el método de los elementos finitos la distribución de los nudos es arbitraria. Los nudos están unidos por conexiones que definen elementos de forma poligonal (Figura 3). Esta arbitrariedad dota al método de una extraordinaria flexibilidad, permitiéndole adaptar mejor la malla a los contornos y refinarla allí donde se estime necesario por cuestiones de precisión. Por contra, la falta de regularidad suele traducirse en un aumento notable en la complejidad de la entrada de datos. El método de los elementos finitos conduce a ecuaciones idénticas a (14) y (17). La única diferencia estriba en la forma de deducir expresión de las matrices **A** y **D** (véase Pinder y Gray, 1977). En los programas de elementos finitos se construyen en primer lugar las matrices de los elementos y a continuación se ensamblan las matrices globales **A** y **D**. Las condiciones de contorno se imponen haciendo las componentes correspondientes de b igual a los caudales externos o, para los nudos de nivel fijo, anulando la fila del nudo en **A** y **D** y haciendo igual a 1 el término de la diagonal de **A** e igual al nivel prefijado el término correspondiente de

b. Con ello queda construido el sistema (17) que, al igual que en el caso de diferencias finitas, se resuelve secuencialmente a lo largo del tiempo.

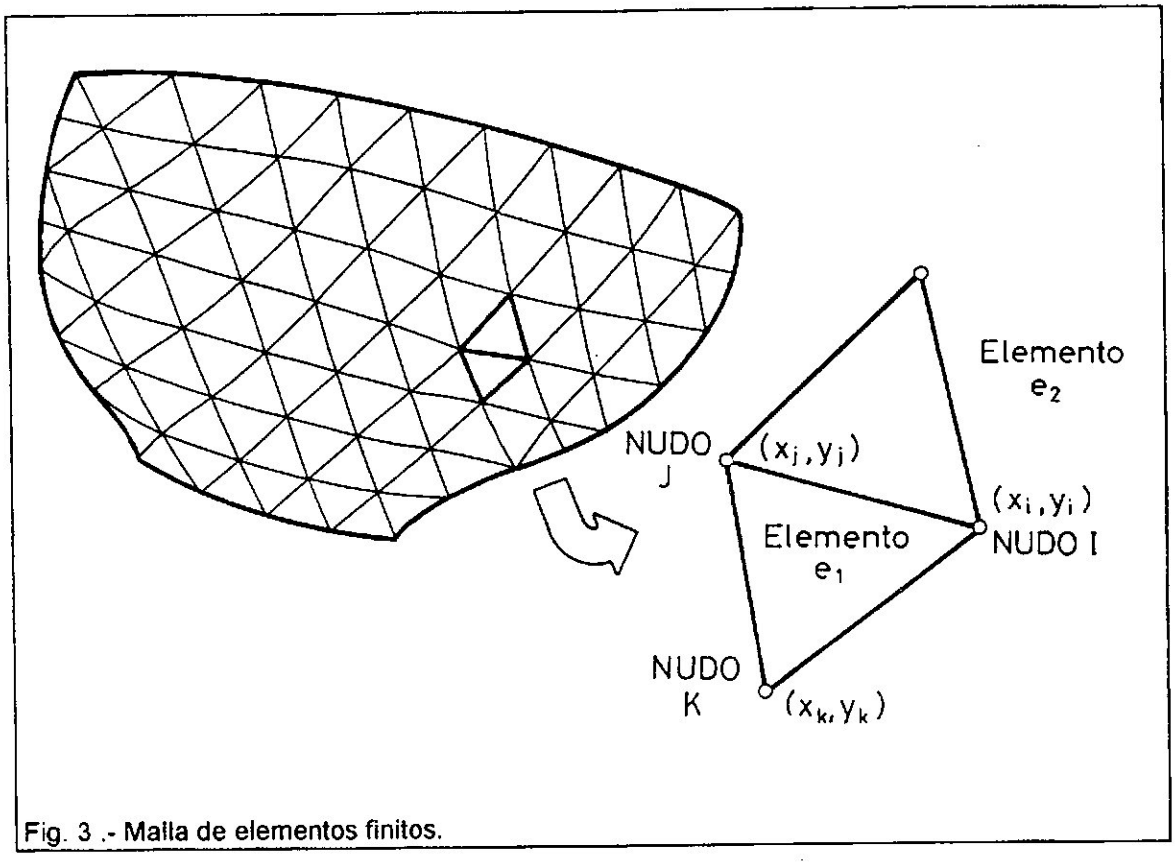


Fig. 3 .- Malla de elementos finitos.

Ecuación de transporte

La ecuación diferencial en derivadas parciales que gobierna el transporte de solutos tiene una naturaleza matemática de tipo mixto. Cuando predomina el transporte advectivo, la ecuación adquiere un carácter hiperbólico, mientras que cuando predomina el transporte dispersivo-difusivo el carácter es de tipo parabólico. La predominancia de cada uno de estos mecanismos de transporte se caracteriza mediante el número adimensional de Peclet, P, definido como $P = vL^*/D$ donde v es la velocidad de flujo, D es el coeficiente de dispersión y L^* es una longitud característica del problema, que coincide con el tamaño Δx de la malla cuando se construye el número de Peclet de la malla. Puesto que la velocidad puede variar de unos puntos a otros del medio subterráneo, en general P también varía y por tanto el carácter matemático de la ecuación es distinto en distintas zonas del acuífero. Esto se traduce en que los métodos numéricos Lagrangianos que son adecuados para las ecuaciones hiperbólicas (p.e. el método de las características) pierden su eficacia en las zonas del acuífero en las que la ecuación es parabólica. Recíprocamente, los métodos numéricos Eulerianos (como los utilizados en la resolución de la ecuación del flujo) que funcionan bien para ecuaciones parabólicas y elípticas adolecen de problemas numéricos cuando la ecuación tiene un carácter hiperbólico.

Básicamente existen tres grandes grupos de métodos de solución para la ecuación

de transporte. Los métodos lagrangianos generalmente requieren mallas móviles sin restricciones sobre el tamaño de la malla y de la discretización temporal. Sin embargo, en medios muy heterogéneos y con presencia de varias fuentes de solutos presentan problemas numéricos por la gran deformabilidad de la malla. Los métodos Eulerianos trabajan con una malla fija. En presencia de frentes abruptos de concentraciones suelen conducir a soluciones con oscilaciones numéricas que se pueden reducir refinando la malla o bien utilizando esquemas de ponderación contracorriente. Sin embargo, estos remedios producen una cierta dispersión numérica, que se puede acotar imponiendo que el número de Peclet sea menor que 2 y que el número de Courant C= $v\Delta t/\Delta x$ sea menor que 1/3. Estas restricciones pueden conducir a veces a una discretización espacio-temporal muy costosa. Sin embargo, nuestra experiencia trabajando con estos métodos indica que los problemas numéricos sólo se presentan cuando C>1 y P>20. Los métodos mixtos Eulerianos-Lagrangianos intentan aprovechar las ventajas de cada uno de los dos métodos anteriores. En este grupo de métodos se incluyen los métodos de trazado de partículas, los del camino aleatorio y los de las celdas de mezcla (véase Samper y Neuman, 1987). No parece que exista todavía un método mixto totalmente satisfactorio.

Los métodos utilizados más comúnmente en la solución de la ecuación del transporte de solutos son los Eulerianos, y en particular los que se basan en el método de los elementos finitos. Antes de resolver la ecuación de transporte es necesario resolver la ecuación del flujo (mediante un método de malla fija). Por ello, tiene ventajas resolver la ecuación del transporte utilizando la misma malla fija que para el flujo.

Aplicando el método de Galerkin de residuos ponderados a la ecuación diferencial del transporte de solutos se obtiene un sistema de ecuaciones diferenciales ordinarias del tipo:

$$Ec + F\frac{\partial c}{\partial t} = g \tag{19}$$

donde **E** y **F** son matrices cuadradas de orden N (número de nudos de la malla), **c** es el vector de concentraciones nodales y **g** es el vector de términos independientes. La matriz **E** es la matriz de conductancia y sus componentes dependen de los parámetros dispersivos y advectivos. La matriz **F** es la matriz de almacenamiento y el vector **g** incluye las condiciones de contorno. Utilizando un esquema de diferencias finitas para aproximar la derivada temporal se obtiene:

$$(E + \frac{F}{\Delta t})c^{k+1} = g + \frac{F}{\Delta t}c^{k} \tag{20}$$

donde $\mathbf{c}^k$ es el vector de concentraciones nodales en el k-ésimo intervalo de tiempo.

PROCESO DE MODELACIÓN

El proceso de elaboración y aplicación de un modelo conlleva una serie de fases o etapas que se resumen en la Figura 4. A partir de los estudios y datos disponibles

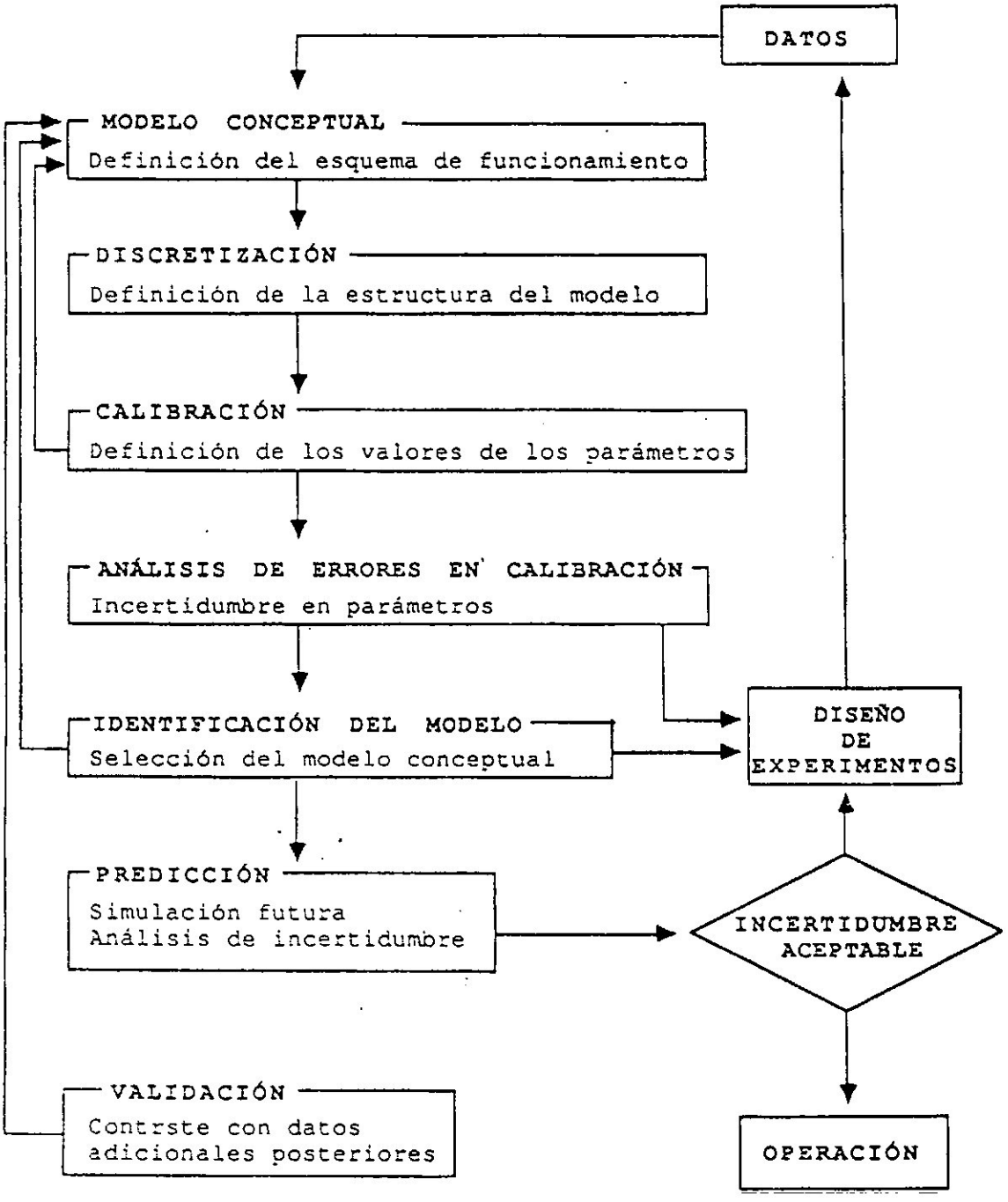


Fig. 4 .- Esquema ilustrativo de las distintas fases del proceso de modelación.

se elabora un posible modelo conceptual de funcionamiento del acuífero. Este modelo conceptual sirve de base para la posterior modelación numérica. La estimación de los parámetros del modelo de flujo se puede realizar de forma manual o automática. Durante el proceso de calibración, el modelo conceptual inicial puede sufrir algunas modificaciones que pueden ser debidas a la disponibilidad de datos adicionales o a sus propias deficiencias. Como resultado de la calibración se obtiene el modelo conceptual y numérico que resulta ser más coherente con los datos disponibles.

Este modelo, no obstante, está sujeto a ciertas incertidumbres como consecuencia de la falta de datos completos de ciertos parámetros. Para cuantificar estas incertidumbres se debe realizar un análisis de errores. Este análisis se puede realizar de dos formas. La primera consiste en cuantificar la incertidumbre de los parámetros en base a la matriz de covarianza de los parámetros y a sus autovalores y autovectores. El segundo método consiste en un análisis de sensibilidad clásico en el que se varían los valores de los parámetros por separado o conjuntamente y se estudia si se altera significativamente el ajuste obtenido en la calibración. Estas variaciones, a su vez, representan la incertidumbre de los correspondientes parámetros.

La calibración puede conducir en ciertos casos a varios modelos conceptuales coherentes con los datos disponibles. En estos casos se debe proceder a la identificación del modelo más adecuado. Para ello pueden utilizarse criterios objetivos basados en la teoría de la información (véase Carrera y Neuman, 1986; Samper, 1986). Si estos criterios no son capaces de dilucidar cuál es el mejor modelo entre los diferentes candidatos, será necesario recomendar la realización de nuevos ensayos o experimentos o la obtención de datos adicionales. Una vez seleccionado uno o varios modelos conceptuales y numéricos se procede a realizar la simulación o predicción de la evolución futura para las distintas hipótesis que se contemplan. Los resultados de la simulación se deben complementar con el correspondiente análisis de incertidumbre. Si los resultados de este análisis conducen a incertidumbres aceptables (de acuerdo con las posibles exigencias o normativas reguladoras) se procede a la operación. En caso contrario será necesario proceder a diseñar nuevos ensayos o sugerir datos adicionales que permitan reducir la incertidumbre de las predicciones hasta niveles aceptables. Una vez realizadas las simulaciones y tomadas las decisiones (por parte de la organización o ente gestor) se ejecutan las acciones pertinentes. En la mayoría de los casos nunca se repara en reconsiderar la validez del modelo utilizado y el modelo es olvidado y convenientemente archivado. Sin embargo, una vez transcurrido un cierto período desde la realización del modelo es aconsejable realizar un contraste de las predicciones del modelo con datos obtenidos durante la fase de operación del proyecto. Este contraste raramente se realiza y de hecho son escasos los ejemplos a nivel mundial en los que se ha realizado este tipo de postandit. El ejemplo del aluvial del río Guadalquivir que se comenta más adelante es uno de los pocos casos en los que ha sido posible verificar y contrastar la validez de un modelo de flujo y transporte de solutos a escala cuasi regional. El modelo elaborado en 1988 (Samper et al., 1988) con datos del período 1983-1988 fue contrastado en 1991 (Samper et al., 1991) con datos recogidos entre 1988 y 1991.

A continuación se describen las distintas fases de la modelación. Para ilustrar su

realización se utiliza el mencionado caso real de transporte de uranio en el aluvial del río Guadalquivir. Este estudio se encuadra dentro de las actividades contempladas por la Empresa Nacional de Residuos Radioactivos (ENRESA) para el Plan de Clausura de una antigua fábrica de uranio. La instalación fue diseñada para procesar minerales de uranio de baja ley con el fin de obtener un concentrado de uranio. La fábrica operó desde Noviembre de 1959 hasta Julio de 1981. Durante dicho período se trataron 1.2 millones de toneladas de mineral de distintas procedencias. En su configuración actual los diques de estériles ocupan una superficie en planta de aproximadamente 10 ha con un volumen aproximado de 980.000 m^3. Antes de su vertido en los diques, los estériles eran neutralizados con objeto de precipitar el uranio. A valores altos del pH el uranio no es móvil por lo que su movilidad durante la fase de funcionamiento de la fábrica fue muy reducida. Sin embargo, la oxidación de piritas existentes en los estériles dio lugar con el tiempo a un descenso del pH que consecuentemente se tradujo en una movilización del uranio. La posibilidad de que el uranio pudiera desplazarse verticalmente desde los diques al acuífero subyacente fue confirmada por la presencia de uranio en las aguas subterráneas del acuífero aluvial en algunos de los pozos próximos a la fábrica. Con objeto de estudiar los procesos de migración del uranio en las aguas subterráneas del entorno de la fábrica se procedió a la elaboración de un modelo de transporte de solutos que sirviese a su vez como herramienta de predicción de los efectos producidos por diferentes tipos de acciones de remedio contempladas en el Plan de Clausura. Dado que el uranio es uno de los pocos solutos que presenta concentraciones en las aguas del acuífero por encima de los valores naturales, el estudio se concentró en analizar su transferencia desde la escombrera al acuífero y su posterior movimiento dentro del mismo.

Modelo conceptual y estructura del modelo

El modelo conceptual es una representación cualitativa del esquema de funcionamiento hidrodinámico e hidroquímico del sistema real (acuífero). Su elaboración requiere definir los siguientes aspectos: límites del sistema, tipos de condiciones contorno, dimensionalidad del problema, mecanismos de recarga, zonas de recarga y descarga y patrones de variación espacial de los parámetros. La fase de conceptualización requiere definir los procesos más relevantes del problema y la estructura del modelo. La identificación de los procesos de flujo más relevantes implica establecer claramente aspectos tales como: la validez de la Ley de Darcy, si el flujo es saturado o parcialmente saturado, si el flujo está afectado por variaciones de densidad, o si existe acoplamiento entre el flujo y otros fenómenos. Para los procesos de transporte de masa es necesario identificar cuáles son los procesos más relevantes. La identificación de estos procesos en cada caso debe deducirse a partir de los datos disponibles y teniendo en cuenta siempre el conocimiento actual sobre estos fenómenos. No existe ninguna metodología sistemática para este proceso de identificación, por lo que es un proceso subjetivo y difícilmente cuantificable.

La definición del modelo matemático se completa con la identificación de:

(1) el tipo de medio (poroso o fracturado)

(2) el tipo de acuífero (confinado, libre, semiconfinado, múltiple, ...)

(3) la variabilidad espacial (medio homogéneo, medio heterogéneo) (variabilidad determinista o asociable a un proceso estocástico)

(4) la variabilidad temporal (régimen estacionario o transitorio)

(5) la dimensionalidad: unidimensional, bidimensional vertical, bidimensional en planta, cuasi-tridimensional (bicapa) o tridimensional

(6) los contornos (ubicación y tipo de condición)

La identificación de la estructura del modelo debe basarse en el conocimiento hidrogeológico de la zona. En general, este proceso depende de la finalidad del modelo. Al igual que la identificación de los procesos físicos, la conceptualización de la estructura del modelo es subjetiva y difícilmente cuantificable.

En el caso de la fábrica de uranio, la información hidrogeológica disponible pone de manifiesto que se trata de un acuífero aluvial de muy poco espesor (entre 0.5 y 10 m). El espesor saturado varía tanto en el espacio como en el tiempo. Si bien las variaciones estacionales del nivel freático (del orden de 0.5 m) son significativas respecto al espesor saturado, la variación espacial del espesor parece ejercer una mayor influencia en el comportamiento del sistema. Esta variación espacial es causada por la geometría del fondo del acuífero y se traduce en variaciones importantes de los parámetros hidrogeológicos. Dado el pequeño espesor del acuífero, el flujo puede considerarse fundamentalmente horizontal. Estas consideraciones sugieren que es adecuado tratar el acuífero como constituido por una sola capa.

La principal entrada de agua al sistema es la recarga vertical a lo largo de la superficie del acuífero. Esta recarga por infiltración da lugar a las oscilaciones de nivel piezométrico que se observan en la mayoría de los pozos. La variación temporal de la recarga se correlaciona en gran medida con las oscilaciones del nivel. La recarga es debida fundamentalmente a los excedentes de riego y en menor medida a las lluvias especialmente intensas. En consecuencia, los niveles en los pozos situados en zonas de riego muestran un claro ascenso durante los meses de mayor riego alcanzando el máximo al final de dicho período. Los niveles después de descender, pueden experimentar a veces otros ascensos en los inviernos con lluvias intensas. Se trata por tanto de un sistema dinámico con importantes variaciones estacionales. Otro aspecto importante del modelo conceptual es la definición de los límites del área modelada. Esta definición debe incluir la ubicación y tipo de conexión existente entre el acuífero y el exterior. En el caso real, el río Guadalquivir y el acuífero están conectados desde el extremo inferior del río hasta un determinado punto, aguas arriba del cual el río discurre enteramente sobre las margas subyacentes y la descarga del acuífero tiene lugar a través de manantiales.

En relación al transporte del uranio en el acuífero, se parte de la hipótesis de que el término fuente de soluto se reduce exclusivamente a los diques de estériles. Dadas las características del uranio y las de los materiales granulares del acuífero, parece razonable ignorar la desintegración radioactiva y los fenómenos de retención por adsorción. En este caso, por tanto, los mecanismos de transporte de solutos son la advección y la dispersión.

Discretización y parametrización

Una vez construido el modelo conceptual se debe proceder a la discretización espacial del sistema. Para ello se debe elegir la escala de trabajo adecuada para el tamaño del acuífero a modelar y el grado de detalle deseado. La malla original se debe dibujar sobre un mapa hidrogeológico, de forma que se ajuste a los contornos de la zona de estudio y a las interfaces entre distintos materiales. Para su diseño se deben tener en cuenta toda una serie de consideraciones. La malla debe ser más fina en las zonas en las que se encuentran los mayores gradientes de niveles piezométricos y concentraciones. Estas zonas incluyen normalmente el entorno más inmediato a los focos contaminantes y los contactos entre distintas formaciones. La malla debe orientarse dentro de lo posible según la dirección del flujo con lo cual se reducen los errores de cálculo. En las zonas de menor interés para el estudio se pueden utilizar elementos más grandes con objeto de reducir el número total de nudos de la malla. Los elementos deben ser suficientemente regulares evitándose al máximo los triángulos obtusángulos.

Dado que los programas utilizados para la resolución de la ecuación de transporte de solutos utilizan métodos Eulerianos en elementos finitos, es preciso asegurar que el número de Peclet P de la malla sea menor que 2. Para el tipo de materiales que se encuentran en el acuífero de Andújar y dada la escala del problema, valores de dispersividad entre 50 y 100 m son compatibles con los que se citan en la literatura científica. Con el valor adoptado al final de la calibración, que resultó ser de 50 m, el tamaño de los elementos no ha de exceder de 100 m. Como puede verse en Samper et al. (1988), esta condición se cumple ampliamente en las proximidades de la fábrica y deja de cumplirse en las zonas más alejadas donde los resultados que se puedan obtener son de menor interés. La estabilidad y convergencia de los métodos Eulerianos también requiere que el incremento de tiempo entre tiempos de cálculo, Δt, satisfaga la condición de Courant. Esto quiere decir que para la modelación del transporte de solutos es necesario restringir Δt a valores tales que $v\Delta t/\Delta x<1/3$. En el caso de Andújar se emplearon incrementos de tiempo de 7, 15 y 30 días para la calibración de flujo y de 30 y 45 días para la de transporte.

Para la descripción físico-matemática del medio es necesario definir la geometría de las zonas y sus parámetros para las variables: transmisividad, coeficiente de almacenamiento, recarga superficial, caudal en el contorno, nivel especificado en el contorno, coeficiente de goteo, concentración de las entradas de agua, dispersividad, y porosidad. La geometría de las zonas ha de definirse de forma que la permeabilidad sea aproximadamente constante en cada una de las zonas. Se plantea un problema de prioridades. Puesto que no se conoce con exactitud la geometría ni la variabilidad de las propiedades del acuífero conviene definir muchas zonas. De esta forma es bastante probable que la permeabilidad en cada una de estas zonas sea efectivamente constante. Sin embargo, esto puede conducir a problemas de inestabilidad y no unicidad. En la práctica, esto se traduce en que, si bien se obtiene un buen ajuste entre niveles medidos y calculados, las permeabilidades estimadas pueden ser meros artificios matemáticos, sin guardar necesariamente ninguna relación con los parámetros reales del acuífero. Debe hacerse notar que este riesgo es independiente de que la calibración sea manual o

automática. Para alcanzar un compromiso en esta dialéctica es necesario definir la geometría de las zonas a partir de un modelo conceptual claramente establecido que puede variar a lo largo del proceso de modelación. En el caso de Andújar los criterios empleados para definir las zonas se basaron en los datos de espesor y geometría de la base del acuífero, en la existencia de varias terrazas y en la piezometría. El primer factor afecta a la permeabilidad ya que los materiales más gruesos ocupan las zonas deprimidas del acuífero. Esta hipótesis está bien apoyada por la evidencia de los datos disponibles. Por tanto, en una primera aproximación, la geometría de las zonas debe coincidir con la de los "valles" de la base del acuífero. El segundo criterio utilizado reconoce la existencia de varios niveles de terrazas aluviales. El tercer factor condicionante es la piezometría. En las zonas con gradientes altos se postuló la existencia de zonas de baja permeabilidad. Con estos criterios se elaboraron sucesivas geometrías de zonas que se modificaron durante el proceso de calibración.

El coeficiente de almacenamiento admite un tratamiento similar al de la permeabilidad. Sin embargo, es sabido que su variabilidad juega un papel mucho menor que la de la permeabilidad en la solución de la ecuación de flujo y es prácticamente despreciable en la de transporte. En el caso de Andújar se optó por definir una sola zona de coeficiente de almacenamiento que ocupa toda la superficie del acuífero. La información sobre la porosidad suele obtenerse a partir del análisis de ensayos de trazadores. Los criterios a utilizar para definir la variación espacial de la porosidad son similares a los utilizados para la permeabilidad.

En general, las condiciones de contorno para la solución de la ecuación de transporte suelen ser tales que el caudal másico de entrada/salida es igual al producto del caudal de agua por su concentración. La concentración en los contornos de salida es igual a la del acuífero en el nudo correspondiente. Por tanto, los contornos de salida no requieren definir ningún parámetro específico. En los contornos de entrada, por el contrario, es necesario especificar el valor de la concentración. En el caso de Andújar se definieron varias zonas de entrada de soluto. Una de ellas corresponde a las entradas de agua naturales a las que se les asignó el valor correspondiente a la concentración ambiental (0.005 mg/l). Las restantes corresponden a las entradas desde los diques en las cuales se distinguen zonas con entrada de agua con contenido de uranio igual al ambiental y otras con concentraciones iguales a 4 mg/l.

Los restantes parámetros de transporte incluyen las dispersividades longitudinal y transversal y el coeficiente de difusión molecular. Este último juega un papel despreciable en modelos de tipo regional. Su pequeña magnitud hace que los resultados en estos casos sean insensibles a su valor real. Los criterios a utilizar para la definición de los valores de dispersividad deben tener en cuenta el sentido físico de este parámetro. El fenómeno del transporte está controlado por las heterogeneidades. En la mayoría de los sistemas naturales la permeabilidad puede variar de un punto a otro en varios órdenes de magnitud. Esto hace que los solutos se muevan preferentemente por las zonas de mayor permeabilidad dando lugar a aureolas de dispersión altamente irregulares. Un modelo de utilidad práctica no puede pretender reproducir este tipo de campos de concentraciones por dos motivos. En primer lugar, conocer la variabilidad de las propiedades del medio con la precisión necesaria para definir frentes de soluto tan irregulares requeriría un

volumen de datos imposible de obtener. En segundo lugar, aun suponiendo que el medio se conociese a la perfección, el modelo numérico requeriría una malla tan fina que su simulación precisaría tiempos de ordenador desorbitados. A la vista de estas limitaciones, los modelos de transporte convencionales tratan de simular el comportamiento medio de la aureola de dispersión. Ello hace que la dispersividad pueda interpretarse como un parámetro promediador más que estrictamente físico. Esto no quiere decir que la dispersividad carezca de sentido físico. Los procesos de dilución debidos a la variabilidad espacial del campo de velocidades son reales y se representan mediante un término de dispersión. Sin embargo, el hecho de que esta variabilidad espacial sea poco conocida en la práctica hace que, para modelos a escalas relativamente grandes, el sentido físico de la dispersividad sea un tanto difuso. Además, el tamaño de las heterogeneidades, o lo que es lo mismo, la escala espacial de variabilidad tiende a crecer con el tamaño del modelo.

Proceso de calibración

En la práctica habitual de la modelación hidrogeológica, los datos suelen estar disponibles al principio del estudio y son analizados exhaustivamente antes de proceder a construir un primer modelo conceptual. Este modelo evoluciona posteriormente como consecuencia del propio proceso de modelación que tiende a desechar algunas de las hipótesis y puede sugerir otras nuevas.

La calibración suele realizarse en varias fases pudiendo requerir cada una de ellas mallas distintas de elementos finitos. Las primeras fases suelen servir fundamentalmente para probar distintas hipótesis sobre el modelo conceptual, refinar la geometría de las zonas de parámetros, y, sobre todo, para corregir los errores asociados a la construcción de un modelo. Durante esta fase de la calibración se suelen introducir cambios locales en la definición de zonas y límites del sistema. Las fases posteriores y sobre todo la fase final suelen estar encaminadas a mejorar la estimación de los valores de los parámetros y contrastar diferentes modelos conceptuales alternativos.

Análisis de sensibilidad de la calibración

El hecho de que el modelo numérico reproduzca bien el comportamiento del sistema real no implica que sea el único modelo que lo haga. Así, no se puede descartar, en principio, la posibilidad de que existan otros modelos que reproduzcan análogamente el comportamiento observado del acuífero pero que, cuando empleados para predecir su evolución futura, conduzcan a resultados distintos. Con frecuencia, esta posibilidad se ignora sobre la base de que "sería mucha casualidad "que ese otro" modelo existiese". Las posibilidades de ajustar las observaciones con diferentes modelos son mayores cuando el número de datos es pequeño. Las posibilidades de que dichos modelos conduzcan a predicciones muy distintas crecen cuando las condiciones futuras difieren notablemente de las condiciones existentes durante la calibración. El análisis de sensibilidad tiene por objeto evaluar hasta qué punto es posible que otros modelos conduzcan a ajustes similares al obtenido con el modelo base. Esto permite identificar cuáles son los parámetros más inciertos y cuáles se pueden variar sin empeorar el ajuste global.

Esta primera fase se denomina análisis de sensibilidad de la calibración o análisis de incertidumbre de los parámetros. El efecto de estas incertidumbres en la simulación futura es el objeto del análisis de incertidumbre de las predicciones. Existen dos formas de realizar el análisis de sensibilidad. La primera consiste en variar todos los parámetros, uno a uno o por grupos, y evaluar cómo cambian los resultados a consecuencia de dicha variación. De estos cambios se deduce en qué rango se pueden variar los parámetros sin alterar significativamente el ajuste entre los resultados y las observaciones. El segundo método tiene una base más estadística y consiste en caracterizar la incertidumbre de los parámetros mediante su matriz de covarianza. Este método es totalmente exhaustivo pero tiene la limitación de que se basa en la linealización de la solución y por tanto no es válido cuando las incertidumbres son altas (Carrera y Neuman, 1986).

En el caso del acuífero de Andújar, el volumen de datos es extraordinario, por lo que es previsible que variaciones significativas en el modelo condujesen a variaciones significativas de los resultados. Dado que el modelo calibrado reproduce bien las observaciones, es de esperar que dichas variaciones conduzcan casi necesariamente a un empeoramiento del ajuste entre valores medidos y calculados. Esto reduce la posibilidad de que existan otros posibles modelos igualmente válidos.

Predicción

Después de haber obtenido un modelo que puede considerarse como una buena herramienta de predicción, el paso siguiente es emplearlo para simular la evolución futura de las condiciones en el acuífero. En términos generales, los datos que se requieren para la predicción son los mismos que para la calibración. Hace falta especificar todos los parámetros que definen las ecuaciones de flujo y transporte. Todos aquéllos que se refieren a propiedades del medio son comunes a la calibración y a la predicción. Una de las diferencias entre las pasadas de calibración y las de predicción radica en las acciones impuestas sobre el sistema, es decir, la recarga, los caudales y los niveles en el contorno y las concentraciones de entrada. La otra diferencia tiene que ver con que las concentraciones iniciales para la predicción. Respecto a las acciones, se debe diferenciar entre las de tipo natural y las debidas al término fuente.

En el caso de Andújar las acciones relativas al término fuente son conocidas ya que son las que definen las actuaciones que tienen lugar sobre los diques. En este caso se consideraron dos hipótesis. La primera, hipótesis de no acción, supone que los diques se mantienen indefinidamente en su estado actual. La segunda, construcción de cobertera, se basa en que se varía la geometría de los diques, extendiéndolos lateralmente y construyendo una cobertera que los protege y, entre otras cosas, reduce la infiltración. Estas actuaciones implican variaciones en el término fuente. Las acciones de tipo natural se caracterizan por una cierta aleatoriedad temporal y, por ello, no son predecibles. Es decir, no se puede saber cuál va a ser la recarga en el futuro porque ésta depende del agua aplicada en regadío y de la lluvia y ambas son desconocidas. Considerando esta limitación y dado que el interés de la simulación radica más en la evaluación de las tendencias globales que en el detalle de las variaciones cíclicas, es razonable trabajar con los valores medios anuales de la recarga. Es decir, para la simulación se puede

mantener, salvo para el término fuente, la estructura de zonas de recarga, caudales y niveles en el contorno y concentraciones de entrada.

La evaluación de los resultados de la simulación puede realizarse de diferentes formas. En el caso de Andújar se analizó para cada una de las dos hipótesis: (1) la evolución de concentraciones en puntos situados a una distancia media de la fábrica (pozos 304 y 305); (2) la evolución de concentraciones en dos puntos situados en el límite de la fábrica; (3) la evolución de la salida de masa de uranio al río y (4) la forma de las aureolas de dispersión. La Figura 5 muestra el gráfico de evolución temporal de las concentraciones de uranio en el pozo 305 durante los próximos quince años. En la figura se muestra además la evolución histórica simulada por el modelo en el período 1983-1993 y los valores medidos en este período. El efecto de colocar una cobertera sobre los diques se traduce en una reducción notable de las concentraciones en este pozo.

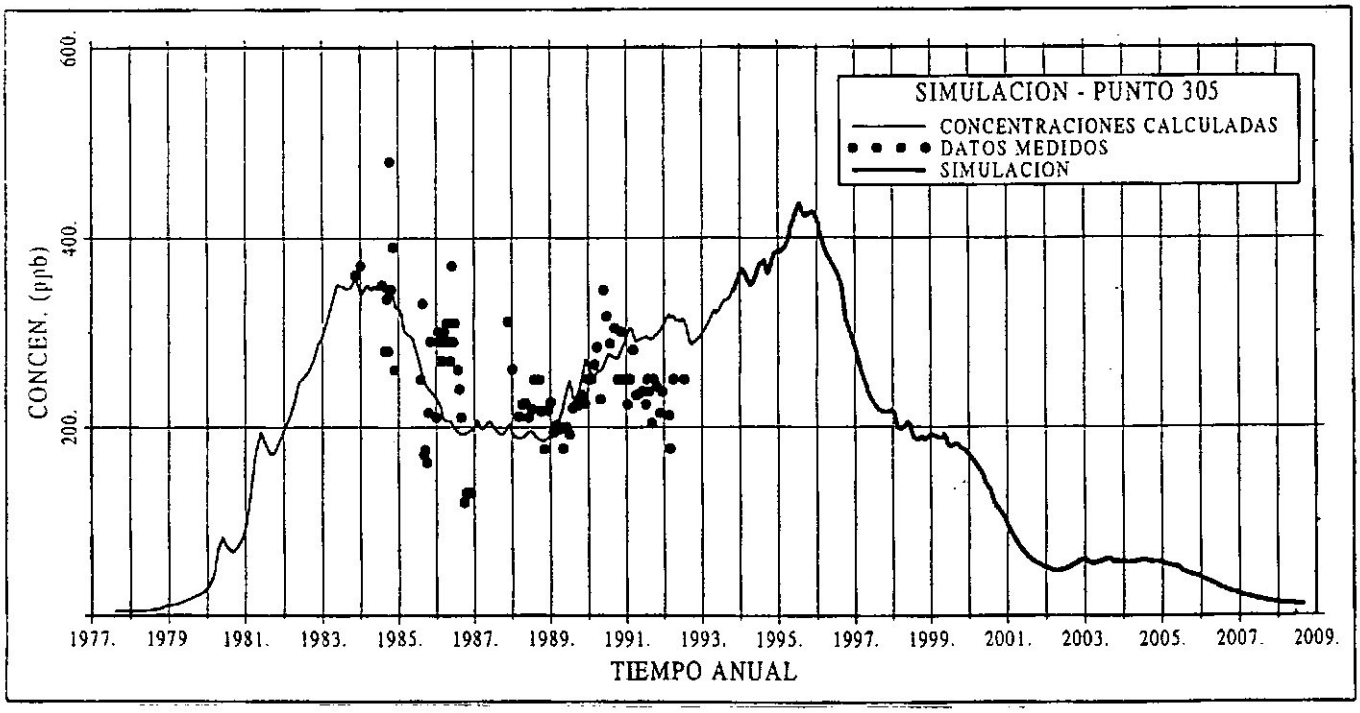


Fig. 5 .- Evolución temporal de concentraciones de uranio en el pozo 305 del acuífero de Andújar.

Análisis de sensibilidad de la simulación

El objetivo del análisis de incertidumbre de la simulación es evaluar la incertidumbre de los resultados de las simulaciones realizadas con el modelo base. La evolución futura real de las condiciones en el acuífero puede ser distinta de la simulada por diversos motivos que se pueden clasificar en tres grupos básicos. El primero hace referencia a las incertidumbres propias del modelo que habrán sido evaluadas en el análisis de sensibilidad. El segundo grupo se refiere a variaciones del entorno. Por último, el tercer grupo comprende las incertidumbres asociadas con las acciones externas (por ejemplo, el funcionamiento de la cobertera).

En el caso de Andújar es evidente que para horizontes largos de tiempo no se pueden predecir bien las variaciones geométricas y geomorfológicas que puedan

tener lugar en el entorno físico de la escombrera. Sin embargo, a la vista de las tendencias actuales de restricciones en el uso del agua y de la implantación de técnicas de regadío con bajos consumos de agua, es previsible una reducción significativa de la recarga por retorno de riego. El análisis de incertidumbre en la simulación indica que las incertidumbres en los parámetros del modelo apenas varían los resultados de la simulación. Por tanto, si las hipótesis en las que se basó ésta se mantienen, se puede asegurar que los resultados son altamente fiables. Por el contrario, los resultados son bastante sensibles a algunas de las hipótesis relativas al funcionamiento de la cobertera y a la recarga futura.

Validación

Un modelo conceptual y su correspondiente modelo numérico están validados cuando se puede confirmar que proporcionan una buena representación de los procesos que tienen lugar en el sistema real. De acuerdo con lo expuesto en la Introducción, la validez de un modelo es indemostrable para cualesquiera condiciones. Por ello, se han propuesto diferentes alternativas tales como "validación parcial" y "validación alcanzable". Estas alternativas incluyen la revisión por paneles de expertos y la duplicación de los trabajos de modelación. Hoy por hoy, sólo puede establecerse que la capacidad de un modelo para reproducir el comportamiento del sistema real en períodos distintos al de calibración sirve para aumentar la confianza que los modelistas tienen puesta en su modelo, pero no supone ningún tipo de validación total del modelo.

REFERENCIAS

CARRERA, J. Y S. P. NEUMAN, 1986: "Estimation of aquifer parameters under transient and steady stated conditions, I, Maximum likelihood method incorporating prior information", Water Resour. Res., 22(2), 199-210.

CARRERA, J. Y OTROS 1991. "Modelación de la Hidrogeología de El Cabril". Informe preparado por el Departamento de Ingeniería del Terreno de la Escuela de Caminos de la Universidad Politécnica de Cataluña y el Departamento de Matemática Aplicada de la Escuela de Minas de la Universidad Politécnica de Madrid, ENRESA.

CARRERA, J., J. SAMPER, A. MEDINA, G. GALARZA, S.F. MOUSARI, J. SÁNCHEZ Y E. USUNOFF, 1992: "Interpretation of laboratory tracer experiments conducted" on London Clay (Intratal Test Case 1A), Informe Técnico 03/92 de ENRESA, 426 pp.

PINDER G. Y W. GRAY, 1977: "Finite element simulation in surface and subsurface hydrology", Academic Press, New York, 295 pp.

PONCELA, R., 1993: "Análisis del funcionamiento hidrogeológico del Parque Nacional de Doñana en el Entorno del Arroyo de la Rocina, Tesina de Máster, Universidad Politécnica de Cataluña, 173 pp.

SAMPER, F. J., 1986: "Statistical Methods of Analyzing Hydrological, Hydrochemical and Isotopic Data from Aquifers", Ph. D. Diss., Dept. of Hydrology and Water Resour.", Univ. de Arizona, Tucson.

SAMPER, F.J. Y S.P. NEUMAN, 1987: "Contaminación de aguas subterráneas: formulación matemática y métodos de solución", Hidrogeología y Recursos Hidráulicos 11, 763-777.

SAMPER, J., J. CARRERA, A. GENS, E. CUSTODIO, M. MANZANO, A. MEDINA, L. GLORIOSO, G. GALARZA, J. A. RAMÍREZ, M. A. MALDONADO Y C. LORENZO (1988): "Modelación del transporte de solutos en el entorno de la FUA". Informe realizado para ENRESA por la E.T.S.I. Caminos, Barcelona.

SAMPER, J., CARRERA, J., MEDINA, A., GARCÍA VERA, M.A. Y M.A. VALLECILLO (1991): "Revisión del modelo de Flujo y de Transporte de Contaminantes en las aguas subterráneas del acuífero de la F.U.A.". Informe CIMNE Nº IT-45 elaborado para ENRESA.

TÉCNICAS DE ESTUDIO EN LLANURAS

Eduardo J. Usunoff
Instituto de Hidrología de Llanuras - C.C. 178 - (7300) Azul

CARACTERIZACIÓN GENERAL DE LAS LLANURAS ARGENTINAS

La definición de llanura no sólo involucra la consideración de las pendientes topográficas regionales, sino que debe atender a las múltiples facetas que relacionan el sistema agua-suelo. En tal sentido parece conveniente adoptar la discriminación de zonas ecológicas homogéneas efectuada por el INTA (INTA-CONAPHI, 1989, p. II), mostrada en la Figura 1, de la que se desprende que lo que genuinamente puede considerarse como llanuras son las zonas 5 (Pampa Húmeda), 9 (Pampa Deprimida) y 10 (Bajos Submeridionales).

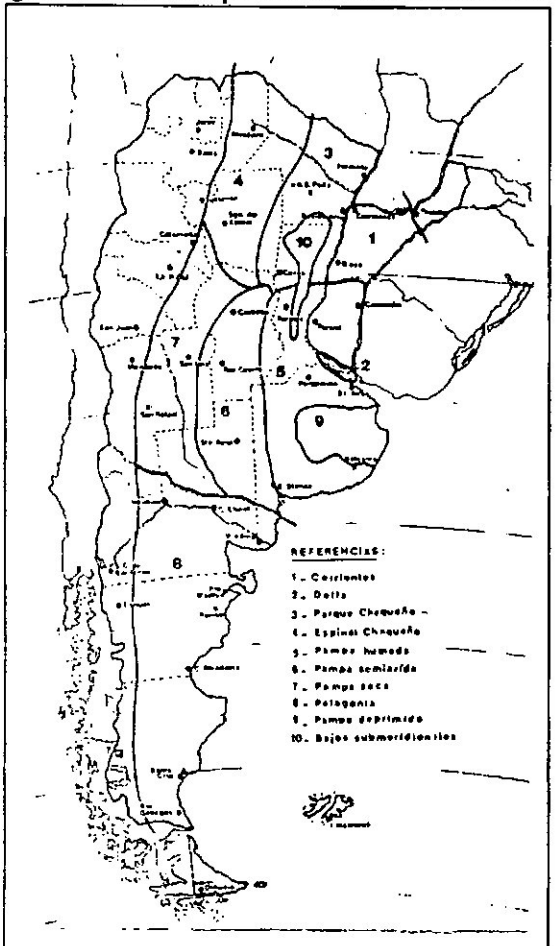


Figura 1. Zonas ecológicas homogéneas (INTA-CONAPHI, 1989).

De particular importancia resulta la denominada zona deprimida del Salado (Figura 2, INTA-CONAPHI, 1989, p. 157), con una extensión superior a los 8 millones de hectáreas, limitada al N por la Pampa Ondulada, al S por el Sistema de Tandilia, al E por el Litoral Atlántico y al O por la Pampa Arenosa. Se trata de un sector que abarca a 27 Partidos de la Provincia de Buenos Aires que, por su potencial productivo y la cercanía a los centros mayores de comercialización agropecuaria, posee tierras de alto valor económico. Existen, sin embargo, severas limitantes de la producción agropecuaria debido a la alternancia de períodos de anegamientos y sequías. En la Figura 3 se muestra, como ejemplo, la evolución de los totales anuales de lluvia para el período 1911-1992 (registros de la Estación Meteorológica Azul Aero) en un punto central de la cuenca del Arroyo Azul, con la traza de los promedios móviles para 20 años. Estos desequilibrios climáticos producen una gran inseguridad con respecto a inversiones para la adopción

de cambios tecnológicos e impiden la intensificación de un desarrollo integrado de las tierras bajas a fin de lograr una real aptitud de uso.

Figura 2. Depresión del Salado (INTA-CONAPHI, 1989).

Para el manejo de las aguas superficiales existe escasa tecnología (Figura 4, INTA-CONAPHI, p. 158), apelándose mayormente a las canalizaciones, que son motivo de controversias para la solución del problema de excesos y déficits hídricos. En esencia, el criterio no conservacionista que ha primado hasta el presente, se basa en principios fundamentalmente hidráulicos cuyo objetivo principal es el drenaje del agua a la mayor velocidad posible hacia las vías naturales o artificiales de desagüe sin tener en cuenta la condición de sequías estacionales de la región.

La zona tiene un clima templado y húmedo, ideal para la producción de gran variedad de cultivos, a pesar de lo cual la actividad económica relevante es la cría de ganado en forma extensiva, producto de las limitantes hidroedáficas y al riesgo permanente de inundaciones de duración variable.

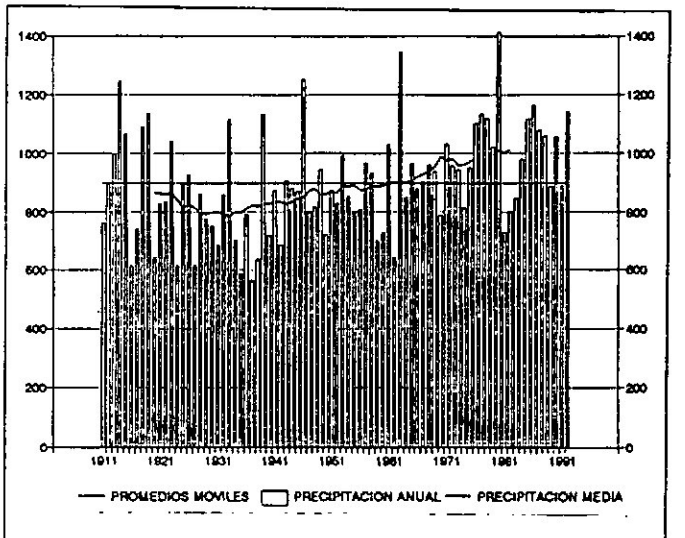


Figura 3. Evolución histórica de las precipitaciones anuales (promedios móviles para 20 años).

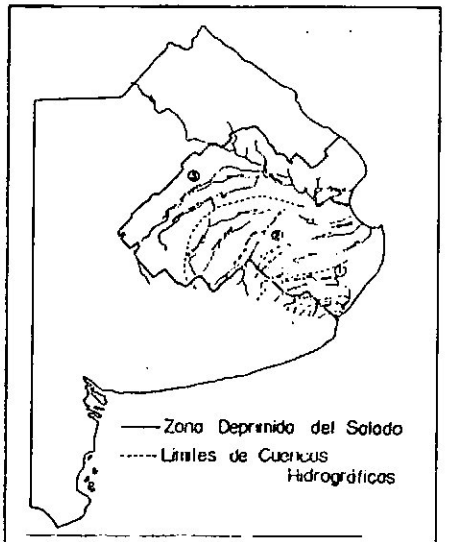


Figura 4. Hidrografía de la Dep. del Salado (INTA-CONAPHI, 1989).

La precipitación media anual está en el orden de los 900 mm. Las lluvias son abundantes en el verano, generalmente con gran intensidad, lo que lleva a que un porcentaje importante se escurra superficialmente. Las lluvias mínimas se producen en el invierno, período que corresponde a la estación agronómicamente húmeda. El balance hídrico generalizado indica inviernos húmedos con excesos hídricos (marzo a octubre) y anegamientos producto de la baja evapotranspiración. En el período estival, aún con mayores precipitaciones, la alta evapotranspiración produce un déficit de humedad en los suelos (noviembre a febrero) y en algunos casos conduce

a sequías. Un detalle de lo expuesto se observa en la Figura 5 (Navarro Dujmovich et al., 1992, p. 132).

Desde el punto de vista geomorfológico, la región se desarrolló a partir de una gran fosa tectónica en la cual se depositaron sedimentos no consolidados durante el Cuaternario (Pampiano y Post-Pampiano). En los períodos interglaciares el litoral Atlántico se vio sometido a ingresiones marinas, en tanto que en el continente se registraron fuertes acciones pluviales y pluvio lacustres. En los períodos glaciares (clima seco) hubo retroceso del mar y preponderancia de los factores eólicos con excavación de cubetas (origen de las actuales lagunas) y acumulación de sedimentos arenosos (génesis de los médanos hoy día visibles). Los procesos afectaron a un relieve esencialmente plano, lo que originó drenajes de tipo endorreico y arreico. Los derrames hacia el Océano Atlántico se efectivizan a través del Salado y del Samborombón, con serios problemas de evacuación. En la Depresión del Salado, el sector S tiene una pendiente superficial media del orden del 8/1000, y en el sector más bajo (al N) se llega a valores medios de 2.5/10000.

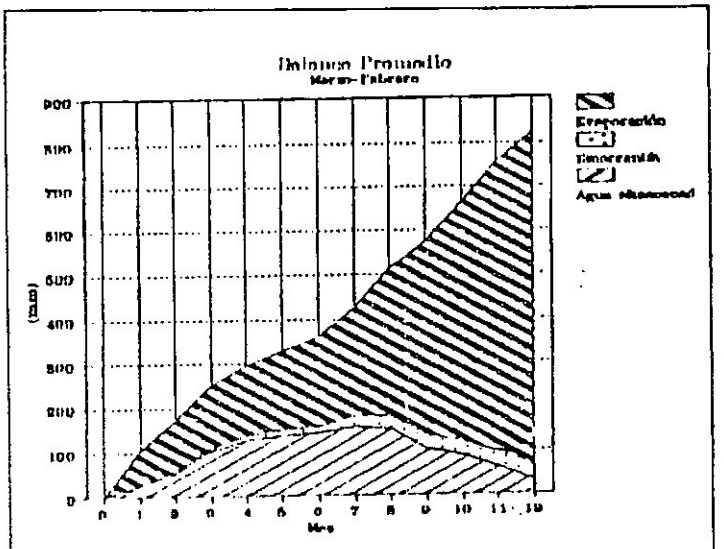


Figura 5. Balance hídrico promedio para el perído marzo-febrero (Navarro Dujmovich et al., 1992).

La literatura demuestra que los procesos hidrológicos en áreas de llanura difieren considerablemente de aquéllos pertenecientes a regiones montañosas o con importantes pendientes topográficas. Sin embargo, ello no implica una variación de la estructura del balance hidrológico, sino que el peso relativo de sus componentes cambia. Puede agregarse que la determinación de algunos de dichos componentes resulta normalmente más compleja.

Kovács (1984), en un trabajo clave sobre este tema, opina que los fenómenos hidrológicos que caracterizan a las llanuras pueden ser mejor reconocidos en regiones de clima subhúmedo o semiárido. En las regiones húmedas se forman lagos permanentes o pantanos, en tanto que en las zonas áridas la desertificación es el proceso dominante y difícilmente está influenciado por la morfología.

Otro aspecto a considerar es el de las actividades humanas y su influencia en el sistema. En estas regiones las pendientes topográficas son mínimas de forma tal que las pequeñas diferencias en elevación determinan las características básicas del funcionamiento hidrológico. En condiciones naturales, por consiguiente, la energía total que gobierna el flujo de las aguas superficiales y subterráneas es relativamente pequeña. En estas condiciones, la intervención humana puede tener consecuencias importantes (Kovács, 1984): (a) puede modificar fundamentalmente las condiciones naturales y causar cambios ambientales de gran magnitud, y (b) los datos recogidos que caracterizan el régimen hidrológico natural brindan sólo una

información más bien limitada para el diseño de sistemas de control de los excesos hídricos. Aunque responde al estudio de una zona arealmente más restringida, Sala et al. (1987) arriban a las mismas conclusiones.

Lo presentado hasta este punto permite inferir que el estudio de la hidrología de las llanuras es una tarea muy compleja.

Tal complejidad se incrementa cuando, como sucede en nuestro país, la información antecedente es escasa (generalmente responde a estudios puntuales), no existe un grado adecuado de comunicación entre disciplinas dedicadas a los estudios de los recursos naturales, y no se advierte la importancia de la toma sistemática de datos. En los últimos meses, y contando con el auspicio de la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires, se ha dado lugar a un intento de coordinación de las actividades de diversos organismos de investigación en pos de objetivos comunes, uno de los cuales es el de caracterizar lo más detalladamente posible el comportamiento hidrológico de una cuenca de llanura que involucra sectores típicos de la Pampa Deprimida. De todas maneras este intento está en sus inicios y, aún contando con condiciones óptimas para su desarrollo, seguramente transcurrirá bastante tiempo hasta lograr la definición de un modelo conceptual válido y extrapolable a regiones de características similares.

Respondiendo al título de este trabajo, en lo que resta del mismo se presentarán los resultados de algunos intentos de caracterización de aspectos hidrológicos de las cuencas alta y media del Arroyo Azul. Este sector de la cuenca (Figura 6), ubicada en el centro de la Provincia de Buenos Aires, posee un curso principal (Arroyo Azul) cuyas nacientes se encuentran aproximadamente en los 37° 20', discurre en dirección SO-NE y recibe las aguas de un par de tributarios (Arroyo Videla y Arroyo Santa Catalina).

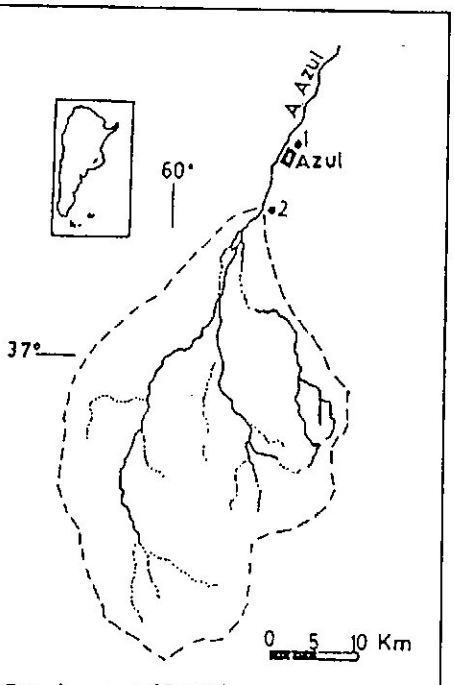


Figura 6. Ubicación de la cuenca alta y del sector inicial-central de la cuenca media del Arroyo Azul (la línea punteada indica el área considerada en el trabajo de Navarro Dujmovich et al., 1992).

El sector analizado culmina a la altura de la ciudad de Azul, aproximadamente en los 36° 45', con una extensión de unos 1100 km^2.

ESTIMACIÓN DE LA EVAPOTRANSPIRACIÓN REAL

De lo expuesto en algunos pasajes precedentes, es fácil deducir que a la hora de analizar el comportamiento hidrológico de las regiones de escaso relieve (con una baja carga de energía para movilizar el agua), pueden presentarse grandes incertidumbres al utilizar el balance hidrológico como herramienta de estudio.

Esta observación es particularmente válida cuando se trata de evaluar la evapotranspiración real (ETR), tanto por su representatividad (peso relativo) en el balance hidrológico de estas regiones como por las dificultades en identificar

un método de estimación adecuado. No hay que olvidar que estas zonas, al igual que gran parte de los distintos ambientes hidrológicos, exhiben condiciones variables en cuanto al tipo de cobertura vegetal y a los suelos.

Si se atiende a las opiniones de los especialistas de este tema, se observa que hay una tendencia clara a aceptar que el ya clásico trabajo de Penman (1948) y los de Morton (1983 y 1985), Morton et al. (1985), Morton (1989), constituyen las contribuciones más significativas hechas en el campo de la Hidrología aplicada para el cálculo de la ETR. Las investigaciones de Penman y de Morton son compatibles en buena parte de su desarrollo, aunque en sus términos finales difieren conceptualmente. Morton rechaza la idea de Penman que la evapotranspiración potencial (ETP) tiene un valor fijo, de forma tal que cuando el suministro de agua no es abundante, la ETR sería proporcional a la ETP afectada por una función de disponibilidad del contenido de agua de los suelos. En su lugar, Morton propone el denominado modelo complementario (CRAE: Complementary Relationship Areal Evapotranspiration), que gráficamente se ilustra en la Figura 7, y que se expresa de la siguiente manera:

$$ET = 2 * ETW - ETP$$

ET: evapotranspiración real areal, que es la evapotranspiración de un área lo suficientemente grande tal que los efectos de borde sean despreciables ("upwind boundary transitions", en su expresión original).

ETP: evapotranspiración potencial, estimada a partir de balances de energía y ecuaciones de transferencia de vapor (Penman, por ejemplo). Se supone que esta ETP es la que se registraría en condiciones óptimas y sin que el fenómeno de evapotranspiración tenga influencia sobre la masa de aire que transita sobre la zona.

ETW: es la evapotranspiración del medio ambiente húmedo, que es la que ocurriría si el complejo suelo-planta de la zona estuviese totalmente saturado, sin limitantes en la disponibilidad de agua. Este término puede estimarse, por ejemplo, a partir de las ecuación de Priestley y Taylor (1972).

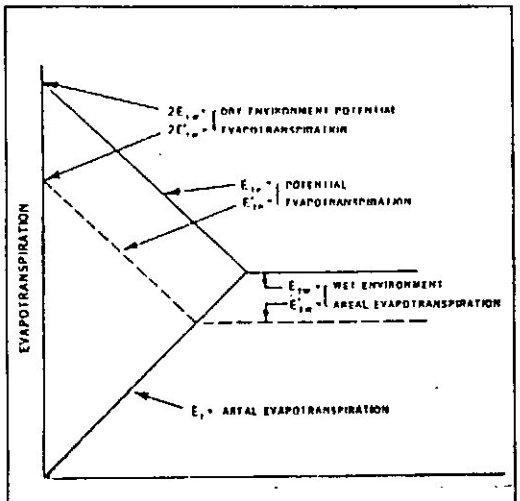


Figura 7. Representación esquemática de la relación complementaria (CRAE) de Morton (Morton, 1985).

En la Figura 7 se han representado dos condiciones: (a) en línea llena para un alto suministro energético, y (b) en línea segmentada para un bajo suministro de energía. Tomando la explicación dada por Morton (1985), cuando no hay agua disponible para la evapotranspiración areal (extremo izquierdo de la figura), la ET es cero, el aire está muy caliente y seco, y la ETP registra su tasa máxima de 2ETW (la evapotranspiración potencial en medio ambiente seco). A medida que aumenta el suministro de agua a la superficie suelo-planta (desplazándose hacia la derecha en la figura), el incremento resultante en el valor de ET hace que la masa de aire situada por encima se humedezca y se enfríe, lo cual produce una disminución en el valor de

ETP. Finalmente, cuando el suministro de agua a la superficie suelo-planta se incrementa por encima de un determinado umbral, los valores de ET y de ETP convergen al de ETW. Así, la evapotranspiración potencial bajo condiciones óptimas de humedad es igual a la mitad de la evapotranspiración potencial bajo condiciones de aridez extrema.

Debe destacarse que la ecuación propuesta por Morton indica que hay una relación negativa (complementaria) entre la evapotranspiración real areal (ET) y la evapotranspiración potencial (ETP), configurando así un concepto que se opone diametralmente al hallado en varios libros de texto que promulga una relación directa (positiva) entre ET y ETP. Morton (1985) sugiere que su relación complementaria es análoga a la ecuación de Bernoulli para flujo en canales abiertos, en la cual la energía potencial responde de manera complementaria a los cambios en la energía cinética del sistema.

Si bien Morton (1989) ha sugerido que el resultado de sus investigaciones pueden ser aplicados a los ambientes hidrológicos de llanura, muy escasas han sido las experiencias concretas que se han publicado en la literatura de la especialidad. En virtud de ello, pareció oportuno comprobar su funcionamiento en el sector de la cuenca del Arroyo Azul consignado precedentemente.

El objetivo planteado fue el de efectuar el balance hidrológico clásico y contrastar sus resultados con aquéllos provenientes de la aplicación del método de Morton (a través de la utilización del programa WREVAP; Morton et al., 1985). La mecánica de trabajo y sus resultados están contenidos en el trabajo de Navarro Dujmovich et al. (1992), cuya esencia aquí se resumirá. Los datos meteorológicos fueron suministrados por la estación Azul Aero, dependiente del Servicio Meteorológico Nacional, ubicada en un sector representativo de las condiciones del sector tratado (latitud: 36° 45' S, longitud: 59° 50' O, altitud: 132 msnm). Los caudales del Arroyo Azul provienen de los registros de la estación Seminario de la Dirección Provincial de Hidráulica, en tanto que el flujo subterráneo fue estimado a partir de datos existentes en el Instituto de Hidrología de Llanuras. Los datos de aforo del Arroyo Azul muestran interrupciones numerosas, razón por la cual se eligieron sólo aquellos años con registros completos. Con respecto al escurrimiento subterráneo, la ausencia de una red de monitoreo obligó a considerar los resultados de un censo que data del año 1987. Ello implicó la adopción de la hipótesis de flujo subterráneo constante, que no parece muy comprometida puesto que el espesor saturado del acuífero libre a la salida de la zona estudiada supera los 100 m y las oscilaciones del nivel freático están en el orden de 1 a 1.5 m, manteniéndose los gradientes hidráulicos, por lo cual las variaciones del escurrimiento subterráneo son, para este caso, despreciables.

El trabajo se efectuó con una base de tiempo mensual, tanto para los datos meteorológicos como los de escurrimiento, aunque en el análisis final se tomaron en cuenta los promedios anuales. Los años seleccionados fueron los siguientes: 1967, 1970 al 75, 1978 al 79, y 1981 al 83, es decir un total de 12 años. El modelo de Morton fue evaluado en cuanto a su capacidad predictiva para cada uno de los 12 años utilizados (Tabla 1), y además tomando cuatro combinaciones del promedio de dos años (Tabla 2). De la Tabla 1 se deduce que los valores del modelo de Morton subestiman a aquéllos provenientes del balance hidrológico en aproximadamente un 5%, mientras que de la Tabla 2 se observa que las diferencias varían entre 4 y 8%

AÑO	OBSERVADA	ESTIMADA
1967	887.9	751.2
1970	734.8	737.4
1971	821.4	805.5
1972	729.5	785.0
1973	827.2	830.7
1974	724.1	696.6
1975	882.8	708.1
1976	981.9	890.2
1979	897.7	837.1
1981	844.8	773.6
1982	808.4	822.9
1983	855.6	783.3
PROMEDIO	788.0	746.0
DESVIO ST.	100.3	73.2

Tabla 1. Comparación de los valores de evapotranspiración real obtenidos por el balance hidrológico (observada) y por el modelo de Morton (estimada) para años individuales (Navarro Dujmovich et al., 1992).

CONSEJO FEDERAL DE INVERSIONES BIBLIOTECA Dr. Manuel Belgrano

dependiendo de la combinación particular de pares de años tomados. Un análisis estadístico posterior demostró que las combinaciones de períodos de dos años era claramente preferible a la utilización de los datos de años individuales.

Del análisis efectuado se concluyó que el modelo de Morton es aplicable, aunque sus resultados pueden no ser muy confiables para años individuales. Se estima que podría esperarse un comportamiento mejor con promedios de mayor número de años, tarea que será posible cuando se disponga de una serie confiable de varios años de registros.

EXCESOS HÍDRICOS Y SU IMPACTO EN LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

Casi todos los estudios hidrológicos de diagnóstico de los recursos hídricos o de planeamiento de estrategias para su uso deben incluir un balance de las entradas y

AÑOS	OBSERV.	ESTIM.	AÑOS	OBSERV.	ESTIM.	AÑOS	OBSER.	ESTIM.	AÑOS	OBSERV.	ESTIM.
67-70	811.3	744.3	67-69	871.6	757.2	67-62	848.2	687.0	67-61	766.2	762.4
71-72	775.4	705.3	70-92	771.5	680.0	70-75	798.8	719.8	71-73	824.3	818.1
73-74	775.8	783.8	71-81	733.0	789.8	71-83	838.5	787.4	72-82	799.0	804.0
75-76	912.4	796.2	72-79	803.6	701.0	72-81	887.0	710.2	73-76	845.0	786.4
79-81	821.2	705.4	73-78	894.8	660.4	73-79	712.4	719.8	76-79	779.8	783.6
82-83	892.0	890.1	74-75	793.5	899.4	74-78	843.0	789.2	70-74	729.4	717.1
PROMED.	799.0	746.0		766.0	747.9		788.0	726.9		765.6	753.6
DES.ST.	87.6	38.3		78.7	82.8		64.6	29.9		38.4	39.8

Tabla 2. Comparación de los valores de ETR obtenidos por el balance hidrológico (observada) y por el modelo de Morton (estimada) para promedios para dos años (Navarro Dujmovich et al., 1992).

salidas de agua al sistema. La realidad, sin embargo, indica que en muchas ocasiones no se cuenta con datos suficientes para efectuar tal cuantificación o que la información disponible es de dudosa calidad. En las llanuras existen complicaciones adicionales que se generan en la desmesurada influencia que en el balance hidrológico tienen los términos de transferencia vertical de agua (evapotranspiración, percolación por debajo del plano de flujo cero) con respecto a los horizontales (escurrimientos superficial y subterráneo) y, en general, en el desconocimiento de la dinámica del agua en estos sistemas hidrológicos no típicos.

Sin embargo, en ciertas circunstancias, es posible trabajar con aproximaciones que, sin apartarse de los preceptos básicos de la disciplina, cumplen una función operativa y agregan un dato más al conocimiento integral del sistema. Volviendo a la zona de estudios ya mencionada (cuencas alta y media del Arroyo Azul), resulta oportuno hacer mención de un estudio aplicado que ejemplifica lo expresado al

inicio de este párrafo. Por cuestiones técnicas vinculadas a la construcción de desagües pluviales, se planteó la necesidad de conocer la evolución del nivel freático en un sector de la ciudad de Azul conocido como Villa Piazza (Figura 8).

Los escasos datos disponibles son los que se listan a continuación:

a) Resultado de cuatro censos de pozos existentes en el sector (Tabla 3), cuya particularidad es que los relevamientos se efectuaron sin que en los días anteriores se hubiesen registrado lluvias que pudiesen distorsionar transitoriamente las mediciones. Además, puesto que las campañas se llevaron a cabo aproximadamente en la misma época del año, se minimiza el posible efecto de estacionalidad en la oscilación de niveles.

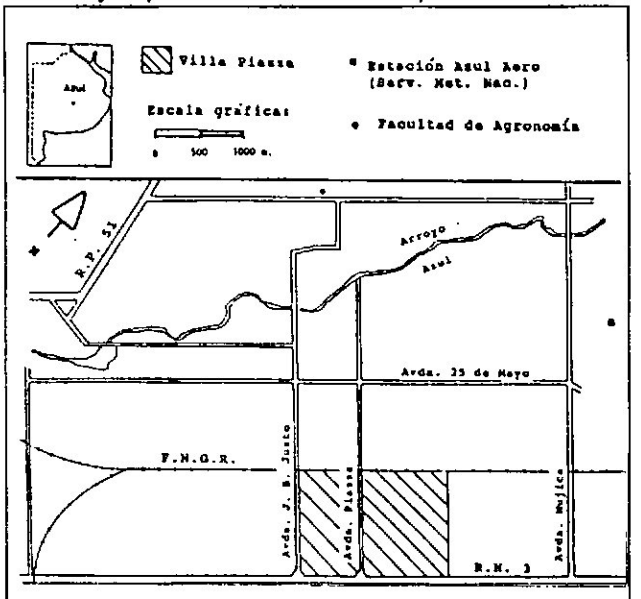


Figura 8. Localización del sector de estudio (Villa Piazza) y de otros sitios de interés.

b) Registros diarios de pluviometría y de nivel de agua (desde Marzo de 1991) en una perforación ubicada en el Instituto de Hidrología de Llanuras (Figura 9).

Pozo Nº	Oct. 1989	Nov. 1990	Dic. 1991	Oct. 1992
1	3.94	1.64	3.56	1.68
3	3.25	1.51	2.93	1.55
4	3.45	1.85	3.11	1.89
8	3.82	1.91	3.45	1.95
10	2.73	0.86	2.47	0.90
11	2.93	1.38	2.64	1.41
12	3.29	1.77	2.97	1.81
13	3.76	2.70	3.40	2.77
15	3.65	1.50	3.29	1.54
16	3.45	1.74	3.12	1.78
17	3.47	1.78	3.13	1.82
18	3.61	2.24	3.26	2.29
21	3.21	1.50	2.85	1.55
22	3.21	1.67	2.94	1.71
Promedio	3.41	1.72	3.08	1.76

Tabla 3. Profundidad al nivel freático (m) en pozos de V. Piazza

c) Estimación de la porosidad efectiva (11.5 %) de los sedimentos superficiales donde se produce la oscilación de niveles registrada en el pozo mencionado en b).

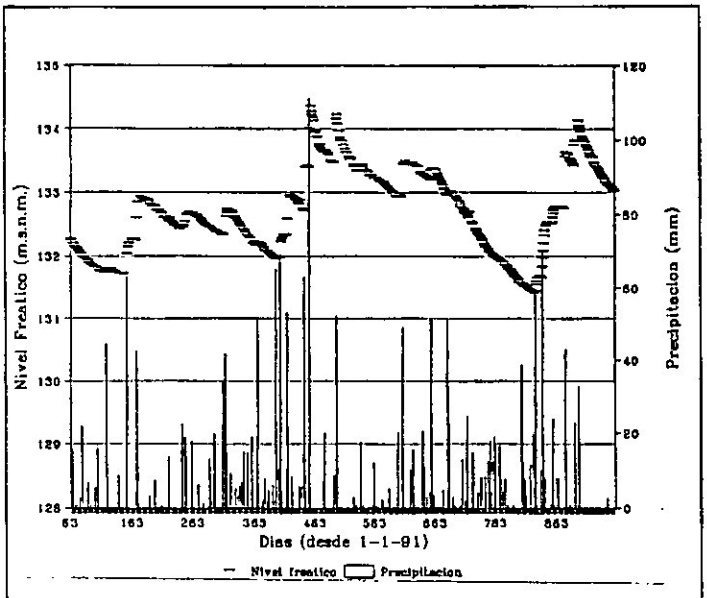


Figura 9. Registros del nivel freático y de las precipitaciones en el sitio de control (Facultad de Agronomía).

d) Estimaciones de la evapotranspiración potencial media mensual resultantes de la aplicación del método de Penman (1948) con la modificación sugerida por Monteith (1965). Tales valores se muestran en la Tabla 4, en la que EPPEN designa a la evapotranspiración potencial según el método de Penman-Monteith.

La inexistencia de datos de variación del almacenamiento en la zona no saturada, sumada a la escasa representatividad areal del sector mostrado en la Figura 3 con respecto a las estimaciones hidrológicas hechas para buena parte de la cuenca del Arroyo Azul (lo que hubiese permitido utilizar los resultados del modelo de Morton anteriormente presentado), desalentaron la idea de apelar a un balance hidrológico puntual. En su lugar, se trabajó sobre una forma de expresión de los excesos hídricos relacionada con la oscilación del nivel freático, sujeta a las siguientes hipótesis:

a) En Villa Piazza no se registran escurrimientos superficiales evidentes. Primordialmente, los excesos hídricos se acumulan y se disipan en el sector por evaporación e infiltración.

b) El período de interés fue mayormente húmedo, de manera tal que la evapotranspiración real se aproximó a la potencial.

Mes ===>	En	Feb	Mar	Ab	Ma	Jun	Jul	Ag	Set	Oct	Nov	Dic
EPPEN (mm)	147	99	78	38	18	7.5	18	25	41	68	90	118.5

Tabla 4. Evapotranspiración potencial media mensual.

c) La oscilación de niveles podría vincularse linealmente a los excesos/déficits de período mensual. Es decir:

$$DH = f(P\text{-}EPPEN)$$

DH: diferencia de nivel entre el primer y el último día del mes considerado.

P: total de lluvia en el mes considerado.

EPPEN: evapotranspiración potencial media del mes considerado (Tabla 4).

La adopción de períodos mensuales elimina en parte el desfasaje en tiempo que se produce entre una determinada lluvia y su impacto en el nivel del agua subterránea.

Fue así que, luego de computar P-EPPEN y de obtener DH (Tabla 5), se estableció la siguiente ecuación (regresión lineal):

$$H = -0.217 + (P\text{-}EPPEN) * 0.00842 \qquad (r = 0.8945)$$

(DH en metros ; P-EPPEN en mm)

Es importante recordar que el modelo ajustado es válido para una porosidad eficaz de 11.5 %, de igual manera que no se considera el efecto del flujo lateral en la oscilación del nivel freático. Posteriormente, y tomando como base el primer valor promedio de profundidad al nivel freático en Villa Piazza (3.41 m), se utilizó la relación para el período Octubre 1989-Octubre 1992 (Figura 10). El ajuste original

	Ab91	Ma91	Jun91	Jul91	Ag91	Set91	Oct91	Nov91
P-EPPEN	-15.9	13.2	-0.6	132.5	-0.5	3.9	27	-17.5
DH	-0.33	-0.215	0.305	0.88	-0.235	-0.235	0.16	-0.225
	Dic91	En92	Feb92	Mar92	Ab92	Ma92	Jun92	Jul92
P-EPPEN	6.4	24.8	10.9	107.8	190.82	-11	42.4	25.5
DH	0.195	-0.405	-0.205	0.975	1.335	-0.68	-0.03	-0.22

Tabla 5. Relación entre el exceso (P-EPPEN>0) o el déficit (P-EPPEN<0) hídrico mensual y la oscilación neta del nivel freático en el período.

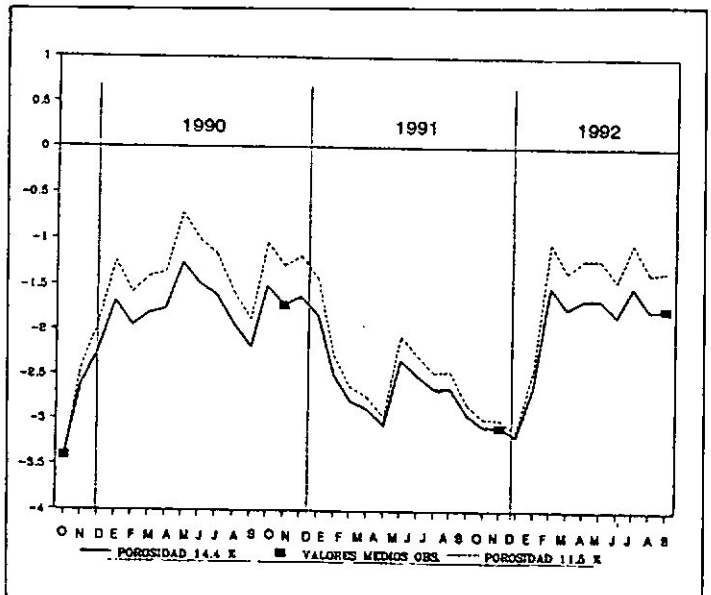


Figura 10. Simulación de las oscilaciones del nivel freático en Villa Piazza.

(línea a trazos) mejora si se utiliza una porosidad eficaz de 14.4 % (línea llena), que puede justificarse si se considera que en Villa Piazza los suelos son algo más desagregados que en los predios de la Facultad de Agronomía. Cabe mencionar que en el transcurso de la tarea de ajuste se apeló a valores de exceso/déficit

hídrico a partir del clásico balance de Thornthwaite y Mather (1955), que hubieron de ser desechados en virtud de su escasa relación con la oscilación de niveles (DH) registrada en el punto de control.

MODELACIÓN DE CRECIDAS

Las crónicas periodísticas y la memoria de sus habitantes indican que desde principios de este siglo, las consecuencias de las sequías y de las inundaciones de las llanuras han sido devastadoras. Con respecto a las inundaciones, su frecuencia ha aumentado de forma notable en los últimos años (1980 -la mayor-, 1985 y 1992), lo que motivó a la búsqueda de alguna respuesta que mitigara el desasosiego de las comunidades afectadas y su profundo escepticismo ante el errático accionar de los organismos oficiales.

En el caso de la ciudad de Azul, durante 1992 (principalmente) y 1993 se registraron varias crecidas (Figura 11) que, en orden de magnitud, corresponden a Febrero 1992, Marzo 1992 (dos avenidas), Agosto 1992 y Junio 1993, con manifestaciones menores en Mayo 1993, Mayo 1992 y Abril 1992 (en el casco urbano de Azul, los desbordes comienzan para caudales superiores a los 70 u 80 m^3/seg).

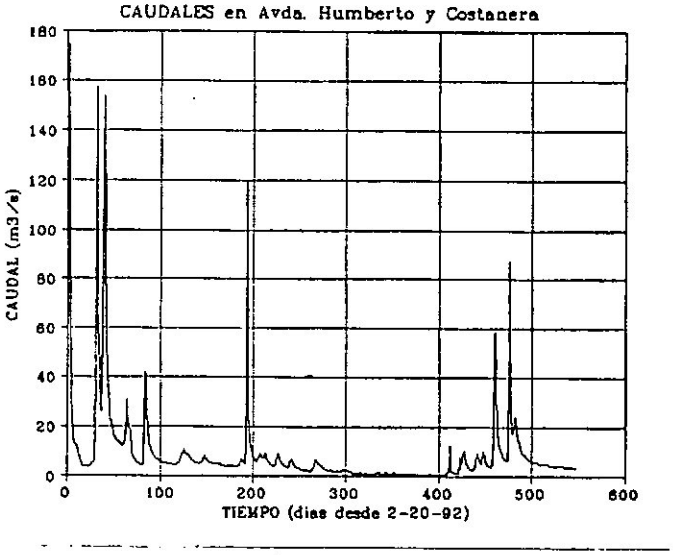


Figura 11. Hidrograma del Arroyo Azul a su paso por la ciudad (desde el 2/292 a la actualidad).

La información disponible se limita al registro de casi todas las variables climáticas en la estación Azul Aero, con algo más de 30 años de funcionamiento, y a los registros de aforos en la estación Seminario (que cesa de operar cuando el caudal del Arroyo Azul supera los 30 m^3/seg), con las ubicaciones señaladas en la Figura 6. Es fácil deducir que tales registros no resultan adecuados para cualquier intento de modelación del fenómeno de precipitación y escorrentía superficial, razón por la cual los esfuerzos se centraron en las mediciones obtenibles durante las crecidas registradas. En tal sentido, se operó de la siguiente manera:

a) progresivamente, a partir de Febrero de 1992, se implementó una red de pluviógrafos y pluviómetros.

b) se efectuó un aforo minucioso de las crecidas de Febrero y de Marzo 1992 y se obtuvo una curva H-Q (para caudales relativamente altos), que se completó con las crecidas menores de Abril y Mayo de ese año. Los aforos continuaron, especialmente en la zona de bajos caudales, con lo cual al presente se cuenta con una buena curva H-Q para la sección elegida.

c) en los intervalos entre crecidas, y a modo experimental, se decidió la utilización del modelo HEC-1 (U.S. Corps of Engineers, 1985), que se aplica a eventos aislados.

El HEC-1 simula el flujo superficial en respuesta a las precipitaciones mediante la representación de la cuenca como un sistema conectado de componentes hidrológicas e hidráulicas. Cada subárea considerada, cuyo tamaño se selecciona de acuerdo al propósito del estudio y a la variabilidad hidrometeorológica en la cuenca, se caracteriza por parámetros promedio (pendiente, tipo de suelo, etc.). El flujo base se calcula en base a métodos empíricos, en tanto que el exceso de agua acumulado y potencialmente drenable toma en cuenta una expresión vinculada al método de la curva número (Soil Conservation Service, 1972 y 1975). Esta última característica permite incluir el efecto de lluvias antecedentes (estado de humedad de la cuenca) y el estado fenológico de los cultivos. El ruteo, en el caso a comentar, se efectuó por traslado de la onda cinemática, que permite una distribución uniforme del escurrimiento superficial que llega al cauce colector. El ajuste se realiza a través de la minimización de una función objetivo (raíz cuadrada de la suma ponderada de los cuadrados de las diferencias entre el hidrograma observado y el calculado), que conduce a una mejor reproducción de los picos y algo de pérdida de información en los flujos de bajo valor. Finalmente, y tomando como parámetro de bondad del ajuste al error absoluto promedio (EAP: promedio del valor absoluto de las diferencias entre el hidrograma observado y el calculado), el trabajo original (U.S. Corps of Engineers, 1985) indica que EAPs en el orden del 25 % pueden considerarse como buenos ajustes.

Como ejemplos de aplicación, se muestran los ajustes logrados para la primera crecida de Marzo 1992 (Figura 12), con un EAP de 8.5 %, la segunda crecida de Marzo (Figura 13), con un EAP de 10.8 %, y la avenida de Agosto (Figura 14), con un EAP de 14.4 %. En este último caso (Agosto 1992), el modelo fue utilizado en su modo de simulación, con resultados muy aceptables. Se deja constancia que, en todos los casos, los valores de la curva número resultaron coherentes con el estado general de humedad de la cuenca y la densidad y tipo de cultivos. Un pequeño ejercicio de análisis de sensibilidad, que se efectuó variando en $\pm$ 10 % el valor de la curva número de las distintas subcuencas, demostró que la influencia de la cuenca alta del Arroyo Azul es decisiva y que el cambio de valores afecta sensiblemente el caudal pico y, secundariamente, el tiempo pico.

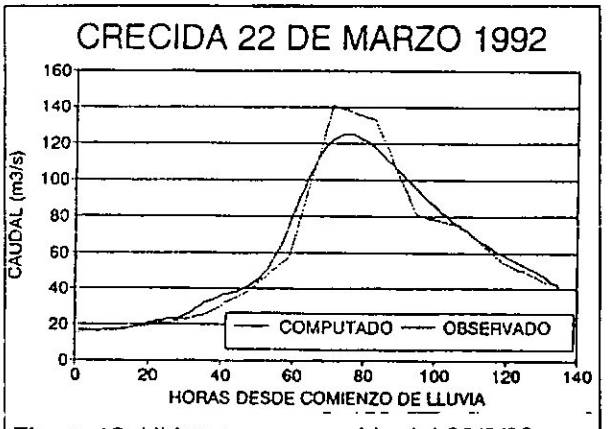


Figura 12. Hidrogramas avenida del 22/3/92.

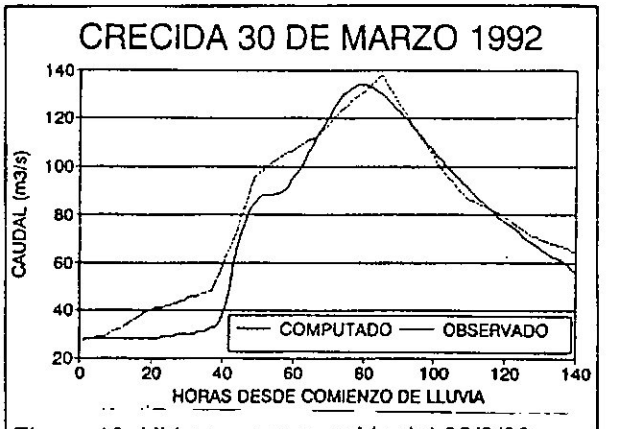


Figura 13. Hidrogramas avenida del 30/3/92.

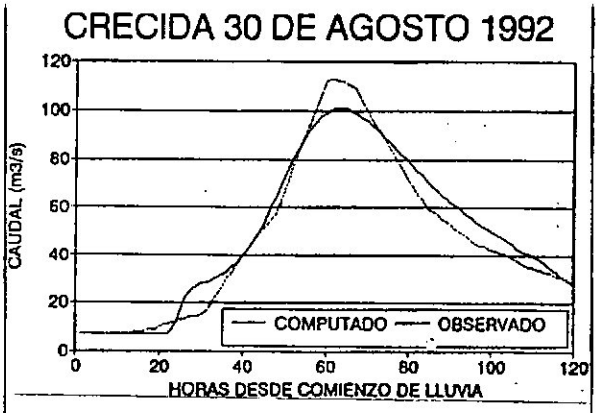


Figura 14. Hidrogramas avenida 30/8/92.

CONSIDERACIONES FINALES

En función de lo presentado, mayormente intentos saltuarios y de escala y objetivos diferentes, caben al menos un par de interrogantes: Cuál es la mejor estrategia de estudio de cara al futuro cercano?, Qué elementos enriquecerían dichos estudios? Los resultados mostrados indicarían que se transita un buen camino, aunque no puede evitarse una cierta sensación de caos por la mezcla de aspectos locales y regionales y por la dificultad en ajustar un modelo hidrológico continuo del sistema, por ejemplo del tipo aplicado por Porter y McMahon (1976). Aunque resulte obvio, es necesario consignar que existe una real necesidad de: (a) proyectar estudios especiales vinculados orgánicamente a un plan mayor de objetivos cuidadosamente elegidos, y (b) sistematizar las mediciones de interés hidrológico.

En todo caso, conviene advertir que a priori no existen elementos suficientes (conocimiento) para determinar la ubicación de los sitios de muestreo, su frecuencia, etc. Por ello, parece preferible comenzar con una etapa de discriminación de sectores representativos en el marco regional, con una metodología como, por ejemplo, la propuesta por Nathan y McMahon (1990). En el caso de la cuenca del Arroyo Azul tal etapa se ha iniciado, básicamente con la recopilación de datos existentes y dispersos (mapas, informes, información satelitaria). La información primaria (tipo de suelo, precipitación, geomorfología, uso del territorio, etc.) se codificará de manera tal de lograr un conjunto de datos cada 4 km^2. De los mapas "puros", y utilizando la metodología de mapas temáticos, pueden elaborarse mapas "derivados" que resulten explícitos con respecto a alguna característica hidrológica particular. Para ello se hará uso de un GIS (Geographic Information System), que en el caso comentado es el IDRISI, complementado con análisis del tipo cluster y de scores factoriales.

BIBLIOGRAFÍA

INTA-CONAPHI. 1989. Manejo de suelos y aguas en llanuras argentinas. Informe del Proyecto 10.4 del Programa Hidrológico Internacional (PHI), INTA-Estación Experimental Agropecuaria Rafaela, 179 p.

KOVÁCS, G. 1984. General principles of flat-land hydrology. En: Fuschini Mejía, M. (Ed.). 1984. Hidrología de las grandes llanuras. Actas del Coloquio de Olavarría, Abril 1983, UNESCO, Vol. 1, pp. 299-355.

MONTEITH, J.L. 1965. Evaporation and environment. Proceedings of the XIX Symposium of the Society of Experimental Biology, Cambrigde University Press, London, pp. 203-233.

MORTON, F.I. 1983. Operational estimates of areal evapotranspiration and their significance to the science and practice of Hydrology. Journal of Hydrology, 66, pp. 1-76.

MORTON, F.I. 1985. The complementary relationship areal evapotranspiration model: How it works. Proceedings of the National Conference on Advances in Evapotranspiration, American Society of Agricultural Engineers, Chicago, Illinois, pp. 377-384.

MORTON, F.I. 1989. Cálculos independientes de evaporación y transpiración y sus aplicaciones a la hidrología de las llanuras. Hidrología de las grandes llanuras, Coloquio de Buenos Aires, Noviembre 1989, 13 p.

MORTON, F.I., F. RICARD, AND S. FOGARASI. 1985. Operational estimates of areal evapotranspiration and lake evaporation - Program WREVAP. National Hydrology Research Institute Paper Nº 24, 32 pp., Ottawa, Canada.

NATHAN, R.J. AND T.A. MCMAHON. 1990. Identification of homogeneous regions for the purposes of regionalisation. Journal of Hydrology, 121, pp. 217-238.

NAVARRO DUJMOVICH, M., M. VARNI E I. ENTRAIGAS. 1992. Convalidación del modelo de Morton para estimar la evapotranspiración real areal de la cuenca del Arroyo Azul, Provincia de Buenos Aires, Argentina. Actas del I Congreso Iberoamericano de Meteorología, Salamanca, España, pp. 128-132.

PENMAN, H.L. 1948. Natural evaporation from open water, bare soil and grass. Proceedings of the Royal Society of London, A193, pp. 120-145.

PORTER, J.W. AND T.A. MCMAHON. 1976. The Monash Model: User Manual for Daily Program HYDROLOG. Civil Engineering Research Report 2/76, Monash University, Clayton, Victoria, 41 p.

PRIESTLEY, C.H.B. AND R.J. TAYLOR. 1972. On the assessment of the surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. Monthly Weather Review, 100, pp. 81-92.

SALA, J.M., E. KRUSE Y R. AGUGLINO. 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, Informe 37, 235 p.

SOIL CONSERVATION SERVICE. 1972. National Engineering Handbook, Section 4. U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C.

SOIL CONSERVATION SERVICE. 1975. Urban hydrology for small water sheds. Technical Release Nº 55, U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C.

THORNTHWAITE, C.W. AND J.R. MATHER. 1955. The water budget and its use in irrigation. En: Water, the yearbook of agriculture. United States Department of Agriculture, Year-Book of Agriculture 1955, pp. 346-358.

U.S. CORPS OF ENGINEERS. 1985. HEC-1 Flood Hydrograph Package Users Manual. U.S. Army Corps of Engineers, Davis, California, 190 p. y apéndices.

PROCESOS DE CONTAMINACIÓN EN LA ZONA NO SATURADA

Javier Samper Calvete
Escuela de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos.
Universidad de La Coruña.
Campus de Elviña s/n.
15192 La Coruña. España.

RESUMEN

Además de ser el soporte de la vegetación y de otras muchas actividades biológicas y humanas, el medio no saturado tiene una gran relevancia desde el punto de vista hidrológico ya que en él tienen lugar los procesos de infiltración, evaporación, erosión, recarga subterránea, y en particular los de atenuación y transformación de contaminantes líquidos y gaseosos. La zona no saturada ha sido objeto de estudio de diversas disciplinas que tradicionalmente sólo han abordado aspectos parciales de la misma. La investigación edafológica por ejemplo ha centrado su interés en la capa más superficial del suelo en la que se desarrollan las raíces de las plantas. En Geotecnia el interés por la zona no saturada ha estado relacionado con las propiedades de tensión-deformación de los suelos y su dependencia con el contenido de agua. En Hidrología el interés se ha centrado en el papel del suelo como amortiguador de la erosión y la escorrentía, fuente de recarga de los acuíferos y vía de entrada de agentes contaminantes de las aguas subterráneas.

A pesar del enorme esfuerzo dedicado por científicos y técnicos de la Edafología, Hidrología y Geoquímica al estudio de los mecanismos físico-químicos que afectan al flujo y transporte en la zona no saturada, existen todavía aspectos teóricos y experimentales cuyo conocimiento debe mejorarse antes de que se puedan desarrollar herramientas fiables de predicción del flujo y de la contaminación. El estudio de la zona no saturada requiere un enfoque unificado e interdisciplinar que considere las complejas interacciones físicas, químicas, mecánicas y biológicas que en ella operan. En el presente trabajo se incluye una breve descripción de los principales procesos físico-químicos que tienen lugar en el medio no saturado. Los mecanismos de transporte de contaminantes en el medio no saturado son similares a los que operan en un medio saturado. Sin embargo, existen ciertas diferencias debidas fundamentalmente a la mayor interacción soluto-medio sólido y a la coexistencia de varias fases fluidas dentro del medio no saturado.

INTRODUCCIÓN

Durante los últimos 30 años ha existido un claro divorcio entre el enfoque hidrodinámico y el enfoque geoquímico en la investigación de la zona no saturada. El enfoque hidrodinámico ha puesto el énfasis fundamentalmente en la caracterización geométrica de los procesos de flujo y dispersión, considerando para ello que tanto el soluto como el medio son químicamente inertes (no reactivos). En el enfoque geoquímico, por el contrario, el énfasis se ha concentrado en las reacciones geoquímicas, ignorando los efectos hidrodinámicos. Sólo recientemente se ha reconocido la necesidad de abordar el estudio del medio no

saturado de forma interdisciplinar (Abriola, 1987).

A continuación se presenta una breve descripción de los principales procesos físico-químicos que operan en el medio no saturado y que afectan a la distribución y transporte de un contaminante. La cuantificación de estos procesos conduce a la ecuación general del transporte de masa. Posteriormente se presentan algunos ejemplos ilustrativos del movimiento de un contaminante a través de la zona no saturada. Por último, se describe brevemente el comportamiento de diferentes compuestos contaminantes (nitratos, metales pesados, plaguicidas y compuestos orgánicos no solubles). Esta presentación no pretende ser exhaustiva, por lo que el lector interesado en conocer las conclusiones de los estudios más recientes puede consultar los trabajos de Nielsen et al. (1986), Alonso et al. (1987), Abriola (1987 y 1989), Gee et al. (1991), Samper (1991), Sardin et al. (1991), Sudicky y Huyakorn (1991), Candela y Varela (1993), y Dracos y Stauffer (1994).

PROCESOS FÍSICO-QUÍMICOS

Descripción del medio

En el medio no saturado coexisten tres fases: agua, aire y sólido. En ausencia de otros compuestos líquidos no miseibles con el agua (las fases líquidas no acuosas son tratadas más adelante), el agua moja las superficies de los granos de sólido y los envuelve mientras que el aire ocupa la parte central de los huecos. En condiciones próximas a la saturación la fase acuosa es continua y puede moverse por efecto de la gravedad (agua funicular o gravitacional). Las burbujas de aire son discontinuas por lo que el aire no puede circular. Después de que un suelo casi saturado ha drenado por gravedad alcanza la llamada capacidad de campo. El contenido de humedad correspondiente a este estado es la capacidad de retención. El agua queda retenida en los poros por fenómenos de capilaridad. El contenido de humedad puede disminuir por efecto de la evapotranspiración y eventualmente puede alcanzar el grado de saturación irreductible en el que sólo permanece en el suelo el agua adhesiva. El agua adhesiva forma una fina película ligada a la superficie de los granos mediante fuerzas electrostáticas de atracción molecular. Esta adsorción de las moléculas de agua y de otros iones (especialmente cationes) está muy relacionada con la superficie específica del medio sólido, de ahí que adquiera especial importancia en arcillas.

El agua de la zona no saturada no es un líquido puro. Las especies químicas y gases en disolución están relacionadas con las propiedades físico-químicas de la fase sólida. La interacción líquido-sólido depende de la cantidad de agua existente en el suelo y sobre todo de la composición mineralógica, textura y granulometría de la fase sólida. La sustitución isomorfa en los elementos de la retícula cristalina de los minerales arcillosos o la ionización del hidrógeno de los oxidrilos OH^- pueden dar lugar a la acumulación de cargas eléctricas negativas en la superficie de la fase sólida. En el primer caso, la acumulación de cargas es independiente del pH. En el segundo grupo, sin embargo, los grupos OH^- existentes en la superficie de la mayoría de los óxidos se ionizan de forma distinta dependiendo del valor del pH. En condiciones muy ácidas, el oxidrilo acepta un protón dando lugar a una acumulación de cargas positivas en la superficie. En estas condiciones la

capacidad de intercambio catiónico es casi nula mientras que la capacidad de intercambio aniónico puede ser importante. En condiciones alcalinas sucede lo contrario, es decir, la carga neta es negativa y sólo la capacidad de intercambio catiónico es importante. El valor del pH en el que la acumulación neta de cargas es cero es el punto isoeléctrico (Drever, 1982). La determinación de este punto es importante puesto que determina el rango de valores del pH en el que predominan las propiedades de intercambio iónico.

Esta carga neta en la superficie de las arcillas crea un campo eléctrico alrededor de las partículas sólidas que afecta a la distribución de los cationes y aniones en disolución. Cuando la carga neta es negativa, la concentración de los cationes aumenta cerca de la superficie mientras que la de los aniones disminuye drásticamente. Alrededor de la superficie sólida se crea la llamada capa doble. Dentro de la capa doble hay una capa fija en la que los iones están ligados a la superficie y otra difusa en la que la descompensación del balance de cargas decrece cuasi exponencialmente (Drever, 1982). La estabilidad de la estructura coloidal de un suelo arcilloso está controlada por el espesor de la capa difusa que depende de la composición química de la solución acuosa, de la valencia e hidratación de los iones en disolución y de la composición mineralógica de las partículas. El espesor de la capa es menor para los cationes divalentes. Cuando dos partículas sólidas están próximas, sus capas difusas pueden llegar a solaparse. En esta situación los aniones quedan excluidos del espacio entre partículas. Este fenómeno es conocido como el efecto de exclusión iónica. En presencia de un gradiente de presiones, las moléculas de agua pueden moverse por los poros. Los aniones, sin embargo, sólo pueden acceder a los espacios no ocupados por las capas dobles. Por este motivo, ciertas arcillas muy compactadas pueden actuar como membranas semipermeables. Otros fenómenos relacionados con la existencia de la capa doble son la reducción de permeabilidad (ocasionada por la dispersión de las partículas de arcilla que dan lugar al taponamiento de los poros) y el hinchamiento de suelos. La interacción agua-soluto-partículas es tanto mayor cuanto menor es el contenido de humedad. A igualdad de otras condiciones, el efecto de exclusión aniónica es mucho más acusado en medios no saturados que en los saturados.

Las propiedades hidráulicas de los suelos, especialmente en los de textura fina, se ven afectadas por la composición iónica del agua. El ión sodio es el que más negativamente afecta a las propiedades hidráulicas ya que aumenta el espesor de la capa doble. Esto debilita los enlaces entre las partículas de arcilla y facilita su repulsión. Como consecuencia se desmoronan los agregados de partículas y cambia la estructura granulométrica, reduciéndose el número y tamaño de los poros interagregados y aumentando el número de poros más pequeños. El resultado global es una reducción de la conductividad hidráulica y un aumento del contenido de agua para una succión dada. Esta reducción de permeabilidad suele ser irreversible (Shainberg, 1984). Una excelente descripción de la teoría de la doble capa de las arcillas y de los mecanismos implicados en la estabilidad estructural de suelos arcillosos puede verse en Amezketa y Aragüés (1989). Una descripción cuantitativa y rigurosa de los procesos físico-químicos que tienen lugar en la superficie de los suelos puede encontrarse en los trabajos de Bolt y Bruggenwert (1976), Van Olphen (1977) y Sposito (1984).

El medio no saturado constituye la vía de entrada tanto del agua de recarga de la mayoría de los acuíferos como de los posibles agentes contaminantes. Dentro del medio no saturado destaca la zona más superficial conocida como el suelo edáfico. El suelo edáfico incluye la capa más superficial de la corteza terrestre que ha sufrido los procesos de alteración físico-química y biológica. El suelo edáfico constituye además el soporte de crecimiento de las raíces de la vegetación. Es un hecho bien reconocido que en su tránsito a través del suelo edáfico el agua sufre una serie de procesos que afectan a sus características hidroquímicas (Freeze y Cherry, 1979).

El aporte del oxígeno atmosférico favorece la oxidación de la materia orgánica existente en el suelo. Este proceso genera CO_2, que una vez disuelto en agua da lugar a la creación de un ambiente ácido. Las condiciones de acidez facilitan la alteración de minerales silicatados (meteorización de silicatos) y aceleran el proceso de disolución de los carbonatos.

Estructura de porosidad y flujo preferente

Los suelos con una componente arcillosa importante tienen la tendencia a formar agregados de partículas. La forma y tamaño de estos agregados depende de un gran número de factores tales como el contenido en arcillas y limos, la mineralogía y las condiciones existentes durante la deposición. La formación de agregados determina la estructura de porosidad de este tipo de suelos, especialmente en lo que se refiere al transporte de solutos. La accesibilidad y movilidad de un soluto es mayor en los poros existentes entre los agregados que en los poros existentes dentro de dichos agregados (Dexter, 1988). Distintos tipos y estructuras de porosidad han sido analizados por Collins y McGown (1974). De acuerdo con estudios recientes de estructura de suelos (Oades y Waters, 1991), la mayoría de los suelos presentan una estructura jerárquica de agregados cuyo origen y estabilidad están íntimamente ligados a la presencia de materia orgánica en el suelo. En este tipo de suelos el agua puede encontrarse dentro de los poros (inter-agregrados e intra-agregados), absorbida en la superficie de las partículas, entre las capas de arcillas y formando parte de la estructura cristalina. El agua circula mayoritariamente a través de los poros inter-agregados que suelen estar bien conectados. Estos poros constituyen lo que se denomina parte móvil. En los poros peor conectados el agua es casi inmóvil y el transporte de un soluto sólo puede producirse por difusión molecular. En este tipo de suelos es necesario distinguir al menos dos tipos de porosidad correspondientes a las fases móvil e inmóvil. Algunos autores llegan incluso a proponer modelos con triple porosidad (Carrera et al., 1991). El papel de la existencia de zonas estancadas (fase inmóvil) depende de las características físicas (tamaño) y químicas del soluto. Su importancia es mayor para los cationes que interaccionan más fácilmente con la fase sólida que para los aniones. Estos últimos difícilmente pueden acceder a las zonas inmóviles debido a los fenómenos de exclusión aniónica.

El efecto de los macroporos en el flujo y el transporte de solutos es similar al de un cortocircuito. Aunque ha sido documentado por muchos autores (Beven y Germann, 1982; Thomas y Philips, 1979; While, 1985; McDonnell, 1990) no existe una concluyente unanimidad sobre sus formas de existencia y las condiciones en que se produce. Los fenómenos de inestabilidad de frentes de avance de

infiltración causados por el aire atrapado y por la repulsión del agua pueden también considerarse como mecanismos de flujo preferente. La mayoría de los intentos de descripción del flujo preferente se basan en la definición de dos dominios distintos: (1) un continuo o matriz en el que el flujo satisface la ley de Darcy y (2) una red de macroporos y fisuras a través de los cuales el agua circula fundamentalmente por gravedad. Un aspecto importante del flujo preferente es la interacción entre el agua de la matriz y la contenida en los macroporos. Existen diferentes soluciones numéricas que tienen en cuenta la presencia de zonas de flujo preferente (Edwards et al., 1979). Aunque el flujo a través de macroporos tiene un efecto notable en la magnitud de la infiltración, su implicación más importante es la de acelerar el movimiento de sustancias contaminantes a través de la zona no saturada.

TRANSPORTE DE MASA

Procesos hidrodinámicos

Entre los procesos físico-químicos que controlan la transferencia de masa en un medio no saturado pueden distinguirse aquellos que determinan el movimiento o migración del soluto (es decir, los mecanismos de transporte) y los que afectan directamente a la concentración (procesos físico-químicos de tipo fuente-sumidero tales como la adsorción, la desintegración, la biodegradación, las reacciones químicas, etc). Los mecanismos fundamentales de transporte son la advección, la difusión molecular y la dispersión. La advección es el mecanismo de transporte asociado con el flujo de agua. El flujo másico advectivo $\mathbf{F}_A$ viene dado por

$$F_A = q\, c \tag{1}$$

donde **q** es la velocidad de flujo o de Darcy y c es la concentración en la fase líquida. La difusión molecular representa los fenómenos de mezcla producidos por la contínua agitación térmica de las moléculas. De acuerdo con la ley de Fick, el flujo másico difusivo $\mathbf{F}_D$ viene dado por

$$F_D = -\theta\, D_m \mathbf{I} \nabla C \tag{2}$$

donde θ es el contenido volumétrico de la humedad, D_m el coeficiente de difusión molecular efectiva e **I** es el tensor unitario. El coeficiente D_m es menor que el correspondiente a la difusión molecular en agua pura D_a debido a la tortuosidad del medio. Los coeficientes D_m y D_a están relacionados a través de la tortuosidad τ de forma que $D_m = D_a/\tau$. La tortuosidad entre dos puntos se define como la raíz cuadrada de la relación existente entre la trayectoria real entre los puntos y la trayectoria rectilinia. Su valor medio depende de la estructura del medio y del contenido de humedad (Weeks et al., 1982) y puede oscilar entre 0.01 y casi la unidad.

La velocidad real del agua varía de unos puntos a otros. El flujo advectivo sólo tiene en cuenta el transporte del soluto correspondiente a la velocidad media. La velocidad real sin embargo varía localmente respecto a la media, tanto en dirección como en magnitud. Las desviaciones o fluctuaciones de la velocidad respecto a su

valor medio producen una dispersión mecánica. Esta dispersión en combinación con la difusión molecular produce la dispersión hidrodinámica. Aunque se cuestiona su validez, es práctica habitual suponer que el flujo másico dispersivo $\mathbf{F}_H$ sigue también la ley de Fick y por tanto (Samper, 1993):

$$F_H = -D_H \nabla C \tag{3}$$

donde $\mathbf{D}_H$ es el coeficiente de dispersión hidrodinámica que, en su expresión más general, es un tensor simétrico de segundo orden. En medios isótropos sus direcciones principales coinciden con la dirección de flujo y sus transversales. A lo largo de estas direcciones sus componentes principales, D_L y D_T tienen las siguientes expresiones

$$D_L = \alpha_L q \quad D_T = \alpha_T q \tag{4}$$

donde L y T denotan la dirección longitudinal (la de flujo) y la transversal, respectivamente y α_L y α_T son las dispersividades longitudinal y transversal. Esta formulación del tensor de dispersión tiene diversas limitaciones. Por un lado, las dispersividades no son parámetros característicos del medio ya que dependen de la escala. La hipótesis de que el flujo dispersivo obedece a la ley de Fick parece ser cierta sólo al cabo de un cierto tiempo después del cual el soluto ha recorrido una distancia "suficientemente" mayor que la escala de las heterogeneidades del medio (Sudicky y Huyakorn, 1991).

Procesos químicos

Los procesos físico-químicos que pueden afectar a la concentración de un soluto pueden ser de muy distintos tipos dependiendo de la naturaleza del soluto. Estos procesos incluyen la desintegración radioactiva para un soluto radioactivo, la descomposición por biotransformación de compuestos orgánicos, la adsorción, el intercambio iónico, y en general cualquier proceso químico de interacción entre el soluto y otras especies existentes en disolución o en la fase sólida. Dentro de los procesos químicos se incluyen las reacciones de disolución-precipitación, las de oxidación-reducción, las de formación de complejos iónicos, las de disociación, etc. En general, estos procesos suelen formularse mediante la utilización de términos fuente-sumidero constantes (de orden cero) o proporcionales a la concentración (de primer orden).

Las especies iónicas en disolución son afectadas por la existencia de cargas netas en la superficie de la fase sólida. Por este motivo pueden sufrir fenómenos de adsorción por fuerzas electrostáticas y fenómenos de intercambio iónico. Este último se refiere a la sustitución de un ión en disolución (p.e Ca^{+2}) por otro existente en la estructura del sólido. Cuando la adsorción es suficientemente rápida en relación al resto de los procesos de transporte, se puede suponer que existe equilibrio entre la concentración del soluto en disolución (c) y en la fase sólida (s). En esta situación las dos concentraciones están ligadas a través de lo que se conoce como la isoterma de adsorción. Un ejemplo de isoterma para medio saturado es la de Freundlich, según la cual

$$S = K_d C \tag{5}$$

en la que K_d es el coeficiente de distribución o relación existente entre las

concentraciones en las fases sólida y líquida. Puesto que s suele expresarse como masa de soluto por unidad de masa de suelo, K_d tiene unidades de concentración a la menos uno. En un medio no saturado la capacidad de adsorción suele estar ligada a la existencia de materia orgánica en la superficie de los granos. En este caso el coeficiente de distribución K_d suele relacionarse con la fracción de materia orgánica f_{mo} (expresada como relación entre la masa de materia orgánica y la masa total del suelo) a través del coeficiente de distribución entre agua y octanol K_{ow} mediante

$$K_D = \beta K_{OW} f_{mo} \tag{6}$$

donde ß es un coeficiente. La utilización de curvas isotermas lineales tiene un rango de validez restringido a valores bajos de la concentración. Además no permiten explicar la marcada asimetría y las colas que suelen observarse en las curvas de llegada del trazador en ensayos reales. La formulación alternativa consiste en adoptar isotermas no lineales o modelos cinéticos de adsorción. La cinética de la adsorción puede estar controlada por reacciones químicas o por procesos de difusión. En el primer caso la cinética de la reacción suele expresarse como una función lineal de las concentraciones. En el segundo, la adsorción está condicionada por la difusión de los iones en las zonas inmóviles a través de las que existe un reducido flujo de agua.

La naturaleza del término fuente-sumidero R_q depende del tipo de procesos y reacciones que tengan lugar. Su expresión general puede ser muy compleja. A efectos prácticos se suelen adoptar expresiones del tipo (Nielsen et al., 1986)

$$R_q = -\lambda\theta C - \lambda_S \rho_a S + \mu_1 \theta + \mu_S \rho a \tag{7}$$

en la que λ_l y λ_S representan los coeficientes de desintegración para el soluto en las fases líquida y sólida, respectivamente, μ_l y μ_S representan los términos de generación constante de soluto en ambas fases y ρ_a es la densidad aparente del medio. Este tipo de formulación conduce a resultados aceptables en la caracterización de la desintegración radioactiva, los procesos de descomposición orgánica como por ejemplo en el caso de los pesticidas (van der Zee y Boesten, 1991) y, en general, todos aquellos procesos químicos débilmente reactivos.

Ecuación de transporte

La ecuación del transporte de masa en un medio no saturado es formalmente similar a la correspondiente a un medio saturado. Para un soluto presente también en la fase sólida, esta ecuación se obtiene a partir de la ecuación de la continuidad de masa (Bear, 1972):

$$\nabla.(D\nabla c) - q\nabla c + r(c^* - c) + R_q = \rho_a \frac{\partial s}{\partial t} + \theta \frac{\partial c}{\partial t} \tag{8}$$

donde c^* es la concentración del término fuente r y R_q es el término fuente/sumidero correspondiente a las interacciones químicas del soluto con otras sustancias del medio, excepto las correspondientes a la adsorción. En esta

ecuación los efectos de la difusión molecular y de la dispersión mecánica se han agrupado en un único tensor **D**, de forma que

$$D = \theta D_m I + D_H \tag{9}$$

Para flujo unidimensional vertical, en ausencia de entradas de soluto y para soluto inerte, la ecuación se reduce a:

$$\frac{\partial}{\partial z}(\alpha q \frac{\partial c}{\partial z}) - q \frac{\partial c}{\partial z} = \rho_a \frac{\partial s}{\partial t} + \theta \frac{\partial c}{\partial t} \tag{10}$$

En esta ecuación se ha supuesto además que la difusión molecular es despreciable frente a la dispersión mecánica. Si además el flujo es estacionario y la isoterma es lineal, la ecuación se convierte en:

$$\alpha v \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - v \frac{\partial c}{\partial z} = R \frac{\partial c}{\partial z} \tag{11}$$

donde $R = (1+\rho_a K_d/\theta)$ es el coeficiente de retardo y v es la velocidad real de flujo, $v = q/\theta$.

El análisis de la transferencia de masa en el medio no saturado requiere la solución simultánea de la ecuación del flujo no saturado y la de transporte de solutos. Existen un gran número de programas para la resolución numérica de este problema en una dimensión (van Genuchten, 1981). En varias dimensiones, el número de programas es algo menor (Voss, 1984; van der Heijde, 1985; Pruess, 1987). La mayoría de estos programas contemplan reacciones de adsorción e intercambio suponiendo condiciones de equilibrio y trabajando con curvas isotermas de tipo lineal (excepcionalmente se consideran isotermas no lineales como las de Langmuir). Una descripción detallada y reciente de los métodos numéricos de solución de la ecuación del transporte ha sido presentada por Carrera y Galarza (1993).

Ejemplos ilustrativos

Con objeto de ilustrar el transporte de un soluto conservativo a través de la zona no saturada, la Figura 1 muestra los perfiles de humedad, succión y concentración correspondientes a una zona de arenas en la que el nivel freático se encuentra a 6 m de profundidad. Inicialmente el medio se encuentra en condiciones estáticas de flujo (flujo nulo). En estas condiciones el perfil de succiones es lineal y el de humedad varía entre 0.3 (porosidad) en el nivel freático y 0,03 en la superficie. Al producirse la infiltración de un caudal q de 10 mm/día, las succiones disminuyen drásticamente y el contenido de humedad aumenta hasta un valor aproximadamente igual a 0.11. Este contenido de humedad θ_i es el necesario para que la conductividad hidráulica correspondiente $K(\theta_i)$ coincida con q. Nótese que el frente de humedad alcanza el nivel freático al cabo de aproximadamente 50 días. El pulso de soluto se produce el día 30. Los sucesivos perfiles de concentraciones muestran el movimiento vertical descendente del soluto con una velocidad igual a q/θ_i. Nótese además que la campana de concentraciones se va suavizando con el tiempo.

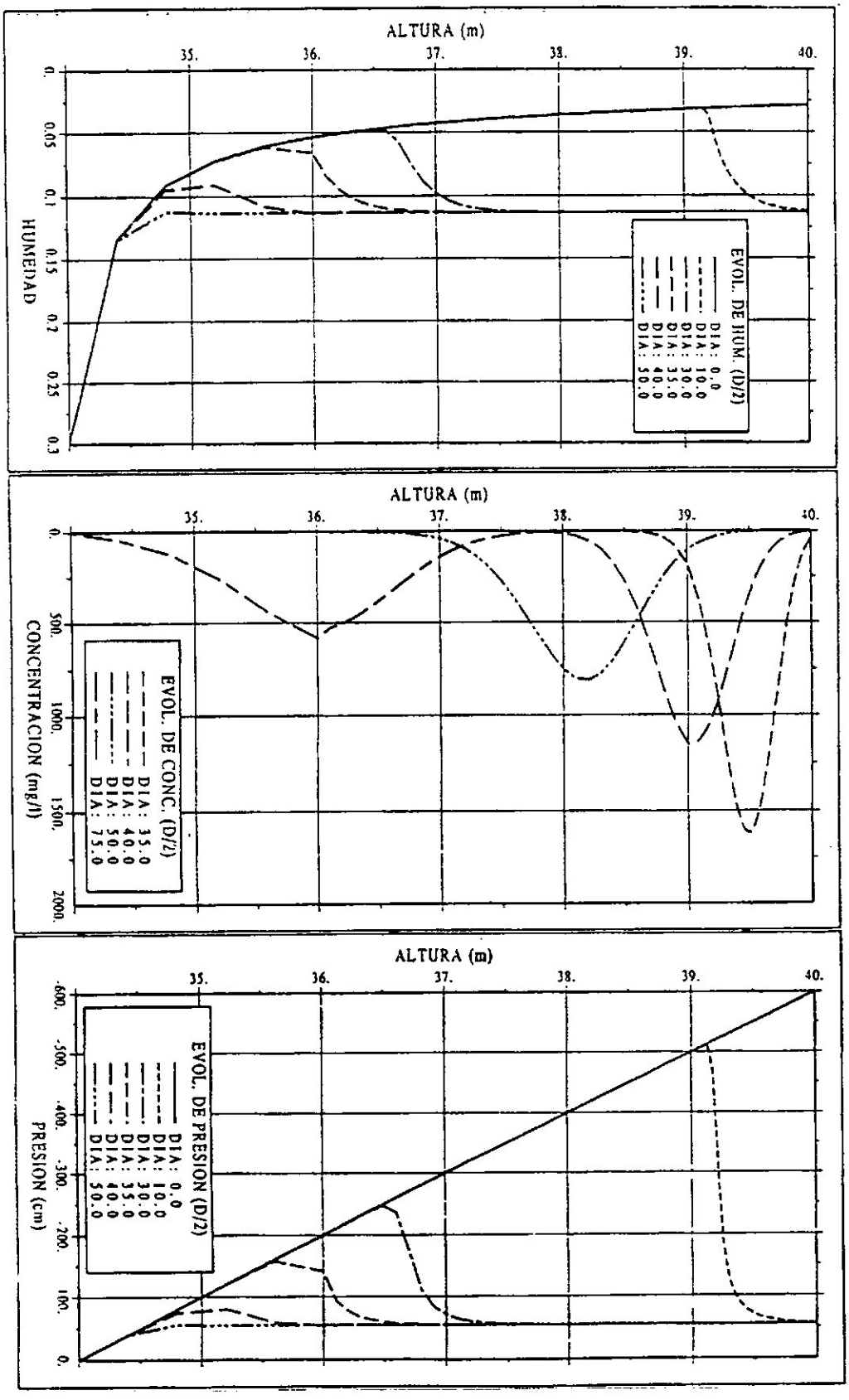


Fig. 1.- Perfiles verticales de humedad, succión y concentración a lo largo de la zona no saturada situada entre 36 y 40 m.

Esta figura muestra el comportamiento del soluto que cabe esperar en condiciones ideales (medio homogéneo, condiciones iniciales estacionarias conocidas, ausencia de interacción con el medio sólido y de reacciones químicas, etc.). La realidad, sin embargo, es mucho más compleja. Son numerosos los estudios realizados en campo en los que se ha observado esta complejidad (véanse por ejemplo los casos reales incluidos en el texto de Candela y Varela, 1993). Uno de estos casos corresponde al estudio realizado por la Universidad Politécnica de Cataluña en la zona no saturada del Parque Nacional de Doñana en el sur de España. Con el fin de estudiar la recarga en el acuífero de materiales cuaternarios arenosos se realizó un ensayo de trazado químico mediante la inyección de cloruro de lirio en una parcela experimental de 16 m^2. Para ello se siguió el movimiento del trazador a lo largo de la zona no saturada durante casi medio año (Guimerà et al,. 1991; Samper y Guimerà, 1993). Los materiales de la zona no saturada son arenas silíceas que tienen un espesor medio de 5 metros. El análisis del agua intersticial se realizó tomando muestras del terreno mediante barrena manual y llevando a cabo la extracción con agua desionizada en el laboratorio. El contenido de humedad se determinó por diferencia de peso entre la muestra original y la muestra secada a 105 ^{o}C. La muestra seca fue diluída con agua desionizada en una relación 1:1. Este método de muestreo es el habitual cuando no se dispone de lisímetros de succión y suele conducir a buenos resultados. Sin embargo, en ciertos casos puede no proporcionar el valor correcto de la composición química del agua intersticial.

La Figura 2 muestra los perfiles de humedad y las concentraciones de cloruros medidas a lo largo de la vertical en tres fechas, la primera de las cuales corresponde a antes de la colocación del trazador. En el perfil realizado en octubre de 1989, el contenido volumétrico de humedad aumenta desde 0.003 cerca de la superficie hasta 0.04 a 4 metros de profundidad. El nivel freático (medido en un piezómetro corto) se encuentra a 5.5 metros de profundidad. En los dos siguientes muestreos el contenido de humedad es mayor debido a los fuertes lluvias acaecidas en los dos meses siguientes. Los perfiles del contendido en cloruros muestran valores muy elevados. Antes de colocar el trazador se observan valores superiores a 600 mg/l a 0.75 metros de profundidad. En los dos primeros metros los valores oscilan alrededor de 400 mg/l. A partir de los 2 metros las concentraciones disminuyen progresivamente hasta el valor observado en el acuífero (30 mg/l). Los dos perfiles siguientes muestran sendos picos que corresponden al trazador añadido. El seguimiento y el balance del trazador entre estas dos fechas indica que después de la aplicación del trazador la recarga supone el 70 % de la lluvia acaecida en dicho período (Guimerà et al., 1991). Los escasos datos de concentración de Cl^- en el agua de lluvia varían entre 4 y 16 mg/l. En las aguas subterráneas de la zona la concentración es del orden de 40 a 50 mg/l. Para una precipitación media entre 550 y 600 mm, el balance del ión cloruro conduce a una recarga media anual entre 120 y 240 mm. El cálculo de la recarga a partir del balance de cloruros, sin embargo, comporta una serie de incertidumbres e hipótesis (Custodio y Llamas, 1976). En el área de Doñana los datos del agua de lluvia son muy variables y por ello es necesario disponer de una serie suficientemente larga para definir su valor medio. Los elevados contenidos de Cl^- observados en la zona no saturada podrían ser atribuidos al aporte de Cl^- existente en zonas del medio poco accesibles al flujo de agua o a la disolución de

sales acumuladas en el medio durante épocas pasadas en las que la zona del ensayo pudo haber constituido una zona de descarga subterránea local de un cordón de dunas litorales.

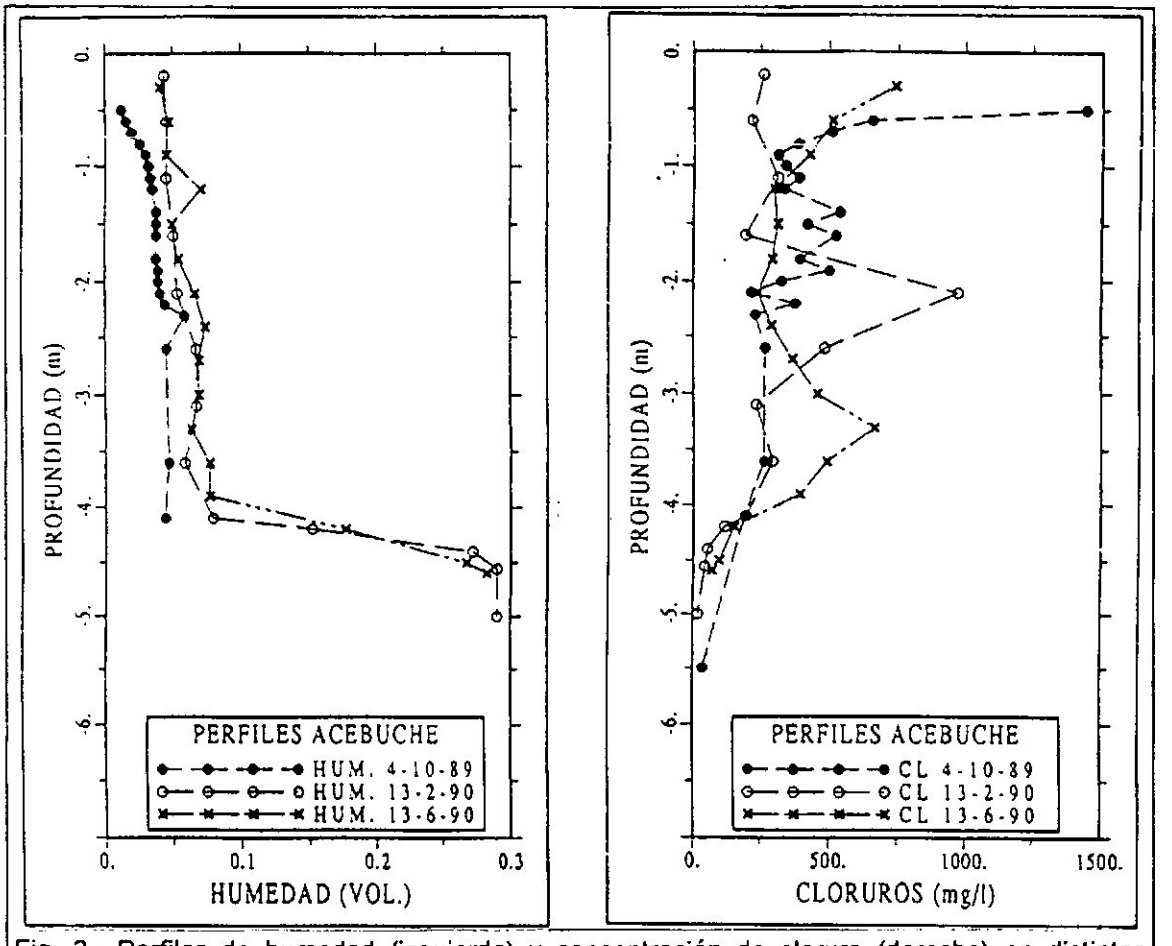


Fig. 2.- Perfiles de humedad (izquierda) y concentración de cloruro (derecha) en distintas fechas obtenidas en la parcela experimental Doñana.

Un análisis detallado de los perfiles de Cl^- en las tres fechas pone de manifiesto que en los dos primeros metros las concentraciones siempre se encuentran en un rango entre 200 y 500 mg/l. Estas concentraciones son muy superiores a las del acuífero. Aunque es de esperar que en la zona más superficial la evaporación dé lugar a fuertes aumentos de la concentración, no parece razonable suponer que los efectos de la evaporación lleguen a notarse más allá del primer metro. Las elevadas concentraciones podrían ser consecuencia del método utilizado para su obtención. Las determinaciones realizadas indican que la concentración final del agua intersticial crece con el volumen de agua utilizado en la dilución. Esta circunstancia parece indicar que en el proceso de dilución se pueden disolver sales presentes en la fase sólida.

Un aspecto que es necesario considerar en el análisis de los perfiles verticales de concentración es la variabilidad espacial de las propiedades del medio subterráneo. Otro aspecto, ligado al anterior, y que puede afectar significativamente al movimiento del trazador, es la existencia de vías preferentes de flujo. El método de muestreo con extracción de muestra no es el más adecuado

para detectar su presencia. La existencia de flujo preferente sería coherente con las elevadas concentraciones de cloruros. Con objeto de evaluar diferentes hipótesis sobre el mecanismo de recarga y cuantificar el efecto de diferentes parámetros se realizó una interpretación numérica del ensayo acoplando para ello un modelo de balance de humedad del suelo con otro modelo de flujo y transporte de masa en la zona no saturada (Samper y Guimerà, 1993). La Figura 3 muestra los resultados obtenidos en una de las pasadas de sensibilidad. Dadas las incertidumbres asociadas a los valores medidos de Cl^- no se realizó una calibración detallada de los modelos. En la citada figura puede verse que el modelo es capaz de reproducir los valores medidos de humedad. Sin embargo, las concentraciones calculadas sólo reproducen cualitativamente el avance del trazador.

COMPORTAMIENTO DE DIFERENTES CONTAMINANTES

Nitratos

La contaminación del agua subterránea por elevados contenidos en nitratos se ha convertido en un serio problema en extensas zonas de varios continentes. Sin duda alguna, la contaminación por nitratos es el problema más grave de contaminación difusa. Con objeto de buscar soluciones apropiadas desde un punto de vista económico, agronómico y medio ambiental, se han realizado extensos y detallados estudios en numerosos lugares (Ramos y Varela, 1993; Guimerà, 1993; Fernández Uria et al., 1993; Foster, 1989). La cuantificación del nitrato lixivado por debajo de la zona de raíces requiere la realización de balances espacio-temporales de agua y de nitrógeno en esta zona. La lixivación de nitratos es el resultado del aporte de nitrógeno al suelo (en sus diversas formas), los procesos de transformación que sufre el N y los procesos hidrodinámicos que afectan al flujo de agua. El nitrógeno existente en el suelo se encuentra mayoritariamente en forma orgánica, que no es directamente asimilable por las plantas. El nitrógeno mineral está constituido fundamentalmente por nitrato y amonio que es fácilmente absorbido por las raíces. En condiciones normales de humedad, el amonio se transforma en nitrito y éste en nitrato. Dado que el paso de nitrito a nitrato es mucho más rápido que el de amonio a nitrito, la concentración de nitritos suele ser muy baja. En general la concentración de nitrato es mayor que la de amonio, excepto en la parte superior del suelo después de un abonado en forma amoniacal. La capacidad de intercambio catiónico del suelo facilita la adsorción del amoníaco. El ión nitrato, sin embargo, no se adsorbe y es transportado fácilmente por el agua. Aunque son bien conocidos los procesos de transformación del nitrógeno en el suelo, la realización de balances de nitrógeno presenta grandes incertidumbres dada la dificultad de establecer con suficiente precisión las variaciones del contenido de N orgánico (Ramos, 1993). Aunque existe un acuerdo general sobre la influencia de la aplicación de fertilizantes nitrogenados en la contaminación por nitratos de las aguas subterráneas, los aspectos cuantitativos de la relación causa-efecto no han sido todavía resueltos satisfactoriamente (Ramos y Varela, 1993). En numerosos lugares de Europa no se ha observado una relación directa proporcional entre abonado y aporte de nitratos a la zona saturada (Powlson et al., 1986). Un estudio reciente de Guimerà (1993) realizado en una zona del litoral mediterráneo de

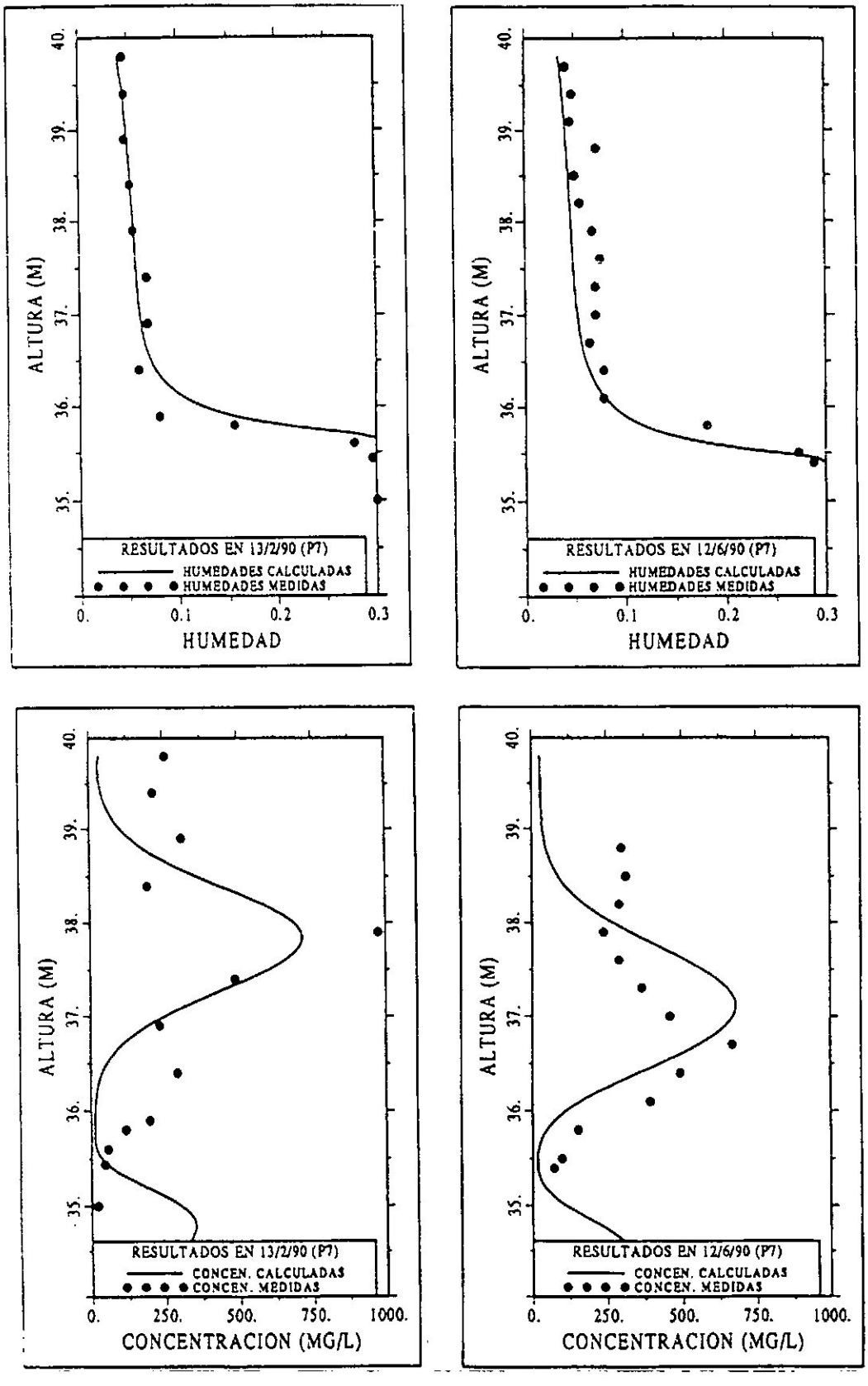


Fig. 3.- Perfiles medidos (simbolos) y calculados (líneas) de humedad y de concetración de Cl^- en la parcela de Doñana.

España ha puesto de manifiesto claramente que el excedente de fertilizantes que provoca la contaminación por nitratos es el que se produce al principio del cultivo, cuando la planta no puede absorber toda el agua y los nutrientes que se le aplican.

Plaguicidas

Los plaguicidas son sustancias químicas orgánicas (mayoritariamente de origen artificial) que se utilizan para eliminar o controlar plagas. El término plaguicida incluye tanto a los insecticidas como a los herbicidas y a los fungicidas. Se trata de compuestos de muy diversa composición química (Hernández, 1993), y normalmente tóxicos a muy bajas concentraciones (0.1 µg/l) y que se transforman por degradación dando lugar a nuevos compuestos orgánicos. Por ello, su identificación y cuantificación es extraordinariamente difícil. A ello hay que unir las dificultades para su análisis, que requiere equipos y reactivos complejos y costosos y personal especializado (Hernández, 1993). La amplia utilización de plaguicidas en zonas agrícolas ha conducido a su proliferación y aparición en los suelos y las aguas. Una vez aplicados, los plaguicidas sufren una serie de procesos de transformación, total o parcial, que dan lugar a la formación de nuevos productos. Estos procesos afectan a su estructura química y pueden ser provocados por reacciones químicas de muy diversa índole. En ciertos casos, la estructura de los plaguicidas se rompe dando lugar a compuestos inorgánicos, generalmente no tóxicos. En estos casos, el proceso global se conoce como degradación, siendo ésta la única vía para su eliminación total del medio ambiente. En otros casos, los plaguicidas volátiles son liberados a la atmósfera. La mayoría de los plaguicidas tienen tendencia a ser adsorbidos en el medio sólido, especialmente en suelos con un alto contenido de materia orgánica. La retención por adsorción puede hacer disminuir la concentración de plaguicidas en el agua hasta valores no detectables. Sin embargo, la existencia de vías de flujo preferente puede suponer un mecanismo que evite la retención y acelere su tránsito a través del medio no saturado (Foster, 1993). La forma de aplicación de los plaguicidas y su tipo de acción determinan la capacidad para ser lixivados a través del suelo. Los procesos de degradación, normalmente activados por oxidación bacteriológica, se traducen en una desintegración de estos compuestos, cuya vida media en el suelo puede oscilar entre 10 y 100 días (Foster, 1993). La época de aplicación de los plaguicidas es crucial, ya que pueden ser lixivados a mayor profundidad por debajo del suelo edáfico sin antes haberse degradado si la aplicación coincide con un período de drenaje del suelo. La zona no saturada situada por debajo del suelo edáfico tiene un menor potencial de retención y presenta condiciones de oxidación menos favorables para la degradación de los plaguicidas. Por ello, su movilidad y persistencia son mayores en esta zona que en los suelos agrícolas.

Metales pesados

Los metales pesados constituyen un grupo de compuestos generalmente poco solubles en agua que son altamente tóxicos en muy bajas concentraciones. En la mayoría de los casos no se presentan en forma de iones libres; en su lugar forman complejos aniónicos con compuestos orgánicos no adsorbibles en el medio sólido. En otros casos pueden adherirse en la superficie de partículas coloidales y de esta forma evitar ser adsorbidos. Su solubilidad está íntimamente ligada a su estado de

oxidación (valencia química), por lo que su concentración en el agua se ve afectada por los procesos de oxidación-reducción. Aunque la mayoría de los materiales geológicos presentan una marcada capacidad de retención de estos compuestos, estudios recientes (Bourg et al., 1994) han puesto de manifiesto que esta capacidad no es permanente, pudiendo incorporarse de nuevo al agua en presencia de compuestos orgánicos (del tipo EDTA) disueltos en el agua. Los metales pesados más comúnmente encontrados en aguas contaminadas son el Cr, Cd, Mn, Pb, Cu, Ni y Zn. Entre ellos destaca la complejidad hidroquímica del Cromo, que en su forma de Cromo III es retenido en el terreno, pero en su forma oxidada (Cromo IV) es muy poco retenido (Richard y Bourg, 1991).

Transporte de sustancias orgánicas

Aunque la mayoría de los principios, conceptos y modelos descritos anteriormente son aplicables a las sustancias orgánicas, éstas pueden presentar características químicas (gran tamaño molecular, carácter no polar, ser volátiles e inmiscibles) que requieren un tratamiento distinto. En la mayoría de los problemas de contaminación por vertido de sustancias químicas orgánicas, los agentes contaminantes presentan distintas propiedades de volatilidad, densidad y miscibilidad, pudiendo presentarse fases líquidas no acuosas. La investigación sobre el movimiento de este tipo de sustancias y el desarrollo de técnicas de limpieza de acuíferos está recibiendo en la actualidad un gran auge (Abriola y Pinder, 1985; Abriola, 1989; Sabadell et al., 1989).

La mayoría de los líquidos orgánicos vertidos (entre ellos los hidrocarburos) en el medio subterráneo son poco solubles en agua por lo que su movimiento a través del medio se produce en forma de fase líquida no acuosa (FLNA). Si son volátiles pueden desplazarse en forma gaseosa. Por este motivo, la descripción de la transferencia de este tipo de compuestos requiere la consideración de hasta cuatro fases: la sólida, el agua, la FLNA y la fase gaseosa. Un determinado soluto (componente) puede estar presente en cualquiera de las cuatro fases.

Al producirse un vertido de sustancias químicas orgánicas, los compuestos orgánicos se desplazan verticalmente a lo largo de la zona no saturada por el efecto de la gravedad. También se produce una cierta dispersión horizontal debido a fenómenos de retención por capilaridad. Una parte de los compuestos orgánicos queda atrapada en los poros del medio no saturado debido a fenómenos de capilaridad. Al mismo tiempo que la FLNA se desplaza verticalmente, una parte se volatiliza dando lugar a un penacho de vapor orgánico que rodea la zona contaminada. Si el vertido es suficientemente grande en extensión y magnitud, los compuestos orgánicos pueden llegar a la zona saturada. A partir de aquí su comportamiento depende fundamentalmente de la densidad de la FLNA. Si es menos densa que el agua, la FLNA se desplaza lateralmente a lo largo de la franja capilar adoptando una forma de lentejón. El flujo de agua en el acuífero puede facilitar la disolución de las componentes solubles de la FLNA, que una vez disueltas son transportadas a lo largo del acuífero dando lugar a otro foco de contaminación. Si la FLNA es más densa que el agua, el nivel freático no puede impedir el movimiento descendente de la FLNA. La FLNA se desplaza hasta encontrar algún tipo de barrera impermeable. Una vez alcanzada esta barrera, la

FLNA se mueve a lo largo de ella por efecto de la gravedad y de los gradientes de presión. Al igual que en la zona no saturada, una parte de la FLNA puede quedar atrapada en los poros del acuífero. Posteriormente esta parte residual puede ser disuelta por el agua y transportada a lo largo del acuífero. Una descripción detallada de los procesos de infiltración de una FLNA puede encontrarse en Mackay et al. (1985).

Un gran número de compuestos orgánicos se degradan de forma biológica gracias a la existencia y actividad de bacterias aerobias. La degradación biológica por tanto abre la posibilidad de luchar contra la contaminación por compuestos orgánicos potenciando de forma artificial dicha degradación. Este método de lucha contra la contaminación, conocida como bio-restauración ha cobrado un gran interés en los últimos años. La bio-restauración consiste en añadir los microorganismos que faciliten la degradación de los compuestos deseados y los nutrientes necesarios. El desarrollo de esta degradación requiere la existencia de condiciones oxidantes por lo que estas técnicas están limitadas al mantenimiento de condiciones oxidantes, ya sea mediante la inyección de oxígeno o mediante la existencia de otros compuestos oxidantes. El éxito de la bio-restauración requiere además que los microorganismos añadidos sean capaces de colonizar la superficie del medio sólido (Bosma y Zhender, 1994). A pesar de la creciente importancia de la contaminación de suelos por compuestos orgánicos el avance en el conocimiento del transporte de este tipo de compuestos es al parecer todavía insuficiente (Parker, 1989; Pennel et al., 1990; Dracos y Stauffer, 1994).

CONCLUSIONES

Los procesos físico-químicos que afectan a la distribución y transferencia de contaminantes en el medio subterráneo presentan una gran complejidad y variedad. Esta complejidad y variedad se acentúan en el medio no saturado ya que las interacciones soluto-líquido-sólido aumentan al disminuir el contenido de humedad del medio. Aunque parece haberse llegado a un aceptable estado de conocimiento de los procesos hidrodinámicos de transporte, quedan todavía por abordar numerosas cuestiones relativas a la interacción de los contaminantes con el medio sólido, especialmente en el caso de compuestos orgánicos no solubles en agua.

BIBLIOGRAFÍA

ABRIOLA, L. Y G. PINDER, 1985. A multiphase approach to the modeling of porous media contamination by organic compounds, 2. Numerical simulation, Water Resour. Res., 21(1), 19-26.

ABRIOLA, L., 1987. Modeling Contaminant Transport in The Subsurface: An interdisciplinary Challenge. Reviews of Geophysics, Vol. 25, 2, 125-134.

ABRIOLA, L., 1989. Modeling multiphase migration of organic chemicals in groundwater systems: a review and assesment. Environmental Health Perspectives, Vol. 83, 117-143.

ALONSO, E. A. GENS y D. HIGHT, 1987. Special Problem Soils. General Report,

7a Conf. Europea SMFE sobre las acciones del agua subterránea en geotecnia, Ed. E. Hanrahan, T. Orr y F. Widdis, Vol 3, 1087-1146.

AMEZKETA, E. Y R. ARAGÜÉS, 1989. Estabilidad estructural de suelos afectados por sales: Revisión bibliográfica, Anales de Edafología y Agrobiología, Tomo XLVIII, 756-785.

BEAR, J. 1972. Dynamics of fluids in porous media, Elsevier, New York, 764 pp.

BEVEN, K. AND GERMANN, P., 1982. Macropores and water flow in soils. Water Resour. Res., 18: 1311-1325.

BOLT, G.H. Y M.G.M. BRUGGENWERT, 1976. Soil chemistry. A. Basic elements. Elsevier Scientific publishing company. Amsterdam. 281 p.

BOSMA, T.N.P. Y A.J.B. ZEHNDER, 1994. Behavior of microbes in aquifers, En: Transport and Reactive Processes in Aquifers, T. Dracos y F. Stauffer, ed. Balkema, Ed., Rotterdam, 37-41.

BOURG, A.C.M., CROUZET Y C. BERTIN, 1994. Influence of EDTA on the mobility of trace metals in aquifers: Illustration with column experiments on slightly contaminated soils from an alluvial aquifer, En: Transport and Reactive Processes in Aquifers, T. Dracos y F. Stauffer, ed. Balkema, Ed., Rotterdam, 79-81.

CANDELA, L Y M. VARELA, 1993. La zona no saturada y la contaminación de las aguas subterráneas, Ed. CIMNE, Barcelona, 322 pp.

CARRERA, J., J. SAMPER, A. MEDINA, G. GALARZA, S-F MOUSAVI, J. SÁNCHEZ Y E. USUNOFF, 1991. Interpretation of Laboratory Tracer Experiments Conducted on London Clay (INTRAVAL Test Case 1A). Informe Técnico IT-46, CIMNE, Barcelona, 117 pp más anejos.

CARRERA J. Y G. GALARZA, 1993. Transporte de solutos: 2. Métodos de solución, En: La zona no saturada y la contaminación de las aguas subterráneas, L. Candela y M. Varela, ed., CIMNE, Barcelona, 83-107.

COLLINS Y MCGOWN, 1974. The form and function of microfabric features in a variety of natural soils. Geotechnique, 24(2).

CUSTODIO, E. Y M.R. LLAMAS, 1976. Hidrología Subterránea, Ed. Omega, Barcelona, 2 Vol.

DEXTER, A.R., 1988. Advances in characterization of soil structure. Soil and Tillage Res. 11, 199-238.

DRACOS, T.H. Y STAUFFER, 1994. Transport and reactive processes in aquifers, Ed. Balkema, Rotterdam, 590 pp.

DREVER, J., 1982. The Geochemistry of Natural Waters. Prentice Hall, 388 pp.

EDWARDS, W.M., VAN DER PLOEG, R.R. AND EHLERS, W., 1979. A numerical study of the effects of noncapillary-sized pore upon infiltration. Soil Sci. Soc. Am., J., 43: 852-856.

FERNÁNDEZ URÍA, A., S. CASTAÑO Y M.T. MAESTRO, 1993. Experiencias para la caracterización del flujo de transporte de compuestos nitrogenados mediante el uso de modelos en una parcela experimental en San Fernando de Henares (Madrid), En: La zona no saturada y la contaminación de las aguas subterráneas,

L. Candela y M. Varela, ed., CIMNE, Barcelona, 219-241.

FOSTER, S.S.D., 1989. Diffuse pollution of groundwater by agriculture-lessons learnt and future prospects, En: Proc. AIH Conf. "Recent Advances in Groundwater Hydrology", 185-194.

FOSTER, S.S.D., P.J. CHILTON, Y M.E. STUART, 1993. Process of pesticide pollution in British aquifers, En: La zona no saturada y la contaminación de las aguas subterráneas, L. Candela y M. Varela, ed., CIMNE, Barcelona, 303-322.

FREEZE, A. Y J. CHERRY, 1979. Groundwater, Prentice Hall Inc., 604 pp.

GEE, G., T. KITANIDIS, J. LENHARD Y C SIMMONS, 1991. Recent Studies of Flow and Transport in the vadose zone. Reviews of Gephysics, U.S. National Report to International Union of Geodesy and Geophysics, 1987-1990, 227-239.

GUIMERÀ, J., 1993. Metodología de estudio de la contaminación en los acuíferos, por nitratos, Aplicación al acuífero del Maresme, En: La zona no saturada y la contaminación de las aguas subterráneas, L. Candela y M. Varela, ed., CIMNE, Barcelona, 197-217.

HERNÁNDEZ, F., 1993. Análisis de residuos de plaguicidas, En: La zona no saturada y la contaminación de las aguas subterráneas, L. Candela y M. Varela, ed., CIMNE, Barcelona, 145-160.

MACKAY, D., ROBERTS, P. Y CHERRY, J.A., 1985. Transport of Organic contaminants in groundwater. Environ. Sci. Technol., 19(5): 384-392.

MCDONNELL, J., 1990. A rationale of old water discharge through macropores in a steep, hummid catchment, Water Resour. Res., 26(11), 2821-2832.

NIELSEN, D., M. VAN GENUCHTEN Y J. BIGGAR, 1986. Water Flow and solute transport processes in the unsaturated zone, Water Resour. Res., 22(9), 89S-108S.

OADES, J.M. Y A.G. WATERS, 1991. Aggregate hierarchy in soils, Aust. J. Soil Res., 29(6): 815-28.

PARKER, J.C., 1989. Multiphase flow and transport in porous media. Reviews of Geophysics, Vol. 27, 3, 311-328.

PENNELL, K., A. HORNSBY, E. JESSUP Y P. RAO, 1990. Evaluation of Five simulation Models for Predicting Aldicarlb and Bromide Behavior under field conditions, Water Resour. Res., 26(11): 2679-2693.

POWLSON, D.S., G. PRUDEN, A.E. JOHNSON Y D.S. JENKISON, 1986. The nitrogen cycle in the Broadwalk wheat esperiment: recovery and losses of ISN-labelled fertilizer applied in Spring and inputs of nitrogen from the atmosphere, J. Agric. Sci., 107: 591-601.

RAMOS, C., 1993. Relaciones agua-suelo-planta, En: La zona no saturada y la contaminación de las aguas subterráneas, L. Candela y M. Varela, ed., CIMNE, Barcelona,27-43

RAMOS, C. Y M. VALERA, 1993. Lixivación de nitratos en dos parcelas experimentales en regadío en la zona de Valencia, En: La zona no saturada y la contaminación de las aguas subterráneas, L. Candela y M. Varela, ed., CIMNE, Barcelona, 183-196.

RICHARD, F. Y A. BOURG, 1991. Aqueous geochemistry of chromium: a review, Wat. Res., 25: 807-816.

Pruess, K., 1987: "TOUGH" User's Guide, Repport LBL-20700, NUREG/CR 4640, 80 pp.

SABADELL, G., D. SUNADA Y N. GRIGG, 1989. A numerical model for simulating in situ volatilization of hydrocarbon contaminants in soils, En: Groundwater Management: Quantity and Quality, IAHS Pub. 188, 381-391.

SAMPER, J., 1991. Flujo de agua y transporte de masa en el medio no saturado: Estado del arte. En: Hidrogeología, Estado actual y Prospectiva., C.I.H.S., Ed. F. Anguita, I. Aparicio, L. Candela y M. Zurbano, 79-100.

SAMPER, F.J., 1993. Transporte de solutos: 1. Aspectos conceptuales, En: La zona no saturada y la contaminación de las aguas subterráneas, L. Candela y M. Varela, ed., CIMNE, Barcelona, 63-82.

SAMPER, F.J. Y J. GUIMERÀ, 1993. Interpretación numérica de un ensayo de trazador químico para el estudio de la recarga en el acuífero del Parque Nacional de Doñana, En: La zona no saturada y la contaminación de las aguas subterráneas, L. Candela y M. Varela, ed., CIMNE, Barcelona,277-302

SARDIN, M., D. SCHWEICH, F.J. LEIJ Y TH VAN GENUCHTEN, 1991. Modeling the Nonequilibrium transport of linearly interacting solutes in porous media: A review, Water Resour. Res., 27(9): 2287-2307.

SHAINBERG, I. 1984. The effects of electrolyte concentration on the hydraulic properties of sodic soils, in Soil Salinity Under Irrigation; Processes and Management, edited by I. Shainberg and J. Shalhevet, pp. 49-64, Springer-Verlag, New York.

SPOSITO, G., 1984. The surface chemistry of soils. Oxford University Press. New York, 234 p.

SUDICKY, E. Y P. HUYAKORN, 1991. Contaminant Migration in imperfectly known heterogeneous groundwater systems. Reviews of Geophysics, 1987-1990, 227-239.

THOMAS, G.W., AND R.E. PHILIPS, 1979. Consequences of water movement in macropores, J. Environ. qual., 8, 149-152.

VAN GENUCHTEN, M. TH., 1981. A comparison of numerical solutions of the one dimensional unsaturated-saturated flow and mass transport equations, Ad. Water Resour., 5, 47-55.

VAN DER HEIJDE, P., Y. BACHMAT, J. BREDEHOEFT, B. ANDREWS, D. HOLTZ Y S. SEBASTIAN, 1985. The use of Numerical Models, second edition, Water Resources Monograph 5, American Gephysical Union, Washington.

VAN DER ZEE, S.E.A.T.M. Y J.J.T.I. BOESTEN, 1991. Effects of soil heterogeneity on pesticida leaching to groundwater, Water Resour. Res., 27(12): 3051-3063.

VAN OLPHEN, 1977. An introduction to clay colloid chemistry. 2nd. ed. Interscience Publ., New York. 318 p.

VOSS, C., 1984. SUTRA, A finite element simulation model for

saturated-unsaturated, fluid-density-dependent groundwaterflow with energy transport or chemically-reactive sinngle-species solute transport, U.S.G.S., Water Resources Investigations Report 84-4369, 409 pp.

WEEKS, E.P., D.E. EARP, Y G.M. THOMPSON, 1982. Use of Atmospheric Fluorocarbons F-11 and F-12 to determine the Diffusion Parameters of the Unsaturated zone in the Southern High Plains of Texas, Water Resour. Res., 18(5), 1365-1378.

WHILE, R.E., 1985. The influence of macropores on the transport of dissolved and suspended matter through soil, Adv. Soil Sci., 3, 95-120.

PROCESOS DE CONTAMINACIÓN DEL AGUA DE LA ZONA SATURADA

Emilio Custodio, Dr. I.I., Acad. Ciencias
Departamento de Ingeniería del Terreno y Cartográfica.
Centro Internacional de Hidrología Subterránea.
Universidad Politécnica de Cataluña.
c/. Gran Capitán s/n, Edif. D-2. 08034 Barcelona.

RESUMEN

La contaminación de la zona saturada puede ser a través del medio no saturado, con o sin presencia de suelo, o directamente. La forma y modo de contaminación, la naturaleza del contaminante y las reacciones físicas y químicas en el agua y con el medio juegan un papel esencial en el transporte del contaminante, el cual está además condicionado por las características hidrogeológicas del medio y sus heterogeneidades. El movimiento de contaminantes conservativos es lento a causa de la pequeña velocidad del flujo del agua subterránea en la mayoría de situaciones, y por eso tiempos de propagación desde la fuente de contaminación hasta el punto de descarga (manantial, río o pozo) son con frecuencia de muchos meses a bastantes años. Para contaminantes reactivos el tiempo es mayor al sufrir un retraso que aumenta con el valor del coeficiente de reparto. Esto aumenta la posibilidad de degradación o desintegración de las substancias no conservativas, pero también dificulta después su eliminación si son conservativas o poco degradables, en especial si se difunden hacia porciones del medio de flujo muy lento. El caso de contaminantes fluidos no miscibles se diferencia por la posible formación de penachos y lentejones de fluido contaminante que contaminan al agua subterránea que fluye a través de los mismos, disolviéndose.

INTRODUCCIÓN

Se denominará polución a las acciones antrópicas que introducen en el medio - en este caso el medio subterráneo - variaciones y substancias que pueden suponer una degradación de la calidad física, organoléptica, química, radioactiva o biológica del agua. La contaminación es el resultado de la polución. Por lo tanto no son acepciones sinónimas. La contaminación por causas antrópicas puede ser artificial - consecuencia de la introducción de substancias o de calor - o inducida - consecuencia de los cambios potenciométricos que posibilitan la incorporación de aguas salinas o contaminadas o de substancias que se solubilizan como consecuencia de la modificación potenciométrica (vg. aireación de la parte drenada de un acuífero freático que contiene sulfuros precipitados o amonio adsorbido). El paso natural del agua por formaciones capaces de liberar sales rápidamente o el lavado de interfaces con masas de agua salina (por ejemplo en los acuíferos costeros) produce también una degradación a la que se la puede llamar contaminación natural.

La contaminación del medio no saturado puede considerarse bajo el punto de vista de sus causas (acciones polucionantes), de los efectos (cambios que se producen

en relación a las propiedades del agua y el medio, y cómo afectan a los recursos de agua) y de la corrección de las causas y de los efectos.

Los diferentes contaminantes pueden clasificarse en:

- conservativos en el agua: no sufren separación del agua y sólo hay acumulación disuelta por menos aportes. Por ejemplo el ión cloruro, o el sulfato en medio oxidante.
- conservativos en el medio: no sufren alteración pero se distribuyen entre el agua y el medio, donde están absorbidos o cambiados iónicamente.
- degradables: se cambian en otras substancias por acciones químicas y/o bioquímicas (en general procesos redox) con cierta velocidad de reacción (cinética). Muchas moléculas orgánicas se van degradando a través de otras más ligeras (metabolitos), que pueden tener un poder contaminantes mayor o menor, según los casos.
- desintegrable: se cambian en otras substancias cuando son radioactivas, de acuerdo con su naturaleza y período de semidesintegración.
- biológicos: capaces de producir efectos biológicos asociados a contener ADN o por generar substancias tóxicas derivadas de su actividad vital.

Los posibles contaminantes son muy diversos y no es elemental hacer una clasificación ni completa ni con criterio homogéneo. A título indicativo y sin pretender dar una lista exhaustiva, se pueden agrupar en:

Minerales	-naturales
	-artificiales
De reacción con el acuífero	
De procesos de	-oxidación
	-reducción
Orgánicos	-de los seres vivientes
	-hidrocarburos
	-disolventes
Agrícolas	-fertilizantes
	-plaguicidas en general (fitosanitarios)
	-correctores del suelo
Industriales, energéticos, nucleares	
Metales pesados	
Procedentes de depósitos de residuos	
Biológicos	

Un mismo contaminante pueden encajar en más de una categoría de las antes mencionadas.

Las posibles fuentes de contaminación tienen similares problemas para la clasificación. Una posible relación es:

- del medio geológico
- por desplazamiento de fluidos naturales
- por vía aérea

- actividades agrarias -retornos de riego
  -agroquímicos
- por actividades agropecuarias
- de infiltración de aguas de ríos, canales o drenes
- por lixiviado de acumulaciones - almacenamientos
  -escombreras
  -basureros
  -vertederos
- por vertidos y fugas de tuberías y depósitos
- asociadas al transporte
- por cambios en el uso del territorio
- a causa de las captaciones de aguas subterráneas
- por perforaciones, excavaciones, reconocimientos
- asociada a subsidencia y colapsamientos
- por fugas de sistemas de saneamiento
- por inyección y por flujo interfiltros en sondeos

La polución, y la contaminación que origina, puede ser puntual cuando la fuente está concentrada sobre una pequeña superficie o se trata de una perforación o pozo, o bien difusa cuando el contaminante se extiende - aunque sea a pequeña concentración - sobre una gran superficie, como es el caso de áreas extensas de regadío o urbanas, o del transporte por vía atmosférica. Cuando la fuente de contaminación es un río o canal se puede hablar de una contaminación lineal. Los efectos y evaluaciones de las contaminaciones puntuales y de las difusas pueden ser muy diferentes. En general los primeros dan origen a concentraciones elevadas localizadas en penachos, que pueden llegar a quedar estratificados en el acuífero. Los segundos tienden a crear una estratificación regionalizada y los manantiales y pozos suficientemente penetrantes producen una mezcla de agua contaminada y no contaminada, en proporciones crecientes en el tiempo.

Esa polución puede ser a causa de una fuente accidental, en cuyo caso se produce un pulso de aporte de corta duración, salvo que el contaminante quede retenido y se vaya incorporando al flujo lentamente, como en el caso de vertidos de hidrocarburos. La fuente puede ser también continuada, como el caso de una fuga persistente o el vertido en un campo de infiltración o un pozo, o intermitente. La agricultura es una fuente intermitente, aunque el retraso y amortiguación de paso por el medio no saturado la puede convertir en una fuerte continuada para el acuífero.

El contaminante puede acceder al acuífero (medio saturado) a través del medio no saturado, o bien directamente (en nivel freático aflorante, en una excavación, mediante un pozo) o a consecuencia de la existencia de pozos y sondeos (a lo largo de la separación entubación-perforación; por cortocircuito entre zonas filtrantes; por tramos corroídos, disjuntos o mal soldados).

El paso por el medio no saturado es el que ofrece las mayores posibilidades de fenómenos de interacción que diluyen, destruyen y retrasan a los contaminantes, sobre todo cuando existe suelo. La eliminación del suelo o su alteración puede ser una importante pérdida de protección.

COMPORTAMIENTO Y MOVILIDAD DE LOS CONTAMINANTES

En su movimiento por el terreno, desde el momento de la infiltración, los contaminantes sufren una serie de procesos, que en términos generales se pueden resumir en:

a) procesos físicos:

- difusión hacia los poros semicerrados y porciones de baja permeabilidad (en especial en medios fracturados)
- dispersión hidrodinámica
- filtración mecánica en la superficie del terreno, zona filtrante de los pozos y paredes de fisuras

b) procesos químicos:

- formación de complejos iónicos
- quelatación de metales con materia orgánica
- reacciones superficiales de adsorción
- reacciones superficiales de cambio iónico
- precipitación y coprecipitación
- quimisorción (lenta)
- reacciones redox

c) procesos radioactivos:

- desintegración radioactiva durante el tiempo de permanencia en el medio

d) procesos biológicos:

- síntesis celular (N, C, S, P)
- degradación aerobia y anaerobia a productos finales o con metabolitos intermedios
- inactivación de virus y muerte de bacterias

En la figura 1 se esquematizan algunos de estos procesos.

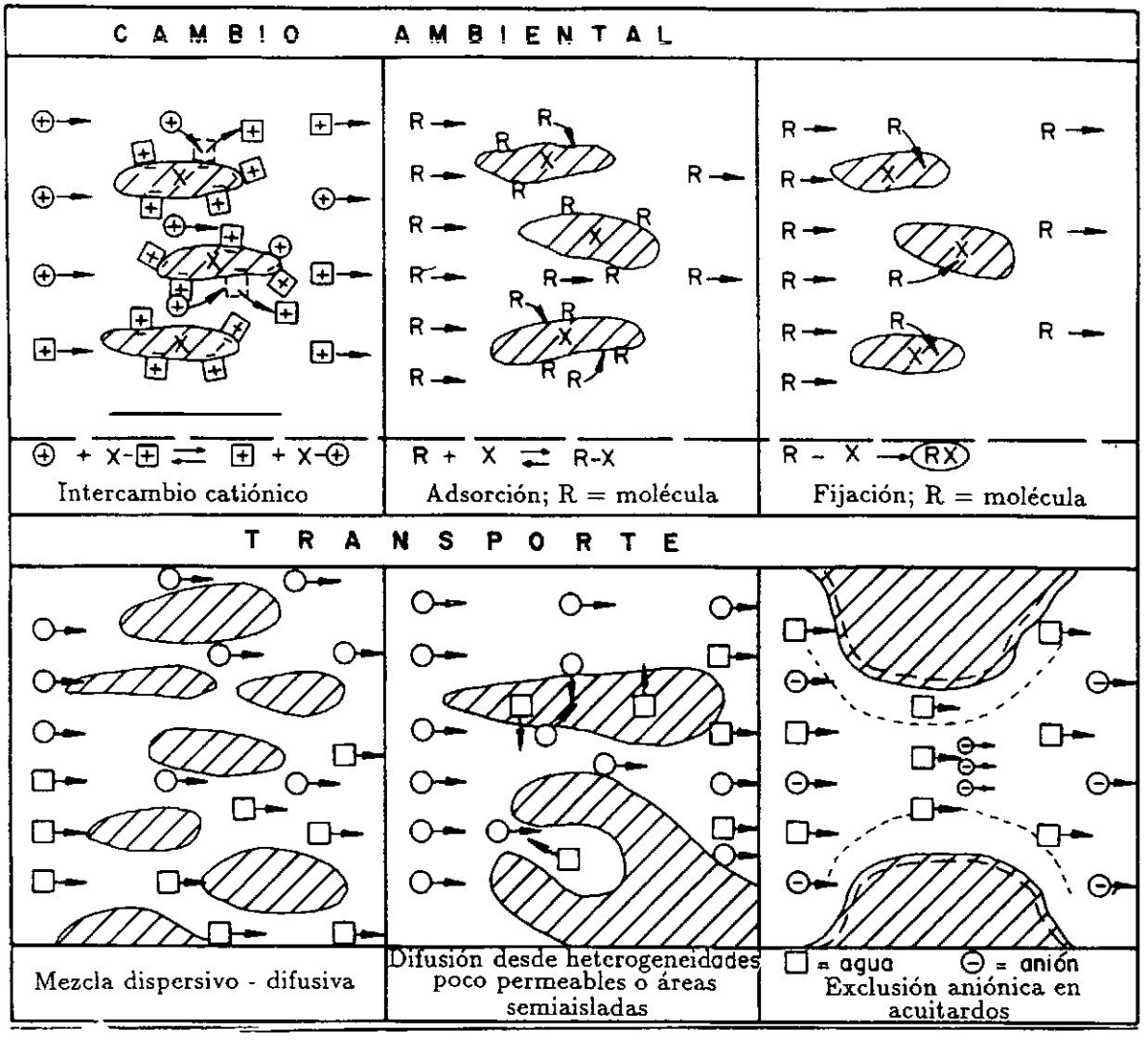


Fig. 1.- Representación esquemática de algunos de los mecanismos que afectan al transporte de solutos en el terreno y que producen el retraso (salvo la exclusión iónica en poros muy finos, que hace más rápido el movimiento) y retención.

En un caso sencillo como el de la figura 2, para un contaminante conservativo en el agua, el tiempo aproximado de llegada de un contaminante que penetra más o menos puntualmente por la superficie del terreno hasta un pozo es la suma del tiempo de tránsito por el medio no saturado t_R más el de circulación por el medio saturado, τ. Suponiendo que a lo largo del penacho la dispersividad longitudinal es pequeña en relación al recorrido y que puede admitirse un flujo tipo pistón (cada frente de agua desplaza totalmente al anterior), se tiene:

$$t_R = \frac{Hm_r}{R}$$

$$t_R = \frac{Hm_r}{R}$$

H = espesor no saturado (L)

R = recarga local (LT^{-1})

m_r = humedad volumétrica media del perfil (adim.)

$$\gamma = \frac{d.m}{k.i}$$

d = distancia horizontal foco-captación (L)

(o manantial)

m = porosidad volumétrica total (adim.)

k = permeabilidad (LT^{-1})

i = gradiente (pendiente) hidráulico (adim.)

Algunos valores posibles para un terreno arenoso que cubre un acuífero granular, en un área con recarga media, alta o muy alta (vertido húmedo o terreno bien regado) serían :

Medio no saturado

H (m)	1	1	1	10	10	10	100	100	100
R (m/año)	0,05	0,2	1	0,05	0,2	1	0,05	0,2	1
m_r	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
t_r (años)	2	0,5	0,1	20	5	1	200	50	10

Medio saturado

d (m)	10	10	10	1000	1000	1000
k (m/días)	1	10	100	1	10	100
m	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
i	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025
τ (días)	100	10	1	10000	1000	100
τ (años)	0,3	0,03	0,003	30	3	0,3

Según las circunstancias puede dominar el tiempo de tránsito por el medio no saturado o por el medio saturado. En unos casos el tiempo total puede reducirse a decenas de días y en otros llegar a decenas de años, con sólo variar las circunstancias locales. En el caso del pozo de la figura 2, el agua extraída, una vez que el penacho se ha establecido, es la mezcla de la parte del acuífero contaminada con la no contaminada, y eso depende de la altura del penacho, el espesor del acuífero y la longitud y posición de la zona filtrante del pozo. Para un bombeo sostenido y para un penacho de anchura limitada que intercepta al pozo, al aumentar el tiempo de extracción el aporte lateral crece y la contaminación disminuye respecto a una situación inicial con el pozo penetrando el penacho. En un manantial de descarga del acuífero se produce similar mezcla. Es evidente que es posible plantear muchos escenarios diferentes. De ahí las dificultades para interpretar casos reales y para comparar situaciones cuando no se prepara primero una descripción física razonable de la situación particular que se esté considerando (Custodio, 1992; 1994).

Sea el caso de un acuífero en el que la contaminación es difusa sobre toda su superficie (fig. 3), sometido a una recarga R que iguala a la descarga (régimen permanente). Sea c_o la concentración inicial en un cierto componente y ς la concentración que dicha recarga adquiere a causa de la polución difusa. En este caso la contaminación del acuífero se iniciará cuando llegue el contaminante al nivel freático después de un tiempo t_R. La del manantial o pozo se realizará progresivamente, a medida que el estrato superior contaminado aumente de potencia. Esta situación se puede describir razonablemente como de buena mezcla (en el pozo o manantial, no necesariamente en el acuífero). Si V es el volumen de agua en el acuífero el tiempo medio de renovación es τ = V/R. En régimen estacionario de caudales se puede escribir, para la concentración de descarga ς, igual a la de buena mezcla en el sistema:

entrada	-	salida	=	aumento en el medio
R . ς	-	R . c	=	Vdc/dt

con la condición $c=c_o$ para $t < t_R$, suponiendo que el valor de t_R es el mismo en toda la superficie. La solución es:

$$\frac{\varsigma - c}{\varsigma - c_o} = exp[-\frac{1}{\tau}(t - t_R)]$$

que tiende asintóticamente a $c=\tau$ y con un crecimiento inicial lineal (a partir de t^R) de valor $dc/dt = (\varsigma - c_o)/\tau$.

La descripción matemática del transporte de contaminante se puede hacer mediante la ecuación del flujo y la ecuación del transporte de masa en el acuífero.

Ecuación del flujo para un fluido homogéneo (balance de volumen de agua en un elemento de volumen de medio)

$$div(k\ grad\ h) + F = S_v \frac{\partial h}{\partial t}$$

k= tensor de permeabilidad (LT^{-1})

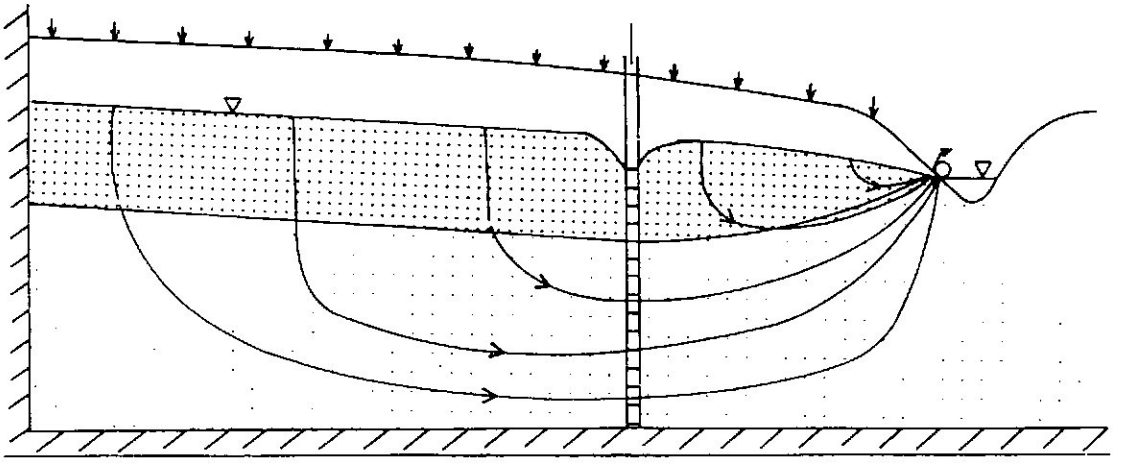


Fig. 2.- Esquema de una contaminación puntual.

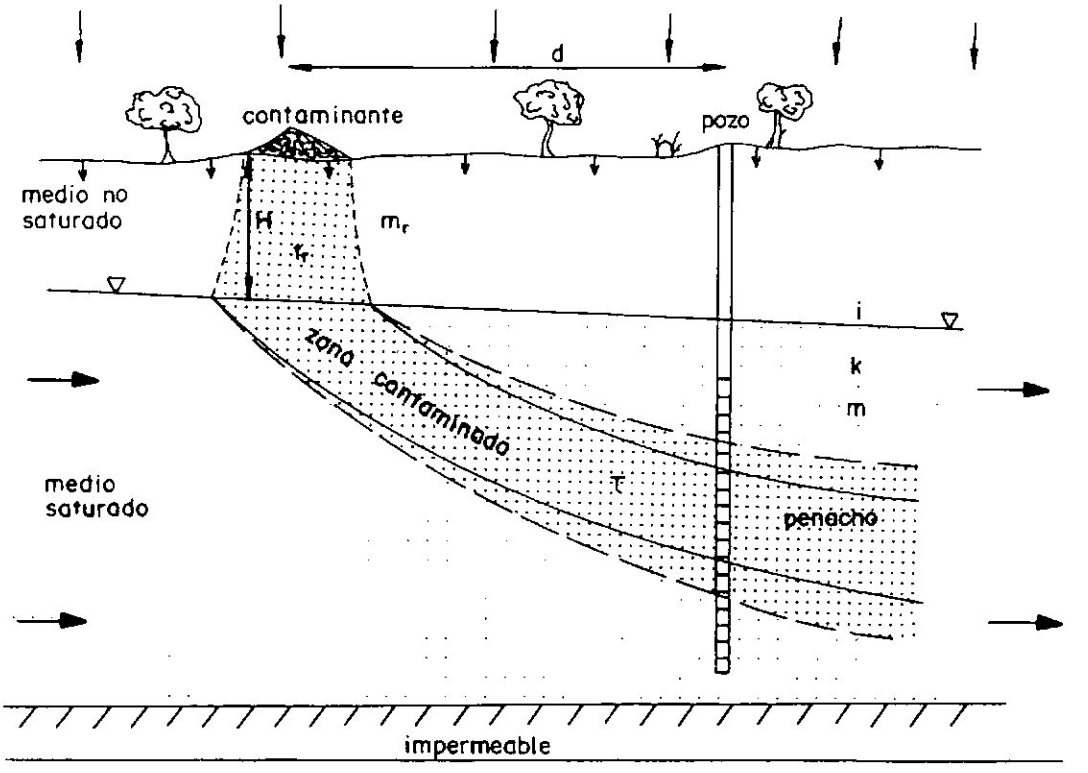


Fig. 3.- Esquema de una contaminación extensiva (difusa).

F=	término volumétrico de fuente	$(L^3L^{-3}T^{-1})$, (T^{-1})
S_v=	coeficiente de almacenamiento específico	(L^{-1})
h=	nivel piezométrico (potencial hidráulico)	(L)
t=	tiempo	(T)

Ecuación del transporte de masa (balance de masa de un soluto en un elemento de volumen de medio):

$$m\, div(D\ grad\, c) - m\, div(v^*.c) + Q = m\frac{\partial c}{\partial t}$$

o bien

$$div(D\ grad\, c) - m\, div(v^*.c) + \frac{Q}{m} = \frac{\partial c}{\partial t}$$

m=	porosidad total	(adim.)
D=	tensor de dispersividad (no escalar)	(L^2T^{-1})
c =	concentración del soluto en el agua	(ML^{-3})
v*=	velocidad intergranular del agua	(LT^{-1})
Q=	término volumétrico de fuente de soluto (por unidad de volumen de acuífero)	(ML^{-3})
t=	tiempo	(T)

$v = \frac{k}{m} grad\, h$ (por unidad de volumen de acuífero) (LT^{-1})

Como el medio es poco compresible div (**v***. c) = **v* grad** c

D suele expresarse como la suma de la difusividad molecular y la dispersividad hidrodinámica.

$$D = \frac{D_m}{\tau} I + D_{oT}|v|I + (D_{oL} - D_{oT})\frac{v.v}{|v|}$$

D_{oT}=	dispersividad transversal intrínseca	(L^2T^{-1})
D_{oL}=	dispersividad longitudinal intrínseca	(L^2T^{-1})
τ =	tortuosidad	(adim.)
v=	vector velocidad del fluido	(LT^{-1})
I=	tensor unitario	(adim.)
D_m=	difusividad molecular en fluido libre	(L^2T^{-1})

Q incluye la producción y desaparición de soluto por reacción química, precipitación, disolución, desintegración radioactiva, decaimiento biológico, adsorción-desorción o cambio iónico.

Para una substancia radioactiva

$$\frac{Q}{m} = -\lambda c = -\frac{0,963}{T} c$$

λ = constante de desintegración radioactiva (T^{-1})

T = período de semidesintegración (T)

Para una substancia que se absorbe-desorbe reversiblemente (mucha substancias orgánicas y también para cambio iónico de una substancia frente a otra mucho más abundante):

$$\frac{Q}{m} = -\rho_a \frac{\partial S}{\partial t} c$$

ρ_a = densidad aparente del medio (MT^{-3})

S = concentración del soluto de forma adsorbida en el medio sólido (MM^{-1}), (adim.)

Cuando la única reacción es la de adsorción del soluto en cuestión, el término temporal de la ecuación del transporte de masa puede escribirse:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial c}{\partial t} + \frac{\rho_a}{m} \frac{\partial S}{\partial t}$$

y si la isoterma de adsorción es lineal: $S=K_d \cdot c$

K_d = coeficiente de reparto = $k_d \cdot \rho$ (MT^{-3})

k_d = coeficiente de reparto másico (MM^{-1}), (adim.)

ρ = densidad del agua (ML^{-3})

$$\frac{\partial M}{\partial t} = (1 + \frac{K_d \rho_a}{m}) \frac{\partial c}{\partial t} = R \frac{\partial c}{\partial t}$$

en la que

$$R \equiv 1 + \frac{K_d \cdot \rho_a}{m} = 1 + \frac{k_d \cdot \rho_a}{m.p}$$

es el coeficiente de retardo. Expresa que la velocidad media del soluto en cuestión en la propagación de una pulsación es 1/R de la de las moléculas de agua. R varía entre 1 para un soluto conservativo en el agua hasta varios millares para substancias hidrófobas.

El valor k_d, muy variable de una substancia a otra y de un medio a otro, para muchas substancias orgánicas, virus y bacterias es proporcional a la superficie específica (superficie/unidad de volumen) del medio, y en el suelo edáfico el efecto de sorción dominante lo produce la materia orgánica sólida presente. Para numerosas substancias orgánicas se puede expresar que, para valores del pH no extremos, es (Roberts et al., 1985; McCarty et al., 1985; Custodio 1988; 1989):

$$k_d = 6,2 . k_{ow} . f_{oc}$$

k_{ow} =	coeficiente de reparto para la substancia en cuestión entre agua y octanol	(adim.)
f_{oc} =	fracción de materia orgánica en el suelo	(adim.)

Valores de k_{ow} pueden encontrarse en Chiou et al. (1982); Karickhoff (1984a, b); Miller y Weber, (1984; 1986).

En un sistema multicomponente hay que escribir la ecuación del transporte para cada componente de interés y los términos fuente Q son los que acoplan las ecuaciones diferentes a través de las relaciones químicas (ley de acción de masas, isotermas, productos de solubilidad, etc.), y todos ellas lo hacen con la de flujo a través de la velocidad v. La resolución numérica requiere una discretización espacial y temporal acorde con los gradientes de concentración y la dispersividad, lo que a veces hace engorroso y lento el proceso de cálculo. Los términos de fuente se pueden introducir directamente o a través de programas de cálculo químico que consideren el conjunto disuelto, la fuerza iónica y diversos interacciones, pero esto aumenta el engorro y lentitud. Diferentes modelos se utilizan para la resolución numérica, tratando de minimizar la dispersión numérica, bien mediante una fina discretización (Medina et al., 1989; Carrera et al., 1993; Huyakorn y Bredehoeft, 1983), o métodos de características (Konikow y Bredehoefft, 1978) o de recorrido aleatorio (Prickett et al., 1981). Diferentes trabajos se reúnen en Custodio et al., 1988. Los códigos de cálculo químico se han comentado en el trabajo ``Hidrogeoquímica e Isotopía Ambiental" en esta misma publicación.

Cuando el fluido no es homogéneo, por ejemplo cuando hay notables cambios de salinidad (acuíferos costeros, proximidad a terrenos salinos) o de temperatura (áreas geotérmicas), el flujo del agua debe describirse a través de la presión. En este caso el término de velocidad v = -**k grad h** debe substituirse por:

$$v = k_o \frac{\gamma}{\mu} \text{grad}\left(\frac{P}{\gamma} + z\right)$$

$\mathbf{k_o}$ =	permeabilidad intrínseca	(L^2)
P =	presión del fluido	(FL^{-2}), ($ML^{-1}T^{-2}$)
μ =	viscosidad del fluido	($ML^{-1}T^{-1}$)
γ =	peso específico del fluido = ρ . g	(LT^{-2})
g =	aceleración de la gravedad	(L)
z =	altitud sobre la referencia	

γ (y por lo tanto ρ) son función de la salinidad y por lo tanto la ecuación del flujo y del transporte de masa están acopladas y no pueden resolverse independientemente, sino que hay que iterar entre ellas. Para dos dimensiones se dispone de algunos programas eficientes, como el SUTRA (Voss, 1984).

PROPAGACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN Y OBSERVACIÓN

La situación del foco polucionante, forma de polución y naturaleza de la contaminación, junto a las heterogeneidades del terreno, hacen que cada caso real tenga sus peculiaridades en cuanto a la propagación de la contaminación, intensidad de contaminación y resultados de la observación. En cualquier caso es necesario tener presente la tridimensionalidad del fenómeno y que es preciso conocer bien las características y funcionamiento del acuífero. Se va a tratar de ilustrarlo mediante unos ejemplos sencillos esquemáticos.

En la figura 4 se esquematiza la contaminación producida por un vertedero de residuos en un acuífero freático homogéneo. La detección real y en su magnitud de la contaminación depende de la situación y profundidad del muestreo. También la forma de muestreo influye en el resultado, como muestra la figura 5, así como la existencia de flujos verticales en una perforación puede intensificar o enmascarar el efecto de contaminación.

La situación respecto a una fuente de contaminante difusa o extendida sobre una gran superficie se muestra en la figura 6, para las etapas iniciales y una vez alcanzado el régimen permanente.

La presencia de heterogeneidades puede modificar la forma del penacho de contaminación, concentrándola en niveles preferentes, aunque la recarga y descarga debe hacerse también por los niveles menos permeables y por los acuitardos. Se muestra en la figura 7, en que hay dos niveles más permeables; el superior concentra inicialmente el movimiento, pero finalmente el penacho afecta a los dos niveles.

Para una fuente de contaminación temporal, tras la desaparición de la misma la contaminación persiste en el acuífero un cierto tiempo, por lo menos igual al de renovación del agua de la porción afectada, en general mayor a causa de la dispersión de flujo y difusión a zonas semiestancadas, y aún mayor si hay retraso en el movimiento por adsorción, cambio iónico o precipitación reversible. En el caso de substancias degradables o desintegrables este mayor tiempo de residencia es un factor favorable. En la figura 8 se esquematiza la propagación de una contaminación temporal en un medio libre heterogéneo y en la figura 9 en un medio cautivo estratificado.

En el caso de que el contaminante sea un fluido distinto del agua y no miscible con ella, como hidrocarburos o disolventes orgánicos, se forma una fase separada que se infiltra y circula dejando un penacho con substancia inmóvil retenida por fuerzas capilares (saturación irreductible). Como indica la figura 10, en el caso de un fluido menos denso que el agua (hidrocarburo), si llega a alcanzar al nivel freático se acumula allí, flotando, y se extiende lateralmente dando origen a una lámina o lentejón. Si es más denso (tricloroetileno o percloroetileno, si la carga orgánica disuelta no es muy grande) se hunde a través del medio saturado, y si hay cantidad suficiente para llegar al fondo del acuífero o a un nivel poco permeable intercalado (el caudal circulante de contaminante progresivamente se va reduciendo por retención en el penacho), se acumula allí y se puede desplazar hacia lugares más profundos de acuerdo con la pendiente de la base que lo sostiene.

En el medio no saturado el agua que se infiltra a través del penacho se contamina por disolución, ya que algunas de estas substancias contienen productos que son

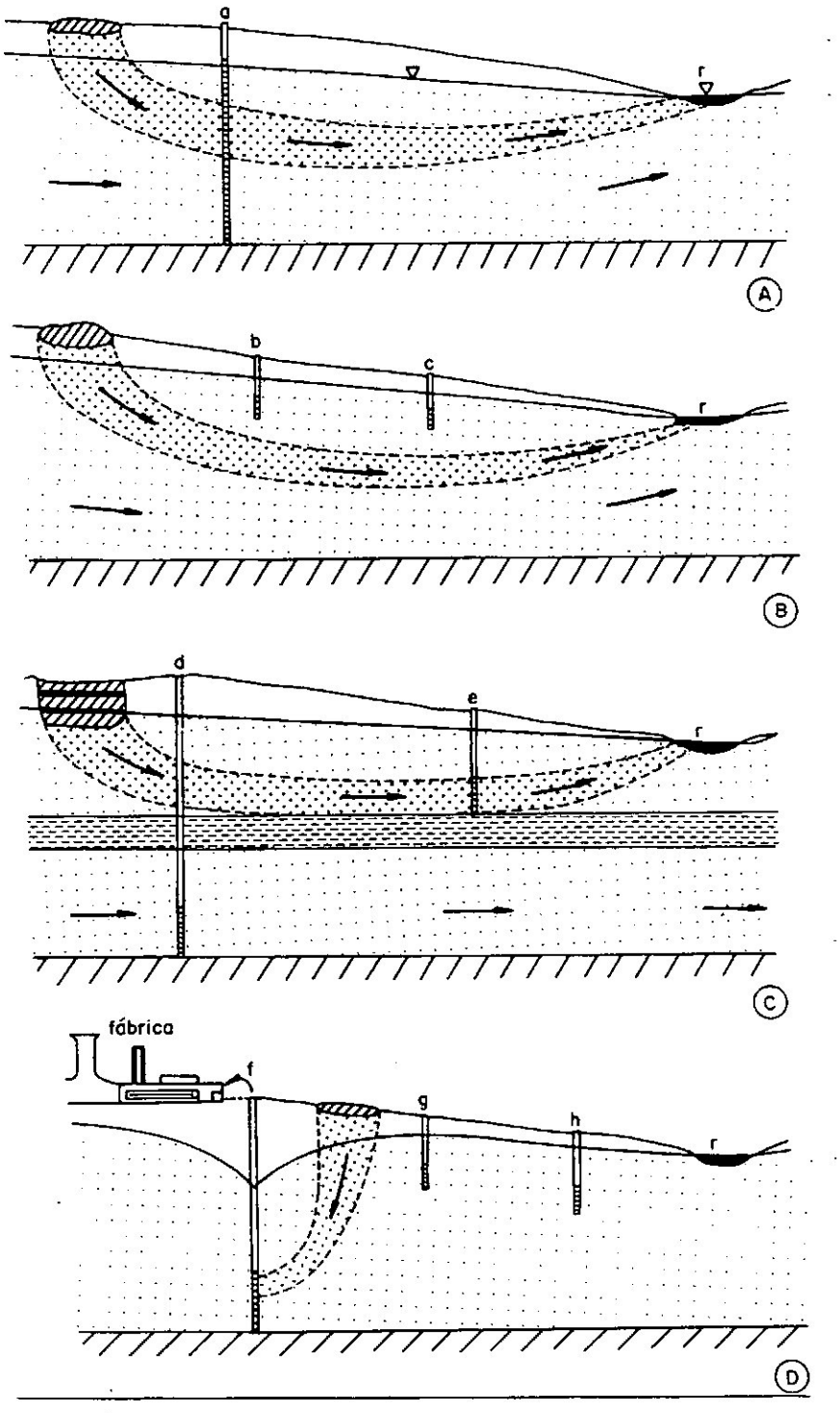


Fig. 4.- Formación de un penacho de contaminante a partir de un foco localizado en la superficie del terreno, lavado por la recarga o que infiltra agua. En los casos A, B y C a la larga el río resulta afectado, pero no en el D mientras el bombeo persista. El pozo del caso A diluye la concentración del penacho ya que al bombear mezcla el agua existente en la vertical del acuífero; si es punto de observación, en ausencia de flujos verticales, según a la profundidad a que se realice el muestreo se detectará o no la contaminación, en el supuesto que el sondeo corte al penacho, cuya extensión lateral es reducida. En el caso B, los dos sondeos de observación no son capaces de detectar el penacho. En el caso C el sondeo próximo d no es capaz de detectar el penacho a causa del nivel poco permeable, mientras que sí lo puede hacer el e, más alejado. En el caso D la existencia de un pozo de bombeo "aguas arriba" "atrae" al penacho, que acaba contaminando al pozo, mientras que los sondeos de observación g y h "aguas abajo" no lo pueden detectar.

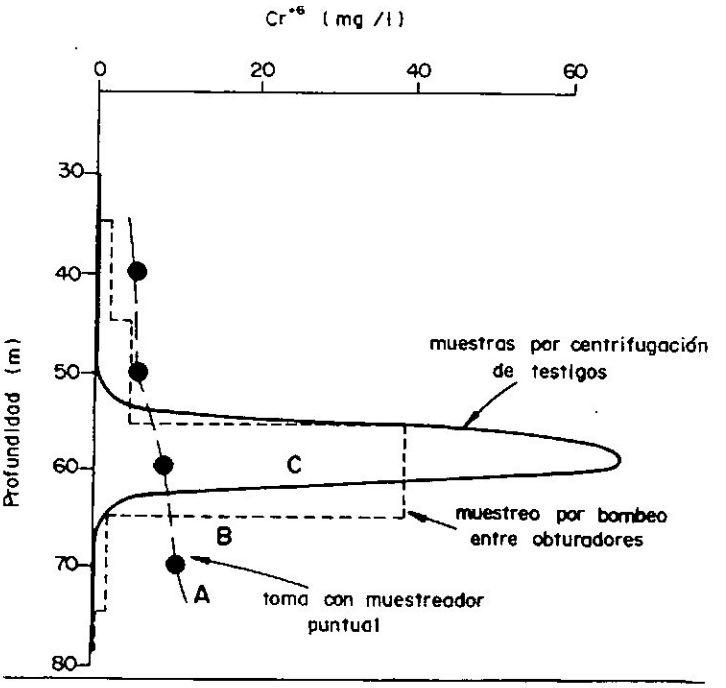


Fig. 5.- Representación de cómo el modo de muestreo puede afectar a los resultados. La figura hace referencia a una contaminación localizada a una cierta profundidad (comunicación personal de S. S. Foster). El muestreo por bombeo en sondeo abierto produce una notable dilución, la colocación de obturadores disminuye el efecto, pero la situación real no se detecta, sino con tomas de muestras del terreno.

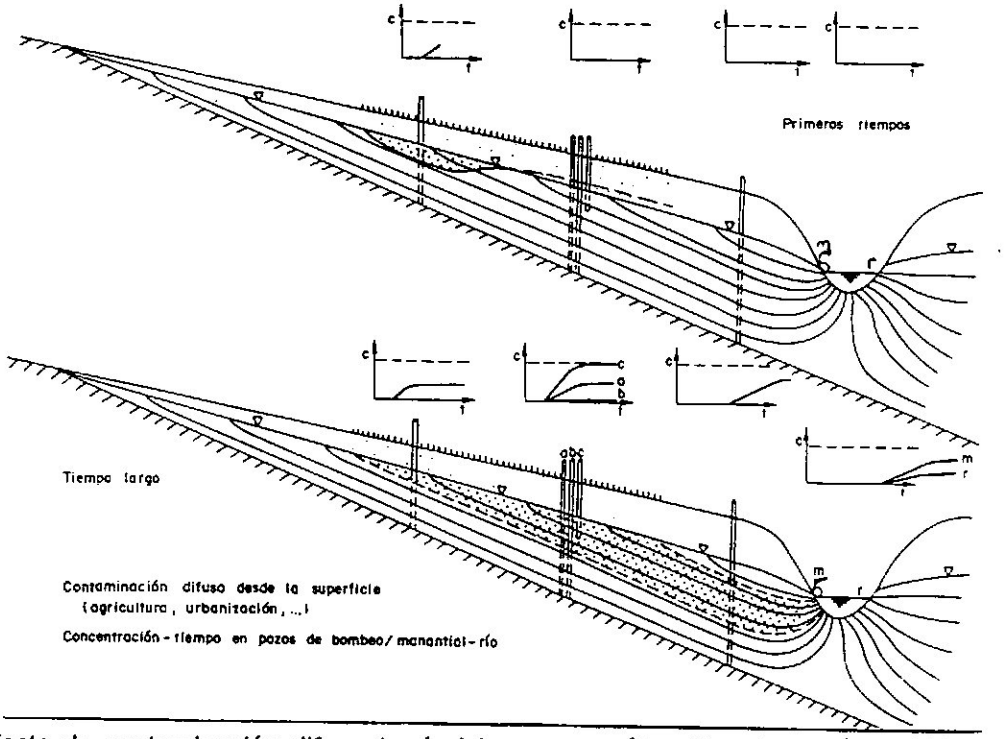


Fig. 6.- Efecto de contaminación difusa (agrícola) en un acuífero libre homogéneo. Primero debe penetrar la contaminación a través del medio no saturado, y el medio saturado es alcanzado en primer lugar allí donde el espesor del medio no saturado sea menor (o la recarga sea mayor). El río (r) y los manantiales (m) reciben la contaminación diferida y diluida. El pozo más aguas arriba es el primero en detectar el efecto poco diluido a causa de la mezcla vertical que produce. En el grupo a, b, c, el pozo a produce una mezcla, el b no resulta afectado y el c acaba recibiendo la contaminación sin dilución. Los gráficos indican la evolución temporal de concentraciones.

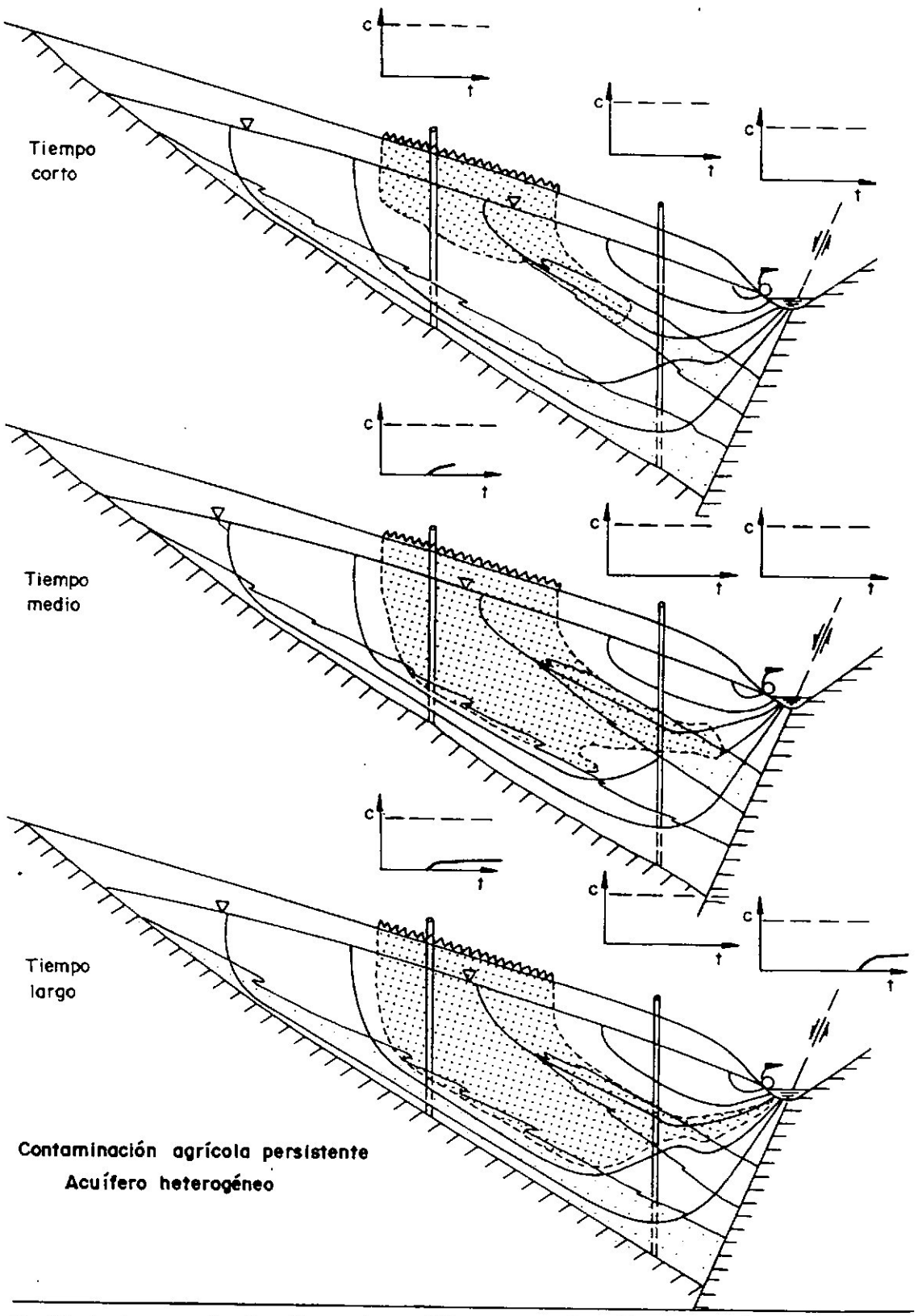


Fig. 7.- Efecto de un contaminación semiextendida en un acuífero libre heterogéneo, con dos niveles más permeables intercalados. Inicialmente, después del paso por el medio no saturado, el contaminante se desplaza por el nivel superior más permeable, pero las condiciones de flujo hacen que finalmente el nivel más profundo sea parcialmente afectado (sólo en la parte superior). A la larga el río y los manantiales resultan afectados, pero con dilución. El pozo dentro del área en que se origina la contaminación sólo resulta afectado a la larga con notable dilución, y el de aguas abajo no; ambos pozos aprovechan la existencia del nivel más permeable profundo. Los gráficos indican la evolución temporal de concentraciones.

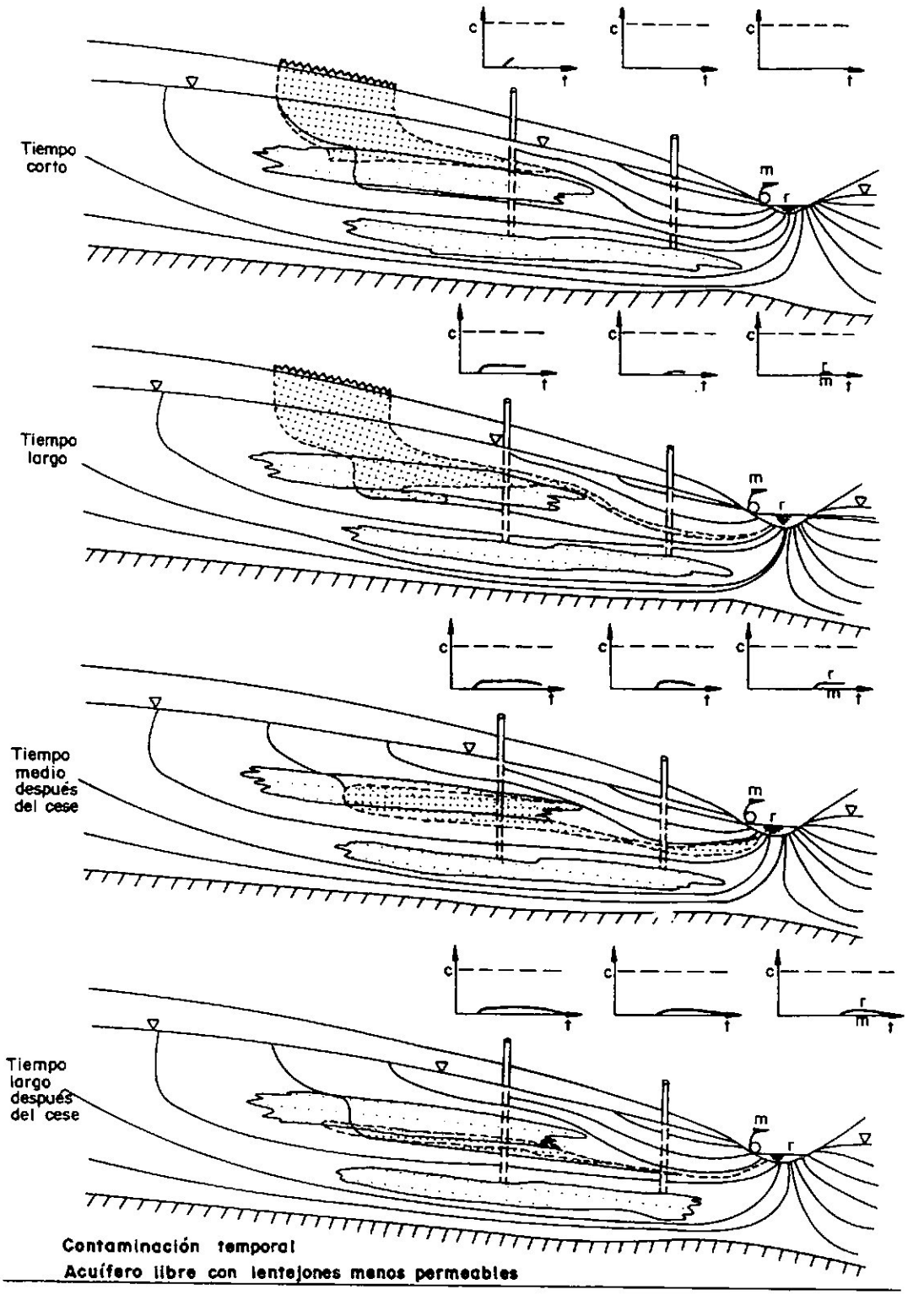


Fig. 8.- Efecto temporal de una contaminación localizada en un acuífero heterogéneo con dos lentejones de mayor permeabilidad. La contaminación, una vez pasado el medio no saturado, se desplaza por la parte superior del lentejón más permeable superior y lo va penetrando poco a poco, pero no llega a afectar al más profundo. El río acaba siendo afectado. La supresión de la actividad contaminante no hace desaparecer la contaminación, sino que el volumen de agua contaminada existente en el medio debe ser renovado, y en la porción de menor permeabilidad eso se hace muy lentamente, de forma que al río le queda una contaminación residual diluida un largo tiempo. Los gráficos indican la evolución temporal de concentraciones.

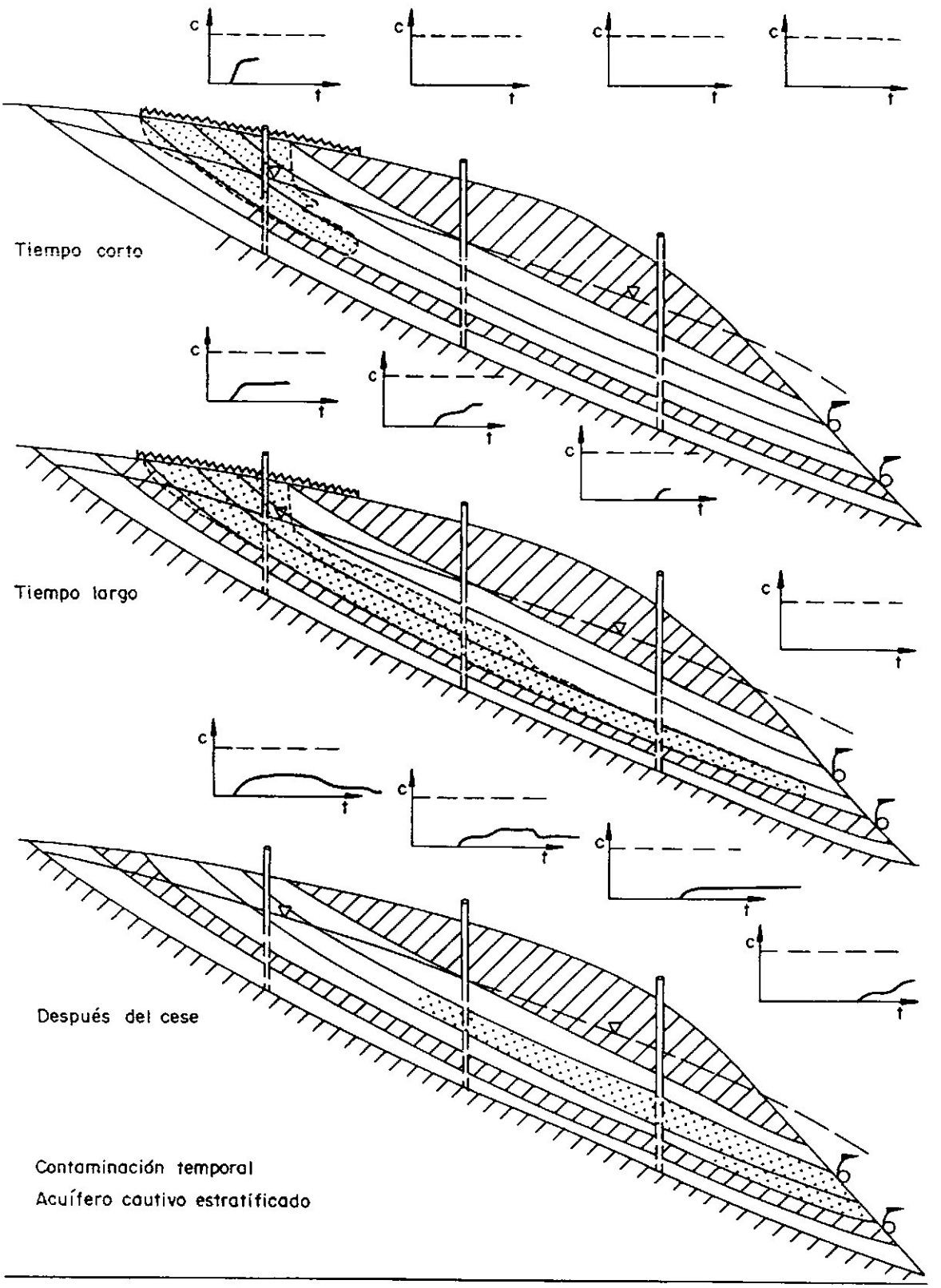


Fig. 9.- Movimiento de una contaminación temporal sobre la zona de recarga de un acuífero confinado estratificado que descarga en manantiales. El contaminante penetra por el medio no saturado más o menos regularmente y después se desplaza por el acuífero, avanzando con mayor rapidez por los niveles más permeables; no penetra en el estrato inferior cubierto por un estrato de baja permeabilidad. Al suprimir la causa de contaminación los estratos más permeables se van descontaminando con cierta facilidad mientras que el contaminante persiste en los menos permeables. Los pozos mezclan el agua existente en la vertical. Los gráficos indican la evolución temporal de concentraciones.

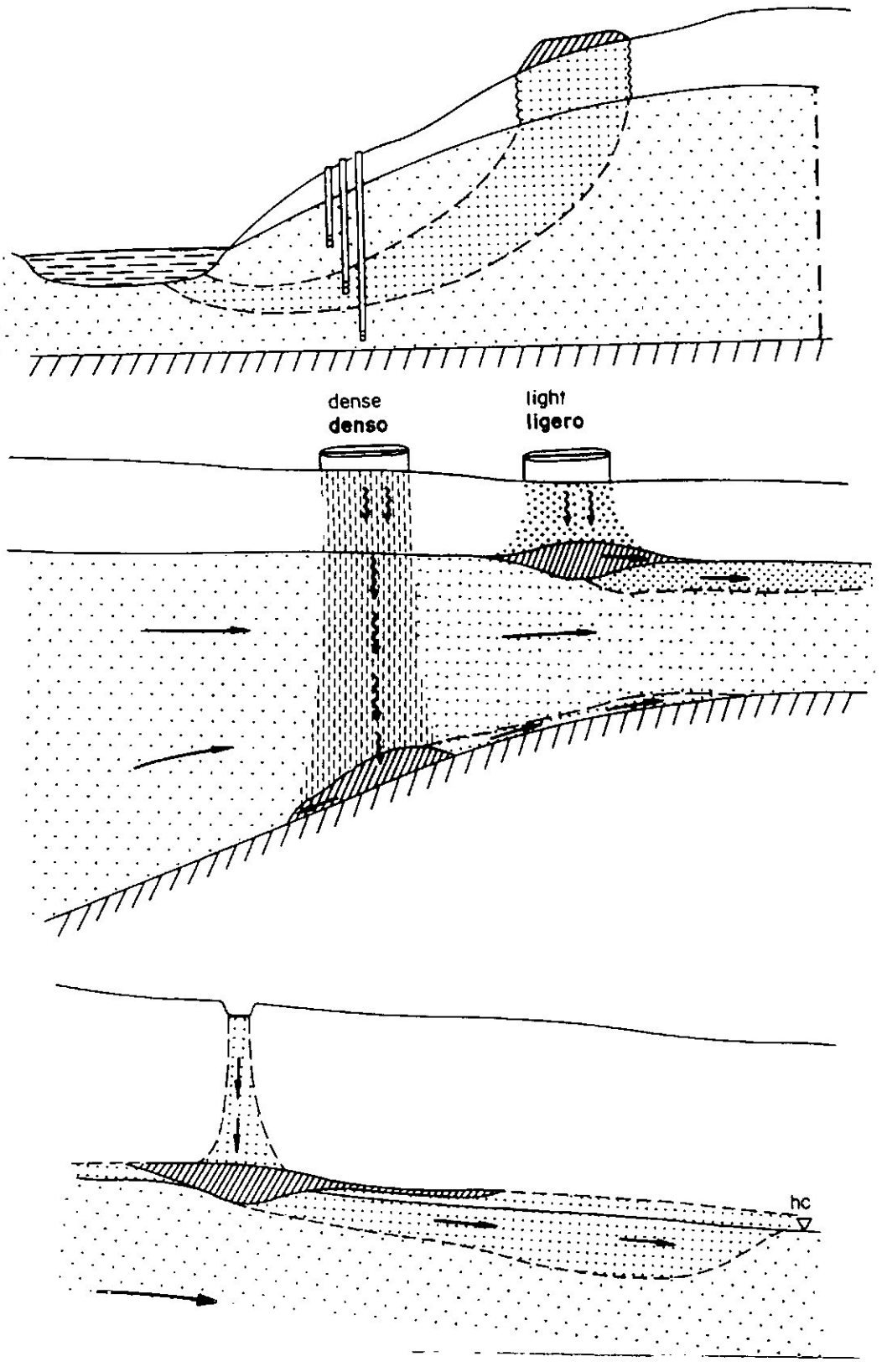


Fig. 10.- Contaminación por líquidos no miscibles con el agua, más o menos densos que ella. Se indica la posible acumulación sobre o bajo el nivel saturado y los penachos que se originan en el medio no saturado y saturado. En el caso del líquido más denso, el penacho en el medio saturado es estrecho y el efecto de contaminación por disolución se diluye aguas abajo. En el caso del líquido menos denso la extensión superficial sobre el nivel freático extiende la superficie contaminada.

superficie hace que la cantidad de agua afectada normalmente sea pequeña. Si la substancia es volátil se puede ir eliminando con la circulación de la fase gaseosa, circunstancia que forzada artificialmente se suele utilizar para descontaminar (Lee y Ward, 1985; Lee y Swindall, 1993). También el contacto con oxígeno, catalizado por actividad bacteriana, facilita una degradación de algunas de esas substancias, aunque otras son de transformación muy lenta (persistentes), y por vías complicadas (Alexander, 1981; Salanitro, 1993; Wilson y McNabb, 1983).

El principal problema de contaminación del agua subterránea para el medio saturado procede del flujo del agua sobre o bajo la acumulación de fluido contaminante, a través del penacho dejado por el fluido más denso (localizado), o sobre todo a través de la franja impregnada dentro del nivel saturado que originan los hidrocarburos ligeros por fluctuación del nivel freático, tanto por causas naturales como artificiales (fig. 11). El transporte del contaminante crea un penacho describible como el de cualquier otra substancia. En general hay fenómenos de adsorción y de degradación, tanto aerobia como anaerobia (el nitrato puede ser un oxidante efectivo si está presente), pero cada componente se comporta de forma diferente y poco a poco la composición va cambiando (Christensen y Larson, 1993; Abriola et al., 1991; Thierrin et al., 1993), lo que se llama envejecimiento.

El movimiento de contaminantes biológicos es similar, pero al tener algunos un tamaño relativamente grande el transporte es más interactivo (Bitton y Gerba, 1984). El movimiento coloidal de estos contaminantes y de los metales pesados complejados es un campo de activa investigación.

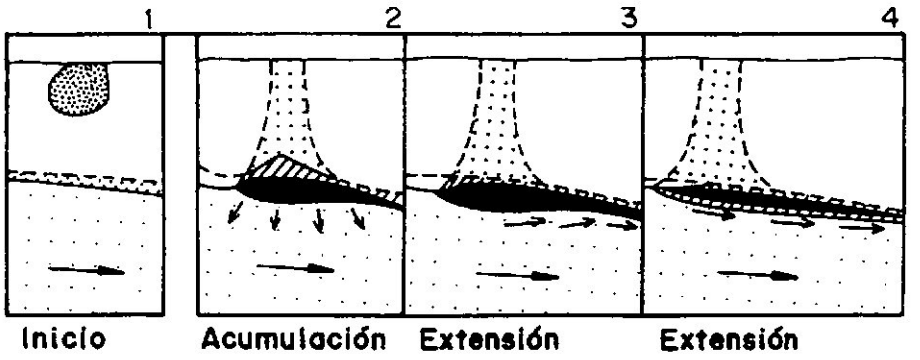
AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue presentado oralmente en el Seminario Hispano Argentino sobre Temas Actuales de la Hidrología Subterránea (Mar del Plata, 20-29 Sep 1993) como actividad en relación al Programa de Cooperación Científica con Iberoamérica del Ministerio de Educación y Ciencia de España con el Instituto de Cooperación Iberoamericana de la Agencia Española de Cooperación Internacional. Se agradece la invitación del Centro de Geología de Costas y del Cuaternario de la Universidad Nacional de Mar del Plata y la prestación de tiempo del Departamento de Ingeniería del Terreno de la Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona. Las ideas son las del autor y no tienen por qué ser las de los organismos mencionados. Este escrito se encaja dentro de las actividades del Proyecto CICYT AMB-92-636 sobre la recarga en Doñana.

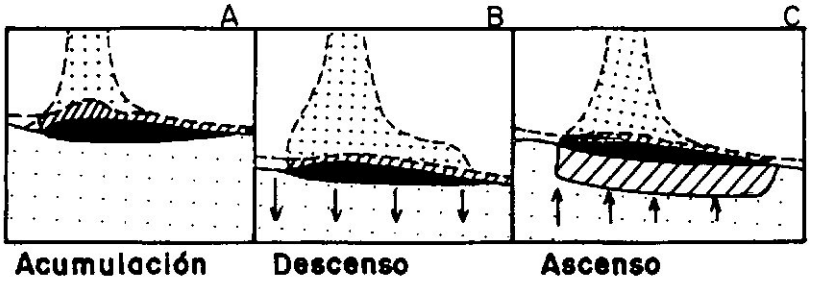
REFERENCIAS

ABRIOLA, L.M.; CHEN, Y.M.; VOGEL, T.M. 1991. Investigation and prediction of the biodegradation of bencene, toluene and xilene (BTX) in sandy aquifer material. Intern. Hydrology \& Water Resources Symp. Challenges for Sustainable Development. Perth: 429-434.

ALEXANDER, M. 1981. Biodegradation of chemicals of environmental concern. Science. 211, 132-138



Contaminación por por hidrocarburo ligero



Efecto de ascenso y descenso del nivel freático

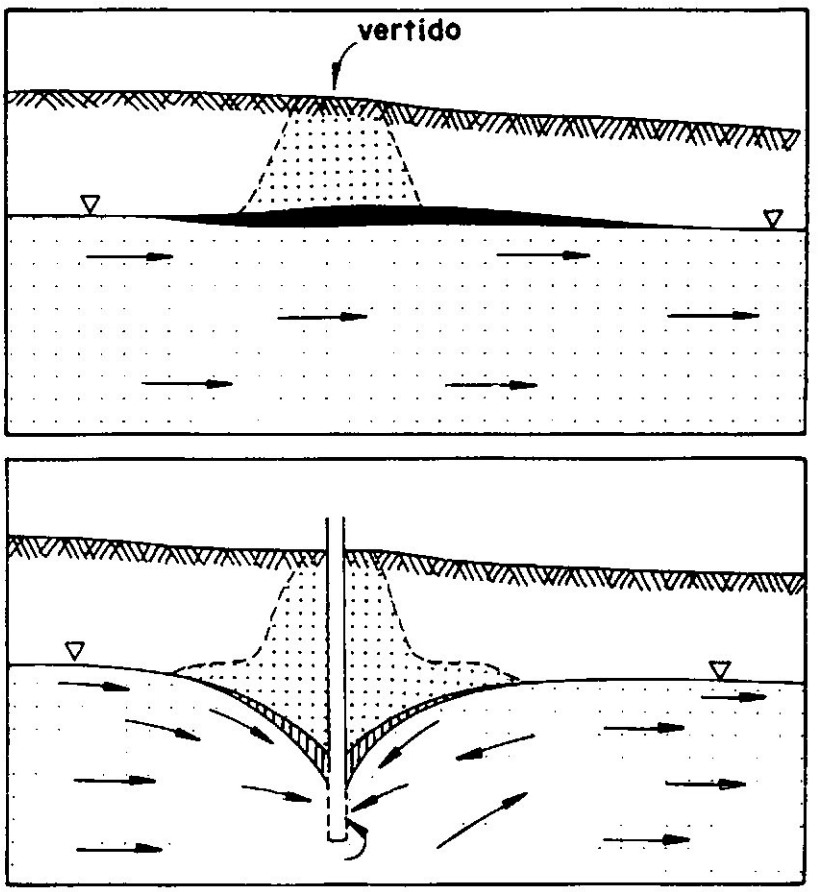


Fig. 11.- Contaminación por hidrocarburos (no miscibles y más ligeros que el agua). Se muestra el efecto de aumento de la franja a saturación irreductible debido a las fluctuaciones del nivel freático, que es la que produce la mayor contaminación del agua subterránea que circula a su través.

BITTON, G.; GERBA, CH. P. 1984. Groundwater pollution microbiology. Wiley Interscience: 1-377.

CARRERA, J.; CUSTODIO, E.; SÁNCHEZ-VILA, X.; MEDINA, A.; MANZANO, M.; GALARZA, G. 1993. Modelling a large oil spill in the aquifer of the Llobregat Lower Valley, Barcelona. Environmental Pollution: Science, Policy Engineering. European Centre of Pollution Research, 1: 369-376.

CHRISTENSEN, L.B.; LARSEN, TH.H. 1993. Method for determining the age of diesel oil spills in the soil. Ground Water Monitoring Review. Fall 1993: 142-149.

CHIOU, C.T.; SCHEMEDDING, D.W.; MANES, M. 1982. Partitioning of organic compounds in octanol-water systems. Environ. Sci. Techol. 16, 4-10.

CUSTODIO, E. 1988. Movimiento y comportamiento de contaminantes orgánicos artificiales en el terreno. Tecnología del Agua. Barcelona 44(1988): 57-67.

CUSTODIO, E. 1989. Los contaminantes orgánicos artificiales en el terreno y acuíferos. Obra Pública, Barcelona, 14: 40-47.

CUSTODIO, E. 1992. Progresiva degradación de la cantidad y calidad de los recursos de agua en el sistema acuífero del Bajo Llobregat. Anais 7º Congresso Brasileiro de Aguas Subterrâneas. Belo Horizonte. Assoc. Brasileira de Aguas Subterrâneas: 18-48.

CUSTODIO, E. 1994. Posibles procesos de contaminación agrícola de aguas subterráneas en el área de Doñana (Huelva). Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas. Grupo Español de la AIH. (en prensa).

CUSTODIO, E.; GURGUÍ, A.; LOBO-FERREIRA, J.P. 1988. Groundwater flow and quality modelling. NATO ASI Series C: Mathematical and Physical Sciences 224. Reidel: 1-843.

HUYAKORN, P.S.; PINDER, G.F. 1983. Computational methods in subsurface flow. Academic Press, N.Y.: 1-473.

KARICKHOFF, S. 1984a. Semi-empirical estimation of sorption of hydrofobic pollutants on natural sediments. Chemosphere 10; 833-846.

KARICKHOFF, S. 1984b. Organic pollutant sorption in aquatic systems. Jour. Hydraulic Eng., ASCE, 110(6): 707-735.

KONIKOW, L.F.; BREDEHOEFT, J.D. 1978. Computer model of two dimensional transport and dispersion in groundwater. U.S. Geological Survey, Techniques on Water Resources Investigations. Book 7, C2.

LEE, M.D.; WARD, C.H. 1985. Biological methods for restoration of contaminated aquifers. Environ. Toxicol. Chem. 4, 743-750.

LEE, M.D.; SWINDOLL, C.M. 1993. Bioventing for in situ remediation. Hydrological Sci. J., 38(4): 273-282.

MACKAY, D.; SHIN, W.Y.; MAIJANEN, A.; FEENSTRA, S. 1991. Dissolution of non-aqueous phase liquids in groundwater. Journal of Contaminant Hydrology, 8(1991): 23-42.

MCCARTY, P.L.; RITTMAN, B.E.; REINHARD, M. 1985. Processes affecting the movement and fate of trace organics in the subsurface environment. En Artificial Recharge of Groundwater. Ed. T. Asano. Butterworth Pub.: 627-646.

MEDINA, A.; GALARZA, G.; CARRERA, J. 1989. Manual del programa TRANSIN-II. Simulación y Estimación de Parámetros en Flujo y Transporte en Medios Porosos. ETSICCPB-Universitat Politécnica de Catalunya. Barcelona: 1-132.

MILLER, C.T.; WEBER, W.J.JR. 1984. Modelling organic contaminant partitioning in ground water systems. Ground Water 22(5): 584-592.

MILLER, C.T.; WEBER, W.J.JR. 1986. Sorption of hydrophobic organic pollutants in saturated soil systems. Journal of Contaminant Hydrology, 1: 243-261.

PRICKETT, T.A.; NAYMIK, T.G.; LONNQUIST, C.G. 1981. A random-walksolute transport model for selected groundwater quality evaluations. III. State Water Survey, Bull. 65.

ROBERTS, P.V.; REINHANDT, M.; HOPKINS, G.D.; SUMMERS, R.S. 1985. Advection-dispersion-sorption models for simulating the transport of organic contaminats. Ground Water Quality, Wiley Interscience: 425-443.

SALANITRO, J.P. 1993.The role of bioattenuation in the management of aromatic hydrocarbon plumes in aquifers. Ground Water Monitoring Review. Fall 1993: 150-161.

THIERRIN, J.; DAVIS, G.B.; BARBER, CH.; PATTERSON, B.M.; PRIBAC, F.; POWER, T.R.; LAMBERT, M. 1993. Natural degradation of BTEX compounds and naphtalene in a sulphate reducing groundwater environment. Hydrological Sci. J., 38(4): 309-322.

VOSS, C.I. 1984. SUTRA: saturated-unsaturated transport: a finite-element simulation model for saturated-unsaturated, fluid-density-dependent ground-water flow with energy transport of chemically-reactive single-species solute transport. U.S. Geological Survey, Water-Resources Investigations, report 84-4369.

WILSON, J.T.; MCNABB, J.F. 1983. Biological transformation of organic pollutants in groundwater. EOS, 64: 505.

YALSDOWSKY, S.H.; VALVANO, S.C.; MACKAY, D. 1983. Estimation of the aqueous solubility of some aromatic compounds. Residue Rev. 85: 41-55.

CONTAMINACIÓN DE AGUAS SUBTERRÁNEAS INDUCIDA POR LA EXPLOTACIÓN

Emilio Custodio, Dr. I.I., Acad. Ciencias
Departamento de Ingeniería del Terreno y Cartográfica.
Centro Internacional de Hidrología Subterránea.
Universidad Politécnica de Cataluña.
c/. Gran Capitán s/n, Edif. D-2. 08034 Barcelona.

RESUMEN

La explotación de aguas subterráneas produce modificaciones del potencial hidráulico, con descensos en las áreas de captación. Como consecuencia cambian los equilibrios dinámicos entre las diferentes masas de agua en el terreno, que pueden incluir grandes volúmenes de aguas salinizadas o de composición inapropiada al uso, de lenta renovación o de origen marino, o que permiten la penetración de aguas contaminadas superficiales o de otros acuíferos, directamente, a través de acuitardos, o utilizando defectos de diseño, constructivos o de conservación de las captaciones. En los acuíferos costeros la intrusión marina puede ser una de las principales causas de contaminación, aunque no la única posible.

INTRODUCCIÓN

Toda explotación del agua subterránea supone una modificación potenciométrica, con depresiones en torno de las captaciones, sean éstas pozos, drenes o galerías. Estos cambios potenciométricos modifican el flujo y las relaciones con:

- el propio acuífero,
- otros acuíferos,
- los acuitardos con los que están en contacto,
- las aguas superficiales,
- las áreas de recarga/descarga del acuífero.

Como consecuencia es posible que:

A.- Masas de agua salina o de agua contaminada se desplacen hacia las captaciones en consideración, otras captaciones o áreas determinadas del sistema acuífero. Estas aguas pueden ser las:

Aa.- ya existentes en terreno, bien en los acuíferos o bien en los acuitardos.

Ab.- que penetran desde la superficie, procedentes del mar, ríos, lagos, humedales, almacenamientos, canalizaciones y alcantarillas que fugan, etc.

B.- Se produzca lixiviación de terrenos y formaciones naturales, o depositadas por el hombre (enterramientos, basureros, vertederos de residuos, suelos contaminados, suelos salinos, etc.):

Ba.- por disolución y arrastre coloidal de substancias contaminantes, tanto minerales, como orgánicas, como biológicas,

Bb.- por cambios redox que produzcan la solubilización. Tal sucede cuando se produce la oxidación de amonio intercambiando iónicamente o de sulfuros precipitados al llegar el oxígeno de origen atmosférico a la parte drenada del medio a causa del descenso freático, o bien por creación de un medio de bajo potencial redox a causa de materia orgánica disuelta que permite la solubilización de metales pesados (principalmente Fe^{++} y Mn^{++}) y/o la aparición de especies del azufre reducido (SH_2 y SH^- principalmente).

FORMAS DE AFECCIÓN

La contaminación de las aguas subterráneas a causa de la explotación puede producirse de diversas formas:

- por desplazamiento horizontal de frentes de agua contaminada o salina. Es una de las formas de intrusión marina;

- por lixiviado lento de contaminantes, al pasar el agua por terrenos que contengan al contaminante. La tasa de incorporación está limitada o bien por la solubilidad de la substancia - cuando se alcanza el equilibrio termodinámico local - bien por la cinética de la reacción que da lugar a la puesta a disposición del contaminante - depende de condiciones ambientales físicas, químicas y/o biológicas - bien por la tasa limitada de aporte con el agua o a través de los límites de un reactivo necesario, tal como oxígeno, materia orgánica soluble, nitrato,ácido carbónico, etc. ;

- por ascenso vertical de aguas contaminadas bajo la captación. Tal es el caso de la formación de conos salinos bajo los pozos en los acuíferos costeros;

- a causa de la propia captación, tal como:

• paso de agua contaminada procedente de la superficie o desde otros acuíferos, entre la pared de la perforación y la entubación a causa de cierres y cementaciones inexistentes o mal realizadas;

• establecimiento de comunicaciones (cortocircuitos) entre varios niveles permeables a causa de dejar el pozo abierto o con tramos filtrantes - continuos o discontinuos - excesivamente largos;

• excesiva penetración o falta de aislamiento de formaciones contaminadas o salinas;

• corrosión de la entubación frente a formaciones contaminadas y/o salinas, incluso frente a acuitardos, que teniendo una permeabilidad vertical pequeña pueden dejar circular horizontalmente cantidades apreciables de agua. Lo mismo sucede cuando en vez de porciones corroídas se tienen soldaduras incompletas o cierres deficientes entre los tubos.

En el caso de que el agua contaminada no difiera físicamente del agua no contaminada (similar temperatura y salinidad), se trata de un flujo de fluido

homogéneo que se puede describir mediante la ecuación del flujo en función de los niveles piezométricos y de la ecuación del transporte de masa para cada componente de interés, acoplados sólo a través del vector velocidad. Cuando el agua contaminada es suficientemente diferente en salinidad y/o temperatura (por ejemplo en el caso de la intrusión marina), aún siendo fluidos miscibles existen comportamientos diferenciados de las respectivas masas de agua a causa de la variación en densidad y entonces el flujo del agua debe describirse en función de la presión y en el mismo influye la densidad y temperatura del agua, las que a su vez estan determinadas por el transporte de masa y/o calor. Véase la comunicación Procesos de contaminación del agua de la zona no saturada en esta misma publicación.

Para la gestión del sistema acuífero y protección del recurso de agua subteránea debe identificarse y conocerse la fuente de contaminación (en su caso de salinización) y los mecanismos por los que se produce.

Dado que una de las causas más frecuentes de contaminación a causa de la explotación en acuíferos costeros es la intrusión marina, a continuación se dedicará especial atención a la misma.

CONTAMINACIÓN MARINA ¿ QUÉ ES ?

Definir qué es intrusión marina no es una tarea fácil pues se reúnen muy diferentes puntos de vista, desde el del usuario del agua subterránea extraída por una captación al del gestor que debe decidir una regulación o unas actuaciones territoriales. Esto explica las notables diferencias de unos autores a otros cuando se trata de evaluar y aún más de cartografiar la intrusión marina. Por ello no es de extrañar la gran disparidad de comentarios y representaciones en mapa. Rara vez se define lo que se está presentando, lo cual se añade a la confusión. El proyecto CORINE-Agua de la CCE no aportó definiciones dignas de mención ni tampoco se encuentran en los trabajos de las sucesivas Salt Water Intrusion Meeting (De Breuck, 1991; Custodio y Galofré, 1993).

Un aspecto más primario que el de intrusión marina es el de la contaminación salina. Se trata de la situación por la que un agua supuesta inicialmente dulce incorpora sales hasta concentraciones por encima de unos determinados límites. Pero un agua salina extraída de un acuífero no es necesariamente un agua inicialmente dulce a la que se ha añadido sales por disolución o por mezcla con otra agua más salina, sino que puede serlo de origen, como lo son ciertos retornos de riego o la recarga natural en áreas áridas y próximas a la costa (Custodio, 1993d).

La contaminación salina hace referencia tanto al agua de un acuífero como a la que se extrae mediante una captación o se drena a un manantial, río o canal. La diferencia estriba en que el agua que se extrae o se drena puede ser - y frecuentemente es - una mezcla de aguas existentes en el terreno, y puede variar de acuerdo con la manera en que se produzca esa mezcla, según el momento, descenso potenciométrico producido, diferencias en la captación o drenaje, y heterogeneidades locales, entre otras.

Los orígenes de la salinidad son muy diversos, y varios de ellos pueden estar simultáneamente presentes. Cada origen posible tiene sus propias características e

hidrodinámica, que puede ser muy diferente de lo que se convenga en llamar contaminación marina. En general estos posibles orígenes son (Custodio, 1994a,c,d):

- Penetración de agua marina moderna.
- Existencia de agua marina antigua no expulsada por flujo muy lento o falta de gradiente hidráulico en formaciones poco permeables.
- Aspersión marina en franjas ventosas próximas al litoral.
- Concentración del agua de lluvia por evaporación en la superficie del terreno o en la parte superior del suelo, cuando el clima es árido.
- Evaporación del agua subterránea en zonas de descarga encharcadizas (humedales) sometidas a intensa evaporación.
- Disolución de sales evaporitas existentes en las formaciones acuíferas, que más comúnmente son yesos y las sales asociadas.
- Desplazamiento de agua subterránea salina existente en ciertas formaciones profundas, bien sea naturalmente o inducida por la explotación de agua subterránea.
- Infiltración de excedentes de riego, en climaárido o cuando se utilizan aguas con elevada salinidad.
- Procesos que producen salinidad, tales como:

  -aguas de drenaje y agotamiento de minas, en especial de sal y potasa,

  -aguas de lavado de escombreras salinas,

  -fugas de sistemas de refrigeración con agua salina,

  -fugas de procesos que usan aguas salinas,

  -efluentes de plantas de ablandamiento y desmineralización por intercambio iónico, y del rechazo de plantas desalinizadoras,

  -intensa evaporación del agua en industrias,

  -deshelado de carreteras con sal,

La contaminación marina se limitaría a aquellos procesos de salinización en los que el origen de las sales sea directamente las contenidas en el agua del mar. Si se conviene en eliminar el transporte por vía atmosférica, se reduce a la mezcla con agua marina pura o previamente diluida con agua dulce. Pero aquí aún cabe hacer más acotaciones según se trate de agua marina reciente o de agua marina antigua, atrapada en sedimentos en diversas circunstancias. La contaminación que pueden originar estas aguas atrapadas puede no diferir esencialmente de la contaminación producida por aguas salinas continentales.

Una posible delimitación de los procesos de contaminación salina por intrusión marina reduciría las situaciones posibles a aquéllas en que el agua salina existente en el acuífero es la que corresponde al equilibrio hidrodinámico entre el agua dulce del acuífero y el mar, o a los desplazamientos de esas aguas como consecuencia de los cambios y perturbaciones hidrodinámicas creadas por las extracciones de aguas subterráneas o cambios en los usos del territorio.

La intrusión marina, que no es necesariamente contaminación salina, es la situación resultante del proceso natural por el que el agua marina más densa forma una cuña penetrante en el continente, ocupando la parte inferior de los diferentes niveles acuíferos hasta una cierta distancia de la costa o del afloramiento submarino, así como de los procesos artificiales que favorecen esa penetración. Las salinizaciones naturales o de captaciones artificiales que se produzcan como consecuencia de esa intrusión, y de acuerdo con las circunstancias locales y de extracción, serán salinizaciones debidas a la intrusión marina. La figura 1 muestra algunas situaciones características.

Así, es intrusión marina tanto la situación estable en que bajo un espesor de agua dulce subterránea haya agua de composición marina, pura o diluida por mezcla, como la de progresiva salinización. Esta puede ser tanto por aumento del volumen de agua marina contenido en el sistema a causa de penetración de agua del mar, como por formación de conos ascensionales bajo lugares en los que el potencial del agua dulce ha sido disminuido, como la situación en que existe un proceso de expulsión del agua marina y de lavado del terreno por un incremento del flujo del agua dulce, en tanto subsista agua salina en el terreno.

No parece fácil llegar a un consenso de qué significa intrusión marina dada la multitud de circunstancias posibles y la influencia que tienen las propias captaciones en cuanto a ubicación, penetración, construcción, régimen de explotación y conservación. Por eso se propone que a efectos de censo y cartografía se defina previamente qué es lo que se censa y cartografía. Una posible relación de conceptos a considerar sería:

- Existencia de problemas de salinización de captaciones:
  - a) genéricos
  - b) según características de las captaciones
- Existencia de aguas salinas en el subsuelo:
  - a) con carácter general
  - b) con identificación de origen
  - c) con indicaciones de formación acuífera o geológica
  - d) con caracterización de la profundidad
- Existencia de agua de origen marino en el subsuelo
  - a) con carácter general
  - b) con identificación del proceso evolutivo (equilibrio, penetración, expulsión, ascensional)
  - c) con identificación de formación acuífera o geológica
  - d) con caracterización de la profundidad
  - e) con indicación de la situación (estratificada, conos salinos ascensionales, interconexión natural o artificial de acuíferos)

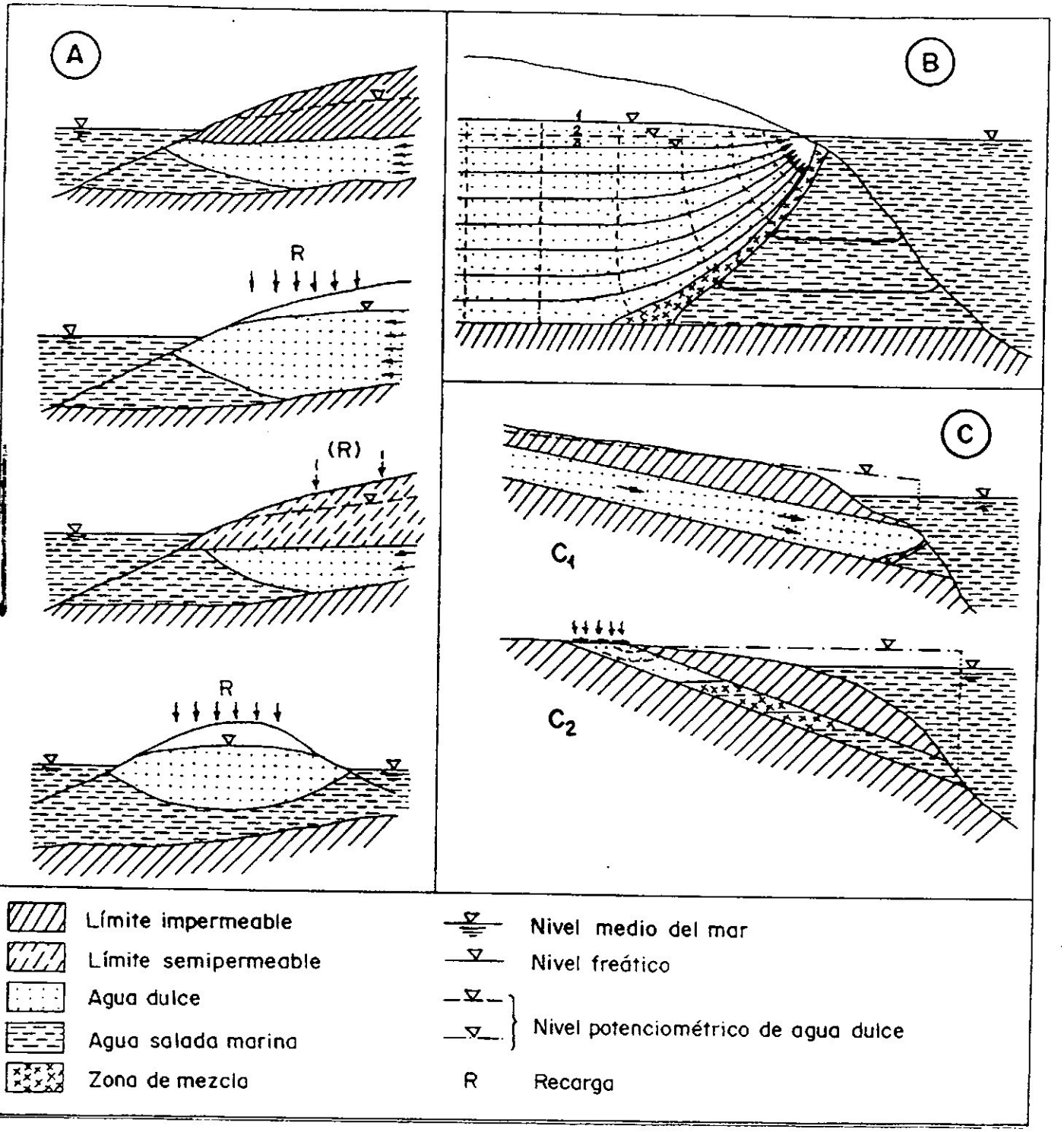


Fig. 1.- Situaciones características en secciones perpendiculares al mar de acuíferos costeros simples. A.- representan situaciones de interfaz (estrecha zona de mezcla) en un acuífero cautivo, uno libre, uno semiconfinado y uno libre insular con lentejón flotante de agua dulce. B.- situación de acuífero libre con indicación de la zona de mezcla (relativamente estrecha), las líneas de corriente y las equipotenciales de agua dulce; 1,2 y 3 son respectivamente la superficie freática, la superficie potenciométrica a media altura en el cuerpo de agua dulce y la superficie potenciométrica a lo largo del techo de zona de mezcla. C.- situaciones en acuífero cautivo cuando hay un potencial suficiente para la descarga submarina (C_1) y cuando no la hay (C_2), o sea sin flujo.

ASPECTOS TÉCNICOS DE LA INTRUSIÓN MARINA

Los principios que regulan las relaciones agua dulce-agua salada en las regiones costeras se derivan del principio de Ghijben-Herzberg. No obstante, su aplicación no puede hacerse de forma simplista (Bear, 1979; Custodio y Bruggeman, 1987; Falkland y Custodio, 1992; Llamas y Custodio, 1976, 1983, Sect. 13). Las circunstancias principales de que depende la intrusión marina en un acuífero son:

- Características regionales del acuífero.
- Características locales del acuífero.
- Flujo de agua dulce.
- Fluctuaciones potenciométricas por marea, recarga y explotación.
- Régimen e intensidad de explotación.
- Distribución y localización de los pozos.
- Características de los pozos y modo de construcción, acabado y conservación.
- Existencia de salinidad en los niveles penetrados por la captación o existentes por debajo de la misma.

Es importante destacar aquí que el flujo de agua dulce continental que descarga en la costa juega el doble papel de determinar la posición de la zona de mezcla - en caso de ser muy estrecha es una interfaz propiamente dicha - y de mantener el espesor de esa zona de mezcla ante las acciones que favorecen la dispersión (heterogeneidad y fluctuaciones potenciométricas de recarga-descarga, de marea o artificiales). La explotación de agua dulce de un acuífero costero supone la reducción de la descarga de agua dulce al mar y por lo tanto una mayor penetración de la zona de mezcla - localmente un ascenso de la misma - y su ensanchamiento. El nuevo equilibrio se alcanza tras un período transitorio más o menos dilatado (desde meses a cientos de años, con frecuencia varios años) durante el cual la zona de mezcla se puede dilatar extraordinariamente y reflejar las macroheterogeneidades del medio. Un buen ejemplo es del delta del Llobregat (figura 2). La penetración marina se hace preferentemente por los paleocauces y zonas de depósitos groseros pleistocenos. El grado de mezcla es tal que difícilmente se puede hablar de una zona de mezcla definida, sino de un tránsito gradual. Además existe agua salina marina en el acuitardo que recubre al acuífero explotado. Se trata de agua residual de la formación del delta (Manzano, 1991).

En acuíferos costeros con intensa explotación no es raro que algunos pozos capten aguas salobres y aún saladas. Esto puede suceder por la creación de conos salinos bajo las captaciones o bien por desplazamiento lateral de agua salada marina, como indica la figura 3, que es una idealización de lo que sucede en la parte Sur del Macizo de Garraf (Barcelona-Tarragona). En este último caso, si el contacto entre el acuífero y el mar está dificultado por la existencia de sedimentos submarinos de baja permeabilidad, el grado de salinización puede resultar relativamente moderado - aunque sea elevado el valor absoluto de la salinidad - a pesar de mantenerse niveles piezométricos bajo el nivel del mar durante largas temporadas o permanentemente. En este caso el tránsito entre el agua dulce y el agua salada es una zona de mezcla

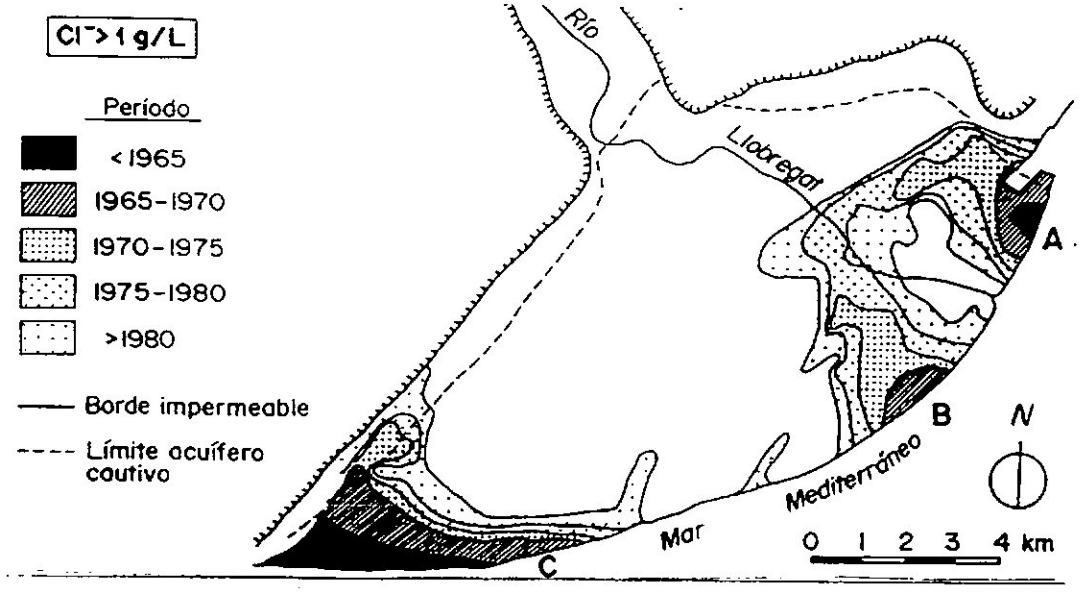


Fig. 2.- Proceso de avance de la penetración marina en el acuífero cautivo del delta del Llobregat (Barcelona) como consecuencia de las extracciones (modificado de Iribar, 1992). Se aprecian tres frentes de salinización: el A corresponde a la penetración; el B corresponde a la penetración por un paleocauce tardiploeistoceno del río y el C a una zona de reciente formación y de muy escasa altitud, que contenía agua en marina en proceso de lavado, y que actualmente se ha convertido en área de penetración por los materiales más permeables de borde. Entre estas formaciones hay otras menos permeables a las que la penetración marina alcanza más tardíamente. El acuífero cautivo aflora unos 4 km mar adentro, a unos 100 m de profundidad.

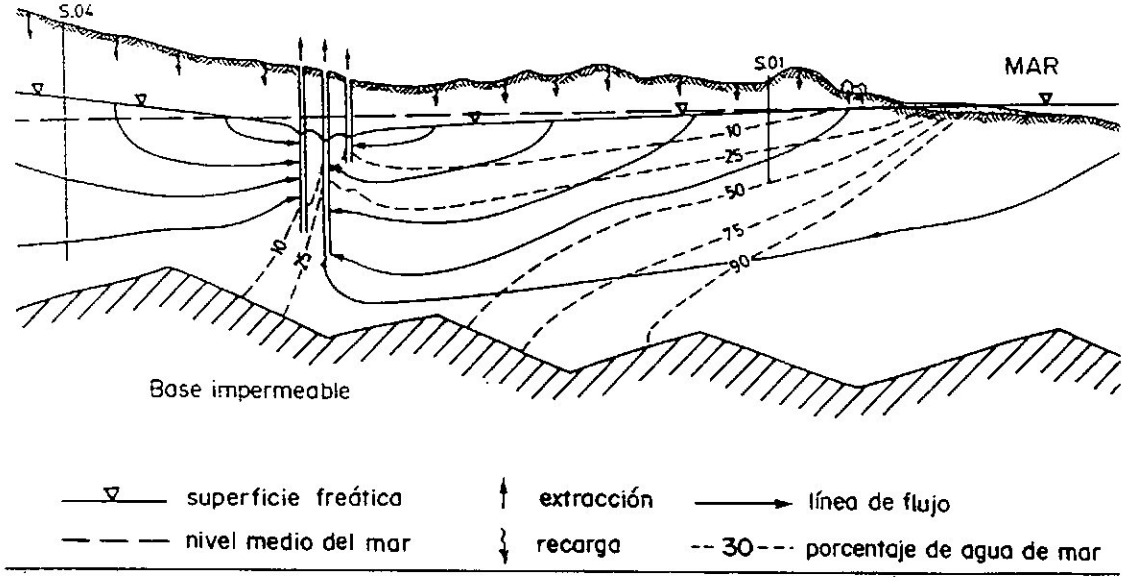


Fig. 3.- Situación de mezcla de agua dulce-agua salada en un acuífero costero muy permeable sometido a intensa explotación en áreas algo alejadas de la costa. El agua captada es en parte del interior continental y en parte agua marina que llega conjuntamente con la recarga en la franja costera.

que ocupa una gran parte del espesor del acuífero, y con un desarrollo horizontal que se extiende desde las captaciones a la costa o al afloramiento submarino.

ASPECTOS DE GESTIÓN DE LOS ACUÍFEROS COSTEROS

Buena parte de los problemas que afectan a los acuíferos costeros son de gestión, es decir, de dónde, cómo y cuándo se realizan las extracciones, y qué cantidades se extraen. La mala o ineficiente gestión puede fácilmente llevar a una salinización, que en muchas ocasiones es evitable. Causas de esta mala gestión son:

- Extracción excesiva con respecto a la recarga del acuífero. Sucede con frecuencia en medios de alta transmisividad, donde es fácil construir captaciones productivas. Tales son muchos aluviales costeros y formaciones carbonáticas cerca del litoral. La confusión entre caudal extraible con las captaciones existentes y recursos explotables del acuífero es causa de muchos problemas de salinización.
- Captaciones demasiado próximas al litoral, bien sea por construirse sobre la cuña de intrusión marina (formación de conos salinos ascensionales), bien sea porque en el transcurso del avance salino que conlleva la explotación, pasan a quedar sobre la cuña de intrusión marina, o ésta se sitúa progresivamente a menor profundidad. El alejamiento de las captaciones de la línea de costa es favorable, si bien con ello se incrementan los costes de construcción de las captaciones y los de extracción (mayor profundidad y mayor elevación) y se requiere más largas conducciones de distribución cuando la demanda - como suele suceder - se sitúa próxima al litoral.
- Pozos con explotación a alto caudal. Cerca de la costa los caudales deben adaptarse a que la perturbación que produzcan en la zona de mezcla sea aceptable, a pesar de que la captación pueda dar caudales puntuales mucho más elevados.
- Pozos excesivamente cercanos unos a otros, lo que equivale a explotación concentrada de alto caudal. La técnica de la "batería de pozos" es poco recomendable a pesar de que facilita la centralización de la distribución.
- Mala construcción e inadecuado proyecto de la captación. Tales son un exceso de profundidad y el enrejillado o corrosiones en niveles con agua salina o fácilmente intrusionables, con falta de cementaciones en los tramos apropiados.

En general muchos de los acuíferos costeros con problemas de salinización no disponen de ningún plan de explotación ni de prevención de la contaminación marina. La explotación suele ser el resultado de acciones individuales o colectivas que no consideran ni los recursos explotables ni menos aún el uso sostenible del acuífero. En ocasiones se trata de acciones puramente especulativas para salvar una situación del momento, o para un resarcimiento de gastos y obtención de beneficios rápidos, dejando los costes futuros - a veces de un futuro próximo - a terceros que desconocen el problema (nuevos habitantes, regantes, nuevas industrias).

La gestión de un acuífero, y más aún de un acuífero costero, para optimar los recursos extraíbles, conservándolos, manteniendo la calidad y respetando las

limitaciones medioambientales, no es un aspecto elemental. Requiere observaciones, elementos técnicos, recursos económicos y una reglamentación, en lo posible al amparo de una normativa legal. No es algo conceptualmente diferente de la gestión de una presa de embalse para abastecimiento o riego, o de un servicio de abastecimiento, aunque la facilidad de captación y el carácter individual de la misma haga pensar que el coste de la extracción es el único existente.

El insuficiente conocimiento de la dinámica de los acuíferos costeros hace que en ocasiones - y no pocas - se trate de conseguir la protección o la corrección con medios inadecuados o desproporcionados, en base a concepciones no realistas o por intento de imitación de actuaciones en otros lugares que pretendidamente o realmente han tenido mayor o menor éxito. Un principio básico es que cada acuífero tiene su propia dinámica de acuerdo con sus peculiaridades geológicas e hidrogeológicas, unidas a una forma de explotación y a actividades económicas y socio-legales ya establecidas, dentro de un determinado contexto poblacional.

Difícilmente hay en el mundo dos situaciones asimilables. Las soluciones más correctas son el resultado de la consideración de las circunstancias reales del lugar a gestionar, y de los principios y criterios que se puedan extraer de las experiencias bien documentadas y analizadas en otros lugares, no de la copia o imitación. Es como un traje a la medida. Además hay que considerar que el nivel de conocimientos teóricos y de la realidad del sistema nunca es completo, y evoluciona a medida que se acumulan observaciones y se realizan nuevos estudios y obras. A esto se unen cambios en la forma de explotación, de los usos del agua y de ocupación del territorio. La gestión, conservación y protección son dinámicas y hay que prever los mecanismos de adaptación y corrección necesarios, más aún cuando la salinización resulta seria con sólo muy pequeñas mezclas de agua marina, como ya se ha dicho en la Introducción.

La realidad de la explotación y la gestión de acuíferos costeros puede incluir la utilización y distribución de aguas salobres o saladas, bien sea expresamente, bien sea porque no se han puesto a disposición otras fuentes de suministro de agua y se insiste en mantener usos sociales y procesos económicos a los que se les fuerza a usar el agua a pesar de una salinización creciente.

En estas actuaciones existen aspectos beneficiosos. El agua salobre o salina es una fuente de agua si lo que se demanda es simplemente agua de temperatura poco variable, como por ejemplo para refrigeración - corrigiendo la mayor corrosión - o la propia agua si después se aplica un proceso de desalinización. La captación de aguas subterráneas de salinidad similar a la del mar - no es una situación frecuente - puede proporcionar un agua de características constantes y sin los problemas de la captación directa del agua marina (cambios dinámicos, obras complejas de captación y sometidas a turbidez y a obstrucciones por arenas, algas y crecimientos biológicos). Este agua puede ser una alternativa para la creación de piscifactorías de especies marinas o para alimentar desalinizadoras de agua de mar. No obstante, no es raro que estas aguas resulten anóxicas, con presencia de amonio (acuíferos profundos en deltas) y otros iones metálicos tóxicos a la vida (Fe^{++}, Mn^{++}). Esto reduce mucho la utilización directa, y a veces el beneficio se limita a tener una fuerte constante de temperatura, aprovechable por intercambio térmico.

La explotación de captaciones salinizadas reduce el potencial del agua salina en el acuífero y por lo tanto su penetración en el mismo, aún en situaciones de niveles de agua dulce bajo el nivel del mar. Este es un efecto beneficioso para el acuífero, de carácter temporal, y siempre y cuando el agua salinizada extraída tenga algún uso no nocivo (refrigeración es lo más común). Equivale en cierta manera a una barrera de bombeo, aunque suele ser menos eficiente por no haber sido diseñada como tal, ni en emplazamiento, ni en penetración, ni en caudales.

Pero la extracción de aguas salinas tiene una serie de inconvenientes importantes. El uso del agua salobre o salina, directamente o después de ser mezclada con agua dulce para reducir la salinidad de la distribución:

- dificulta o anula la posibilidad de reutilizar las aguas residuales tratadas cuando el agua salinizada extraída va a parar al sistema de alcantarillado,
- puede afectar a la producción agrícola y llevar a salinización y alcalinización del suelo,
- puede ser una causa de salinización del acuífero subyacente, bien sea por la existencia de fugas en conducciones de distribución o de retorno al mar, o por originar excedentes de riego muy salinos que se infiltran. En ocasiones las aguas salinas se captan en un lugar y se transportan largas distancias por tubería, hasta los lugares de uso. Esto aumenta las posibilidades de contaminación de acuíferos de agua dulce por fugas y vertidos.

El objetivo de eliminar la explotación inapropiada de acuíferos costeros no es una postura de moda sino una necesidad, no sólo porque el suministro de agua salobre o salada es sanitaria, económica y socialmente inaceptable, sino porque ello supone una injusta competencia económica que se basa en la especulación y el endeudamiento - véase destrucción - con el medio ambiente, y la transferencia de los costes a las generaciones futuras. La consecución del uso sostenible no es sólo una obligación económica sino un deber ético y moral (Llamas, 1988; Pérez Adan, 1992).

Por otro lado, los acuíferos costeros son depósitos naturales ya existentes, situados en lugares donde poner a disposición otros medios de almacenamiento es muy caro o difícil por cuestiones de relieve y grado de ocupación del territorio. Estos acuíferos costeros son así una reserva de agua dulce para situaciones de emergencia (sequía, puntas estivales de demanda de agua, averías en otros sistemas de abastecimiento), con alto valor estratégico.

ALGUNAS SITUACIONES ESPECIALES DE CONTAMINACIÓN POR EXPLOTACIÓN

A título de ejemplo se van a comentar brevemente algunos aspectos derivados de situaciones reales en base a los casos conocidos en España.

La existencia de acuíferos salinos profundos es frecuente en el territorio, con frecuencia aguas fuertemente sulfatadas y en ocasiones salmueras. Circulan muy lentamente - es la causa de esas características al atravesar terrenos con evaporitas no lixiviadas aún - y descargan en pequeños manantiales en los valles de los ríos. La explotación intensiva de aguas subterráneas, si bien merma la

descarga por esos manantiales - algo deseable - puede producir ascensos salinos o que los pozos se acerquen a los mismos, con lo que el agua extraída se contamina. Aunque esa contaminación sea admisible, la cantidad de sales vertidas al río - en principio en forma de drenajes agrícolas salinos directos o indirectos, después de una intensa evapotranspiración en los campos de cultivo - puede incrementarse notablemente, con lo que se crean perjuicios a los usuarios de aguas abajo. Situaciones de este tipo existen en el levante español. En otra ocasiones se incrementa el caudal de esos manantiales salinos cuando en zonas áridas aguas arribas se establecen regadíos con aguas importadas, las cuales aumentan la recarga, y por lo tanto la descarga de esos manantiales. El usuario de aguas abajo recibe más sales por esas mayores descargas, más el drenaje salino de las áreas de regadío. Si bien con el tiempo esas aguas salinas naturales se consumen y el problema se solucionará parcialmente con el tiempo, el volumen almacenado es normalmente tan grande que no cabe esperar mejora ni en una ni muchas generaciones humanas.

Un caso especial del efecto de la progresiva profundización de las captaciones para mantener su producción en sistemas acuíferos con largos períodos transitorios hacia descensos muy pronunciados es cuando se pasa de un sistema de renovación rápida a otro de renovación lenta, más profundo y más mineralizado. Tal sucede en las Islas Canarias, de naturaleza volcánica. La progresiva profundización de pozos (Gran Canaria) y galerías (Tenerife) hace que se extraigan aguas profundas en formaciones de baja permeabilidad, cuya tasa de renovación es lo suficientemente pequeño para que incorpore una alta concentración de carbono inorgánico disuelto procedente de la desgasificación de cámaras magmáticas y de su reacción con la roca. Esas aguas intensamente bicarbonatadas sódicas reemplazan a las poco mineralizadas de la recarga. Si bien con el tiempo la producción de agua salina decrece y ésta se va substituyendo por agua de recarga reciente, el proceso es lento. Como además la productividad de la captación decrece mucho, finalmente se suele decidir que se profundiza, con lo cual el proceso se reanuda (Custodio, 1989).

En ciertas áreas de Murcia y Alicante (Levante español) el fuerte descenso piezométrico provocada por la explotación ha hecho que las aguas subterráneas profundas, con elevado contenido en CO_2 disuelto, al perder presión, liberen gas y éste afecte no sólo a la calidad sino que produce cavitación en las bombas (Rodríguez-Estrella et al., 1987; 1989).

En el Bajo Llobregat, al SW de Barcelona, la intensiva explotación de los acuíferos del valle bajo y del delta de ese río han hecho que la recarga por lluvia directa y aportes laterales se substituya en su mayor parte por agua infiltrada en el cauce del río en los campos de cultivo regados con aguas derivadas del mismo. El río sufre una contaminación por vertidos de salmueras procedentes de la minería de sales postásicas, entre otras. El resultado ha sido un aumento considerable de la salinidad, al que se ha sumado un notable incremento de dureza por disolución de los terrenos de clastos calcáreos bajo los terrenos regados debido a la alta presión parcial de CO_2 en el suelo agrícola, y recientemente por sulfatos al ser substituida el agua de uno de los canales por agua de un afluente que pasa por una zona rica en yesos (Custodio et al., 1992; Custodio 1992, 1993b, 1994b).

ABANDONO DE POZOS

La contaminación inducida por la explotación no sólo hace referencia a las consecuencias de la explotación en sí sino también a las que se derivan de la existencia de captaciones, se usen o no, como ya se ha referido al mencionar las formas de afección. Un aspecto especial de esta contaminación es la que se deriva de las captaciones que por diversas causas resultan abandonadas. Son un acceso fácil y directo desde la superficie al acuífero y una interconexión de formaciones en el terreno. Otro tanto cabe decir de los piezómetros y sondeos de observación. Estos últimos se deben construir adecuadamente, mantenerlos de forma que no se produzca contaminación a través de ellos y no efectuar en los mismos ensayos que supongan la introducción incontrolada de contaminantes.

Los pozos abandonados deberían cementarse y rellenarse de forma que se restituyan las condiciones iniciadas en cuanto a separación entre formaciones, y de éstas con la superficie. Esto puede suponer a veces operaciones costosas y difíciles de inyección y de desencamisado. De otro modo se puede producir una seria contaminación del acuífero, y en acuíferos costeros una intensa salinización. Tal es el caso del acuífero del delta del rio Besós, en el límite NE de Barcelona, donde no sólo los pozos se construyeron inadecuadamente, colocando zona filtrante simultáneamente en el acuífero freático y en el cautivo de la base del delta - se creó así un cortocircuito para el agua contaminada y salinizada - sino que se han corroído las entubaciones de chapa de acero. En general los abandonos de pozos han consistido simplemente en colocar una losa o un relleno encima, seguido de urbanización. Hoy apenas se sabe donde estaban esos pozos y es muy difícil - sino imposible - realizar intentos de restauración del acuífero.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue presentado oralmente en el Seminario Hispano Argentino sobre Temas Actuales de la Hidrología Subterránea (Mar del Plata, 20-29 Sep 1993) como actividad en relación al Programa de Cooperación Científica con Iberoamérica del Ministerio de Educación y Ciencia de España con el Instituto de Cooperación Iberoamericana de la Agencia Española de Cooperación Internacional. Se agradece la invitación del Centro de Geología de Costas y del Cuaternario de la Universidad Nacional de Mar del Plata y la prestación de tiempo del Departamento de Ingeniería del Terreno de la Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona. Las ideas son las del autor y no tienen por qué ser las de los organismos mencionados. Este escrito se encaja dentro de las actividades del Proyecto CICYT AMB-92-636 sobre la recarga en Doñana.

REFERENCIAS

BEAR, J. 1979. Hydraulics of groundwater. McGraw Hill, N.Y.: 1-567.

CUSTODIO, E. 1989.Groundwater characateristics and problems in volcanic rock terrains. Isotope Techniques in the Study of the Hydrology of Fractured and Fissured Rocks. Intern. Atomic Energy Agency, Vienna: 87-137.

CUSTODIO, E. (992. Progresiva degradación de la cantidad y calidad de los recursos de agua en el sistema acuífero del Bajo Llobregat. Anais 7º Congresso Brasileiro de Aguas Subterrâneas. Belo Horizonte. Associacao Brasileira de Aguas Subterrâneas: 18-48.

CUSTODIO, E. 1993. Contamination of the Lower Llobregat aquifer system: the need for integral protection. Environmental Pollution: Science, Policy, Engineering. European Centre for Pollution Research, 1: 163-170.

CUSTODIO, E. 1994a. Experiencias de salinización de acuíferos: consideraciones deducidas de la situación en España. Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas. Grupo Español de la AIH (en prensa).

CUSTODIO, E. 1994b. Endurecimiento del agua del Valle Bajo del Llobregat por cambios en los procesos de recarga. Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas. Grupo Español de la AIH (en prensa).

CUSTODIO, E. 1994c. Coastal aquifer management and remedial measures form saltwater intrusion induced by overexploitation. Soil and Groundwater Protection. Politécnico di Torino (en prensa).

CUSTODIO, E. 1994d. Specific methodologies to identify and monitor seawater intrusion, especially in its early stages. Seawater Intrusion into Coastal Aquifers in the Mediterranean and the Near East. FAO. Roma (en prensa).

CUSTODIO, E.; LLAMAS, M.R. 1976; 1983. Hidrología Subterránea. Ediciones Omega, Barcelona. 2 vols: 1-2350. Sec. 13: Relaciones agua dulce-agua salada en regiones costeras. 13: 1313-1389.

CUSTODIO, E.; BRUGGEMAN, G.A. 1987. Groundwater problems in coastal areas. Studies and Reports in Hydrology 45. UNESCO Press. París: 1-596.

CUSTODIO, E.; IRIBAR, V.; MANZANO, M; SKUPIEN, E. 1992. Utilización de isótopos ambientales en el Valle Bajo y Delta del río Llobregat (Barcelona, España) para resolver problemas de flujo y transporte de masa en los acuíferos. Use of Isotope Techniques in Water Resources Development. Intern. Atomic Energy Agency. Vienna: 385-414.

CUSTODIO, E.; GALOFRÉ, A. 1993. Study and modelling of saltwater intrusion into aquifers. CIMNE-CIHS. Barcelona: 1-745.

DE BREUCK, W. 1991. Hydrogeology of salt water intrusion: a selection of SWIM Papers. Intern. Contributions to Hydrogeology, 11. Intern. Assoc. Hydrogeologists. Heise: 1-422.

FALKLAND, A.; CUSTODIO, E. 1991. Hydrology and water resources of small islands: a practical guide. Studies and Reports in Hydrology, 49. UNESCO Press. París: 1-435.

IRIBAR, V. 1992. Evolución hidrogeoquímica e isotópica de los acuíferos del Baix Llobregat. Universidad de Barcelona. Tesis doctoral.

LLAMAS, M.R. 1988. El agua subterránea como recurso económico-ecológico y como factor geológico. Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Madrid: 1-83.

MANZANO, M. 1991. Síntesis y estado actual de los trabajos sobre la hidrogeología del delta y valle bajo del río Llobregat (Barcelona). Hidrogeología, Estado Actual y Prospectiva. Curso Internacional de Hidrología Subterránea/CIMNE. Barcelona: 203-228.

PÉREZ ADÁN, J. 1992. El pensamiento ``ecológico'' de Juan Pablo II. Estudios sobre la Encíclica ``Centesimus Annus''. Aedos-unión Editorial. Madrid: 333-350.

RODRÍGUEZ-ESTRELLA, T.; GARCÍA-LÁZARO, U.; ALBACETE, M. 1987. Problemática de la presencia de gases en las aguas subterráneas del valle del Guadalentín (Murcia). Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Madrid. XVI: 117-137.

RODRÍGUEZ-ESTRELLA, T.; ALBACETE, M.; GARCÍA-LÁZARO, U.; SOLÍS, L. 1989. Evolución espacial y temporal de los gases en el acuífero del Alto Guadalentín (Murcia). La Sobreexplotación de Acuíferos. Grupo Español de la Asoc. Intern. de Hidrogeólogos. Reunión de Almería: 613-629.

HIDROGEOLOGÍA, VERTIDO DE SALMUERAS DE PETRÓLEO Y PROTECCIÓN DE ACUÍFEROS EN EL OESTE DE LA ARGENTINA

Cristian Wetten
Centro Regional de Agua Subterránea, San Juan.

ALTERNATIVAS DE SOLUCIÓN, INFRAESTRUCTURA Y TRATAMIENTO

Consideraciones hidrogeológicas e impacto ambiental en áreas seleccionadas para disposición de agua de separación

La metodología más adecuada para la disposición de agua de separación de petróleo debe considerar la evaluación económica del sistema propuesto y su comparación con los distintos sistemas posibles, atendiendo a la preservación del medio ambiente, especialmente el recurso hídrico tanto subterráneo como superficial. Deben obtenerse los costos unitarios de las distintas alternativas para compararlas y seleccionar la menos costosa que tenga aceptación por la autoridad de aplicación de leyes y reglamentaciones inherentes.

Para evaluar el impacto ambiental de la contaminación del agua de separación de petróleo sobre el medio natural el CRAS ha considerado el aspecto primordial que toda evaluación ambiental en esta temática debiera considerar en primer término; **los efectos sobre el recurso hídrico.** Sólo el conocimiento de las variables del ciclo hidrológico local, los caudales vertidos, hidrogeología del lugar de vertido y direcciones de flujo y composición química del agua (natural subterránea y superficial, además de la de producción de petróleo) permitirá analizar objetivamente no sólo las causas particulares del deterioro de la vida animal y vegetal sino la metodología más adecuada para eliminar o morigerar dichos efectos negativos.

Consecuencias sobre la biota

Por no ser tema de su incumbencia, el CRAS no ha considerado las consecuencias adversas que el agua de separación produce sobre la vida vegetal y animal. A fin de que el lector se ilustre puede consultar las tolerancias a la salinidad del agua por parte del ser humano (2). Se pueden consultar también en la bibliografía específica las correspondientes a las aves de corral, cerdos, caballos, ganado vacuno y ganado ovino. Se sabe también (1) que los componentes no ionizables son comunes en las aguas de separación, tales como petróleo o materia orgánica y gases disueltos; produciendo toxicidad o deteriorando la superficie de los cuerpos

de agua al impedir la transferencia -hacia el interior del cuerpo de agua- del oxígeno atmosférico esencial para la vida de los peces y aves acuáticas. Ello interfiere la continuidad del ciclo natural de alimentación animal e.imparte un sabor objetable al agua y a los peces consumidos por el hombre. Por otra parte el petróleo puede ser absorbido por las partículas arcillosas, depositándose en el fondo del cauce hídrico y transformándose en una continua fuente de polución al oxidarse sus gases disueltos (como el sulfhídrico) y reducir el oxígeno disponible para la vida acuática. Es difícil medir la incidencia del petróleo residual en las aguas de separación sobre la polución ambiental. El orden de toxicidad creciente define a la sucesión de parafinas-nafténicos-olefínicos y aromáticos. En los EEUU, en 1963 (1) las operaciones petroleras ocasionaron el 44 % de la muerte de peces por polución industrial, mientras que a nivel municipal fueron responsables del 14 %.

Comparación de prácticas de disposición de salmueras petroleras

Comparación con EEUU

El CRAS (3) ha observado que las principales prácticas de disposición del agua de separación en esta región de la Argentina son ilegales en la mayor parte de regiones petrolíferas hidrogeológicamente similares de los Estados Unidos (1) (ver tabla 1) o están sujetas allí a la realización de profundos estudios ambientales, hidrogeológicos principalmente, previamente a la aprobación de los sistemas de disposición y de monitoreo por parte de la autoridad de aplicación. Es frecuente allí el uso de el USGS (United States Geological Survey) sea consultado no sólo por el EPA (Environmetal Protection Agency) sino también por los estados productores de petróleo cuando no tienen un organismo similar. Es importante también el asesoramiento o poder de policía que ejercen las autoridades que velan por la calidad del agua y de la vida silvestre.

Modalidades en el sector centro oeste de Argentina

Las modalidades de disposición en este sector geográfico incluyen, desde la época del descubrimiento del petróleo de nuestro país, la descarga indiscriminada en la superficie, suelta directa (por escurrimiento superficial) o indirecta (por escurrimiento subterráneo indiscriminado desde represas o piletas con su fondo no impermeabilizado) a los cauces naturales en forma descontrolada o "controlada" en épocas de grandes caudales, generalmente sin autorización de la autoridad de aplicación. Incluso se ha observado en los últimos años la construcción o el proyecto de embalses y piletas de evaporación-infiltración sin impermeabilizar sobre formaciones geológicas permeables conectadas con ríos y acuíferos en explotación, realizadas sin estudio hidrogeológico serio. Todo ello ha resultado en contaminación del agua de superficie o la subterránea en muchos lugares debido esencialmente al drenaje de sales o la salinización descontrolada de grandes superficies de terreno.

Estas prácticas también han influido en que "a priori" algunas autoridades, respaldadas por legislación y reglamentaciones puntualmente desconectadas del contexto natural, a veces emprendan una acción injustificada y con plazos perentorios contra toda forma de disposición de agua en superficie. Ello impide a veces a los operadores llevar a cabo las obras de saneamiento y monitoreo en

plazos acordes a la obtención e interpretación serias de los datos de campo necesarios a los estudios hidrogeológicos, geomorfológicos, de riesgo aluvional, de impacto ambiental, etc.

Los estudios precitados, aquí como en el resto del mundo, son los únicos que pueden definir la real incidencia ecológica y económica negativa tanto del "modus operandi" actual como de cada alternativa de disposición propuesta.

Con dichas acciones técnico-económicamente justificadas y efectuadas en plazos perentorios se alientan, involuntariamente, metodologías de disposición del agua de separación que sólo incrementan los costos de la producción y frecuentemente no preservan la calidad del recurso hídrico.

Gama de soluciones aplicadas o recomendadas por el CRAS

Las soluciones, infraestructura y tratamiento adoptados por cada empresa para evitar la contaminación dependen de la tecnología, rentabilidad, vida útil de explotación, volumen de vertido y composición química de efluentes de cada yacimiento o establecimiento en particular.

Es primordial conocer la naturaleza geológica de la superficie y del subsuelo, el comportamiento hidrogeológico y geotécnico local y regional de las formaciones geológicas que intervienen como soporte de cada solución, la vulnerabilidad a la contaminación de cada zona en particular y el peso relativo que, en cada balance hidrológico local y regional, tengan la precipitación pluvial o nívea, la evapotranspiración, la infiltración, el escurrimiento superficial y subterráneo conjuntamente con el volumen y la calidad del almacenamiento subterráneo natural. Esta valiosa y relativamente barata información debe ser evaluada por los expertos en la disciplina correspondiente a fin de brindar a la empresa operadora y a las autoridades un cuadro hidrogeológico conceptual claro en el que se **cuantifique** tanto su situación actual como las variaciones futuras -**medidas en años**- al aplicarse cada solución recomendada.

La gama de soluciones aplicadas o recomendadas por el CRAS incluyen:

- Inyección
- Descarga directa a ríos y cuerpos de agua, teniendo en cuenta su calidad natural, aprovechamiento y monitoreo de su evolución en el tiempo
- Evaporación
- Infiltración, posterior a muy detallados estudios hidrogeológicos, hidroquímicos e hidrológicos que permitan modelación y simulación matemática de la situación actual y predicción de la futura
- Combinadas

Los detallados estudios y experiencias de campo, laboratorio y gabinete acerca de los mecanismos, causas y efectos de contaminación hídrica en general, iniciados por el CRAS hace 25 años, le han permitido diseñar para cada yacimiento evaluado la infraestructura y tratamientos técnicos más económicos y ecológicamente más aptos. Luego de los últimos siete años de investigación el CRAS acompaña a cada descripción metodológica algunos ejemplos de yacimientos estudiados

hidrogeológicamente en detalle con su diagnóstico, solución, prevención, y monitoreo de los recursos hídricos en Mendoza, Neuquén y Río Negro estudiadas en los períodos 1989-1993 (algunas con antecedentes de 1972). También se brindan algunos datos de EEUU.

Inyección

Este sistema consiste en introducir agua de separación en terrenos permeables, exentos de interés económico o sea sin interés minero, petrolero, hidrogeológico, etc. La introducción del agua puede ser por gravedad o a presión o combinación de ambas. Para disminuir los volúmenes a inyectar y sus costos operativos es posible implementar complementariamente un económico sistema de evaporación en bajos o represas "ad hoc". (ver Evaporación). Los detalles de la metodología de inyección pueden consultarse en la publicación del IAP (20).

La alternativa de inyección profunda no debe ser desechada si otras metodologías más económicas de disposición no pueden ser practicadas. Para ello se cuenta con la experiencia de las empresas petroleras en el diseño de perforaciones profundas y la de expertos hidrogeólogos locales para seleccionar formaciones geológicas permeables que no estén conectadas a acuíferos de agua dulce o cursos superficiales y garantizar así un diseño ecológicamente seguro que evite los aspectos negativos descriptos en al publicación del IAP (20).

Dispositivos de monitoreo anular y diseño de pozos inyectores

Cabe mencionar la experiencia del programa "UIC" del Dpto. de Recursos Naturales de Ohio, EEUU (21), para proteger los acuíferos de la contaminación generada por estos dispositivos de inyección. Allí, antes de extender un permiso para inyección profunda o para recuperación secundaria, debe ser evaluada un "área de reconocimiento o revisión" y se publica un edicto en un periódico de circulación importante en las cercanías del punto en cuestión. Puede ser establecida una audiencia pública si las objeciones al proyecto tuvieran validez. Los pozos inyectores, de cualquier tipo, son diseñados con varios "casing" sellantes para proteger los acuíferos de agua dulce. Luego de efectuarse un test de integridad mecánica en el pozo inyector se monitorea un packer anular que aisla el casing de producción del tubing de inyección. Por otra parte, el casing de superficie (cañería guía) está cementada al menos desde 50'=15m por debajo de la unidad hidrogeológica acuífera de agua dulce más profunda y hasta la superficie. El "casing" de producción está cementado hasta, al menos, 300'=90-100m por encima de la zona de inyección. Si el monitoreo del packer anular indica que las presiones de inyección se mantienen elevadas durante el prolongado tiempo de la prueba de eficiencia entonces se infiere que no existen pérdidas y se puede colocar el pozo en operación. Posteriormente se requiere un pequeño test mensual y cada cinco años el test de integridad mecánica. Todas las tareas ejecutadas hasta la puesta en operación del pozo inyector son inspeccionadas por un inspector del UIC y durante el período de inyección existen controles semestrales. Se demostró que 99 de 100 pozos inyectores en los que no se habían adoptado estas previsiones del UIC, la aislación no fue efectiva para disponer el agua de separación ni proteger los

acuíferos de agua dulce. En virtud de ello, las regulaciones y controles son más rigurosos.

Los pozos inyectores deben ser diseñados teniendo en cuenta, al menos los siguientes aspectos (1), que pueden ser consultados en la publicación del IAP (20).

Alternativa de inyección a formaciones productoras de petróleo

Debe tenerse en cuenta que, si se inyecta a formaciones petroleras (con la ventaja de mantener la presión del yacimiento), aparte de los aspectos puntualizados precedentemente, hay que considerar significativos parámetros de operación. Entre los más importantes se incluye el pre-tratamiento de salmueras, estudio de compatibilidad entre el agua natural de la formación geológica del reservorio y del agua a inyectar así como la presión de inyección no fracturante.

Las obligatorias medidas de seguridad y mantenimiento, necesarias para proteger los recursos hídricos superficiales y subterráneos; deben ser incluidas también en el análisis de costos.

En la tabla 1 puede observarse que en la mayoría de los 29 estados petroleros de EEUU la técnica de inyección es aceptada para la eliminación de salmueras en el subsuelo.

Existen, sin embargo, acciones contradictorias acerca de la inyección profunda en este último país. El Secretario del Interior de los EEUU, en 1969, expresó que "el vertido de los residuos del subsuelo es un monstruo de Frankestein en potencia" (17, pág.1909). El primer ensayo de inyección profunda (17) se registró en 1918 en los yacimientos petrolíferos de Pennsylvannia. En 1921 se inyectaban salmueras petroleras de 10.000.000 m^3/año (28.000 m^3/día), hasta el año 1967. Sólo en Tejas existían en 1965, 2.000 pozos que inyectaban salmueras de petróleo. También en (17) se informaba en EEUU los 2/3 de las demandas judiciales por contaminación del agua subterránea son debidas a la inyección profunda que ocasiona fugas o actividad sísmica. En la cuenca de Denver no se pueden realizar nuevos de pozos de inyección profunda a causa del aumento de la sismicidad.

Aspectos negativos de casos de inyección de salmueras a niveles productores de petróleos se ha analizado en la cuenca de un importante río del sur de Mendoza (20).

Ya que se requiere continuar con la práctica de inyección profunda se deben efectuar previamente los estudios y análisis hidrogeológicos de los pozos inyectores y de pozos abandonados factibles de utilizarse para estos fines. Para ello se deben preparar cortes de subsuelo, a base de información de perfiles litológicos y/o eléctricos, definir las características hidrogeológicas de los terrenos atravesados por las perforaciones mediante correlaciones litológicas y eléctricas, selección de niveles permeables factibles de inyectar sin contaminar acuíferos y río, los cuales pueden o no coincidir con niveles ensayados para petróleo, detección de discontinuidades geológicas, zonas de punzado, presencia de fluidos, presión de admisibilidad no fracturante, etc. (ver figs. 1 y 2) en la publicación IAP (20).

Sumario de las ventajas y desventajas de la inyección

Posibles Ventajas	Posibles desventajas
1. Un buen diseño, ejecución y operación del sistema, teniendo en cuenta el modelo hidrogeológico local, garantiza un mínimo riesgo de daño ambiental.	1. Los costos de ejecución del pozo inyector pueden ser elevados.
2. El aprovechamiento del agua de separación para inyectarla a formaciones petroleras puede disminuir costos de explotación por recuperación secundaria.	2. Los costos de operación inyectando a formaciones poco permeables pueden ser relevantes.
3. Existe generalmente un buen conocimiento geológico de las formaciones profundas que facilitaría el diseño del sistema.	3. El mantenimiento del sistema puede ser dificultoso por la corrosión e incrustación en cañerías y bombas.
4. Existe experiencia en las empresas petroleras y en los hidrogeólogos locales para realizar buenos diseños y emprendimientos conjuntos.	4. Requiere un estudio hidrogeológico previo que evalúe la conexión con acuíferos y cauces de agua dulce.
	5. En caso de desear la utilización del agua de separación para recuperación secundaria podría requerirse un acondicionamiento costoso previo a la inyección.
	6. Difícil control de averías y contaminación de acuíferos.

Descarga directa a los ríos y cuerpos de agua

En un muy limitado número de casos la calidad del agua de separación de petróleo es tal que su utilización directa o la descarga legal a los cuerpos o cursos de agua superficial es posible con poco o ningún tratamiento. En el caso del agua de separación de yacimientos hidrogeológicamente vinculados a ríos, atendiendo a los parámetros hidroquímicos que muestran la composición del agua de separación y la del río antes y después del vertido, puede ser posible evaluar la afectación de la salinidad del río. Las exigencias de la autoridad de aplicación inherente, sin embargo, pueden impedir el vuelco directo a los ríos para aprovechar el bajo costo de dicho vertido. Una forma coherente y justa de vertido directo a los cuerpos de agua debe ser analizada conjuntamente con las autoridades teniendo en cuenta no sólo los aspectos físico-químicos sino también los biológicos evaluando, además, su peso relativo frente a los otros vertidos de aguas salinas provenientes del drenaje de riego o de otros establecimientos industriales ribereños. Un cauce o cuerpo de agua debiera ser usado no sólo para cumplir con su función de desagüe natural de su cuenca hídrica sino como medio de transporte, fuente de energía, lugar de pesca, navegación, natación y para contribuir al medio ambiente de la comunidad que se vincula al mismo (3). Finalmente, el caudal del río puede ser utilizado para transportar material de desecho proveniente de hogares, fábricas o minas, dentro del concepto de planificación del uso del agua que requiere la selección y preservación del standard de calidad regulando los tipos y cantidades de agua de desecho que pueden ser aceptadas como descarga final al río sin interferir en los distintos usos que aguas abajo del punto de vertido, realicen los distintos usuarios (3).

Se adjunta a continuación un cuadro de las ventajas y desventajas de la descarga directa.

Sumario de ventajas y desventajas posibles de la descarga directa a los ríos y cuerpos de agua

Desventajas posibles	Ventajas posibles
1. Puede ser objetado.	1. Poco costosa de construir y operar.
2. Se requiere eficiente separación agua-petróleo.	2. Puede requerirse poco tratamiento.
3. Puede requerir monitoreo químico regular, intensivo y costoso.	3. Puede ser no restrictiva para los volúmenes a verter en el futuro.
4. Puede requerirse tratamiento del agua de separación para eliminar o atenuar la concentración de sus constituyentes comunes y no afectar usuarios del río.	4. No requiere los extensos y detallados estudios hidrogeológicos de las otras alternativas de disposición de salmueras.
	5. Permite la utilización del agua por otros usuarios.
	6. No depende de la tasa de evaporación.

Evaporación

Los bajos o represas de evaporación es una técnica disponible que cuando es correctamente proyectada, construida, operada, mantenida y monitoreada, expulsa a la atmósfera el agua de las salmueras de separación de petróleo en forma de vapor. Se debe tener precaución extrema en su diseño y construcción ya que incorrectamente realizadas se transforman en piletas de infiltración y se produce la lenta migración de las salmueras hacia el agua subterránea causando polución por cientos de años tanto a acuíferos como a los cuerpos de agua superficial aledaños.

Se considera que esta técnica puede ser aprovechada en todas las áreas con su red hidrográfica desvinculada de los ríos y cuerpos de agua. Ello minimiza el riesgo de las operaciones ya que en época de riqueza hídrica sería imposible que el fluido alcance dichos cuerpos de agua. Facilita la seguridad y economía (no se requiere utilizar membranas impermeables) del confinamiento la conformación hidrogeológica de superficie cuando existen importantes espesores de material poco permeable limo-arcilloso y/o con participación de arcillas expansivas (montmorillonita). Ello ha sido aprovechado por el CRAS en la Provincia de Río Negro para sugerir la evaporación de 5.000 m^3/día en una superficie de 165 has. situada sobre una formación terciaria-cretácica arcilítica-bentonítica.

En otro caso, evaluado para un conjunto de yacimientos de Mendoza y Neuquén que concentraban su producción en una planta deshidratadora que producía casi 10.000 m^3/día de agua de separación se efectuó la selección del método **experimental o piloto de evaporación total** mediante la construcción de represas de bajo tirante y una superficie de 280 ha. Se consideraron varios aspectos, comenzando por las especificaciones legales de la autoridad de policía del agua que exige que el método seleccionado asegure "que no llegue una gota de agua salada a un río vecino" en función de proyectos de embalse e irrigación. La Provincia de Mendoza, por otra parte, a través de su Departamento General de Irrigación, ha emitido la Resolución N° 634 del 12/8/87 que rige el volcado de efluentes. Esta norma en su capítulo II "prohibe el vuelco de efluentes industriales a pozos absorbentes, pozos excavados y perforados **conectados a cualquier acuífero libre o confinado**, con excepción de aquellos singulares que autorice el

Departamento General de Irrigación". Dadas las características hidrogeológicas de alta permeabilidad del subsuelo de un área seleccionada, cualquier método de eliminación de salmueras petroleras que implique su **infiltración** se comportaría como un pozo absorbente conectado a los acuíferos y ríos vinculados.

Por ello el CRAS ha obtenido información de detalle sobre cada área investigada, tales como la superficie que ocupan las diferentes formaciones geológicas de interés hidrogeológico en superficie y subsuelo. También se han efectuado cálculos de permeabilidad para estimar una velocidad natural de flujo desde el lugar seleccionado hasta el río o acuífero de agua dulce más cercano. En ocasiones estos cálculos no fueron posibles en razón de la falta de datos hidrogeológicos subterráneos directos y la imposibilidad de obtenerlos rápidamente.

Se han localizado y analizado también los diferentes tipos de suelo de cada región, su geología e hidrología además del origen de la zona seleccionada y la penetración de las diferentes perforaciones petroleras y no petroleras en la vecindad ya que representan vías de acceso para el agua salada desde la formación geológica superficial receptora hacia los acuíferos de agua dulce y luego a los cursos de agua superficial.

Otro caso es el de un yacimiento situado a unos 30 Km al sur de la ciudad de Mendoza en el que se recomendó la eliminación de agua de separación por evaporación (300 a 900 m^3/día) desde una superficie de represas (impermeabilizada por hallarse en zona agrícola y con acuíferos de tipo libre en explotación) de entre 10 y 20 ha. Actualmente una represa-almacén, impermeabilizada, de 0,4 ha. de superficie, elimina naturalmente unos 15 m^3/día y se inyecta el resto al subsuelo.

Dado que la capacidad de evaporación promedio en la zona es de aproximadamente 4 litros/m^2/día y puede ser varias veces menor que la capacidad de infiltración generalmente se interpreta apresuradamente que el costo de las represas de evaporación puede ser mayor que el de las de infiltración pues, a igualdad de almacenamiento, la **superficie** debe ser mayor. Pero, a pesar de que algunos operadores o autoridades públicas poseen un injustificable "prurito" al observar extensas superficies de agua libre, las represas de evaporación se construyen con vermas de pocos cm (50-60). Ello es una ventaja de manejo de prevención de aluviones o roturas respecto de los taludes de varios metros de altura y de ancho que requieren las represas de infiltración para conservar la máxima capacidad de almacenamiento con la menor superficie (y por ende menor evaporación) posible. La implementación de represas de evaporación puede resultar en un **bajo costo de movimiento de suelos** en comparación con los que implica una represa de infiltración.

Sumario de ventajas y desventajas posibles del método de evaporación

Ventajas posibles	Desventajas posibles
1. La elevada temperatura de las salmueras es beneficiosa.	1. Mal diseñado y mantenido puede convertirse en potencial punto de contaminación de aguas superficiales y subterráneas debido a las fallas constructivas que liberen el depósito de sal acumulado, especialmente cuando el yacimiento es abandonado.
2. Relativamente rápido de construir y fácil de mantener.	2. Fuente de continua búsqueda legal por la historia de la tierra y la contaminación del agua involucradas.
3. El hecho que sólo sea necesario remover petróleo y algún material que cree una película sobre la superficie, implica un mínimo de tratamiento de agua previo.	3. El alto costo de la tierra puede hacerlo impracticable.
4. La más efectiva en áreas relativamente áridas del país donde el costo de la tierra es relativamente bajo.	4. La película de petróleo sobre la superficie del agua puede dificultar el proceso de evaporación.
5. La calidad de la salmuera, excepto por el contenido de petróleo, no es importante problema en el manejo del sistema.	
6. El depósito de sal precipitada es de gran dureza y no puede ser derramado por el viento ni afectar la vegetación. Cuando el área de evaporación es bien diseñada y se elimina el riesgo aluvional el depósito cristalino queda inmovilizado.	
7. Existe experiencia en Argentina, Mendoza - Empresa Potasio Río Colorado - Minera TEA S.A. También en Yacimiento Ugarteche YPF S.A.	

Infiltración

No se ha encontrado bibliografía internacional que ilustre acerca de las bondades de este método de eliminación de agua de producción petrolera.

Este método consiste en eliminar el agua mediante su insumisión deliberada desde el fondo de represas no impermeabilizadas hacia el interior de los sedimentos o rocas subyacentes, de adecuada permeabilidad y que estén desconectadas de acuíferos o cursos de agua. Ésta última condición debe ser demostrada con un modelo hidrogeológico conceptual o mediante una simulación matemática que requiere datos geológicos, hidrológicos e hidroquímicos completos y concretos del subsuelo obtenidos e interpretados por profesionales idóneos y expertos.

Dado que la capacidad de infiltración por unidad de superficie puede ser varias veces mayor que la capacidad evaporante generalmente se interpreta apresuradamente que el costo de las represas de infiltración puede ser menor que el de las de evaporación pues, a igualdad de diseño, la **superficie** puede ser menor. Sin embargo, las represas de infiltración se construyen con paredones de varios metros de altura para conservar la máxima capacidad de almacenamiento con la menor superficie (y por ende menor evaporación) posible. Ello estriba en un **alto costo de movimiento de suelos** en comparación con los que implica una represa de evaporación.

El CRAS ha aconsejado este método en sólo dos yacimientos, uno en la Provincia de Mendoza y otro en la Provincia de Río Negro.

En el de la Pcia. de Mendoza se estimó que su implementación -de emergencia y durante un cierto período de tiempo- sería inocua para los acuíferos en función de que los estudios interdisciplinarios indicaban que el flujo subterráneo tenía tal magnitud que el aporte de sales al subsuelo, si se efectuaba en forma homogénea; sólo incrementaría la salinidad del agua subterránea en un 1 % y ningún uso sería afectado.

En la Pcia. de Río Negro se recomendó, de emergencia, la infiltración de 6.000 m^3/día sobre un paleocauce fluvial de 40 Km de longitud advirtiendo mediante modelación matemática que el agua colmataría subterránemente el paleocauce en un período máximo de 15 años.

Existen otros datos concretos (20) que no aconsejan la infiltración, sin profundos estudios hidrogeológicos que incluyan modelación y simulación matemática de los sedimentos o acuíferos involucrados. Dichos datos se refieren a una extensa área estudiada; toda la Provincia de Mendoza, con la gran cantidad de yacimientos y establecimientos involucrados (más de 50) y la diferente vulnerabilidad a la contaminación del recurso hídrico (especialmente subterráneo).

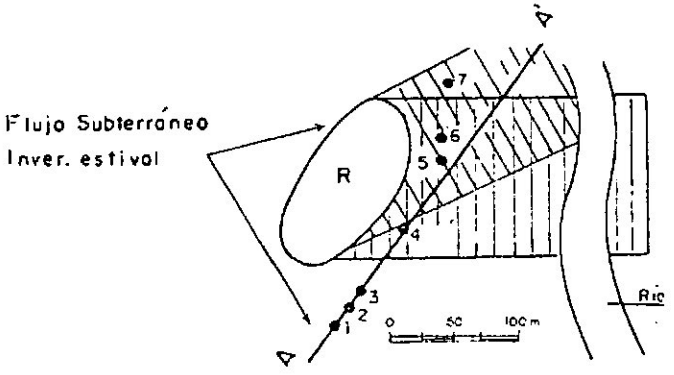
MONITOREO

Cualquiera de las alternativas de disposición del agua de producción implica el **monitoreo** posterior de las variables hidrológicas y químicas implicadas mediante un sistema de control, de diseño hidrogeológicamente eficiente y operación económica, cuya red monitora se vuelque a un mapa de vulnerabilidad de los acuíferos a la contaminación proveniente de la superficie y el criterio de vulnerabilidad utilizado (16).

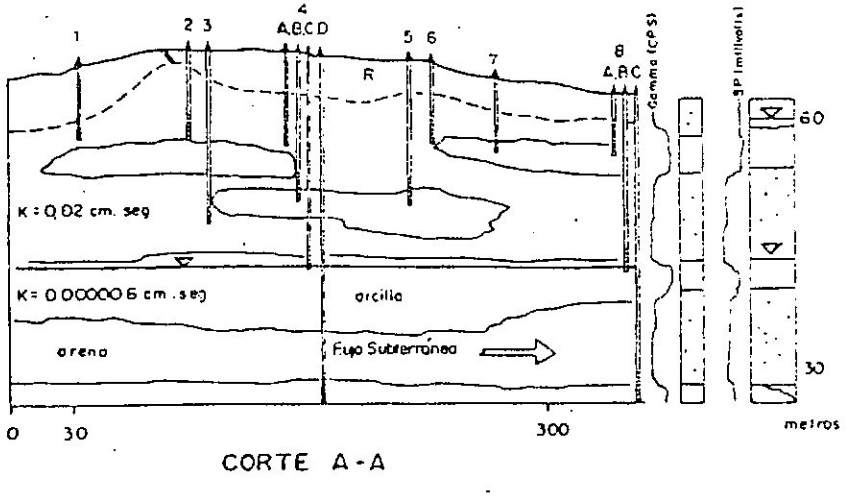
Se entiende que un punto de monitoreo posee un diseño hidrogeológicamente eficiente cuando los datos que de él se obtengan respondan inequívocamente a la situación del acuífero o cuerpo de agua a controlar. La figura 1 (18) ejemplifica el monitoreo de diferentes acuíferos de los que se conoce su piso, techo, permeabilidad vertical y horizontal, nivel de agua, etc. Si la hidrogeología del punto de monitoreo no fuese conocida los datos brindados por los piezómetros y pozos de monitoreo responderían a situaciones muy diferentes de las que se desea controlar.

Se puede citar como monitoreo eficiente y económico al que se efectuó luego del estudio de un yacimiento que posee dos pozos de explotación (producción bruta de 30 m^3/día, permanente). Allí se evaluó la eficiencia ecológica de la operación de represas de infiltración de "agua de purga". Dado que las represas se situaban con su fondo sobre rocas casi impermeables el agua salada atravesaba taludes **permeables** y se incorporaba desde la superficie como verdaderos "manantiales" pequeños o como flujo subterráneo "hipodérmico" (17) a los mencionados arroyos.

Monitoreos realizados sobre un arroyo principal involucrado dieron como resultado variaciones producidas en el tiempo que se adjuntan en la tabla siguiente; con los puntos de muestreo, la Conductividad Eléctrica correspondiente y la fecha de análisis.



POZOS DE MONITOREO Y LONGITUD DE FILTROS EN AMBIENTE DE LLANURA ALUVIAL



CORTE A-A

DETALLE DE POZO DE MONITOREO

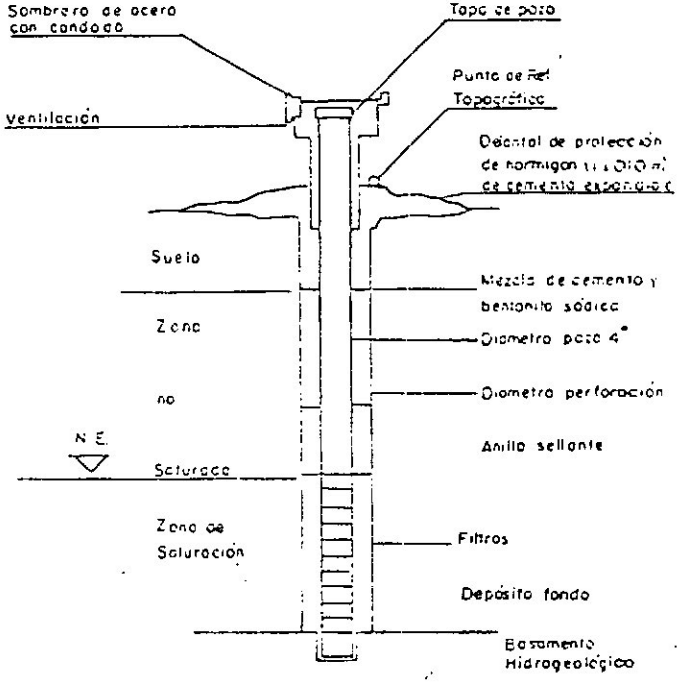


Figura 1

Punto de muestreo	Conductividad eléctrica (μmhos/cm)						
	Fecha de muestreo						
	5/89	10/90	3/91	4/91	5/91	6/91	11/92
1	546	569	960	500	548	480	560
2	58.600	17.690	27.400	30.420	28.500	20.980	3.350
3	15.000	8.240	13.450	10.090	9.540	9.560	3.600

COSTOSA ELIMINACIÓN DE REPRESAS INJUSTIFICADA

En oportunidad de un reconocimiento efectuado en diciembre de 1992, no se observó ningún tipo de represas ni vertido de salmueras en el yacimiento precedente; las que existieron anteriormente habían sido tapadas mediante un importante Y COSTOSO movimiento de suelos. De esta manera el yacimiento ahora carece de represas pero también de capacidad de almacenamiento ante eventuales fallas del sistema de conducción de la producción bruta a destilería. Ahora no se contamina el subsuelo ni los arroyos pero se desaprovecha la capacidad evaporante de la atmósfera que permitiría reducir el volumen y costos de transporte de agua.

Análisis general de costos de eliminación de agua de separación en superficie. Se remite al lector a la publicación del IAP (20).

BIBLIOGRAFÍA

1. REID, G.W.; STREEBIN, L.E.; SMITH, J.R. 1974. Brine disposal treatment practices oil production Industry. School of Civil Engineer and Environmental Science. Univ. of Oklahoma Research Institute, for the United States Environmental Protection Agency (EPA).

2. OBRAS SANITARIAS DE LA NACION. 1980. Especificaciones agua bebida.

3. JAMES, DOUGLAS L. AND .LEE,R. 1971. Economics of Water Resources Planning Mc Graw-Hill Book Company pp. 373-394.

4. CASE, L.C. 1970. Water problems Production, An operator's Manual. Tulsa, Okla., The Petroleum Publishing Co. p. 22-119.

5. TIPPING, E. 1988. Audiovisual s/problemas geotécnicos en presa Chocón "Dpto. Geológico de Hidronor S.A.I. Simp. Geol. Apl. a Ing. y Geotecnia en áreas Símicas. Consejo Profesional de Ciencias Geológicas. San Juan. 26-27/5/88.

6. GARCÍA PUENTE, C. 1988. Información periodística del diario Clarín del 3/1/88. Presidencia de Hidronor S.A.

7. PRIETO, J. 1980. Anomalías Geotécnicas en la Fm. Estratos con Dinosaurios por disolución de yeso en la Barda Alta de la ciudad de Neuquén. Comunicación verbal. Univ. Nac. del Comahue.

8. HOLMBERG, E. 1962. Descripción Geológica de la Hoja 32d-Chachahuén. Dcción. Nac. de Geología y Minería. Bol. Nº 91.

9. PRIMO, L.J.; GONZALEZ, O. 1973. Relevamiento de las aguas subterráneas de la cuenca neuquina y su posible utilización en proyectos de recuperación secundaria y otros usos.

10. MANCINI, C.D.; ULIANA, M.A. 1973. Suministro de agua para recuperación secundaria en el sector oriental de la cuenca neuquina. II Simp. Rec. Sec. Petr. y gas. 11/1973. Bariloche.

11. CAZAU, L.B.; ULIANA, M.A. 1973. El cretácico superior continental de la cuenca neuquina. Actas V Congr. Geol. Arg. T..p.132-163.

12. DIGREGORIO, J.H. 1969. Neuquén. Geología Regional Argentina.p.441-505. Acad. Nac. de Ciencias de Córdoba.

13. ASOCIACIÓN GEOLÓGICA ARGENTINA. 1978. Relatorio de la Geología y Recursos Naturales del Neuquén. 9-15/4/Neuquén.

14. ROTBARG, M.E. 1992. Contaminación de las aguas. Cuestiones legales relacionadas. Seminario s/protección ambiental en exploración y explotación de hidrocarburos.I.A.P.Neuqén 22/24 setiembre.

15. CABALLERO, H.M. 1992. Evaluación del impacto ambiental. Idem anterior.

16. WETTEN, C. 1985. Mapas de vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea. D-154-CRAS.

17. CUSTODIO, E.; LLAMAS, M.R. 1976. Hidrología subterránea. Edic. Omega S.A. Barcelona.

18. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). 1986. RCRA Ground Water Monitoring Technical Enforcement Guidance Document OSWER 9950-I-EPA-89-USA.

19. WETTEN, C. 1993. Acuíferos del Terciario en Mendoza Norte y vulnerabilidad de acuíferos a la contaminación. Relatorio del XI Congreso Geológico Argentino, cap.Rec. Hídricos. Mendoza. En prensa.

20. WETTEN, C. 1993. Técnicas de disposición hidrogeológica de agua y de producción de petróleo y costos y protección acuíferos en el oeste de Argentina. 1º Jornadas Argentinas Preservación del Recurso agua en la industria petrolera. Mendoza, 16/19 noviembre. Instituto Argentino del Petróleo. p.351-379.

21. DENNIS, R.C. 1990. Brine management practices in OHIO. IUC program Administrator. OHIO Dpt. of Natural Resources. Div. Oil and Gas Columbus. OHIO, USA.

22. PLAN DE AGUA SUBTERRANEA. 1972. Investigación de las aguas subterráneas en el Noroeste. Argentina. Estudio de las aguas subterráneas en el valle del Carrizal. PNUD-ONU. Informe Técnico Nº 5.

Métodos de disposición de salmueras de Petróleo permitidos en Argentina y EE.UU Tabla NO 1-1

Estado	Método permitido				Agencia u organismo de regulación que otorga permiso o sugiere método	Publicación de Leyes, Normas, regulaciones y definición de términos u organismo de coordinación
	Infiltración	Evaporación	Inyección	Descarga directa		
Alabama	NO	En represas revestidas o no según el suelo	SI	NO	State Oil and Gas Board	Geological Survey of Alabama
Alaska	No hay permisos para disposición de salmueras a la fecha			NO	Dpt. of Natr. Resources	No existen regulaciones
Arizona	NO	En represas, revestidas o no según suelo	SI	NO	Oil and Gas Conservation Comission	State of Arizona
Arkansas	NO	En depresiones, revestidas o no	SI	NO	Oil and Gas Comission	Gral. rules and regulations.... State Geological Survey
California	NO	"	SI	al océano	Dpt. of Conservation Div. Oil and Gas	Water Resources Control Board
Colorado	NO	"	SI	NO	Oil and Gas Cons. Comission	Geological Survey.Denver Water Pollution Control Comission
Florida	NO	NO	Si exclusivamente	NO	Dpt. of Nat. Resources. Bureau of Geology. Oil and Gas Administration	Dpt. of Air and Water Polution Control
Illinois	NO	En represas, revestidas o no según suelo	SI	NO	Dpt. of Mines and Minerals	Dpt. of Mines and Minerals
Indiana	NO	"	SI	NO	Dpt. of Nat. Resources	Indiana Geological Survey
Kansas	NO	"	SI	NO	State Corporation Comission	State Geological Survey
Kentucky	NO	"	SI	NO	Dpt. of Mines and Minerals	Water Pollution Control Comission

Métodos de disposición de salmueras de Petróleo permitidos en Argentina y EE.UU Tabla Nº 1-2

Estado	Método permitido				Agencia u organismo de regulación que otorga permiso o sugiere método	Publicación de Leyes, Normas, regulaciones y definición de términos u organismo de coordinación
	Infiltración	Evaporación	Inyección	Descarga directa		
Louisiana	NO	En represas, revestidas o no según suelo	SI	Si. A cuerpos de agua degradados e inaptos p/consumo humano o agrícola	Dpt. of Conservation Louisiana Geological Survey. Geology Building	Ninguna
Maryland (produccion de gas)	No hay reglas ni regulaciones para disposición de salmueras				Maryland Geological Survey	Dpt. of Water Resources
Michigan	NO	NO	Si.Exclusivamente	NO	Michigan Geological Survey	Gral. Regulations Governing Oil and Gas Operations
Mississippi	NO	En represas, revestidas o no según suelo	SI	Si. A cpos.de agua en que no hayan sido prohibidos por la Com. de Pesca y Caza u otros entes reg.	State Oil and Gas Board	State Oil and Gas Board
Missouri	NO	NO	Si (aprobado por el Geólogo del Estado	NO	Missouri State Oil and Gas Council (MSOGS con un staff presidido por el Geólogo del Estado)	M.S.O.G.C. cuyo staff lo integran Geological Survey and Water Resources, Div. of Comm. and Inf. Development, Public. Service Comm, Water Pollution Board, Univ. of Missouri (un profesor de Ing. en Petróleo)

Métodos de disposición de salmueras de Petróleo permitidos en Argentina y EE.UU Tabla NO 1-3

Estado	Método permitido				Agencia u organismo de regulación que otorga permiso o sugiere método	Publicación de Leyes, Normas, regulaciones y definición de términos u organismo de coordinación
	Infiltración	Evaporación	Inyección	Descarga directa		
Montana	NO	En represas (impermeabilizadas o no)	SI. (promocionada)	NO	Oil and Gas Conserv. Commision	State Dpt. of Health - Water Resources Board
New México	NO	Idem anterior	SI	NO	Oil Conservation Commision	Water Quality Control Comision
New York	NO		SI	NO	Div. of Min. Resources	Satte of New York
Nebraska	NO	NO	SI	NO	Oil and Gas Conserv. Commision	Dpt. of Health - Nebraska. Geological Survey
North Dakota	NO	En repr. imperm. o no, seg. suelo	SI	NO	Industrial Commision	Ninguna agencia
Ohio	NO	Idem ant.	SI	NO	Dpt. of Nat. Resources - Div. of oil and Gas	Oil and Gas Law
Oklahoma	NO	NO	SI	NO	Oil Corp. Commision	Corp. Comm. Conserv. Division
Pennsylvania	"Cualquier método que impida que las salmueras y/o residuos de la industria alcancen el agua pública"				Dpt. of Mines and Ind.	Sanitary Water Board
South Dakota	"La política actual es eliminar las salmueras por evaporación en represas impermeabilizadas adecuadas. No se inyecta a la fecha (1971)				Oil and Gas Board	Dpt. of Health
Texas	NO	NO	SI	SI. En el mar o zonas de estuario	Railroad Commision	Railroad Commision
Utah	NO	En repr. imp. o no seg. suelo	SI	NO	Div. of Oil and Gas Conservation	U.S. Geological Survey
West Virginia	NO	NO	SI	NO	Dpt. of Mines	Dpt. of Nat. Resources

Métodos de disposición de salmueras de Petróleo permitidos en Argentina y EE.UU Tabla Nº 1-4

Estado	Método permitido				Agencia u organismo de regulación que otorga permiso o sugiere método	Publicación de Leyes, Normas, regulaciones y definición de términos u organismo de coordinación
	Infiltración	Evaporación	Inyección	Descarga directa		
Wyoming	NO	SI	SI	NO	Oil and Gas Conserv. Commision	Dpt. of Health and Serces Game and fish Commision
Río Negro	SÍ pero con proyecto y cronograma de obra aprobados por la DPA que demuestre la desconexión y no contaminación de los recursos hídricos c/control y monitoreo de obras, cercado perimetral y plan de restauración del área ocupada.		SÍ, c/ planos e informe geológico.	SÍ, pero c/autorizac. expresa	Dpto. Provincial de Aguas (DPA)	Ley Pcial. 2391 - DPA Dcto. Pcial. 2106/90 y 1894/91 Resolución 378/92-DPA Resolución DPA dá definiciones, metodologías y parámetros a considerar. considerar.
Mendoza	No, salvo casos expresamente autorizados.	SI	SI	SÍ, c/ autorización expresa	Ministerio de Medio Ambiente, Urbanismo y vivienda en coordinación con el D.G.I.	Ley Pcial. 5961 (Preservación Ambiental). Resol. 634/1987-DGI (Normas proced. p/control de la contaminación industrial). Dpto. Gral. de Irrigación (DGI) Dto. 437/93 (reglamenta Ley 5961) Ley Pcial. 5917 sobre Residuos Peligrosos.
	En cualquier caso se requiere Evaluación Impacto Ambiental, recabado mediante audiencia pública. También se exige informe de partida y monitoreo, control y vigilancia. Multas: 20.000 a 200.000 hasta paralización o aplicación Ley 5917 s/residuos peligrosos.					
ARGENTINA Actividades de exploración y explotac. de hidrocarburos y activi. relac. sujeta a jurisdic. nacional	SI (Si no existe peligro de contaminación de agua dulce subt. o sup.) restituyendo la vegetación natural.		SI			

EE.UU: Penalidades por infracción a las regulaciones: Desde multas de U$S 100/día, más de un año de prisión hasta indemnizaciones por daños y perjuicios y multas de U$S 14.000.000 por vertidos de petróleo provenientes de embarcaciones (Jurisdicción de Alaska).

HIDROLOGÍA URBANA. INCIDENCIA AMBIENTAL DEL CRECIMIENTO DE LAS GRANDES CIUDADES SOBRE LAS CONDICIONES HIDROLÓGICAS NATURALES.

José Dolz Ripollés
Departamento de Ingeniería Hidráulica, Marítima y Ambiental
Escuela T.S. de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos
Universitat Politècnica de Catalunya
Gran Capitán. D-1
08034 Barcelona. España

RESUMEN

El proceso de urbanización altera sustancialmente la hidrología de las cuencas donde se produce. En particular se modifican la red hidrográfica y el proceso de transformación lluvia-escorrentía. Como consecuencia de la actividad urbanizadora los cauces naturales que conformaban la red hidrográfica original suelen ser profundamente alterados, lo que afecta de forma directa a su capacidad de desagüe y por tanto se propicia la existencia de inundaciones. A este respecto cabe indicar que un período de retorno habitual para el proyecto de las redes de drenaje urbano es de 10 años, mientras que la red hidrográfica original es fruto de un proceso natural que abarca períodos de orden de magnitud muy superior. Asimismo la urbanización de un área normalmente incluye la filosofía de que las aguas pluviales deben de ser eliminadas lo más eficaz y rápidamente posible. Ello propicia el evitar la temporal retención superficial y el incrementar la velocidad del agua hacia aguas abajo de la cuenca. Ambos aspectos dan como resultado el que las zonas situadas aguas abajo se vean sometidas a hidrogramas con mayor volumen, mayor caudal punta y mayor brusquedad (menor tiempo entre el inicio de la lluvia y la presentación del caudal máximo). Cuando el desarrollo urbano se realiza desde el núcleo antiguo hacia aguas arriba de la cuenca, los procesos anteriormente citados suelen dar lugar a un incremento de caudal que no es posible absorber por la red de drenaje existente en la antigua zona urbana, presentándose problemas por inundación. El resolver esta situación normalmente supone importantes inversiones en infraestructura y molestas actuaciones en áreas densamente pobladas.

INCIDENCIA DE LA URBANIZACIÓN EN LA ESCORRENTÍA

La urbanización de una cuenca modifica su respuesta hidrológica frente a una determinada lluvia. La urbanización conlleva la alteración de las redes de drenaje natural (construcción de colectores y encauzamientos) y un incremento de las zonas impermeables en superficie, todo ello con el criterio de drenar lo más eficiente y rápido posible el área urbanizada. Como hemos dicho, esta dinámica afecta a la hidrología de la cuenca y muy especialmente a las zonas situadas aguas abajo. La urbanización aguas arriba modifica el hidrograma que reciben

estas zonas de forma que se incrementan el volumen de escorrentía y el caudal máximo. Asimismo es menor el tiempo que transcurre entre el inicio de la escorrentía provocada por la lluvia y el máximo caudal: disminuye el tiempo de concentración. Todo ello conlleva que la zona aguas abajo esté afectada con mayor frecuencia por caudales que pueden crear problemas por inundación, tanto más importantes cuanto menores sean las pendientes. En la figura 1 puede verse la evolución a lo largo del período 1954-1973 del máximo caudal anual en una pequeña cuenca (4.7 km^2) del sur-este de Inglaterra en función de la impermeabilización provocada por la urbanización, Hall (pp. 165, 1984).

El Ministerio de Construcción del Japón inició en 1969 un estudio experimental de la influencia de la urbanización en el comportamiento hidrológico de 13 cuencas urbanas de diferentes tamaños (de 0.32 a 23.96 km^2). Los resultados obtenidos se utilizaron en la planificación de las actuaciones frente a las inundaciones, Yoshimo y Yoshitani (1990). Refiriéndonos a una de las trece cuencas (la de Minamiosawa, de 0.97 km^2) cuya urbanización pasó a afectar del 0 al 61.5% de su superficie, las principales conclusiones son:

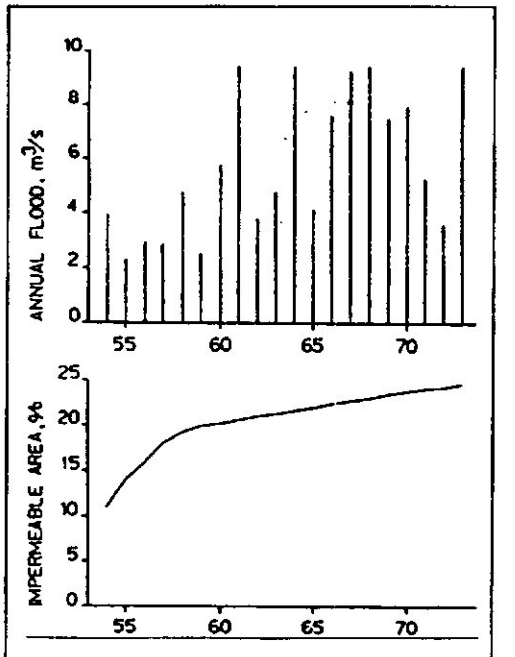


Figura 1. Caudal máximo anual y porcentaje de superficie impermeabilizada.

- El coeficiente de escorrentía pasó de tener un valor comprendido entre 0.03 y 0.46 (31 episodios lluviosos estudiados) a otro comprendido entre 0.11 y 0.64 (20 episodios lluviosos estudiados). Cabe indicar que el coeficiente de escorrentía tiende a ser mayor cuanto mayor es la intensidad.
- El tiempo de concentración pasó de estar comprendido entre 60 y 100 minutos antes de la urbanización, a 35-50 minutos después de la urbanización.

Hasta hace poco tiempo, la solución a estos problemas de inundación provocados por la urbanización aguas arriba se ha orientado hacia las medidas estructurales: construcción de depósitos de retención, incremento de la capacidad de los colectores y encauzamientos. En la actualidad se tiende también a la adopción de medidas no estructurales: control para evitar la impermeabilidad del suelo, control en el uso del suelo, seguros contra inundaciones, etc.

Control artificial de la escorrentía. Depósitos de retención

Una forma de evitar inundaciones cuando la capacidad de la red de drenaje es insuficiente consiste en el almacenamiento parcial de la escorrentía. Existen tres diferentes maneras de conseguir artificialmente este almacenamiento: balsas, depósitos subterráneos, utilización de la propia red de colectores cuando existe una fuerte distribución espacial de la lluvia y no toda la red drena al mismo tiempo, etc. El correcto diseño de estas estructuras requiere un buen conocimiento del

hidrograma de proyecto ya que la forma y el volumen de éste fijarán la capacidad de almacenamiento necesaria.

En las redes unitarias, cada vez son más utilizados los depósitos de retención para almacenar la escorrentía de una lluvia no muy intensa o la escorrentía inicial debida a una lluvia intensa. Estas escorrentías suelen presentar una elevada carga contaminante lo que aconseja evitar su vertido sin previo tratamiento. El almacenamiento de esta escorrentía permite su tratamiento posterior sin tener que incrementar notablemente la capacidad de las plantas depuradoras.

La ciudad de Osaka (Japón) puede ser un ejemplo de este tipo de actuaciones, Murakami (1990) y Hashimoto et al. (1990). Esta ciudad, que posee un sistema unitario de alcantarillado, presenta la doble problemática anteriormente expuesta: inundaciones motivadas por la urbanización intensiva y necesidad de tratar la escorrentía. Actualmente está en construcción un gran colector situado a 30-40 m bajo la superficie, de 6.5 m de diámetro y 12.2 km de longitud, cuya finalidad es facilitar el drenaje de un área de 12 km^2. Este colector está diseñado de forma que en parte también pueda ser utilizado como depósito de retención de la escorrentía con fuerte carga contaminante.

Otra actuación en esta misma ciudad consiste en un depósito de 1.9 km de longitud y 10 m de diámetro, construido a unos 20 m de profundidad. Este depósito tiene por objeto evitar inundaciones en un área con deficiente capacidad de drenaje. Esta obra está parcialmente en servicio desde 1986 y varias veces ha entrado en funcionamiento. En particular, en septiembre de 1989 se almacenaron 100.000 m^3 en una hora, debido a una lluvia de 110 mm con una intensidad máxima de 47 mm/h. En este caso fueron inundadas 963 viviendas, mientras que en 1982 (antes de construir esta obra) una lluvia de 140 mm con intensidad máxima de 33 mm/h, inundó 25.303 viviendas.

Cornellá de Llobregat (Barcelona) es una ciudad situada junto al tramo final del río Llobregat y su área urbana recoge las aguas pluviales de zonas situadas aguas arriba de la misma. La fuerte urbanización de estas zonas junto con la insuficiente capacidad de drenaje de la red de Cornellá, hacen que se vea frecuentemente sometida a inundaciones. Ello se agrava cuando las fuertes lluvias locales coinciden con avenidas en el Llobregat, lo que dificulta o incluso impide el desagüe de los colectores al río. Al objeto de solucionar esta problemática se han proyectado diferentes actuaciones, siendo una de ellas la construcción de una balsa que permita almacenar la escorrentía cuando no es posible desaguar al río. Esta balsa ocupa una superficie de 50.000 m^2 y admite un calado de 4 m. Dado su poco frecuente funcionamiento, la mayor parte del tiempo estará en seco y se prevé su utilización como parque público. El desagüe de la balsa al río se realizará por gravedad cuando los niveles del río y de la balsa lo permitan, o por bombeo, en caso contrario. La capacidad de bombeo prevista son dos grupos de 7 m^3/s. Cabe indicar que el hidrograma de entrada (período de retorno 10 años) presenta un caudal máximo de 130 m^3/s. Al objeto de fijar las necesidades de bombeo, se analizó la estrategia de puesta en marcha y parada de los grupos en función de los niveles en la balsa y en el colector que desagua a la misma (en este caso se trata de un canal). Un detallado estudio de los criterios hidráulicos de diseño de los depósitos de retención puede verse en Stahre y Urbonas (1990).

Colectores interceptores pluviales

El resolver problemas de drenaje en zonas urbanas densamente pobladas mediante la construcción de nuevos colectores, presenta la dificultad de compatibilizar dicha construcción con la escasez de espacio disponible en superficie, la afección a las redes de servicios urbanos y la incidencia en un tráfico durante la construcción. Ello puede ser paliado en gran medida si el nuevo colector se sitúa a la profundidad suficiente para que pueda ser construido en túnel.

Es frecuente que el desarrollo urbano se inicie en un área llana, y posteriormente se extienda a zonas aguas arriba de la cuenca donde existen desniveles importantes. Este esquema es habitual en ciudades costeras o situadas en valles fluviales. Como consecuencia de ello, suelen presentarse problemas de capacidad en la red de drenaje existente en la zona baja, ya que normalmente ésta fue proyectada y construida sin tener en cuenta el incremento de caudal que supondría la posterior urbanización de las zonas situadas aguas arriba. El resolver esta situación suele ser complejo debido a que las pendientes disponibles en la zona baja suelen ser muy pequeñas, lo que obliga a considerar secciones importantes en los posibles nuevos colectores en lámina libre a construir en esta zona, y ello, normalmente es incompatible con el escaso espacio disponible en sus viales.

Una posible solución a esta problemática consiste en la construcción de colectores diseñados para que trabajen en presión y que, aprovechando el desnivel existente, intercepten las aguas pluviales en la zona alta y las transporten aguas abajo de la zona baja. El diseño en presión requerirá unas secciones menores y permitirá una mayor flexibilidad en el trazado. Esto último puede ser de gran interés en áreas densamente urbanizadas, ya que inclusive puede permitir ubicar el colector a una profundidad suficiente como para que pueda ser construido en túnel y de este modo afectar lo mínimo posible a las redes de servicios urbanos y al tráfico.

El diseño en presión del nuevo colector normalmente no permitirá la conexión de otros colectores en la zona baja. Ello exige que la antigua red de drenaje existente en esta zona sea capaz de transportar la escorrentía generada por la lluvia que cae sobre ella.

El valle de México, Domínguez y Jiménez (1992), en el que se encuentra situada Ciudad de México, históricamente presenta notables problemas de drenaje debido al carácter cerrado del mismo. Cabe indicar que Ciudad de México está ubicada en una antigua zona de lagunas que recogían el drenaje de las laderas circundantes. Estas lagunas que inicialmente (antes de la colonización) ocupaban una superficie de 1700 km^2 han quedado reducidas actualmente a unos 50 km^2. La necesidad de dar salida fuera del valle al agua que actualmente ya no puede ser temporalmente almacenada en las lagunas, ha llevado a la construcción de diferentes colectores y canales. Estas actuaciones se iniciaron en 1607, siendo la última de ellas la denominada Drenaje Profundo, cuya primera fase terminó de construirse en 1975. Consiste en un sistema de colectores situados a una profundidad comprendida entre 10 y 217 m, y que funcionan por gravedad. La gran profundidad a que están situados les hace resistentes a los efectos sísmicos y evita que sean afectados por el hundimiento progresivo de las capas superficiales de terreno. Este hundimiento, debido a la gran extracción de agua de los acuíferos, ha llegado a superar 0.5 m/año en la superficie de la zona centro del Distrito Federal. En la actualidad se han construido 110.7 km de túnel, cuyo diámetro varía de 3.1 a 6.5 m y la

capacidad entre 20 y 220 m^3/s.

Al objeto de interceptar las aguas pluviales de las partes altas de las cuencas urbanas de Barcelona y de los municipios limítrofes de L' Hospitalet y Esplugues (Barcelona), se ha realizado un proyecto que contempla la construcción de un colector interceptor (Colector Interceptor Oriental de Rieras). Este colector debe transportar unos caudales que varían desde 33 m^3/s al inicio a 220 m^3/s al final (período de retorno 10 años). Está formado por dos tramos notablemente diferenciados: el primero es un túnel de sección circular de 6 km de longitud y 6 m de diámetro, y el segundo (de 2 km) consiste en un cajero de 7 conductos circulares de 3.3 m de diámetro. El colector se inicia a la cota 45 y su entrega al río Llobregat se sitúa a la cota 4. Se ha diseñado de forma que trabaje en lámina libre en los primeros 5 km (de la cota 45 a la 23) y en presión en los 3 km restantes (de la cota 23 a la 4). A lo largo del tramo en lámina libre recibe todas las incorporaciones de caudal existentes, situándose este tramo a la cota más elevada posible al objeto de reducir al mínimo la altura que deben salvar las diferentes incorporaciones de caudales (en algunas zonas el colector está situado a más de 60 m de profundidad). Dado que la sección es constante en el tramo en lámina libre (diámetro 6 m), el incremento de capacidad que exige la sucesiva incorporación de caudales se obtiene incrementando la pendiente.

Una de las actuaciones más importantes incluida en la nueva red de colectores del frente marítimo de Barcelona, es la construcción del colector de Ciudadela. Este colector intercepta caudales de la parte alta de la cuenca del Bogatell (24.5 de km^2, aproximadamente un 20% de la superficie urbana de Barcelona) conduciéndolos directamente al mar. De esta forma se descarga notablemente la red del Bogatell y se evitan los tradicionales problemas por inundación existentes en la parte baja de la cuenca del Bogatell y actualmente ocupada por la nueva Villa Olímpica. El colector tiene una longitud total de casi 3 km, transporta un caudal comprendido entre los 145 m^3/s al inicio y los 210 m^3/s al final. Presenta dos tramos notablemente diferenciados: un tramo inicial de 716 m, con fuerte desnivel (de la cota 24.5 a la cota 10.5) y un tramo posterior, con desniveles mucho más reducidos. El primer tramo fue diseñado para trabajar en presión y el segundo en lámina libre. El tramo en presión está formado por 3 tuberías de 3.25 m de diámetro colocadas mediante hinca.

REFERENCIAS

DOMÍNGUEZ, R.; JIMÉNEZ, M. 1992. El sistema principal de drenaje del Valle de México". III Curso de Avenidas: Inundaciones y Redes de Drenaje Urbano. Editores J. Dolz, M. Gómez, J.P. Martín. Servicio de Publicaciones del Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Madrid.

HALL, M.J. 1984. Urban hydrology. Elsevier. London.

HASHIMOTO, K.; KATO, T.; NISHIMURA, M.; TOKUDA, H. 1990. Hiranogama underground stormwater reservoir flood control in highly urbanized area. Fifth International Conference on Urban Storm Drainage. Osaka, Japón.

MURAKAMI, H. 1990. Improvement of combined sewer system through stormwater retention at large scale flood control trunk sewers. Fifth International Conference on

Urban Storm Drainage". Osaka, Japón.

STAHRE, P.; URBONAS, B. 1990. Storm water detention. Prentice Hall. New Jersey.

YOSHINO, F.; YOSHITANI, J. 1990. Estimation of runoff changes due to urbanization in Japan. Fifth International Conference on Urban Storm Drainage. Osaka. Japón.

PLANIFICACIÓN Y LEGISLACIÓN EN EL MANEJO DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

Mario A.Hernández
Cátedra de Hidrogeología
Facultad de Cs. Naturales y Museo
Universidad Nacional de La Plata
Calle 3 No. 584 - (1900) La Plata

Como sucede con los recursos naturales en general, la planificación de su uso armónico y la normativa que regula las relaciones del hombre con el medio son factores interdependientes.

Los recursos hídricos no son una excepción, y no es lógico por ello suponer una planificación que no esté basada en un soporte legal, ni una legislación ausente de líneas de acción que la hagan real y eficiente.

Quince años después de la Primera Conferencia Mundial del Agua de Mar del Plata, la Conferencia Agua y Medio Ambiente de Dublín (ICWE, 1992) reconoce que en el interín entre ambos eventos, la planificación estuvo alejada de algunas de sus premisas básicas, e introduce dentro de los denominados "Principios Guía" dos que son particularmente importantes:

- "El desarrollo y manejo del agua deberá basarse en la participación incluyendo a los usuarios, planificadores y controles en todos los niveles"
- "El agua tiene un valor económico en todos sus usos, y debe ser reconocida como un bien desde el punto de vista económico"

Estos dos enunciados, junto con la propuesta de creación de un Consejo del Agua encargado de monitorear el financiamiento de los programas básicos para uso y conservación del recurso, son analizados en función de las propuestas de Mar del Plata '77, de su cumplimiento, y de una serie de premisas ineludibles para un enfoque actual y eficaz de la planificación.

Argentina no cuenta con una Ley de Agua, finalizando el siglo XX, y si la tuviese debería ser una Ley Marco con la necesaria adhesión de los estados provinciales, ya que de acuerdo con la Constitución Nacional, de raíz federal, las provincias no han delegado en la Nación su jurisdicción y competencia sobre los recursos naturales .

España en cambio posee una Ley de Aguas que data desde hace más de un siglo

(1879, sobre un antecedente de 1866) y ha adecuado su normativa tanto internamente (en razón del régimen autonómico implantado en los '80) con la Ley de 1986, como externamente como consecuencia de la vigencia de resoluciones de la Comunidad Europea en aspectos parciales o periféricos.

Se presenta como elemento de análisis el Proyecto de Código de Aguas para la Provincia de Buenos Aires, dotado de la suficiente actualidad y conceptos modernos, respetuoso de las premisas ineludibles para atender la legislación y planificación del uso y conservación de los recursos hídricos subterráneos.

Entre las principales, el carácter dinámico como lo es el recurso en sí; la necesidad de no enfocar sectorialmente la planificación atendiendo la unicidad del fenómeno hídrico; el entendimiento del circuito hidrológico en su integridad, a riesgo de introducir precisamente un cortocircuito; la interdisciplina como condición necesaria; el enfoque del agua como un bien social y económico; la regionalización del manejo del recurso; la necesidad de una autoridad de aplicación eficaz con capacidad de planear, no solamente de ser policía; la amplia participación ciudadana en la planificación y control.

Tres años antes de la Declaración de Dublín, el Proyecto de Código ya introducía dos de los Principios Guía mencionados como elementos indispensables para regular y planificar.

LA PLANIFICACIÓN

Una planificación del uso y protección de los recursos hídricos, en este caso los subterráneos, debe estar regida por una serie de principios rectores que tengan en cuenta las características principales del objeto, como único modo de constituirse en un elemento real y útil. Deberá por lo tanto:

- Entender sobre todos los arcos o fases del ciclo hidrológico (principio de unicidad del fenómeno).
- Poseer una formulación interdisciplinaria.
- Ser flexible y dinámica, como el recurso mismo.
- Estar basada en el inventario y conocimiento del sistema.
- Atender compromisos actuales, carencias actuales y necesidades futuras.
- Contemplar el aprovechamiento conjuntivo con los recursos superficiales.
- Atender condicionantes políticos, sociales y económico - financieros, además de los estrictamente técnicos propios.
- Ser eminentemente participativa.
- Considerar al agua como un valor económico, además de social.
- Estar soportada en una normativa clara y complexiva.
- Contar con una Autoridad de aplicación definida y eficaz.

Como elementos-parte de la Planificación, se reconocen los siguientes:

Fijación de objetivos: De la manera más clara y objetiva posible, atendiendo a las particularidades del propósito y a metas parciales y liminares.

Inventario de datos: Incluye los necesarios para arribar al conocimiento del sistema natural o alterado. Incluye información sobre el sistema (geología, geomorfología, hidrogeología, hidrodinámica, hidroquímica, hidrometeorología, suelos), sobre la programación (usos del agua, agricultura, industrias, energía, servicios, grado de contaminación, demografía, socieconomía, salud, finanzas) e histórica (orígenes del uso, evolución de la relación oferta/demanda, proyectos anteriores).

Restricciones: Se trata fundamentalmente de tener en cuenta las de carácter legal (regulaciones vigentes en las diferentes jurisdicciones involucradas, normativa en trámite) y social (salud, educación, opinión pública, uso actual, concesiones).

Previsiones: Principalmente son de carácter ecológico, acerca de la demanda actual y proyectada, usos y costumbres, carácter de la entrega y demanda, tarifas, elasticidad de la demanda, puntos críticos, costo social de las posibles medidas de conservación.

Una vez en posesión de los elementos precitados, comienza la etapa de fijar las alternativas: definirlas con precisión, evaluarlas desde el punto de vista económico-financiero y del posible impacto ambiental (positivo y/o negativo), para llegar a satisfacer la ecuación costo-beneficio-riesgo que en definitiva va a motivar la selección de la más favorable.

Es conveniente una pausa para el análisis de la gran incidencia que la ecuación costo-beneficio-riesgo posee en la selección: esta ecuación reemplaza en cuestiones ambientales a la tradicional costo-beneficio, ya que introduce el **riesgo** como insumo cuantificable.

Un ejemplo lo constituye el riesgo de una epidemia de vector hídrico en una comunidad sin servicios de provisión de agua, cuantificable a través del costo de la cama de hospital/día, el costo laboral de ausencia para el empleador, el gasto en una campana de prevención por medios de comunicación masivos, resarcimientos, etc.

Es conveniente introducir, una vez seleccionada la alternativa y previamente a la decisión, la simulación del funcionamiento del proyecto, obviamente más económica que una implementación cuya escala de análisis sea la natural y los errores resulten de caro remedio a insolubles.

En el estadío de la decisión, aparece casi simultáneamente la necesidad de montar el andamiaje normativo que asegure el cumplimiento de la planificación a través de ordenar los comportamientos públicos y privados respecto al recurso hídrico.

Es aquí donde surge el punto de unión entre ambos temas: la planificación y la legislación, ambas perfectibles por medio del seguimiento de las acciones planificadas y la eficiencia de las regulaciones.

Esto que aparenta ser tan complejo, no es más que un conjunto de rutinas, desarrolladas según un orden puramente lógico pero cuya ausencia suele acarrear lamentables fracasos. Las prisas políticas, las coyunturas, el desconocimiento de

quienes deben desencadenar la planificación y la falta de cumplimiento de las premisas planteadas al comienzo de este ítem son las causas más frecuentes de los fracasos en la planificación del uso y protección de los recursos hídricos subterráneos.

LA LEGISLACIÓN

Como se dijese al comenzar esta contribución, mientras que Argentina no cuenta con una Ley de Aguas de alcance nacional (si con algunas provinciales), España la tuvo desde 1866, con reformulación en 1879, y la nueva emergente del régimen autonómico sancionada en 1986. Además, el Código Civil (1889) posee varias figuras al respecto, entre ellas el discernimiento entre las de dominio público (de orden general) y privado (según el origen, los terrenos por donde circula y el lugar en que se alumbran).

En Argentina, existe un verdadero mosaico legal, con normas de diferente jerarquía e incluso con problemas de jurisdicción y competencia que atentan contra la eficacia de las regulaciones.

La Constitución Nacional se refiere al aspecto jurisdiccional en sus artículos 67 y 108; en los Art. 107 y 109 lo hace respecto a las Provincias y en el 5 y 104, a los Municipios.

El Código Civil, a su vez, incluye al tema en el Art. 2340 (dominio público) y en el Art. 2344 (delegación de facultades de Provincias a Municipios). En el Código Penal, el Art. 200 tipifica el delito de envenenamiento de aguas.

Tratamientos parciales acerca del agua (en general y/o subterránea) se hallan en los Códigos Minero (la incluye como mineral de segunda categoría), Rural y Alimentario y en Leyes Nacionales entre las cuales merecen citarse las Nº 8889 (Obras Sanitarias de la Nación), 13577 (Ley Orgánica OSN), 20324 (Empresa OSN), 23615 (creación del COFAPYS), 22428 (Suelos) 17319 (Hidrocarburos), 20418 (Uso de plaguicidas), 21172 (Fluoración de aguas), 24051 (Residuos peligrosos), etc.

En el orden provincial, 17 Estados poseen una Ley de Aguas, siendo las más recientes las de Córdoba y Chaco (Ley Prov. 3320) que incorporan un tratamiento normativo moderno.

Curiosamente el primer Estado del país, la Provincia de Buenos Aires, al igual que la Nación, no poseen una Ley de Aguas. Algunos intentos fallidos y unas sesenta leyes, decretos leyes, decretos y resoluciones configuran el bagaje normativo provincial, dentro del cual se resaltan las leyes 5965, 10081, 8065, 8912, 6253, 7837, 9240 entre otras. Ello además de las atribuciones fijadas a los Municipios por la propia Constitución provincial.

La necesidad de contar con un instrumento idóneo en el tema, que rescatase lo más válido de las normas antecedentes, creara las regulaciones faltantes, simplificase el aspecto de aplicación y en definitiva unificase el tratamiento jurídico legal de un tema capital cual es el recurso hídrico, llevó en el año 1988 a reunir un grupo de legisladores y técnicos con el propósito de elaborar un Proyecto de Ley de Código de Aguas para la Provincia de Buenos Aires.

Luego de dos años de labor, dicho Proyecto tomó estado legislativo en 1990, estando aún en tratamiento pese a lo imperioso de su resolución.

Los criterios básicos para su elaboración fueron de **UNIDAD** (aspectos físicos, de gestión y normativos), **VARIEDAD** atendiendo a diversidades territoriales y de explotación de aguas subterráneas y superficiales, **INSTRUMENTACIÓN** para regular la adquisición de derechos a modo de concesión o permiso dentro de la dominialidad provincial (Código Civil de la Nación), **PLANIFICACIÓN** como instrumento fundamental y obligatorio y **PARTICIPACIÓN** organizada de los usuarios en el gobierno del recurso.

Un elemento de garantía para arribar a un Proyecto válido fue la integración del Grupo responsable de su elaboración, conformado por profesionales de la geología, ingeniería, agronomía y derecho, con un apoyo de técnicos en legislación y profesionales de la economía, ecología y ciencias de la salud.

El Proyecto de Código de Aguas resultante está compuesto de 361 artículos, reunidos en 9 libros con 26 títulos que no corren el riesgo de solapamiento con normas preexistentes, ya que no fueron derogadas a mansalva sino cuidadosa y específicamente a fin de asegurar la factibilidad de aplicación.

El **Libro Primero** se refiere a las Disposiciones generales, en especial acerca de la relación agua-hombre, la relación administración-administrados, reglas de conducta administrativa, centralización de la decisión, descentralización de la gestión y operación, regionalización del territorio, unicidad del fenómeno hídrico, clasificación del dominio, relación Provincia-Municipio-usuarios, convenios interjurisdiccionales, etc.

En el **Libro Segundo** se instituye la Administración Provincial del Agua, con un Nivel Provincial y Agencias Regionales. En el primer caso, mediante un Consejo Provincial (Ministros del P.E. y 4 Representantes regionales) y un Órgano Ejecutivo (1 Administrador y 4 Directores); en el segundo, a través de un Consejo Regional y un Órgano Ejecutivo conformados a partir de los Municipios y la Comunidad.

El **Libro Tercero** trata sobre la Planificación hidrológica, en el sentido de la armonización del uso y la protección, la compatibilización regional, las instancias regional y provincial, los planes vinculantes y la oposición fundada, el proceso continuo de planeación y el control de gestión.

De cuidadoso desarrollo, el **Libro Cuarto** abarca el tratamiento de los Usos comunes (gratuitos), Usos especiales (permiso, concesión, extinción del derecho de uso, restricción al dominio privado, conflictos entre usos), Usos específicos (abastecimiento a poblaciones, agropecuario, industrial, recreativo-deportivo, energético, medicinal-termal, minero, piscícola, navegación, etc.), Categorías (recursos atmosféricos, subterráneos en fase exploración o explotación) y Obras Hidráulicas (depósitos-lagos artificiales, obras de distribución, desagües-drenajes, vías navegables, saneamiento).

El **Libro Quinto** legisla sobre la Protección, en cuanto a la preservación y conservación, defensa contra acciones dañosas, emergencias hídricas (acciones preventivas, emergencias y catástrofes) y la relación con otros recursos naturales.

En el **Libro Sexto** se ordena lo relativo al Catastro y Registro.

El contenido del **Libro Séptimo** incluye todo lo relativo al Régimen Económico-financiero, en sus aspectos generales, los recursos, el financiamiento y destino de los fondos.

Los temas abordados en el **Libro Octavo** aluden a la Jurisdicción, Competencia, Infracciones y Sanciones.

Finalmente, el **Libro Noveno** reúne a las disposiciones finales, régimen transitorio, disposiciones modificatorias y disposiciones derogativas. Como puede advertirse, el Proyecto cumple con la consigna citada al comienzo de esta contribución: no se concibe una planificación sin soporte legal, ni una legislación que deje de instituir la planificación.

No introduce una componente burocrática adicional, ya que recurre a estamentos preexistentes simplificando en cambio el aspecto de procedimientos.

Asegura una Autoridad de aplicación eficaz, desde el momento en que convoca a la participación y posibilita el más fabuloso cuerpo de inspectores: la ciudadanía.

Proclama la concesibilidad del uso del recurso hídrico, admitiendo que el mismo Estado sea un concesionario más, al igual que la Empresa privada, Cooperativas, Municipios o Sociedades Mixtas.

Obviamente, toda iniciativa que suponga un cambio o un ordenamiento va a recibir de parte del "status quo" instalado que subsiste o progresa merced a la obsolencia de los mecanismos o al desorden administrativo, los más variados impedimentos, trabas o interferencias.

Quizás sea por tal razón que el Proyecto avanza con una enorme lentitud legislativa, procurando el despacho de las ocho Comisiones de la Cámara originaria (Diputados) a que fue girado, hasta el momento todos favorables.

Para culminar esta modesta contribución cabe una vez más reiterar, aunque pueda parecer pesada tal insistencia, en la indisolubilidad de los conceptos PLANIFICACIÓN y LEGISLACIÓN, que no reconocen otro camino lógico que la interacción e interdependencia. Claro está que en la generalidad de los casos, ello no ocurre, pero es claro también que los resultados están a la vista.

El siglo XX está prácticamente en ciernes, y la crisis del agua ha de ser con seguridad la crisis ambiental por excelencia en la próxima centuria. Repasando las cifras acerca de la disponibilidad de agua en el planeta, emerge el rol fundamental de los recursos subterráneos en el futuro.

La falta de planificación y ordenación en el uso de estos recursos puede marcar la diferencia entre una crisis de desarrollo y una crisis de subsistencia.

Es imperioso por lo tanto apuntar a elementos sostén imprescindibles como las regulaciones y los planes, antes que la magnitud de los conflictos supere la posibilidad de solucionarlos. La desaparición de culturas enteras, como algunas prebabilónicas, del Indo y del antiguo Mohenio, motivadas por un desaprensivo uso del agua en regadíos, son un ejemplo siglos mediante.

BIBLIOGRAFÍA UTILIZADA

BROWN,S.J. & D.S.SIBLEY. 1986. The Theory of public utility pricing Cambridge Univ. Press. Cambridge.

CUSTODIO,E, & M.R. LLAMAS MADURGA. 1983. Hidrología Subterránea. Omega (2a. Ed.). Barcelona.

GIBBONS,D.C. 1986. The economic value of water. Resourc. for the future. Washington DC.

ICWE. 1992. International Conference on Water and the Environment. Keynote Papers. Dublin.

ICWE. 1992. The Dublin Statement and Report of the Conference. ICWE Dublin.

PAREDES,V., L.ISASI, M.A.HERNANDEZ, G.PEPE, A.GRAU y R. DE FELIPPI. 1990. Unificación normativa de la temática hídrica. Proyecto de Código de Aguas para la Pcia. de Buenos Aires. Latinoamérica Medio Ambiente y Desarrollo, II:119-123. IEIMA, Col. Encuentros No.8, Bs. Aires.

UNDTCD. 1991. Water management since the adoption of the Mar del Plata Action Plan: lessons for 1990's. UN Publ.

PASADO, PRESENTE Y FUTURO DE LA HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA EN LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES (REPÚBLICA ARGENTINA).

J.M. Sala, * y A. Rojo **
* Profesor Cátedra de Hidrología General, Facultad de Ciencias Naturales y Museo. U.N.L.P.
**Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires. I.N.G.E.A.

En la República Argentina las aguas, usadas desde tiempos remotos con distintos fines además de su rol básico en las oscilaciones del medio ambiente, han sido y son factores de desarrollo y sus pulsos espacio-tiempo (escasez o excesiva abundancia) fueron y son limitantes del mismo. Dada la complejidad temática se intenta una síntesis generalizada que pueda servir de introducción al problema nacional y de él al provincial.

REPÚBLICA ARGENTINA

Ubicación Geográfica

El territorio continental argentino, sin incluir el antártico e islas, se extiende aproximadamente desde el paralelo 22° Sur hasta el de 55° Sur, correspondiéndole el meridiano central de 63° Oeste. Posee una forma triangular con el vértice en el extremo sur, ocupando un área de 2.800.000 km^2. Presenta heterogeneidades morfológicas, geológicas, climáticas, biológicas y una variada distribución demográfica (escasa densidad general).

Unidades Morfológicas

J. Frenguelli (1946) divide al país en unidades morfológicas (Fig. 1), señaladas a continuación:

Planicies

I. Pampasia: Oriental, Central y Occidental

II. Patagonia : Norte oriental, Central, Sudoccidental y Fueguina.

III. Meseta Misionera

IV. Puna

Montañas

V. Sierras Peripampásicas

VI. Sierras Subandinas

VII. Sierras de los Patagónides

VIII. Precordillera

IX. Cordillera: Septentrional y Austral

Bolsones

Islas

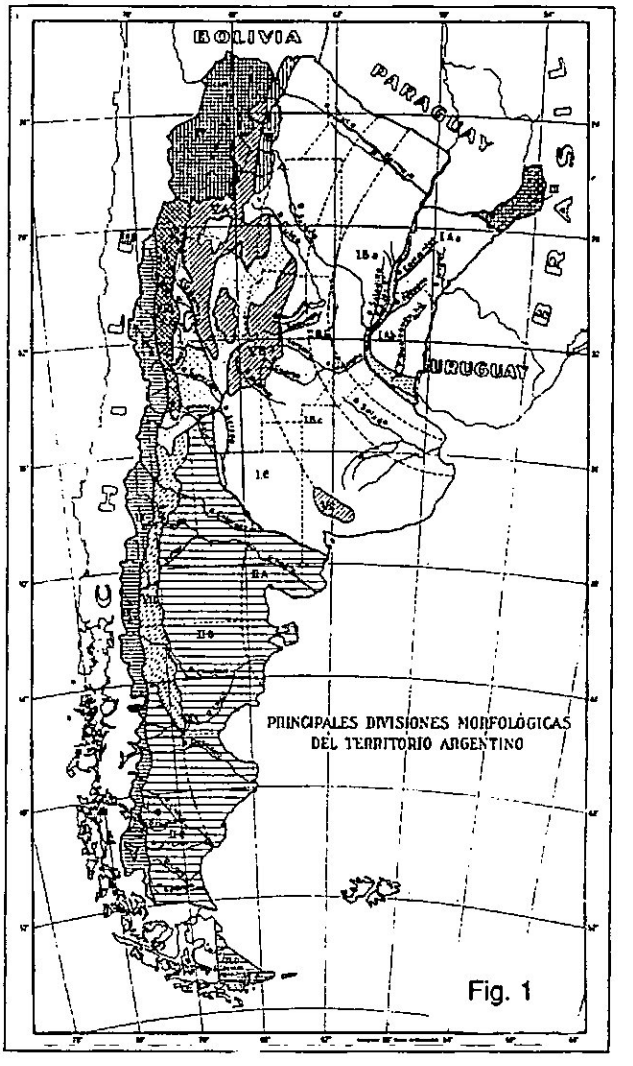


Figura 1

Planicies:

Según Frenguelli (op. cit.), las planicies, de diferente evolución geomórfica, abarcan un 85% del territorio correspondiéndoles los siguientes porcentajes: Pampasia 55%, Patagonia 24%, Puna 5% y Misiones 1% .

En general, las dos primeras poseen una pendiente topográfica regional muy pequeña. Dentro de esa monotonía general se encuentran microambientes con topografía levemente ondulada.

La Pampasia es una llanura de construcción ubicada en un ambiente de fracturas donde los sedimentos nivelaron el paisaje colmatando las depresiones.

La Patagonia se caracteriza por mesetas con cerros, puntas, bardas y terrazas (marinas y fluviales).

La Unidad Misionera, situada en un ambiente lluvioso, está constituída por una meseta con bordes abruptos (50-80 m) con mayor altura hacia el eje central habiendo sido la llanura labrada por la erosión fluvial.

Climáticamente opuesta a la anterior, en el noroeste argentino, se ubica la Puna, que constituye una penillanura elevada, ondulada con cerros volcánicos y rodeada por cadenas montañosas.

Montañas:

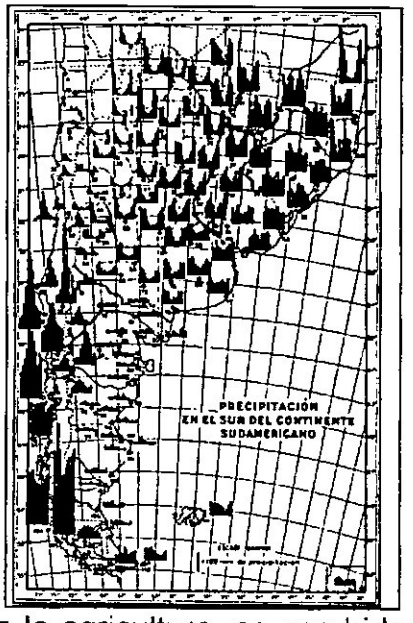
Las características fundamentales de las montañas y las condiciones climáticas reinantes establecen particularidades hidrológicas. Cada subunidad está integrada por peculiaridades como ser diferentes conos pedemontanos y bolsones. Según las cotas y la posición geográfica varían las precipitaciones y excesos hídricos, que además afectan a las llanuras vecinas.

En las regiones áridas suelen constituir la principal fuente de agua de las llanuras aledañas alimentando los caudales de los ríos que atraviesan esas llanuras, los escurrimientos subterráneos que descargan total o parcialmente en salinas y como caudal básico fluvial.

Clima

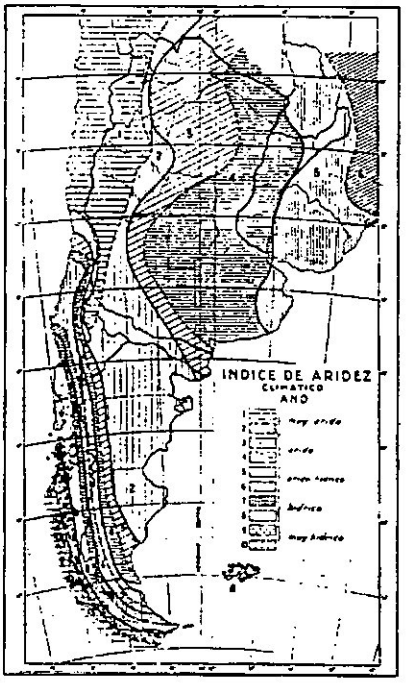
La distribución de las precipitaciones medias mensuales y anuales, según W. Knoche y V. Borzacov (1947) se muestran en la Figura 2.

De las Figuras 1 y 2 se desprende que la ubicación geográfica del territorio, su forma y la distribución de las montañas con alturas diferentes influyen en las precipitaciones.



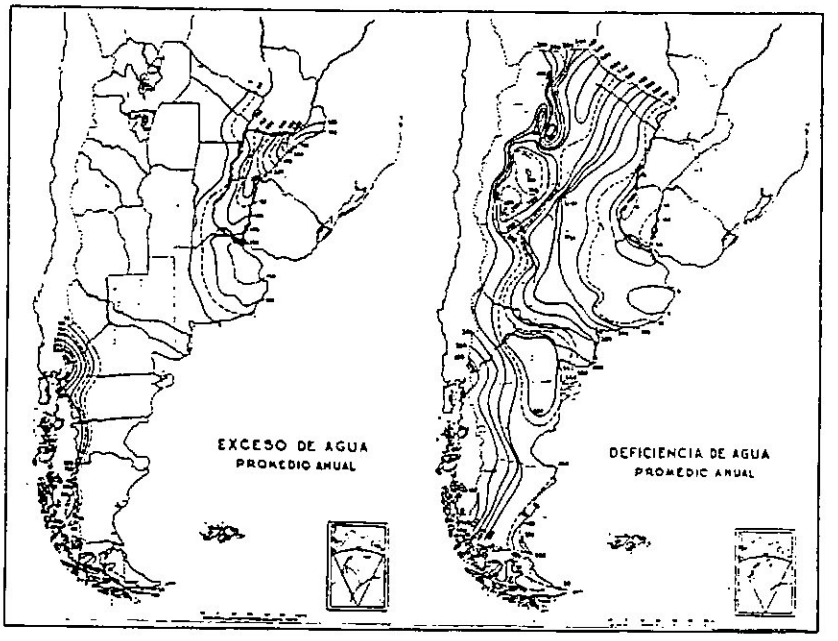
Índices de gran valor para la agricultura, no son hidrológicamente específicos para establecer las carencias y/o excesos hídricos. No obstante, dan una idea cualitativa de las posibilidades de aridez y humedad por lo que se mencionan algunos resultados.

W. Knoche et al (op cit) (Fig.3) , aplicando el de aridez de Martone modificado, establecen variaciones para la mitad norte del territorio argentino desde "árido hídrico" al este a "muy árido" en el extremo oeste y para la mitad sur desde "hídrico"



al oeste a "muy árido" en el este.

J.J. Burgos y A.L. Vidal (1951), adoptando la metodología de Thornthwaite, confeccionan mapas de promedio anual de excesos y deficiencias de agua (Figs. 4 y 5). Los valores de evapotranspiración así estimados son exagerados y enmascaran los excesos hídricos reales que escurren (Kruse E. y A. Rojo, 1985).



Por oscilaciones fundamentalmente en las precipitaciones, hay períodos húmedos y secos. Son años sucesivos con medias superiores o inferiores a las de lapso de tiempos mayores. Sus efectos se reflejan en el caudal de los ríos (AyEE, 1991) y en la disminución de la capacidad de almacenamiento subterráneo al aflorar el agua freática originando anegamientos como en la provicia de Buenos Aires (Sala, J. et al,1987).

De esos períodos hay testimonios geológico-geomorfológicos como la presencia de paleosuelos o cambios en la sedimentación y/o erosión.

Evolución del conocimiento

El conocimiento ha evolucionado incentivado por las condiciones físicas y climáticas, por el carácter del recurso natural vital del agua y por su participación activa en el medio ambiente.

Para entender su historia se delinean tres períodos: Precolonial, Colonial y Postcolonial.

Del Precolonial no hay antecedentes escritos, pero indudablemente los aborígenes conocían la ubicación de los ríos, lagunas y manantiales permitiéndoles asentamientos o amplios desplazamientos a los de hábitos nómades. Algunos efectuaban riego y tendrían conocimiento de las aguas freáticas, que estaría certificado por la presencia de utensilios y puntas de flechas en médanos con agua dulce.

En el Colonial, los españoles exploraron el territorio fundamentalmente localizando los recursos hídricos superficiales y asentando las poblaciones en sus vecindades.

Horacio Difrieri (1980) recopila y describe bosquejos cartográficos coloniales delineando ríos y lagunas desde 1646 en adelante. También incluye cartas de los asientos de las poblaciones prehispanas en las cuencas de los ríos Atuel y Salado de Mendoza. El tema Río V, importante y aún hoy objeto de discusiones, está dilucidado en la cartografía del Siglo XVIII que detalla el desarrollo del mismo desde su naciente hasta su terminación en los Bañados de la Amarga -Córdoba- (Allende, 1981 y Difrieri, 1980).

El período Postcolonial abarca los Siglos XIX y XX. Durante el inicio del primero los naturalistas viajeros han dejado manifestaciones sobre los estragos de las sequías e inundaciones. Las primeras, tal vez, fueron más devastadoras pues a la falta de pastos se sumaba la carencia de agua para los animales. C. Darwin (1951) en 1832, hace referencia a la gran mortandad de animales y menciona en su paso al sur de Bahía Blanca los médanos como fuente de agua potable.

En la segunda mitad de este siglo existe una fuerte inquietud por la problemática del agua y el conocimiento geológico. A iniciativa de D.F. Sarmiento en 1872 se crea la oficina meteorológica, continuándose las observaciones puntuales comenzadas por Eguía en 1856 (Knoche,W. y V.Borsacov; 1946-47). Internacionalmente se propaga la explotación de las aguas subterráneas (Meinzer,O; 1942). Posiblemente influenciado por ello y por la necesidad de expandir la ocupación del territorio, en la Argentina se impulsan la prospección geológica e hidrogeológica y el uso de las aguas subterráneas.

Los trabajos de Bravard en 1857 serían los primeros que hacen alusión a las aguas aflorantes como manantiales (Borrello, A.V.;1969).

Posteriormente varios autores tratan la geología y los recursos hídricos subterráneos (Windhausen, A.;1931), entre otros: L. Brackebuck en 1879 habla de pozos artesianos en Catamarca; G. Ave-Lallemant en 1881 trabaja en San Luis; A Doering en 1884 hace estudios hidrognósticos y habla de perforaciones artesianas en la Argentina; Bodenbender en 1890 trabaja en Córdoba y posteriormente en Mendoza y E. Aguirre en 1891 publica un trabajo sobre pozos artesianos.

A comienzos del Siglo XX, bajo la dirección del Ingeniero E.M. Hermitte, se crea la Dirección General de Minas e Hidrología dependiente del Ministerio de Agricultura de la Nación. Entre sus objetivos se encuentra la realización de los mapas geológicos e hidrogeológicos de la Nación, confeccionándose un plan de perforaciones profundas de exploración.

Dentro de ese marco, son numerosos los autores que trabajaron, como H. H. Alvarez, R. Beder, L. Catalano, M. Corti, L. Deletang, E. Gerth, P. Groeber, J. Keidel, J. Rasmuss, M. Thierry, R. Wichmann y A. Windhausen. Debe mencionarse a Augusto Tapia quien en 1941 confeccionó el primer mapa hidrogeológico de la República Argentina a escala 1:5.000.000. El más destacado por su enorme tarea específica en la materia ha sido R. Stapembeck. Culminó su ciclópea labor en 1918 con un trabajo publicado en 1926 sobre el agua subterránea en La Pampa, abarcando casi todo el territorio argentino al norte del río Negro. Este verdadero tratado es aún básico para entender la hidrología subterránea en gran parte de la República Argentina.

Entre los más contemporáneos, lamentablemente fallecidos, deben mencionarse a Sosic, J; García, O. y Salso, J. H.

Hace unos setenta años se crea la Dirección General de Irrigación de la Nación que posteriormente se transforma en Agua y Energía Eléctrica (AyEE). Esta atiende en general a los recursos superficiales y colateralmente a los subterráneos.

En 1969 se crea la Secretaría de Estado de Recursos Hídricos (SERH) y a partir de ella el Instituto de Ciencia y Tecnología Hídrica (INCYTH), en la que se destacó la labor del geólogo especializado en Hidrología Dr. Herminio Pérez. Se transfirió a esta institución la obligación de actuar en hidrología, incluída la subterránea.

A fines de la década del '40 varias provincias instituyeron reparticiones de investigación y manejo de aguas subterráneas.

Uso del agua

Desde el siglo pasado hubo interés en el agua para diferentes usos, como lo demuestran las actividades que desarrolló el Ministerio de Agricultura y Ganadería.

En relación a la sanidad, en el año 1870 en la ciudad de Buenos Aires se creó un servicio para 30.000 personas extendiéndose posteriormente a las capitales de las otras provincias existentes (Perurena, E; 1993). A partir de ello se fueron creando otros servicios en las principales ciudades siendo reducidos para pequeñas poblaciones y/o atención agraria.

El riego es precolonial y se inicia en las zonas áridas. La Dirección General de Irrigación de la Nación comienza los aforos de los ríos.

El riego cambia los regímenes químico e hidráulico, especialmente de las aguas subterráneas. Éstas se usan como complemento de las superficiales siendo en algunas regiones las principales o las únicas usadas.

Con el desarrollo industrial se incrementa correlativamente la demanda.

PROVINCIA DE BUENOS AIRES

La ubicación geográfica, extensión, escasa altura sobre el nivel del mar, el carácter llano de pendiente pequeña extrema, la extensa costa marítima, la dilatada plataforma marina, la geología, geomorfología y el clima imperante dieron origen a un síndrome hidrológico de particularidades. Las condiciones naturales han sido fuertemente alteradas por el dispar desarrollo demográfico sin respeto por la naturaleza.

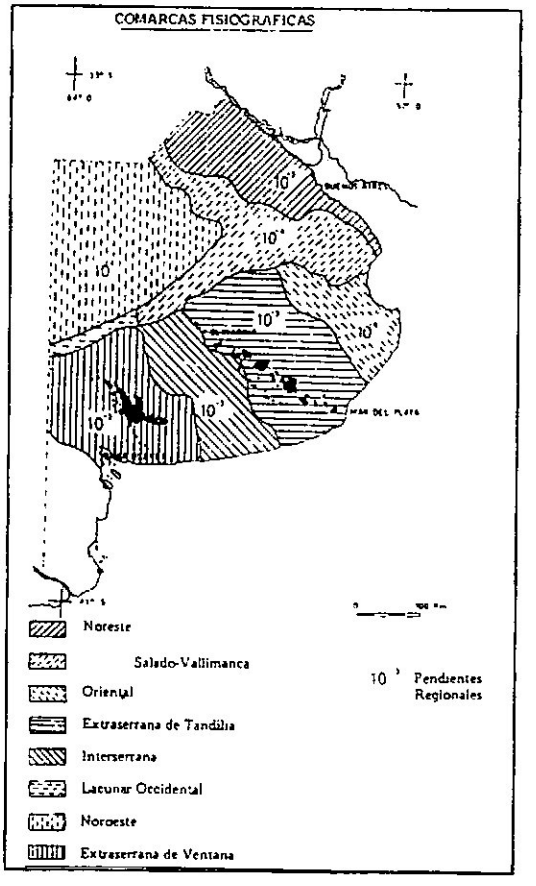
Marco Físico

La Provincia de Buenos Aires, con coordenada central 60° long. W y 36° lat. S, ocupa unos 300.000 km^2. Es parte de la llanura Pampasia, ensamblándose hacia el sur con la Patagonia (Fig.1). Hacia el este y sur, limitada por el Atlántico, se continúa unos 300 km como plataforma submarina que tendría importancia hidrológica como superficie de descarga final de los excesos hídricos continentales.

Las montañas de escaso desarrollo sólo abarcan mucho menos del 10% del área (Fig.6). El Sistema de Tandilia o Septentrional es el menos desarrollado, con un

máximo de 500 m.s.n.m elevándose apenas sobre su entorno. El de Ventania o Austral, algo mayor, con alturas medias que oscilan entre 600 y 700 m, alcanza unos 1.200 m.s.n.m. en Cerro Tres Picos.

La escasa altura respecto a la llanura y la posición en relación al océano no modifican mayormente el clima.



La llanura, que apenas sobrepasa alturas extremas de unos 120 m.s.n.m., algo mayores en los aledaños de las sierras, posee pendientes topográficas regionales que oscilan entre 10^{-3} y 10^{-4} (Sala, J. et al, 1983) (Fig. 6).

En el sur, el ambiente patagónico es mesetiforme de escasa pendiente, con depresiones -algunas de cotas menores al nivel del mar- que contienen según Frenguelli (1950) salares y salitrales.

La Pampasia, a la cual pertenece la provincia de Buenos Aires, corresponde a una llanura de construcción cuyos sedimentos rellenan un ambiente de fractura. Los sedimentos aflorantes, continentales, pertenecen al Pleistoceno superior y Holoceno, siendo denominados frecuentemente "loess" aunque son arenas, cenizas volcánicas, limos y arcillas. Por su textura global tienen una permeabilidad in situ relativamente importante, cuyo valor se desprecia con los análisis granulométricos al destruirse la muestra. Son importantes también la presencia de mantos de arenas y médanos.

Existen capas de tosca con porosidad efectiva primaria no pronunciada, pero regionalmente incrementada por efectos de fisuración, discontinuidad de los mantos y aumento del tamaño de los poros.

Se debe destacar la presencia de paleosuelos (Fidalgo, F; 1992), importantes desde el punto de vista de las posibles variaciones climáticas pasadas.

El territorio provincial está surcado por fallas limitanes de depresiones, originarias de cuencas sedimentarias que se prolongan en el océano.

Sintetizando en una primera aproximación, sobre el basamento cristalino se asientan rocas paleozoicas, mesozoicas y cenozoicas. Por su comportamiento geohidrológico, conjuntamente con las del Plioceno y del Cuaternario, se destacan las del Mioceno el "rojo", sedimentos continentales y el "verde", marinos. Hidrológicamente son ambientes espacialmente heterogéneos con variada permeabilidad.

Siguiendo a Frenguelli (1946 y 1950), en el extremo sur el ambiente corresponde al Patagónico con sedimentos terciarios arenosos. Los más difundidos son los correspondientes al Rionegrenses, a los que se le superponen los "Rodados Patagónicos", cuaternarios, a veces cementados con carbonato de calcio y como elementos recientes, se menciona la presencia de dunas y salitrales.

Considerando capa guía a la ingresión marina Paraniana (verde), constituída por sedimentos característicos y de amplia distribución areal, en términos generales y a los fines sistemáticos se subdividió la columna hidrogeológica en tres secciones (Sala,J.M.;1975) (Fig.7). Debido a la generalización se le han atribuído a las rocas, estimativamente, distintas permeabilidades que pueden estar lejos de la realidad, pero que en conjunto transmiten agua.

Clima

Las condiciones climáticas modulares son relativamente favorables al desarrollo agrario extensivo. Según W.Köppen (en Knoche et al.,1947) en la Pampasia es templado húmedo y en la Patagonia es de estepa seco.

La precipitación modular anual es aproximadamente de 900 mm. en el noreste, disminuyendo hacia el oeste y sur y consecuentemente los excesos hídricos (Burgos et al, op.cit.) (Figs.2,3,4 y 5).

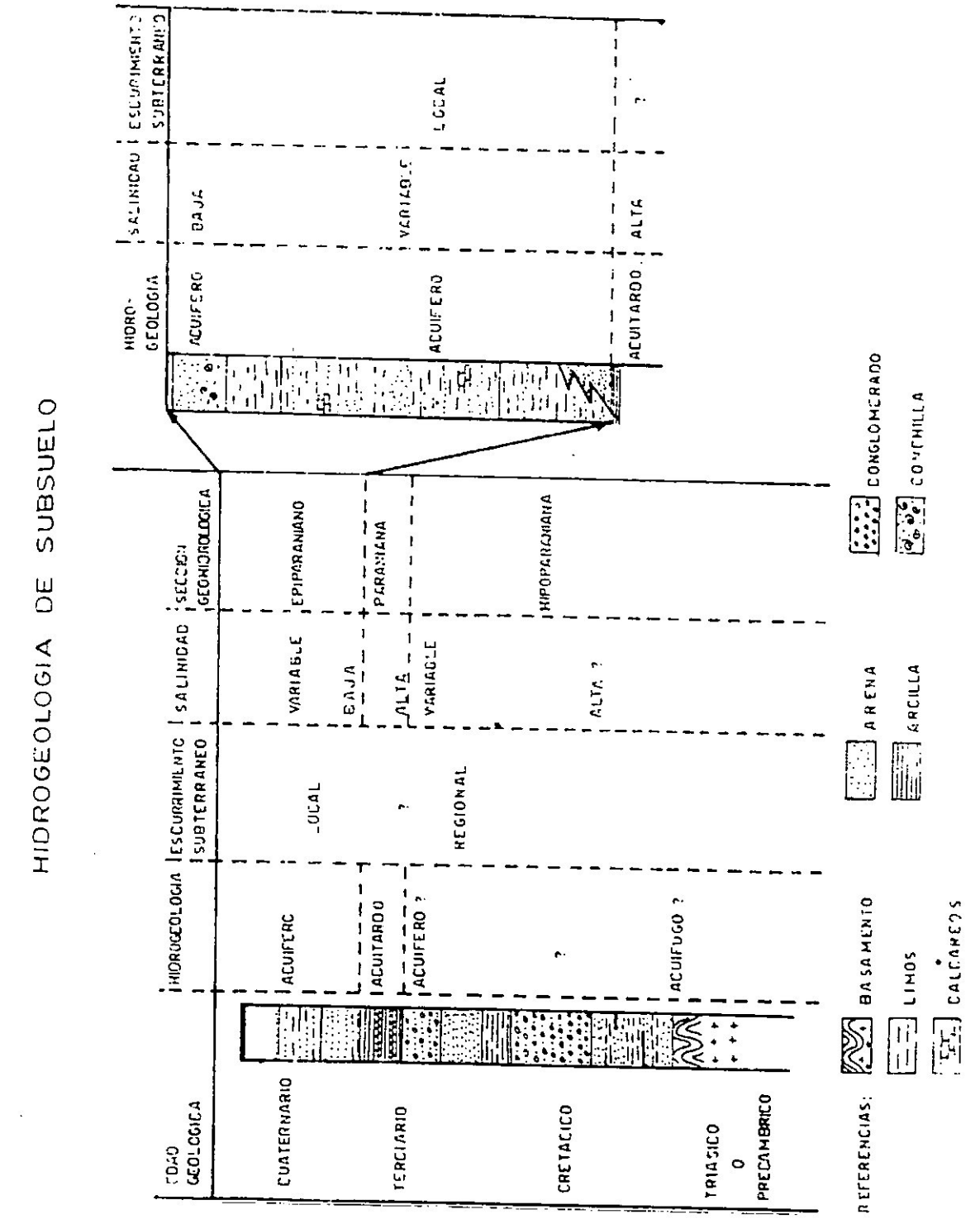
Existen, como se mencionara, períodos secos y húmedos que alteran fuertemente los valores modulares mencionados. No se conocen recurrencia, magnitud y duración de los mismos, pero sí su existencia y efectos ambientales.

Actualmente se está en un período húmedo, habiendo emigrado las isohietas, que superan a las modulares, hacia el oeste.

Historia

La provincia participó del impulso nacional señalado. Algunos de los precursores, incluído Bravard, actuaron en ella.

A principio de siglo se crea la Dirección Provincial de Geología, interrumpiéndose a corto plazo su acción. Se efectuaron perforaciones de exploración geológicas e hidrogeológicas importantes, siendo el ingeniero Arce, que rubrica algunos perfiles, su director. Se destacan los trabajos de S. Roth esbozando los primeros mapas de calidad de agua subterránea (inéditos) haciendo referencias hidrogeológicas importantes, como que las aguas en los sedimentos marinos no deban ser necesariamente saladas (Roth, S.; 1921).


HIDROGEOLOGIA DE SUBSUELO
EDAD GEOLOGICA
HIDROGEOLOGIA
ESCURRIMIENTO SUBTERRANEO
SALINIDAD
SECCION GEOHIDROLOGICA
CUATERNARIO
TERCIARIO
CRETACICO
TRIASICO O PRECAMBRICO
ACUIFERO
ACUITARDO
ACUIFERO ?
?
ACUIFUGO ?
LOCAL
REGIONAL
VARIABLE
BAJA
ALTA
VARIABLE
ALTA ?
EPIPARANAN0
PARANENA
HIPOPARANENA
HIDRO-GEOLOGIA
ACUIFERO
ACUITARDO
ACUIFERO
SALINIDAD
BAJA
VARIABLE
ALTA
ESCURRIMIENTO SUBTERRANEO
LOCAL
REFERENCIAS:
BASAMENTO
LIMOS
CALCAREOS
ARENA
ARCILLA
CONGLOMERADO
COQUINILLA

F.Ameghino (1884), basándose en trabajos de E. Zeballos (1876) y en sus propias observaciones de la naturaleza, propone el concepto de hidrología global para entender la problemática ambiental de las secas e inundaciones que azotan a la provincia. Delinea las bases de la Hidrología moderna. Su trabajo es mencionado pero no analizado, interpretado y discutido adecuadamente a los graves problemas ambientales, como el actual de extensas áreas anegadas.

R.Stapenbeck en 1926 señala la carencia de aislamiento de los acuíferos, que fue cuantificado en la década del '70 (Sala,J.M. y M.P.Auge; 1973).

Entre 1925-1946 Artaza efectuó informes básicos importantes para abastecimientos humanos de agua. En 1941 señalan la influencia de las aguas subterráneas A.Gando, en las inundaciones y R.Croce, en el desecamiento. P.Groeber en 1945 analiza el escurrimiento regional de las aguas subterráneas.

Después de una reunión científica sobre las inundaciones (MOP; 1956) se crea en la provincia el Departamento de Hidrología con una División de Aguas Subterráneas. Se inician estudios de reconocimientos regionales, paralelos a los que efectuaba la Dirección Nacional de Geología y Minas. A fines de la década del '60 se instituyen equipos para efectuar estudios sistemáticos regionales, que lamentablemente fueron interrumpidos en 1973.

La escasa población heterogéneamente ditribuida, el clima relativamente favorable el desarrollo agrario extensivo y la cercanía del Río de La Plata, son algunos de los factores que llevaron a suponer una ventaja hídrica que contribuyó a limitar los estudios sistemáticos continuos, tornándose los conocimientos insuficientes para satisfacer los demandas sociales presentes.

Actualmente hay miles de kilómetros anegados debido a un período naturalmente húmedo, iniciado a fines de la década del '60, cuya recurrencia es desconocida y al que suelen asignarle equivocadamente un carácter anormal. Además del mencionado error y de la equivocada interpretación del trabajo de Ameghino, se quieren dar soluciones ingenieriles a los problemas, haciendo omisión a la carencia de estudios serios sistemáticos básicos adecuados, acrecentando las dificultades futuras.

Hoy las investigaciones son nuevamente, en general, esfuerzos personales.

Uso del Agua

Los aborígenes, conocedores de la ubicación de las aguadas y adaptados al medio ambiente, hacían un uso adecuado a sus requerimientos.

Los conquistadores y posteriormente los criollos, para satisfacer sus necesidades y las del ganado, usaron los cuerpos de agua superficiales, posteriormente jagüeles y donde las aguas eran salobres y/o salinas, las completaron con aljibes. La introducción de los molinos a viento mejoró la situación.

Posteriormente, creándose culturas espontóneas, se evolucionó hacia el uso del agua subterránea para áreas de riego. A los mismos fines se emplean aguas del río Colorado y en menor cuantía, localmente, otras aguas superficiales.

La existencia de aguas subterráneas potables fue uno de los factores para la ubicación de la nueva capital de la provincia -La Plata- (1882). Servicios así abastecidos, como el de Bahía Blanca, se implementaron en otras ciudades.

Lamentablemente en todos los casos se efectúa un derroche inútil del recurso natural.

El empleo de aguas superficiales, que abastecían a la ciudad de Buenos Aires, es relativamente reciente en la provincia, iniciándose como complemento en La Plata, zona de Bernal y Bahía Blanca.

Con el desarrollo industrial se incrementó y anarquizó el empleo del recurso subterráneo y aceleró la contaminación del mismo.

Generalización Hidrológica

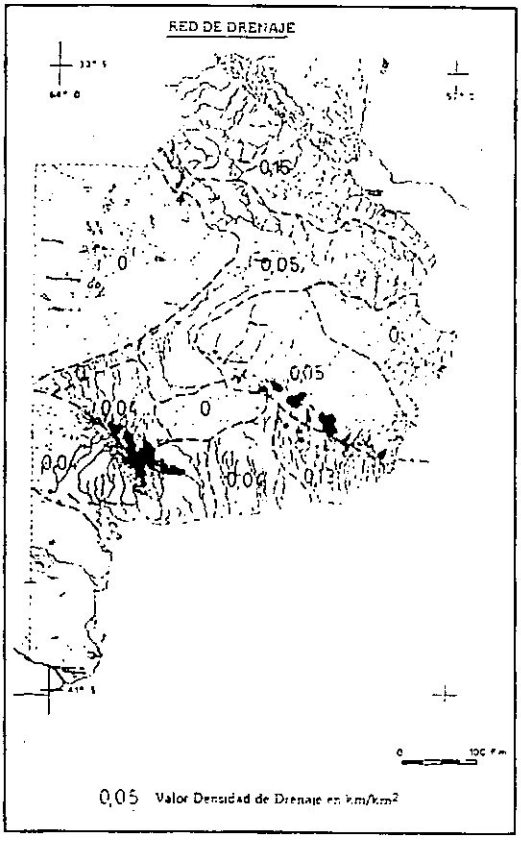
Los datos hidrométricos históricos son escasos en densidad espacio-tiempo. El déficit se incrementa en el siguiente orden, pluviométricos, fluviométricos y freatimétricos. La evaporación sólo se estima y se sobrevalora (Kruse,E. y A. Rojo; 1985).

Para intentar una generalización se partió de la lectura de las improntas de los efectos energéticos, fundamentalmente exógenos, eólicos e hídricos modelantes del paisaje. Se dedujeron conceptos aproximativos del posible funcionamiento hidrológico global.

El poder entender el comportamiento global requiere no aplicar los conceptos aislados de cuencas fluviales y subterráneas. Debe usarse el de cuenca hidrológica: "área que descarga los volúmenes hídricos excedentes -precipitación menos evapotranspiración- superficial y/o subterráneamente en un sector determinado de diferente amplitud (en este caso, la costa).

Las peculiaridades hidrológicas regionales se reflejan en la heterogeneidad paisajística del territorio provincial.

Desde el punto de vista superficial hay zonas arreicas, endorreicas, exorreicas, con diferente densidad de red fluvial o intermedias con aparentes truncamientos de los ríos (Fig.8).



Existen importantes clasificaciones de las lagunas, como la de J.Frengüelli (1956) o la de R. Ringuelet (1962), pero no abarcan extensivamente el aspecto hidrológico.

Superficialmente son arreicas, endorreicas, exorreicas o mixtas; en relación a las aguas subterráneas efluentes, influentes y mixtas y por el régimen hidráulico son permanentes, intermitentes y efímeras.

Algunos ríos son auténticos de llanura (como el Salado o los del noreste de la provincia) pues nacen y se desarrollan en ella. Hidrológicamente se diferencian de aquellos otros, como los ríos Negro y Colorado, que atraviesan la llanura pero son alóctonos, pues tienen sus áreas generadoras fuera de ella, en ambientes montañosos. Deben incluirse entre

los últimos los que nacen en las sierras bonaerenses, aunque sus áreas activas, por condiciones climáticas y particularidades físicas, son poco marcadas, disipándose sus efectos en la llanada, a relativa corta distancia, desdibujándose los cauces y adquiriendo las cuencas el carácter de aparente truncamiento.

Debe destacarse en el sector noreste otro modelo, donde los ríos conforman una red fluvial cuyo diseño areal es relativamente homogéneo, significando una posible disipación parcial de la energía.

Hay zonas arreicas en distinto grado, con disipación de energía por infiltración. Dentro de ellas deben considerarse además los interfluvios, especialmente los planos desarrollados entre ríos alóctonos.

De lo descripto y de balances hidrológicos saltuarios, es posible deducir que el carácter dominante de extensa llanura de pendiente regional mínima, las otras condiciones físicas y el clima facilitan la infiltración en detrimento del escurrimiento superficial, convalidándolo, entre otros, los trabajos de A.Marchetti (1968), E.Kruse (1984) y J.M.Sala et al (1992).

Las peculiaridades limnológicas-potamológicas reflejarían los fenómenos actuantes. La energía hidráulica potencial se disiparía fundamentalmente, además de la evapotranspiración, por infiltración. Los excesos remanentes, según las comarcas, drenarían hacia los cuerpos de agua superficiales. Los volúmenes infiltrados tendrían un rol más importante de lo supuesto, en la alimentación de lagunas y ríos (Kruse E.; op. cit.).

El exceso restante fluye como escurrimientos regionales según J. M. Sala (1981), transfiriéndose a lo largo de la costa oceánica a través de la plataforma marina, como se desprende de los estudios de la cuenca de Bahía Blanca de J.García y O.García (1964) y A.G.Bonorino (1988). Un modelo analógico natural del problema, a escala reducida, lo conformarían las lagunas del medio oeste (Sala J.M.; 1985).

En síntesis, retomando el concepto de cuenca hidrológica, la provincia conforma un sistema -dentro de otro mayor, Pampasia- polifacético, abierto y no centrípeto. Los excesos hídricos -precipitación menos evapotranspiración- descargan superficialmente y/o subterráneamente en el océano. Las particularidades estarían marcadas por las heterogeneidades físicas, con apariencia centrípeta de las porciones más someras del sistema (escurrimientos locales). Las depresiones con cotas inferiores al nivel del mar conformarían excepciones parciales.

Además de los fenómenos naturales de anegamiento y sequía existen fuertes efectos antrópicos. Asentamientos humanos inadecuados y modificaciones topográficas dificultan entender el funcionamiento hidrológico real y comprender el límite entre lo natural primigenio y lo antrópico.

La extracción y almacenamiento de agua han modificado los límites de cuencas fluviales, cambiando la relación aguas superficiales-subterráneas y acelerando la modificación de la calidad del agua. La explotación de las aguas subterráneas altera la relación agua dulce-salada de las lentes continentales y en la costa marina.

El uso y emisión de elementos nocivos contaminan el aire, el suelo y a través de él o en forma directa a las aguas superficiales y/o subterráneas. Estos procesos en expansión ya están ampliamente difundidos. Se trata de un ambiente frágil en relación al hombre.

Conclusiones

El sistema natural es frágil de por sí y sus oscilaciones frecuentemente son perniciosas para el hombre.

La acción humana ha acentuado los efectos mencionados, manifestándose en una mayor gravedad de los anegamientos-sequías, la contaminación y la disminución de las reservas potables.

Existe despilfarro de agua con sus consecuencias.

Se carece de estudios sistemáticos aproximativos continuos. Los históricos frecuentemente han sido interrumpidos.

No hay información hidrométrica espacio-tiempo histórica adecuada a las necesidades sociales actuales.

Propuestas tentativas para el futuro

Ante la gravedad es necesario volver a F.Ameghino en el concepto global de los fenómenos hidrológicos para intentar, en forma aproximada, atenuar los diferentes impactos.

Es necesario acelerar los conocimientos, mediante estudios preventivos sistemáticos permanentes, de cuya carencia ya se quejaba el mencionado autor (1884). En la medida de los avances se podrán particularizar investigaciones.

Para atenuar la escasez hidrométrica -que de existir sería insignificante en función de la recurrencia de fenómenos naturales- se requiere aplicar metodologías adecuadas, cual es la lectura hidrológica de la naturaleza. Es el usarla como laboratorio, analizando los procesos originarios del paisaje, como lo hicieron Leonardo Da Vinci (1452-1519), Bernard Palissy (1509-1589) en Meinzer O. (1942) y F. Ameghino (1884) en nuestro país.

A partir de observaciones y mediciones del funcionamiento especialmente del sector más somero del sistema hidrológico podrán concebirse modelos naturales analógicos. Estos, acompañados con balances hidrológicos aproximativos, con los recaudos correspondientes, podrán ser extrapolados espacial y temporalmente.

Deben utilizarse mapas geomórficos de detalle que dan una idea básica de la calidad, predominio y distribución de la paleo y neoenergía modelante, obteniéndose información hidrológica cuali-cuantitativa. Otra información de extraordinario valor es establecer paleoclimas.

Lo señalado precedentemente no significa abandonar la utilización y obtención de datos hidrométricos e hidroquímicos, por el contrario es necesario un uso adecuado de ellos. Además deberán densificarse como método cuantitativo de comprobación en las áreas bajo estudio.

En función del conocimiento general actual se pueden delinear algunas medidas preventivas que deberán encararse a través de los poderes políticos, entre otras:

a) Ajustar la demanda de aguas a las reales necesidades, evitando el despilfarro actual.

b) Uso del medio ambiente con la consideración,entre otras, del conocimiento fehaciente hidrológico, evitando especulaciones abstractas y premisas indebidas.

c) Atenuar -tendiendo a suprimirla- la contaminación mediante el deshecho de residuos limpios.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Ing. E. Bocanegra por la invitación efectuada, al Lic. R. González Arzac, quien en representación del Consejo Federal de Inversiones reafirmó la invitación e hizo económicamente posible la presencia de los autores en el evento.

A la Lic. L Varela por la lectura del trabajo y sugerencias.

BIBLIOGRAFIA

AGUA Y ENERGÍA ELÉCTRICA, 1991. Estadística Hidrológica hasta 1990. Tomos I y II. Gerencia de Ingeniería. Buenos Aires.

ALLENDE, A.R.; 1981. La cuestión de límites entre Córdoba y San Luis (1863-1883). Edición autor. Buenos Aires.

AMEGHINO,F.; 1884. Las secas y las inundaciones en la provincia de Buenos Aires. Ministerio de Asuntos Agrarios, Provincia de Buenos Aires. Cuarta reimpresión. La Plata.

BONORINO,A.G.; 1988. Geohidrología del sistema hidrotermal profundo de la región de Bahía Blanca. Tesis doctoral. Departamento de Geología. Univ. Nac. del Sur, Bahía Blanca.

BURGOS,J.J. y A.L.VIDAL; 1951. Los climas de la República Argentina según la nueva clasificación de Thornthwaite. Revista Meteoro, año I,N°1;Pp.3-32.

BORRELLO,A.V.; 1969. Reunión sobre la geología del agua subterránea de la provincia de Buenos Aires. Relatorio C.I.C. La Plata.

DARWIN,C.; 1951. Viaje de un naturalista alrededor del mundo. El Ateneo. Traducción, 1° Edición.

DIFRIERI,H.; 1980. Historia del conocimiento geográfico e hidrología de los ríos de la cuenca Desaguadero-Salado-Chadileuvú-Curacó. Ministerio de Obras Públicas, Administración Provincial del Agua. Tomo I y II. Santa Rosa, La Pampa.

FIDALGO,F.; 1992. Provincia de Buenos Aires continental. Holoceno, I:23-38. M.Iriondo (Ed.)- CADINQUA.

FRENGÜELLI,J.; 1946. Las grandes unidades físicas del Territorio Argentino. GAEA. Tomo III, 5-115. Buenos Aires.

FRENGÜELLI,J.; 1950. Rasgos generales de la morfología y la geología de la provincia de Buenos Aires. Serie II, N° 33; Ministerio de Obras Públicas de la provincia de Buenos Aires. LEMIT.

FRENGÜELLI,J.; 1956. Rasgos generales de la hidrografía de la provincia de Buenos Aires. LEMIT. Serie II, Nº 62. La Plata.

GARCIA,J. y O.M.E. de GARCIA; 1964. Hidrogeología de la región de Bahía Blanca. Dirección Nacional de Geología y Minería. Boletín Nº 96. Buenos Aires.

KNOCHE,W. y V.BORZACOV; 1946-47. Clima de la República Argentina. GAEA. Editorial CONI, T.V y VI.

KRUSE,E.; 1984. Infiltración regional y caudal básico del Arroyo del Azul. Primer Análisis. Jornadas Científico Técnicas: Modelos matemáticos hidrológicos para grandes llanuras y su aplicabilidad a la zona deprimida del Salado. La Plata.

KRUSE,E y A.ROJO; 1985. Interpretación de los conos de depresión de Mar del Plata, Buenos Aires. Primer análisis. Primeras Jornadas Geológicas Bonaerenses. Tandil.

MARCHETTI,A.; 1968. Estudio hidrológico de la zona sud de la provincia de Buenos Aires. Dirección Nacional de Geología y Minería. Informe interno. Carpeta Nº 578. Buenos Aires.

MEINZER,O.E.; 1942. Hydrology. New York.

MINISTERIO OBRAS PUBLICAS; 1956. Conferencia sobre desagües en la provincia. Tomo I y II. La Plata.

PERURENA,E.; 1993. Saneamiento Básico. Visión Municipal. Año I,Nº5:42.

RINGUELET,R.; 1962. Rasgos principales de las lagunas pampeanas con criterio bioecológico. Anales de la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires. Vol. III. La Plata.

ROTH,S. 1921. Investigaciones geológicas en la llanura pampeana. Rev. Mus. La Plata, T XXV, pp 135-342, 18 láms, 20 figs. La Plata.

SALA,J.M.; 1969. El agua subterránea en el nordeste de la provincia de Buenos Aires. Reunión sobre la geología del agua subterránea de la provincia de Buenos Aires. Relatorios CIC;Pp. 25-49. La Plata.

SALA,J.M.; 1975. Recursos hídricos (especial mención de las aguas subterráneas). VI Congreso Geológico Argentino. Relatorio geología de la provincia de Buenos Aires. Bahía Blanca.

SALA,J.M.; 1981. Problemática de las investigaciones geohidrológicas en grandes llanuras. Primeras Jornadas Geológicas de la provincia de La Pampa. Fascículo 3;Pp.33-55. Santa Rosa, La Pampa.

SALA,J.M.; 1985. Las lagunas del medio oeste de la provincia de Buenos Aires, un modelo natural. Primeras Jornadas Geológicas Bonaerenses. Tomo I. Tandil.

SALA,J.M. y M.P.AUGE; 1973. Presencia de capas filtrantes en el noreste de la provincia de Buenos Aires. Su determinación. Actas V Congreso Geológico Argentino. Tomo V;Pp. 185-194. Buenos Aires.

SALA,J.M., GONZALEZ,N. y E.KRUSE; 1983. Generalización hidrológica de la provincia de Buenos Aires:. Hidrología de Grandes Llanuras. Actas del coloquio de Olavarría. Vol. II.Pp. 975-1008. UNESCO.

SALA,J.M., KRUSE,E. y R.AGUGLINO; 1987. Investigación hidrológica de la cuenca del Arroyo del Azul, provincia de Buenos Aires. Informe 37, CIC. La Plata.

SALA,J.M., ROJO,A. y E.KRUSE; 1992. Los excesos hídricos y la infiltración en la provincia de Buenos Aires. Terceras Jornadas Geológicas Bonaerenses. Actas. Pp. 171-174. La Plata.

STTAPPENBECK,R.; 1926. Geologie und Grundwasserkunde der Pampa. Stuttgart. Traduc. 1979.

WINDHAUSEN, A.; 1931. Geología Argentina. Ed. Peuser. Buenos Aires, 1 y 2.

GESTIÓN Y PROTECCIÓN DE ACUíFEROS

Emilio Custodio, Dr. I.I., Acad. Ciencias
Departamento de Ingeniería del Terreno y Cartográfica.
Centro Internacional de Hidrología Subterránea.
Universidad Politécnica de Cataluña.
Gran Capitán s/n, Edif. D-2. 08034 Barcelona.

RESUMEN

Mediante la gestión, planificación y protección de acuíferos se pretende un uso sostenible del agua subterránea, tanto en cantidad como en calidad, dentro del contexto general de los recursos de agua y de la utilización del territorio, considerando las necesidades y restricciones económicas, sociales y políticas. Si bien en muchos países industrializados se da mayor énfasis a la calidad, en áreas menos lluviosas, tanto industrializadas como en vías de desarrollo, la cantidad es por lo menos igualmente importante. La protección de los acuíferos, ligada a su correcta explotación, se basa en principios generales, hidrológicos, ambientales, económicos y sociales. La mala gestión y la falta de protección traslada costes y problemas sociales al futuro. Existe una clara tendencia a mantener los acuíferos como fuentes de agua preferente para abastecimiento humano, protegiéndolos de la entrada de substancias que degraden su calidad, sobre todo de las antropogénicas, y a tomar las medidas necesarias para que no sólo no se produzcan pérdidas de recursos de agua subterránea por contaminación, con los costes asociados, sino para que también se restauren los acuíferos que están actualmente contaminados. Para ello se aplican normas estrictas de protección y se delimitan áreas de protección de captaciones. La protección de los acuíferos conlleva costes económicos, unos de carácter general que gravan sobre la región o el país, y otros específicos que se deben pagar, al menos en parte, por los beneficiarios de la protección. La correcta explotación de los acuíferos incluye su integración en el sistema de recursos de agua, utilizando adecuadamente sus peculiaridades, y todo ello dentro de una afección razonable al medio ambiente. Ello supone la integración en una ordenación territorial multiobjetivo.

INTRODUCCIÓN

El agua subterránea tiene y continuará teniendo un importante papel en la satisfacción de las necesidades de agua de la población humana y de sus actividades económicas, estéticas y recreativas, al tiempo que es un factor esencial en la conservación del medio ambiente, en especial de los humedales. No es un recurso de agua aislado, sino íntimamente interrelacionado con otros a través del ciclo hidrológico, pero con características que hacen que esas aguas subterráneas sean especialmente atractivas, asequibles, evaluables y merecedoras de conservación, protección y restauración.

Varias son las razones que explican el importante y esencial papel de las aguas subterráneas, cuando se las compara con las aguas superficiales, si bien estas ventajas no son sólo fruto del antagonismo sino de la complementariedad y oportunidad de uso, en cada circunstancia. Algunas de estas razones son:

- general notable almacenamiento asociado, que hace que su cantidad y calidad estén menos afectadas por la variabilidad de la pluviometría, y sean reservas de gran valor en sequías y situaciones de emergencia,
- regularidad de su composición química, radioquímica y biológica, y de la temperatura,
- mayor protección frente a procesos contaminantes accidentales, lo que proporciona la posibilidad de continuar disponiendo de agua adecuada durante un período extendido de tiempo, mientras se adoptan las medidas paliativas y correctoras necesarias,
- frecuente disponibilidad en el lugar o cerca de donde se produce la demanda, con elementos de captación y transporte que suponen inversiones normalmente moderadas frente a las grandes obras de regulación, captación y tratamiento de aguas superficiales,
- asequibles a nivel rural, municipal y de áreas en vías de desarrollo, sin necesidad de comprometer para el abastecimiento y puesta a disposición recursos económicos muy necesitados para otros fines,
- menor dependencia en cuanto a cantidad y calidad de acciones exteriores de carácter catastrófico, naturales o provocadas intencionalmente o a causa de conflicto,
- menor dependencia de procesos tecnológicos complejos de manejo y tratamiento, que están sujetos a fallos de funcionamiento y diseño, y a errores humanos de operación,
- reconocimiento, evaluación y control con frecuencia más seguros y sencillos, y con menor longitud de series de datos de base, aunque para llegar a propuestas preliminares aparentemente se requiere un mayor tiempo y esfuerzo de estudio, personal experto y superar un conjunto de deformaciones y prejuicios en el conocimiento popular, que alcanza con frecuencia a las personas con responsabilidades en las administraciones y órganos de gestión,
- relativa fácil predicción del comportamiento ante escenarios diversos de acciones futuras, dado el gran almacén asociado; para las de aguas superficiales esa predicción tiene mayor incertidumbre al no conocerse previamente la aportación pluviométrica futura,
- gestión más local, sin las restricciones y conflictos de organización e institucionales frecuentes en las grandes entidades,
- frecuente fácil control de problemas organolépticos y posibilidad de disminuir o incluso eliminar el tratamiento de desinfección previa si se utilizan redes de distribución adecuadas.

Pero las aguas subterráneas no son una panacea, y por supuesto no están exentas de problemas importantes, tanto de cantidad, como de calidad, como de gestión y conocimiento. Su utilización es una alternativa a las aguas superficiales, y también un complemento. En general el uso conjunto de aguas superficiales y subterráneas, según el sentido que se da actualmente a dicha designación (Sahuquillo, 1983; Andreu, 1993) proporciona las mejores prestaciones en calidad y cantidad, con el menor coste y la mejor garantía.

Los porcentajes de los recursos de agua utilizados en cada región o país que son de origen subterráneo o que son captados directamente de los acuíferos son muy variables en sí y en su cómputo. Influye el destino del agua, el tipo de demanda y las características del territorio. Además de estos valores intrínsecos influye notablemente la tradición, formación de los ingenieros y gestores, participación pública y privada, e intereses de grupos y corporaciones (Llamas, 1984; 1991).

El amplio uso de las aguas subterráneas contrasta con la frecuente propensión de los organismos públicos, en especial los más dotados de recursos económicos, hacia las grandes obras hidráulicas. Aunque existen claros aspectos positivos en el uso de aguas superficiales, sobre todo para grandes áreas urbanas o industriales, o extensos desarrollos agrícolas, no siempre se justifican económicamente a priori como la solución más idónea, y menos aún a posteriori. Ciertas grandes obras de desarrollo de recursos de aguas superficiales, en parte son el resultado de prepotencia tecnológica y económica, y de presiones políticas y sociales. Estas favorecen y propugnan las obras faraónicas con preferencia a las soluciones no estructurales y las obras pequeñas, menos lúcidas, aún cuando a priori sean más eficaces. También son el resultado del empeño en crear empleo a corto plazo cuando falta imaginación para actuaciones más estables y rentables, y también de posibles corrupciones derivadas del flujo de grandes movimientos de dinero.

Ante un mejor conocimiento general de la limitación de los recursos de agua, en cantidad y calidad, y de la importancia del medio ambiente, crecen las presiones y esfuerzos para la conservación, protección y restauración de los acuíferos. Con ello se pretende que no sólo la generación actual los pueda disfrutar, sino también las generaciones futuras (Custodio, 1993d). Por otro lado, no sólo se trata de un objetivo social y moral, sino técnico y económico, como fuente segura de suministro normal y de emergencia, sobre todo para economías débiles o donde las obras en superficie son difíciles o muy costosas.

La correcta utilización de los recursos de agua, incluida el agua subterránea, con el debido respeto a los derechos razonables existentes, al medio ambiente y a las generaciones futuras requiere una adecuada gestión, por personas e instituciones suficientemente preparadas, dentro de un marco económico, social, político y moral suficiente, con sujeción a una planificación bien realizada, flexible y socialmente aceptada y participada, con unos objetivos viables de protección del recurso agua y de la restauración de los elementos del sistema, incluidos los acuíferos. Se necesita además un contexto de ordenación territorial que dé contenido real a los objetivos de la gestión y provea los medios para que sea posible.

GESTIÓN DE ACUÍFEROS

La gestión de acuíferos es el conjunto de guías, normas, leyes, reglamentos, y actuaciones dirigidas a sostener, conservar, proteger, restaurar y regenerar esos acuíferos. Hace referencia a la cantidad y calidad del agua captable del acuífero, que ha de hacerse de forma compatible con la demanda a servir, con otras demandas existentes, con el medio ambiente y con la ordenación y uso del territorio. La gestión requiere considerar los costes y beneficios directos e indirectos, las prioridades y restricciones no valorables económicamente, el uso sostenible del recurso y el respeto a los derechos intergeneracionales. Se debe respetar la

normativa vigente y los derechos legales y legítimos - aunque sean de facto - limitando y corrigiendo el abuso.

La gestión de las aguas subterráneas no es un objetivo aislado, sino que se integra en la de otros recursos de agua, en la ordenación territorial y en los usos reales del territorio. Supone una asignación del agua que sea económica (no necesariamente barata) y equitativa, y suficientemente flexible como para poder adaptarse a un mundo y sociedad cambiantes. Entre los objetivos figura el uso adecuado de la infraestructura hidráulica y de servicios, natural o ya creada, con preferencia a nuevas actuaciones estructurales y no estructurales.

La gestión de acuíferos incluye:

- inventario de necesidades, usos, elementos y dispositivos,
- conocimiento de la demanda real, de su evolución y de su elasticidad,
- considerar que el acoplo oferta de agua-demanda de agua se hace desde los dos lados, y tener los medios para hacerlo,
- disponer de suficientes conocimientos científicos y técnicos,
- disponer de personal suficiente y debidamente formado,
- tener medios de observación de la cantidad y la calidad del agua, y también de los impactos ambientales, sociales y territoriales de la explotación,
- ampararse en medidas administrativas y legales,
- disponer de medios de aplicación de las reglas, tanto por vías coercitivas como estimuladoras,
- además de medios de actuación ordinarios, poder disponer de los medios extraordinarios para actuaciones no comunes,
- recibir medios económicos adecuados,
- realizar campañas de información pública y de formación.

Toda gestión ha de ser realista, aceptada socialmente, implementable, adaptada a cada circunstancia local y temporal, e integrada en el conjunto de recursos que requiere la sociedad.

PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA

Así como la gestión atañe al presente, con visión de futuro, la planificación se dirige al futuro considerando el presente. La segunda es la guía de la primera. La planificación no debería ser ningún corsé rígido que defina estrictamente todas las actuaciones, sino un marco guía, suficientemente flexible para servir a un mundo cambiante y con una dinámica que lleva a situaciones a veces poco previsibles.

La planificación hidrológica es un conjunto de guías, en un marco legal-administrativo, con directrices económicas, reglas de corrección y orientaciones de mejora del conocimiento para:

- definir las grandes líneas de las actuaciones futuras,
- orientar la gestión en horizontes futuros (por ejemplo a 10 y 20 años),

- efectuar correcciones a medida que se observen desviaciones.

Todo esto requiere considerar la incertidumbre de los datos y de las prognosis, la elaboración y estudio de escenarios verosímiles, y la integración de las restricciones macroeconómicas, sociales y políticas.

La planificación - y la gestión que de ella se derive - para ser eficaz debe aplicar generosamente el principio de subsidiariedad (que lo que se puede realizar a un nivel inferior no se realice por un organismo de superior rango) y contar con la participación de los usuarios de agua y de los expertos, a través de asociaciones apropiadas, con voz suficiente en los órganos de la planificación.

El marco amplio a que debería limitarse una planificación debe incluir aspectos y criterios tales como:

- técnicos en cuanto a cantidad y calidad del agua,
- económicos, tanto a escala micro como macro,
- sociales,
- legales,
- políticos,
- de seguidad de suministro para usos humanos,
- de atención a situaciones de emergencia y estratégicas,
- de corrección continuada que respete la eficacia y la equidad ante la generación presente y futura,
- de respecto a las situaciones consolidadas no abusivas o ineficaces,
- de compensación por daños y cargas no generales o desproporcionadas,
- de predictibilidad, de forma que sea posible prever como amortizar obras e inversiones, atraer empleo estable y evitar crispaciones sociales.

PROTECCIÓN DE ACUÍFEROS: CANTIDAD Y CALIDAD

La protección de acuíferos incluye todo el conjunto de actividades y disposiciones cuyo objetivo es conservar tanto la cantidad como la calidad del recurso agua. El concepto va ligado al de uso sostenible de los recursos naturales. Desarrollo sostenible es el desarrollo que satisface las necesidades presentes sin comprometer la capacidad de que las generaciones futuras puedan satisfacer las suyas (WCED, 1987). Así, protección ambiental y desarrollo económico se complementan en vez de competir uno contra el otro (Haimes, 1992). El desarrollo sostenible implica asegurar la disponibilidad de recursos de agua mediante la adecuada operación, manejo y reposición de las obras y captaciones. Es una necesidad social y moral (Pérez Adan, 1992). Bajo estas ideas se ha lanzado la fase V del Programa Hidrológico Internacional de UNESCO (1996-2001), con el título "Hidrología y Recursos de Agua para el Desarrollo Sostenible dentro de un Ambiente Cambiante".

A desarrollo sostenido se opone la mala gestión y la cortedad de miras, que son un subproducto de la falta de comprensión de las consecuencias del desarrollo

incontrolado, de la especulación no productiva y del enriquecimiento rápido como objetivo prioritario.

Cuando se habla de protección de acuíferos, en buena parte de los países industrializados, que con frecuencia coinciden con áreas templadas con relativamente elevada lluvia útil, se suele sobreentender que se refiere a la calidad y más en concreto a substancias o propiedades que pueden ser nocivas a la salud. En cambio, en áreas en vías de desarrollo suele predominar el concepto de cantidad, es decir, que sea posible obtener los caudales deseados, en el lugar y momento oportunos. Se tiene menor preocupación por la calidad del agua, lo que puede ser un gran error. No obstante, los aspectos de calidad se van poniendo de relieve ante la aparición de grandes concentraciones urbanas, pobremente saneadas, donde los efectos sobre la salud son notorios y multiplicativos. Estos aspectos de calidad son preferentemente sanitarios, en relación con el agua de consumo humano, pero también llegan a la población indirectamente a través de la producción y tratamiento de alimentos.

También los problemas de salinidad, aunque no siempre conlleven una seria repercusión sanitaria, son objeto de preocupación, en especial - aunque no exclusivamente - en acuíferos costeros.

CONCEPTO DE VULNERABILIDAD

Comienza a hablarse de vulnerabilidad de los acuíferos hacia 1970, aunque su uso no adquiere cierta difusión hasta principios de la década de 1980. En general se sobreentiende que vulnerabilidad hace referencia a la calidad del agua y concretamente a la incorporación al agua subterránea de substancias nocivas para la salud (vulnerabilidad a la polución), si bien en otros casos cabe considerar con igual importancia la vulnerabilidad a la merma en la cantidad (por ejemplo a la pérdida de recursos ante una sequía o una explotación intensiva) o a la salinización.

No existe aún ninguna definición satisfactoria y universalmente admitida de vulnerabilidad (Vrba, 1991; Duijvenbooden y Waegeningh, 1967), lo cual no ha impedido la vulgarización del término, aunque con una indefinición manifiesta y un frecuente uso incorrecto. Se trata de definir algo que sea una propiedad del acuífero y sus circunstancias y, en su caso, independiente del polucionante y de su cantidad y concentración. La consideración de cada polucionante, su cantidad, modo de aplicación y toxicidad conforma el riesgo a la contaminación.

Los autores del método DRASTIC de evaluación de la vulnerabilidad de un acuífero (Aller et al., 1987), usan el término ``potencial de polución del agua subterránea'' en vez de vulnerabilidad. Se desarrolla un índice que gradúa la facilidad con la que agua puesta en superficie puede alcanzar al acuífero, independientemente de cual sea el contaminante. Se hace en función de las características hidrogeológicas e hidrodinámicas del acuífero. El riesgo se evalúa mediante la consideración de los factores implicados (IMPACT). La vulnerabilidad se determina en función de las condiciones naturales tales como el contexto geológico, los materiales del terreno y el régimen del agua subterránea, así como del tipo de actividades humanas (contaminación puntual o difusa por actividades agrícolas y ganaderas extensivas). Otros grupos han propuesto otras formas de evaluación, más simples y adaptados a áreas con menos datos (Foster, 1987; Foster y Hirata, 1988, 1992; Adams y Foster,

1992), que es lo más frecuente. No obstante, estos y otros métodos tienen limitaciones cuando se comparan con situaciones reales ya que necesariamente introducen grandes simplificaciones y dejan de considerar - por falta de experiencia o por desconocimiento en el estado actual de la tecnología - aspectos que para ciertos contaminantes pueden ser dominantes o al menos importantes, como para los plaguicidas (Cohen, 1992).

La vulnerabilidad a la salinización y contaminación puede asociarse a la susceptibilidad de que la calidad del agua subterránea pueda ser alterada negativamente como consecuencia de actividades humanas, tanto para su uso actual como futuro previsible. Mide en cierta forma la incapacidad del medio para hacer frente, espacial y temporalmente, a las consecuencias indeseables de esas actividades, y para restaurar la situación primitiva, naturalmente o con ayuda de medios artificiales. Ante una carga polucionante dada, el riesgo de contaminación es la combinación de la mayor o menor facilidad de penetración del agua y de la mayor o menor capacidad de atenuación y eliminación del contaminante. Los factores naturales (recarga, suelo, zona no saturada, zona saturada) se pueden conocer con mayor o menor precisión, aunque pueden variar espacialmente, pero los factores humanos son difícilmente predictibles, sobre todo en cuanto a cantidad, forma de vertido y tipo de contaminante.

El concepto de tiempo de transferencia de un contaminante desde la superficie al acuífero no forma parte de lo que normalmente se considera vulnerabilidad a la polución sino que es algo más bien ligado al riesgo.

El tiempo de transferencia es difícil de calcular, ya que hay que tener en cuenta los diferentes procesos de adsorción, de degradación o transformación, y de dispersión de cada polucionante específico en cada uno de los recorridos posibles y en los almacenes intermedios. Además, un largo tiempo de transferencia no significa ninguna protección absoluta sino sólo un diferimiento del problema. Ante una contaminación de una substancia no degradable, un mayor tiempo de transferencia sólo aporta dilución, tanto mayor cuanto más dispersivo sea el medio. Pero esa dilución supone afectar volumen grande de agua subterránea, que así pasará a tener un contenido extraño, con frecuencia indeseable aún a muy bajas concentraciones. Por ello, atribuir un índice de baja vulnerabilidad en función de un largo tiempo de recorrido es poco recomendable, y por supuesto puede dar origen a malas decisiones de gestión cuando los que las toman no son expertos en hidrología subterránea.

Dos factores que realmente reducen la vulnerabilidad ante contaminantes específicos son la posibilidad de degradación eficaz antes de llegar al acuífero o bien en el acuífero durante el transporte hasta la captación. El aporte por unidad de superficie de cantidades pequeñas de un contaminante con respecto al flujo natural del acuífero, puede suponer una dilución que reduce el impacto, si es que esa dilución resulta admisible, como se comentará más adelante. Para penetraciones en el terreno concentradas o resultantes de una aplicación de corta duración, la dilución por mezcla dispersiva y advectiva es favorable, si dicha dilución resulta admisible. La degradación de un contaminante radioactivo sólo depende del tiempo de tránsito. Para las substancias que sufren degradación química y/o bioquímica hay otros factores que intervienen, con frecuencia mal conocidos, difíciles de medir y a veces dominantes, y que dependen mucho del estado del medio. Además no es

raro que exista más de un camino de degradación, según las circunstancias, y que puedan aparecer substancias intermedias de degradación (metabolitos), más nocivos que los originales. De ahí que el paso de la gradación de vulnerabilidad a la contaminación a la de riesgo de una actividad polucionante respecto a un cierto contaminante sea difícil y no evaluable con elementos sencillos y utilizables por personas no expertas.

EXPLOTACIÓN Y SOBREEXPLOTACIÓN DE ACUÍFEROS

Como se ha indicado en la comunicación ``Contaminación de aguas subterráneas inducida por la explotación" de esta misma publicación, la explotación de todo acuífero que no sea la simple captación de sus salidas naturales (manantiales), comporta una perturbación potenciométrica para movilizar el agua subterránea hacia las captaciones (pozos, drenes, galerías).

Cuando el caudal de agua captada es menor que la recarga que recibe el acuífero se acaba alcanzando un nuevo equilibrio en el sistema de agua subterránea, de modo que el caudal captado se compensa, pasado cierto tiempo, con la disminución de salidas naturales (manantiales, caudal de base de los ríos y arroyos, superficie evaporante de lagos, humedales y zonas de vegetación freatofítica, paso a otros acuíferos), y con un aumento de la recarga (infiltración de agua fluvial o de lagos - o del mar - recarga desde otros acuíferos).

Aún siendo el balance hídrico algo conceptualmente elemental, su plasmación en cifras es uno de los problemas más difíciles de la hidrogeología si se requiere precisión, aunque no es más difícil que evaluar las aportaciones temporales de un río, a igual precisión en las cifras. Es necesario considerar la variación espacial y temporal de la precipitación y de la evapotranspiración, de los posibles aportes de aguas superficiales, del estado del suelo y de la cobertura vegetal y de la actividad humana en el territorio, además de posibles acciones de recarga artificial.

Cuando las extracciones superan a la recarga se produce un progresivo vaciado del acuífero por consumo de reservas, en un proceso llamado minería del agua, y también sobreexplotación en sentido estricto. Pero no es fácil conocer este estado con precisión si no es a través de estudios de detalle y una buena red de observaciones potenciométricas mantenida a lo largo del tiempo.

Es importante considerar que un continuado descenso de niveles indica consumo de reservas de agua del sistema acuífero, pero no necesariamente implica que las extracciones superen a la recarga, y en muchos casos no la superan. La causa hay que buscarla en la larga duración del período transitorio entre el inicio de la extracción y la llegada a un nuevo estado de equilibrio. En las circunstancias más frecuentes puede variar entre pocos años y decenas de años, pero en ocasiones puede ser de centenares o millares de años (fig. 1). El efecto de este transitorio es un aumento del coste de explotación, pero hay un valor límite calculable.

Más importante que el propio balance hídrico es la evaluación de los efectos negativos de la explotación, incluyendo los derivados de la profundización de los niveles del agua, tanto físicos y técnicos (pozos más profundos, perforaciones más difíciles, posibles cambios de propiedades hidráulicas), como químicos (movilización de aguas salinas del terreno o marinas, entrada de aguas de otros acuíferos o

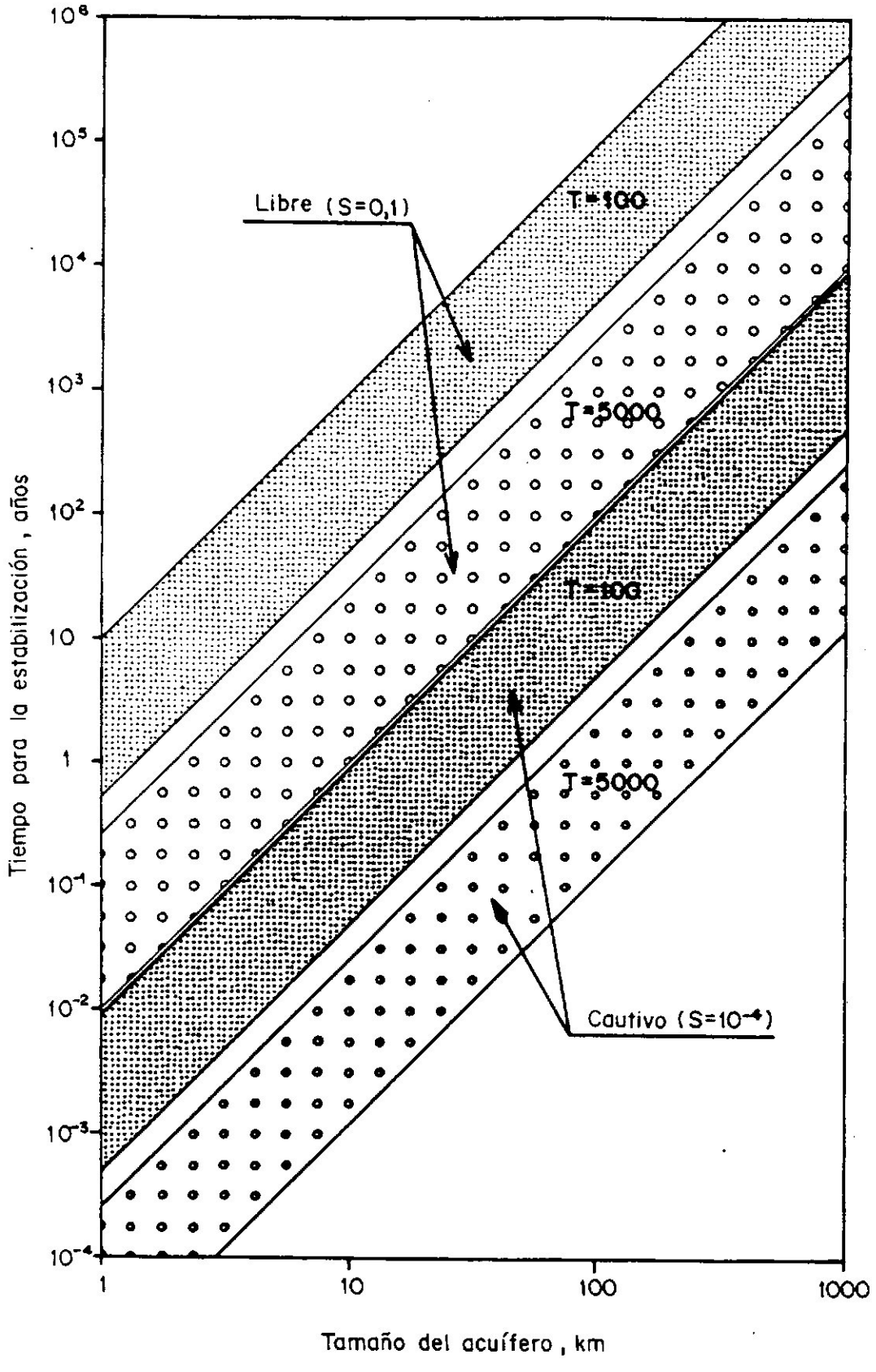


Fig. 1.- Tiempo en años (t) para que los descensos en un acuífero se estabilicen después de un cambio brusco en las condiciones de recarga-descarga en función del tamaño (L, en km) según la transmisividad (T, en m^2/día) y el coeficiente de almacenamiento (S). Es $t = \alpha L^2 S/T$ en que T/S es la difusividad hidráulica y α un coeficiente de proporcionalidad que con un margen estrecho depende de cada situación particular (según Custodio, 1993a; Custodio y Dijón, 1991)

desde la superficie, contaminadas o degradadas), como económicos (coste creciente del agua extraída, efectos derivados de cambios de la calidad tales como salinización de suelos, mayor corrosión, tratamientos adicionales). Pero también deben considerarse los numerosos e importantes efectos positivos derivados del uso del agua subterránea, sobre todo en cuanto a magnitudes y progresividad de las inversiones económicas, crecimiento acompasado de la demanda y la oferta de aguas, y menores problemas de calidad, al menos inicialmente.

La designación sobreexplotación en general pone énfasis en los aspectos negativos y propende a prohibiciones, coartaciones e intervencionismo (Custodio 1989a). Esto y la falta de definición clara hacen aconsejable que se abandone su uso (Custodio y Dijon, 1991; Custodio, 1993a, 1993b). Es más realista hablar de explotación intensiva y analizar sus circunstancias, y en el caso de ser claramente excesiva en su conjunto, calificarla como tal o como abusiva, con la definición clara de las circunstancias en que se produce.

Los aspectos de calidad son tan importantes como los de cantidad cuando se trata de evaluar una explotación intensiva. Esto resulta claro en acuíferos costeros, donde en función de la situación de las captaciones, de las características del acuífero y de la recarga, la explotación de cantidades claramente inferiores a la recarga ya puede conducir a medio o largo plazo a situaciones insostenibles (Custodio, 1993c), más graves que las de descenso continuado de niveles potenciométricos.

PROTECCIÓN DE LA CANTIDAD

La protección de la cantidad de agua de un acuífero o sistema acuífero pretende el uso sostenido de los recursos de agua, en cuanto a caudal. No obstante, no puede desligarse de la calidad (sobre todo si hay intrusión de agua salina), ni de cómo se realiza la explotación (profundidad y distribución de los pozos), ni de hasta dónde hay realmente afección o sólo se trata de una modificación ligada a la propia explotación (descenso de nivel admisible), ni de qué interferencias o afecciones se pueden tolerar en otras partes del ciclo hidrológico (caudal de base de ríos, caudal de manantiales, superficie y existencia de lagos, lagunas, zonas húmedas y de vegetación freatofítica, e incluso de ecosistemas especiales en la costa) o en el terreno (subsidencia, colapsos de terrenos kársticos).

Esta protección debe incluir como parte esencial la conservación de la recarga al acuífero y, cuando convenga, su incremento estimulado o artificial. Los cambios de uso del territorio, tales como deforestación o reforestación, cambios de la agricultura, urbanización, establecimiento de polígonos industriales, y paso de grandes vías de comunicación, pueden tener un gran efecto. En los casos en que una parte importante de la recarga procede de infiltración de aguas fluviales, intervenciones tales que cambien el régimen de las aguas y su turbidez, o que supongan encauzamiento y explotación de áridos o que mantengan un flujo unidireccional entre el río y el acuífero, tienen con frecuencia un gran efecto.

La protección de la cantidad se realiza mediante la delimitación de polígonos en los cuales se aplican restricciones y prohibiciones en cuanto a las extracciones y sus condiciones, y a la construcción de nuevas captaciones. Las restricciones y

prohibiciones que tratan de mantener los caudales con tramos de ríos o manantiales que ya tienen cierto uso no suelen optimizar el uso del recurso agua.

La protección de la cantidad debe ajustarse periódicamente a la evolución de la explotación, de la recarga y de las actividades que afectan al balance hídrico, aunque ésto no se adapta bien a la inercia de la Administración Pública y de los Tribunales de Justicia. Por ello la conflictividad asociada puede ser grande. Por otro lado, una actuación de visión parcial o poco medida puede perjudicar a unos en beneficio de otros, aumentando o creando desequilibrios.

Las adaptaciones posteriores pueden aumentar estos problemas, y crear agravios comparados, lo mismo que las frecuentes amnistías (borrón y cuenta nueva) cuando una reglamentación ha fracasado (por su propia naturaleza, o por su mala aplicación, o por desidia) y se quiere aplicar otra nueva.

En ciertos casos la delimitación de áreas de protección pretende conservar acuíferos para usos futuros, en general para obtener de ellos agua potable, limitando o prohibiendo el uso actual. En el momento de iniciarse la explotación, si ésta no se limita a captar las salidas naturales según su régimen, y pretende una explotación con captaciones profundas, se producirán cambios, con lo que el estado preservado no se podrá ya mantener, ni en cuanto al propio acuífero ni en cuanto a los sistemas asociados. Tal puede suceder con la creación de parques naturales para proteger reservas de agua para el futuro; la conservación del propio parque puede luego impedir o limitar el uso de esos recursos.

PRINCIPIOS DE PROTECCIÓN DE LA CALIDAD DE LOS ACUÍFEROS

Los acuíferos son vulnerables a la contaminación. Cada día aparecen más ejemplos de acuíferos salinizados, o contaminados por nitratos agrícolas y residuos industriales, y más recientemente por plaguicidas diversos. Se acumulan problemas, litigios y costosas actuaciones para tratar de restaurar. El a veces largo tiempo entre la acción polucionante y la aparición de los efectos de contaminación no es ninguna indicación de protección sino un aplazamiento de las consecuencias y mayor dificultad para comprender y explicar lo que sucede. Las fuentes difusas, de efectos más diferidos, son actualmente una de las causas más serias y preocupantes de la contaminación creciente de los acuíferos. La agricultura de alta producción aparece como una de las causas principales de contaminación de las aguas subterráneas, junto con los vertidos y depósitos de las grandes áreas urbanas. En algunos casos el grado de contaminación supera al de las aguas superficiales en determinados parámetros, con la gran desventaja de que las aguas subterráneas no son visibles - no despiertan fácilmente reacciones populares - y que buena parte de la permanencia en el terreno se hace en el medio no saturado, de muy difícil observación. La importancia de esta vía atmosférica se ha puesto de relieve con la lluvia ácida, capaz de afectar a grandes superficies y a las aguas subterráneas subyacentes, por ejemplo, por movilización de metales pesados.

El problema de la contaminación de las aguas subterráneas no se limita a los acuíferos, sino que a medio o largo plazo repercute también en el resto del ciclo hidrológico, como en los ríos y manantiales y también en las zonas húmedas y tramos de costa en los que descargan los acuíferos afectados.

La protección de la calidad del agua subterránea a nivel de acuífero se basa en especial en la prevención de aquellas acciones humanas con capacidad para producir su contaminación, tanto por cambios hidrodinámicos (como la disminución del potencial hidráulico en acuíferos costeros) como por la presencia en el territorio de substancias y actividades contaminantes. Esto incluye normas generales para la producción, distribución, almacenamiento, transformación y vertido de la gran diversividad de contaminantes existentes o que se puedan producir en el futuro, con reglamentos para la actuación en caso de accidente. También incluye el desarrollo de nuevas substancias y procesos menos agresivos a las aguas subterráneas. Esta normativa incluye el uso de agroquímicos, de estiércoles, de fangos de depuración y de vertidos a la atmósfera que se puedan incorporar al agua subterránea mediante la lluvia. También incluye a aquellas acciones que alteren las características y espesor del suelo, o que acerquen la superficie del terreno al nivel freático (por ejemplo excavaciones, desmontes), o de perforación para cualquier fin. El suelo es un elemento esencial en la protección. Es una tarea ingente y probablemente un desideratum al que sólo se podrá tender, incluso en las áreas más desarrolladas y ricas. Concierne claramente a las áreas en vías de desarrollo si se quieren evitar los daños y pérdidas económicas que ya han experimentado otras áreas. Los costes asociados pueden ser, y seguramente son y serán, una las causas de que persista el subdesarrollo.

Puesto que no es posible eliminar el manejo de substancias potencialmente contaminantes, los mapas de vulnerabilidad a la polución de los acuíferos - en especial los que se refieren a grupos de contaminantes específicos - son una ayuda a la ordenación territorial y a la forma de aplicar las restricciones derivadas de una determinada normativa. Eso no quiere decir diferentes grados de protección de los acuíferos sino que, para llegar a un mismo grado de protección de los recursos de agua subterránea, es preciso aplicar restricciones con diferente intensidad.

En planificaciones a corto plazo, para evitar perder acuíferos de valor presente o futuro para el abastecimiento humano, cuando las acciones de protección a nivel general se prevén de aplicación poco eficaz, cabe considerar protecciones especiales. Éstas pueden - y suelen - consistir en introducir restricciones a las actividades humanas en determinadas áreas territoriales, y para ello se recurre a figuras tales como parques naturales, zonas de reserva de la biósfera, y otras, que además cumplan otros objetivos.

PERÍMETROS DE PROTECCIÓN DE LAS CAPTACIONES

La importancia de las captaciones de agua subterránea (manantiales, pozos y drenes) como fuentes de suministro de agua potable de calidad estable y poco sometidas a afecciones por fallos tecnológicos ha llevado a intentar su protección mediante el establecimiento de zonas en el entorno del pozo. En ellas se establecen restricciones al uso del territorio y a actividades que supongan un riesgo de contaminación. Se imponen grandes restricciones en las inmediaciones de la captación, y se van relajando al aumentar la distancia.

Las limitaciones y la zonificación varían de un país a otro (Lallemand-Barrés y Roux, 1989; Martínez Navarrete et al., 1991; Matthess et al., 1985; EPA, 1987) y los

criterios son también variables, pero hay un denominador común que se puede resumir en la delimitación de las siguientes áreas:

Zona Inmediata: 10 a 20 m alrededor de la captación y de sus posibles drenes, propiedad del explotador, cerrada y controlada; se excluye cualquier actividad, almacenamiento, manipulación o aplicación peligrosa.

Zona Próxima: preferentemente para la protección bacteriológica. El límite externo se suele fijar para un tiempo de tránsito del agua desde la superficie del terreno a la captación superior a un cierto valor, que suele variar entre 50 y 100 días. Según el terreno, espesor no saturado y caudal de captación puede traducirse en distancias de 50 a 300 m; a veces se establecen además distancias mínimas a respetar, según se trate de un acuífero libre o de un acuífero cautivo, y según la garantía de construcción de la captación. Se toleran solo actividades no contaminantes, solo ciertos almacenamientos en condiciones bien controlables, y en general un paso restringido de personas y vehículos.

Zona Lejana: en general hasta límites naturales (divisorias de aguas) o suficientemente alejados como para conseguir tiempos de tránsito de al menos alguna decena de años. Su extensión y forma es muy variable, pero es corriente que alcance desde varios centenares de metros hasta más de 1 km. Existen restricciones de uso del territorio en cuanto a ocupación industrial o urbana o a determinadas prácticas agrícolas, y a la existencia, diseño y conservación de vías de comunicación. Sin son extensiones grandes, a veces se divide en dos partes, para graduar las restricciones.

En rocas fisuradas y formaciones kársticas el diseño es más complejo que en medios granulares, pero también se adoptan criterios similares (Parriaux et al., 1990; Matthess et al., 1985). Las circunstancias varían según el grado de desarrollo del karst. Si está muy desarrollado las áreas de protección pueden requerir decenas de km^2 por lo que no es posible restringir totalmente las actividades humanas, y en su lugar habrá que exigir medidas de seguridad apropiadas.

El establecimiento de perímetros de protección de captaciones supone una importante intervención en la ordenación territorial y por lo tanto debe coordinarse con la legislación y normativa al respecto. Es algo que va más allá de la esfera de competencia de los organismos de gestión del agua. En principio condiciona las actividades agrícolas, ganaderas, forestales, industriales, mineras, de transporte (carreteras, ferrocarriles, canales de navegación), urbanas y de prospección y penetración del subsuelo.

Es evidente que además de la protección territorial de la captación ésta debe estar construida de modo que se evite la penetración de contaminantes. Aunque ésto es algo evidente, en la práctica no lo es, unas veces por desidia, otras por ignorancia y mala técnica, y otras por un empeño en abaratar la obra sin reparar en las consecuencias futuras y aún presentes. A estos aspectos se suele presentar muy poca atención en la normativa, y menos en el proceso de autorización, cuando pueden ser esenciales.

PROTECCIÓN DE HUMEDALES

Una parte importante de las zonas húmedas (humedales) dependen de la existencia y/o aportes de agua subterránea. No sólo son de interés naturalístico sino económico inmediato, ya que son una fuente de riqueza. Su protección es una actividad importante dentro de la conservación del medio ambiente, que requiere la protección de los acuíferos con los que guardan relación. A grandes rasgos puede decirse que actualmente existe más destrucción de humedales a causa de la excesiva o ignorante explotación de los acuíferos que por intentos directos de desecación, que era un objetivo prioritario en épocas pasadas.

El agua necesaria para conservar un humedal, o una parte del mismo, es una demanda de agua más del sistema acuífero, con la diferencia de que el que esa agua esté disponible depende de que la distribución natural de potenciales hidráulicos no se altere o se altere poco. Las captaciones de agua subterránea cambian esa distribución y pueden producir notables afecciones, si bien el efecto puede pasar desapercibido durante años debido a la lenta respuesta de los acuíferos y de la vegetación (fig. 2).

La protección de humedales comporta la protección del acuífero tributario o con el que está conectado para mantener la cantidad y niveles del agua, totalmente o en una fracción razonable. Es algo que se debe definir como un compromiso entre la atención a las demandas humanas, la reducción ecológicamente tolerable y el mantenimiento de la calidad. Este mantenimiento de la calidad hace referencia, por un lado a valores tales como la alcalinidad, el pH y la salinidad, y su régimen de variación, por otro al aporte de nutrientes, y por otro a microcontaminantes (metales pesados y compuestos orgánicos tóxicos a la flora y fauna). La existencia de agricultura, minería o vertidos de población en el área de recarga del acuífero suelen ser las causas principales de modificaciones de calidad. Los efectos pueden aparecer diferidos años o décadas, y establecerse muy lentamente, de forma aparentemente imperceptible en observaciones en cortos lapsos de tiempo, con un control difícil y remedio muy costoso. Ello obliga a restricciones serias en el uso del territorio y a adoptar medidas extraordinarias en cuanto a posibles asentamientos humanos y económicos, incluso de zonas comerciales o de estacionamiento de vehículos.

ASPECTOS ECONÓMICOS Y SOCIALES DE LA PROTECCIÓN DE ACUÍFEROS

La aplicación de la normativa de protección de acuíferos supone la imposición de unas obligaciones y la aplicación de servidumbres y restricciones al uso del territorio, además de actuaciones de carácter general. Todo ello conlleva costes, tanto de primera instalación como de mantenimiento. La forma de cubrirlos es muy diversa y guarda estrecha relación con la política fiscal de cada país.

En cuanto a las actuaciones de control de la cantidad, las limitaciones de derechos o costumbres o de simples situaciones de hecho, deberían ser soportadas, al menos en buena parte, por los propios usuarios del acuífero o el Municipio, ya que en general van en su directo beneficio. Pero cuando esas limitaciones pretenden conservar caudales de base de un río o áreas de valor ecológico o transferir capacidad de extracción de un sector económico a otro (por ejemplo de la

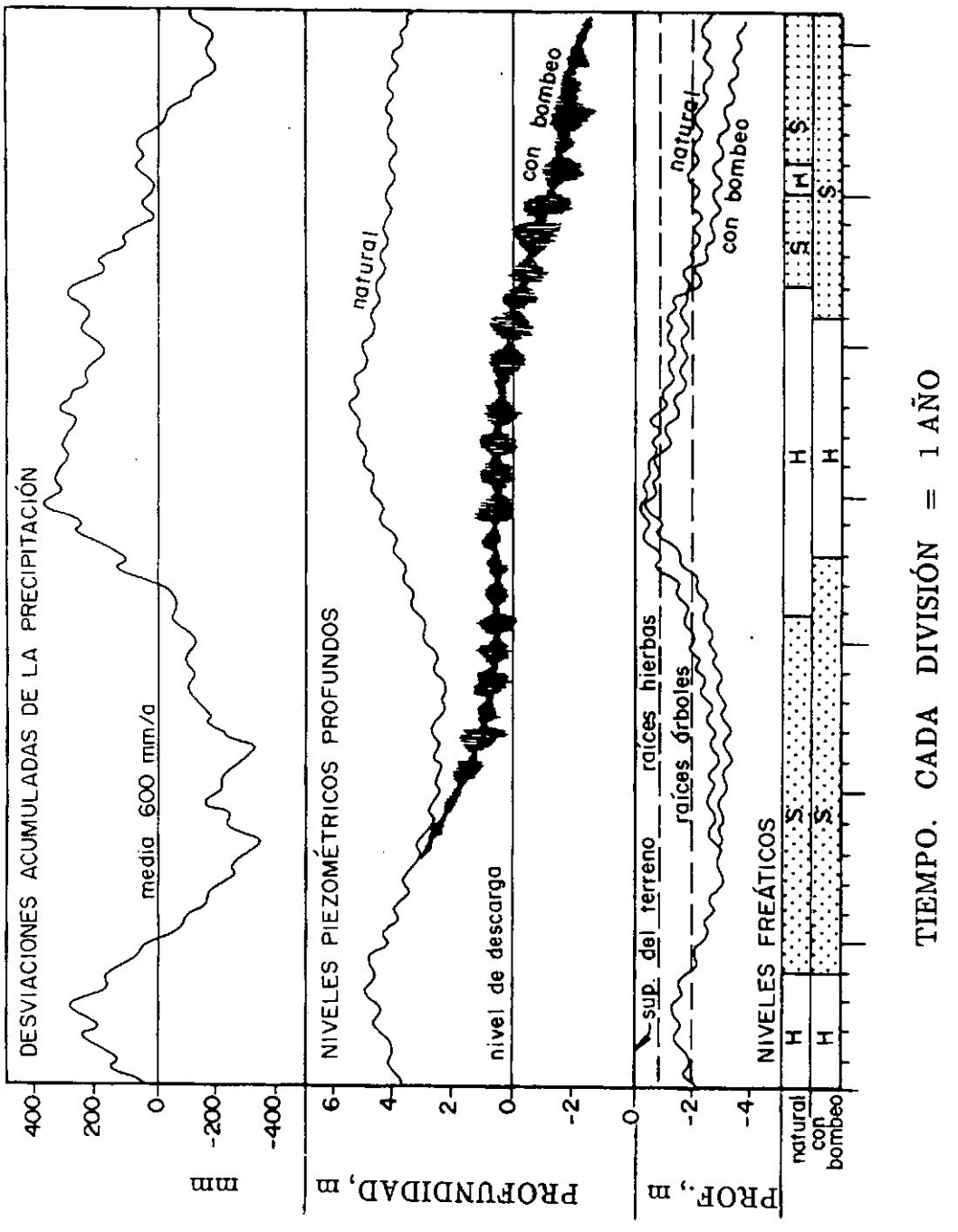


Fig. 2.- Evaluación esquemática del efecto de la explotación de un acuífero que alimenta a un humedal. Las desviaciones acumuladas de la precipitación muestran una secuencia de años secos (descenso) y húmedos (ascenso), de diferente naturaleza e intensidad. Como consecuencia de la explotación que se inicia en los primeros años la evolución con bombeo difiere de la natural y se produce un descenso progresivo; las fluctuaciones representan el efecto de los bombeos estacionales en el punto de observación. La piezometría se refiere a niveles profundos más permeables en los que se coloca la rejilla de los pozos, mientras los niveles superiores son menos permeables y en ellos se asienta la vegetación y el humedal, con las raíces en situación tal que sólo en más secuencias de años muy secos no pueden obtener el agua del nivel freático. A consecuencia de la explotación los niveles freáticos van descendiendo, con lo que las secuencias secas para los árboles son progresivamente más largas y frecuentes (inspirado en el acuífero de El Alabario y el Arroyo de la Rocina, Doñana, Huelva). H = época húmeda; S = época seca.

agricultura al abastecimiento humano), parece lógico que existan ciertas compensaciones económicas desde el sector beneficiado (particular o público) al sector perjudicado o que siente que merman sus posibilidades de acceso actual o futuro al recurso agua. Ello supone una evaluación objetiva de ese perjuicio, tras depurar situaciones evaluables de abusivas. Todo esto parece similarmente válido tanto dentro de un sistema legal de propiedad pública como privada del agua subterránea o del recurso agua. La conflictividad y complejidad que puede conllevar la puesta en práctica parece aconsejar que el marco de solución más adecuado sea la constitución de Comunidades de Usuarios de Aguas (del acuífero, o del conjunto de recursos de agua).

La protección general de la calidad del agua subterránea como línea general de actuación, afecta al conjunto de una unidad política y por lo tanto no parece que sea objeto de compensaciones por supuestos perjuicios, aunque no se excluye la conveniencia transitoria de ayudas y subvenciones a sectores económicamente débiles o de gran impacto social, para acelerar la implementación de las normas de calidad.

La falta de imposición de normas de calidad o su insuficiente implementación supone un consumo y destrucción de bienes de medio ambiente, y de degradaciones que soportan otros, para obtener un beneficio productivo en condiciones de competencia desleal con quien sí respeta la conservación del medio ambiente. Además, a medio o largo plazo habrá que reparar lo dañado o abandonar prematuramente inversiones económicas o desplazar población, frecuentemente con un alto coste, que alcanza a toda la comunidad económica, lo cual se añade a la competencia desleal durante el período productivo.

Las limitaciones de uso de agroquímicos en agricultura tienen dos vertientes. Una es el correcto uso en cuanto a tipo de producto, dosis, momento y forma de aplicación. No parece que ésto sea objeto de compensación económica, salvo ayudas o incentivos para adquirir la tecnología y práctica adecuada. Tampoco parecen compensables las diferencias de limitaciones o de exigencias de un área a otra en función de cambios en el tipo de suelo y de vulnerabilidad y riesgo de contaminación del acuífero. Pero si se imponen restricciones en la aplicación de agroquímicos mas allá de lo que es una buena práctica agrícola, sí que parece que debe ser objeto de compensación económica por parte de los que se benefician de esa protección. La compensación puede medirse como pérdida de producción.

Si se establecen áreas de reserva de aguas subterráneas, su coste debe sufragarse a cargo de los futuros beneficiarios, los cuales deben compensar a los habitantes y entidades con derechos objetivos de explotación, tanto del agua como del territorio, de las pérdidas reales que puedan sufrir a causa de limitaciones presentes o pérdidas de expectativas. La compensación debería tener lugar siempre que con la actuación prevista se produzca un daño desproporcionado.

La creación de áreas de protección especial de acuíferos y de áreas de protección de captaciones contiene aspectos claros de compensación económica. Está claro que el área inmediata a una captación debe ser adquirida y equipada (vallas, sistemas antifuga, acabado adecuado de la boca de la captación) por el propietario de la captación. Las limitaciones y prohibiciones en las otras áreas que no sean de carácter general deben ser compensadas equitativamente. Parece lógico que el coste sea cargado, al menos en parte, a los usuarios del agua de la captación o del

acuífero como un sobreprecio o una tasa adicional. No obstante, también se puede financiar a partir de otras tasas que graven el agua puesta a disposición. Sin embargo unas limitaciones particulares, que creen diferencias con otras partes del territorio en donde no sean necesarias, pueden ser también compensadas con una tasación general sobre la actividad en cuestión y su aplicación a las situaciones particulares, o bien proceder de la recaudación general de impuestos destinados a compensaciones.

Sin embargo, la puesta en marcha eficaz de cualquier política de protección requiere al mismo tiempo la reparación y restauración de lo ya dañado. Estos daños pueden ser importantes en áreas industrializadas y periurbanas. Se pueden y requieren grandes sumas de dinero para abordar el estudio, desarrollo de metodología de limpieza, intervención, descontaminación y restauración. Estas pueden fácilmente rebasar las posibilidades económicas a medio plazo de una región o país, tanto más cuanto más descuidado haya estado el medio ambiente, bien sea por falta de normativa, de conocimiento, de personal formado, de conciencia ciudadana, de reacción de los medios de información pública, etc. En general el causante de la contaminación debe pagar el coste de la limpieza. En la realidad o éste no tiene capacidad económica o es desconocido, en cuyo caso debe abordarse con fondos públicos.

Con frecuencia el estado actual de contaminación de aguas subterráneas, y también de extracciones abusivas, es el resultado acumulado de negligencia en la aplicación de legislación (buscando frecuentes subterfugios para evadirla), de ignorancia culpable sobre la realidad, los peligros y los principios básicos (muchas veces con serias deficiencias en la formación del personal responsable y de falta de toma de datos básicos), de arrogancia (que dimana de organizaciones poderosas y prepotentes, con presupuestos anuales elevados, con frecuentes creaciones de exclusividades, imposición de soluciones y de evaluaciones, separación de terceras personas y organizaciones con experiencia y capacidad por el mero hecho de no pertenecer al mismo grupo, desprecio del vecino y encubrimiento de informaciones, cuando no con falseamiento de datos para lograr mejor los fines particulares y mantener la exclusividad) y corrupción ante la generación de beneficios rápidos derivados de informaciones privilegiadas, encubrimiento de daños derivados de las actuaciones, tolerancia de la especulación improductiva y traslado al futuro de costes que se deberían soportar hoy.

Parte de la frecuente desidia en la protección de los acuíferos deriva de un menosprecio de fuentes de agua poco espectaculares o cuya gestión es molesta, puesto que requiere una cierta habilidad de la que se carece y una actuación clara, dentro de normas bien conocidas, aceptadas ampliamente y participativas. A ello se suma la preferencia, por parte de los aparatos de la administración y de las grandes empresas, por las grandes obras, espectaculares y con notables inversiones económicas. Aunque en muchos casos tal preferencia puede estar técnica, económica y socialmente justificada, en muchos otros no responde a un análisis correcto de alternativas o no se basa en un proyecto que integre los diferentes elementos de forma óptima y que produzca el mayor beneficio económico y social con el mínimo daño ambiental y dando el servicio adecuado. Con frecuencia se trata de obras que pueden suponer una fracción importante del presupuesto y del producto interior de una región o país durante un período largo. Sin embargo en muchos casos esas inversiones serían económica y socialmente más eficaces en

otros sectores de la economía. En el caso de inversiones públicas, detraen del ahorro privado fondos que de otro modo estarían disponibles para otras actividades necesarias y posiblemente más generadoras de desarrollo y bienestar social.

Aunque para justificar esas obras se alude con frecuencia a la necesidad de dar empleo a la mano de obra, ésto es sólo un paliativo temporal. Luego persiste la misma necesidad de grandes obras civiles para seguir ocupando a un personal poco cualificado. Para lograr empleos más estables y de mayor nivel, la formación parece una mejor opción a medio plazo.

La conservación de los acuíferos en buena parte depende del correcto conocimiento de su valor y de su acertada incorporación en la definición y estudio de alternativas de aprovechamiento de recursos de agua. Mientras los ciudadanos y los medios de información de masas se entusiasmen ante grandes obras, los políticos las continuarán haciendo porque producen admiración, o sea votos. Cuando en vez de la materialidad de la obra, su gigantismo y boato de las inauguraciones se valore su eficacia y oportunidad, y en vez de aplausos en inauguraciones se pidan razones que avalen que se trata de la solución más adecuada, se entrará en la real era de la protección de acuíferos. Se requiere educación popular, información asequible y veraz, y ética ciudadana, profesional, administrativa y política, y la adecuada cooperación de los medios de información de masas. No cabe esperar que la protección llegue por mera iniciativa política ya que la política responde a las demandas de los ciudadanos, y son ellos lo que la configuran.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue presentado oralmente en el Seminario Hispano Argentino sobre Temas Actuales de la Hidrología Subterránea (Mar del Plata, 20-29 Sep 1993) como actividad en relación al Programa de Cooperación Científica con Iberoamérica del Ministerio de Educación y Ciencia de España con el Instituto de Cooperación Iberoamericana de la Agencia Española de Cooperación Internacional. Se agradece la invitación del Centro de Geología de Costas y del Cuaternario de la Universidad Nacional de Mar del Plata y la prestación de tiempo del Departamento de Ingeniería del Terreno de la Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona. Las ideas son las del autor y no tienen por qué ser las de los organismos mencionados. Este escrito se encaja dentro de las actividades del Proyecto CICYT AMB-92-636 sobre la recarga en Doñana.

REFERENCIAS

ADAMS, B.; FOSTER, S.S.D. 1992. Land-surface zoning for groundwater protection. J. Inst. Water & Environmental Management. London. 6(3): 312-321.

ANDREU, J. 1993. Conceptos y métodos para la planificación hidrológica. CIMNE. Barcelona: 1-391.

ALLER, L.; BENNET, T.; LEHR, J.H.; PETTY, R.J.; HACKETT, G. 1987. DRASTIC, a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic setting. U.S. Environmental Protection Agency, Ada, OK. EPA Report 600/2-87-035; 1-455.

COHEN, S. 1992. Results of the national drinking water survey: pesticides, nitrates and well characteristics. Water Well Journal, Aug '92: 35-38.

CUSTODIO, E. 1989a. Strict aquifer control rules versus unrestricted ground\-water exploitation: comments on economic consequences. Groundwater Economics. Developments in Water Science, 39. Elsevier: 381-395.

CUSTODIO, E. 1989b. The role of groundwater quality in the decision-making process for water resources. Groundwater Management: Quantity and Quality. Intern. Assoc. Scientific Hydrology, Publ. 188: 87-99.

CUSTODIO, E. 1993a. Hydrogeological and hydrochemical aspects of aquifer overexploitation. Selected Papers. Intern. Assoc. Hydrogeologists. Heise. 3.

CUSTODIO, E. 1993b. In groundwater overexploitation a new hydrogeological concept?. Ingegneria e Geologia degli Aquiferi/Groundwater Geoengineering, IGEA, Rev. Sez. Ital. Acque Sotterranee, Assoc. Mineraria Subalpina. Torino, 2: 5-14.

CUSTODIO, E. 1993c. Aquifer intensive exploitation and over-exploitation with respect sustainable development. Environmental Pollution: Science, Policy, Engineering. European Centre for Pollution Research, 2: 509-516.

CUSTODIO, E. 1993d. Protección de acuíferos y su correcta explotación: perímetros de protección. La Economía del Agua. Sociedad General de Aguas de Barcelona. Barcelona: 69-105.

CUSTODIO, E.; DIJON, R. 1991. Groundwater overexploitation in developing countries: report of an Interregional Workshop, Gran Canaria, Canary Islands, Spain. U.N. Dept. of Technical Cooperation for Development. New York, 1992: 1-116.

DUIJVENBOODEN, W. VAN; WAEGENINGH, H.G. VAN 1987. Vulnerability of soil and groundwater to pollutants. TNO/RIVM, Proceedings and Information 38, The Hague: 1-1143.

EPA 1987. Guidelines for delineation of wellhead protection areas. U.S. Environmental Protection Agency. Ada, OK.

FOSTER, S.S.D. 1987. Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants. TNO/RIVM, Proceedings and Information 38, The Hague: 69-86.

FOSTER, S.S.D.; HIRATA, R. 1988; 1991. Groundwater pollution risk assessment: a methodology using available data. WHO-PAHO/CEPIS. Lima, Perú: 1-78.

HAIMES, Y.Y. 1992. Sustainable development: a holistic approach to natural resource management. Water International 17(1992): 187-192.

JEDLITSCHKA, J. 1991. Qualitative aspects. The Management of Ground Water Resources: Preparation for a Ministerial Seminar. Seminar of Como. European Institute for Water. Paris-Bruxelles. (16 pp).

LALLEMAND-BARRÉS, A.; ROUX, J.C. 1989. Guide méthodologique d'établissement des périmètres de protection des captages d'eau souterraine destinée à la consommation humaine. Manuels & Méthodes 19, Editions du BRGM. Paris-Orléans: 1-221.

LLAMAS, M.R. 1984. Política hidráulica y génesis de mitos hidráulicos en España. Cimbra, Madrid. 218: 16-25.

LLAMAS, M.R. 1991. Consideraciones iniciales sobre el pasado, presente y futuro de las aguas subterráneas en España. Revista de Obras Públicas. Madrid. Dic. 1991: 7-12.

MARTÍNEZ NAVARRETE, C.; MORENO MERINO, L.; LÓPEZ GETA, J.A. 1991. Análisis comparativo de los métodos para la determinación de perímetros de protección de las captaciones de aguas subterráneas. III Simposio sobre el Agua en Andalucía. Córdoba. ITGE-Madrid. I: 513-524.

MATTHESS, G.; FOSTER, S.S.D.; SKINNER, A.CH. 1985. Theoretical background, hydrogeology and practice of groundwater protection zones. Intern. Contributions to Hydrogeology, 6. Intern. Assoc. Hydrogeologists. Heise: 1-204.

PARRIAUX, A.; MANDIA, Y.; DUBOIS, J.D. 1990. The concept of protection zones in karstic mountains. Mém. 22nd Congress Inter. Assoc. Hydrogeologists, Lausanne, XXII: 1136-1143.

PÉREZ ADÁN, J. 1992. El pensamiento "ecológico" de Juan Pablo II. Estudios sobre la Encíclica ``Centesimus Annus". Aedos-Unión Editorial. Madrid: 333-350.

SAHUQUILLO, A. (ED.). 1983. Utilización conjunta de aguas superficiales y subterráneas. Servicio Geológico de Obras Públicas. Madrid.

VRBA, J. 1991. Mapping of groundwater vulnerability: working paper. IAH Groundwater Protection Commission Meeting, Tampa, Fda. UNESCO-Intern. Hydrological Programme IV, Project M-1.2 (a).

WCED 1987. Our common future. World Commission on Environment and Development. Oxford Univ. Press, Oxford, UK.

Casos de Estudio

DETERMINACIÓN DE LA PROFUNDIDAD DE BASAMENTO RESISTIVO MEDIANTE EL MÉTODO SEV

B. Calvetty Amboni y A. Rapaccini
Consejo Federal de Inversiones
3 Nº 683 (1900) La Plata

INTRODUCCIÓN

No existen estadísticas sobre el uso en Argentina de la prospección eléctrica en geohidrología. Sin embargo, y aunque no pueda decirse que su uso se ha generalizado, está claramente establecido que su aplicación puede constituirse en un elemento importante en la mayor parte de los programas de exploración.

De entre los diversos métodos que constituyen la amplia familia de los métodos eléctricos, el uso del Sondeo Eléctrico Vertical es prácticamente excluyente. A tal punto que, para muchos, decir geoeléctrica es decir SEV, y viceversa.

Esta singularidad obedece a que los modelos obtenidos con SEV facilitan la comprensión de los complejos fenómenos geohidrológicos, además de posibilitar una mejor ubicación de perforaciones de exploración, y la mayor parte de las veces, reducir su número, con la consiguiente ganancia económica que ello significa. A modo de comparación, en la región pampeana un pozo de exploración de 100 m de profundidad tiene un costo aproximadamente equivalente a 50 SEV de 250 a 500 m de ala.

Uno de los varios problemas que suelen resolverse con ayuda de geoeléctrica, es el de la determinación de la profundidad del basamento hidrogeológico. Eléctricamente conductor si es acuícludo, resistivo si es acuífugo.

Es así que, entre los numerosos estudios efectuados por los geofísicos del CFI, varios tuvieron entre sus objetivos la determinación de la marcha de un basamento constituido por rocas graníticas, metamórficas o cuarcíticas, de resistividad, por lo general, mucho mayor que la de los sedimentos inconsolidados superpuestos.

De todos ellos, y a continuación de algunos comentarios sobre la metodología habitualmente utilizada, se exponen resumidamente cuatro casos, con especial hincapié en los criterios adoptados para ubicar, dadas las ambigüedades, dicho basamento.

Finalmente, y a modo de conclusión, se exponen algunos procedimientos a seguir en casos similares y se efectúan algunas recomendaciones para quienes no tengan otra alternativa que analizar los resultados de nuestras buenas intenciones.

SOBRE LA METODOLOGÍA EMPLEADA

Tal como es utilizado en el CFI, el método SEV implica la obtención de modelos de capas horizontales, paralelas e isótropas. Ello limitaría su aplicación a regiones cuyas condiciones de estratificación son aproximadamente parecidas a las teóricas. Sin embargo, tanto la experiencia propia, como la ajena, muestran que su respuesta es suficientemente aceptable en muchos ambientes que están lejos de cumplir con este requisito, como son los valles intermontanos, o los médanos costeros, por ejemplo.

La modalidad adoptada en las mediciones pasa totalmete por el dispositivo de Schlumberger, lo que significa algo más que medir con un MN ≤ AB/5:

Significa que las curvas de resistividad aparente se grafican en papel bilogarítmico de 62.5 mm de módulo; que se pudieron utilizar desde un principio, los catálogos de curvas maestras como el de Orellana y Mooney (1966) o el de la Rijkswaterstaat de Holanda (Van Dam y Meulenkamp, 1969) que tienen alrededor de 2300 curvas de tres capas. Y aunque actualmente no son estrictamente imprescindibles, ahí están para cuando hay que calcular modelos iniciales en programas que los requieren.

Significa también una mayor disponibilidad de programas que facilitan la interpretación de las curvas de resistividad aparente, ventaja que no proporciona otro dispositivo y que remarca que nuestras preferencias son las de casi todos los que practican el método.

En nuestros primeros trabajos (que se remontan a 1977) se utilizó exclusivamente el método gráfico de comparación con curvas de catálogo. En 1979, y gracias a la gentileza de los geofísicos del CRAS, se comenzaron a controlar los cortes geoeléctricos obtenidos mediante el programa de Fritsch y Zschau (1969), para muy poco tiempo después, en 1980, comenzar a utilizar el programa de Zohdy (1973) basado en las propiedades de las curvas de Dar Zarrouk.

Actualmente se utiliza también el programa del mismo autor (Zohdy, 1989), que utiliza para el modelo inicial los valores de resistividad aparente de la curva de campo. Ambos tienen la ventaja de que no hay que preocuparse del cálculo de un corte inicial y la particularidad de proporcionar cortes geoeléctricos con un gran número de capas.

Aunque los programas tienen rutinas para la simplificación de los cortes, no se utilizan demasiado dado que se prefiere efectuar este paso aplicando criterios adecuados a cada circunstancia. En tal sentido, se aprovechan las propiedades de los parámetros de Dar Zarrouk y el concepto tradicional de equivalencia. Esto último en virtud de que generalmente se reducen a una capa conjuntos de capas con valores de resistividad muy próximos entre sí y no se justifica utilizar un criterio más elaborado, como el de la equivalencia de Zohdy, por ejemplo.

Además, la presentación de los resultados se efectúa generalmente mediante secciones geoeléctricas con los valores de resistividad agrupados en rangos, limitados por valores preestablecidos en función de su amplitud y significación. Los trabajos realizados son, casi todos, de reconocimiento amplio y de carácter regional, y pocas veces se justifica una presentación más detallada. Con mayor razón en aquéllos en los que el principal, cuando no único objetivo, es la determinacion de basamento, como los que se comentan a continuación:

CASO 1: ESTUDIO GEOELÉCTRICO CHACHARRAMENDI - LIMAY-MAHUIDA, PROVINCIA DE LA PAMPA

Estudio efectuado en 1980 para la Dirección de Recursos Hídricos de la la provincia de La Pampa con la participación en las mediciones de campo del geólogo Emilio J. Ruiz de esa repartición. Se midieron en total 172 SEV de longitud variable entre 100 y 1000 m, con un promedio de 527 m, en un área de aproximadamente 1700 km^2, de forma triangular con vértices en Chacharramendi, Limay Mahuida y La Reforma (figura 1).

El basamento hidrogeológico está conformado por rocas identificadas con las de las provincias geológicas Sierras Pampeanas y Sanrafaelino-Pampeana, dado que en este sector coexisten las vulcanitas y plutonitas permotriásicas de ésta con los granitos precarbónicos de aquélla (Linares, Llambías y Latorre, 1980).

Los resultados se expresaron en cuatro secciones, las que además de la posible profundidad del basamento hidrogeológico, facilitan la selección de los lugares con mejores perspectivas para la extracción de agua apta para bebida. La mostrada en la figura 3, conformada con 21 SEV, corresponde a una línea de orientación norte sud que pasa 11 km al este de La Reforma.

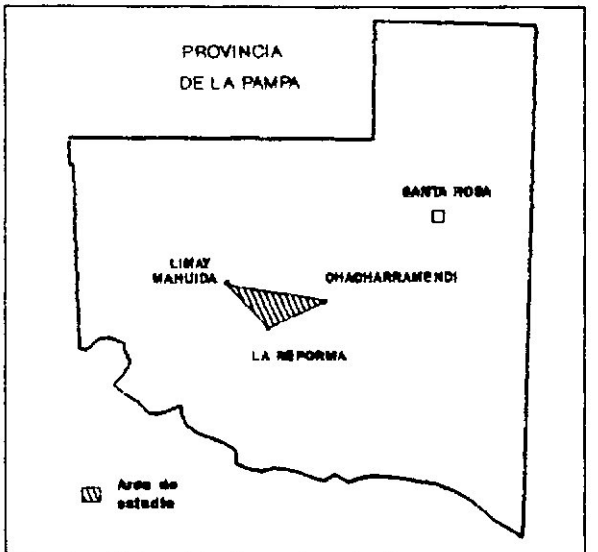


Fig. 1.- Ubicación área de estudio.

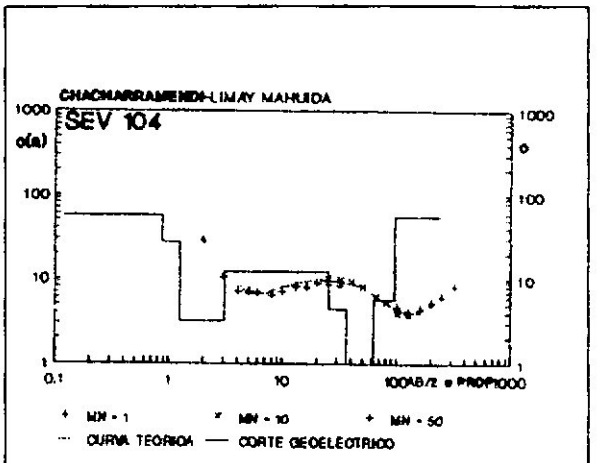
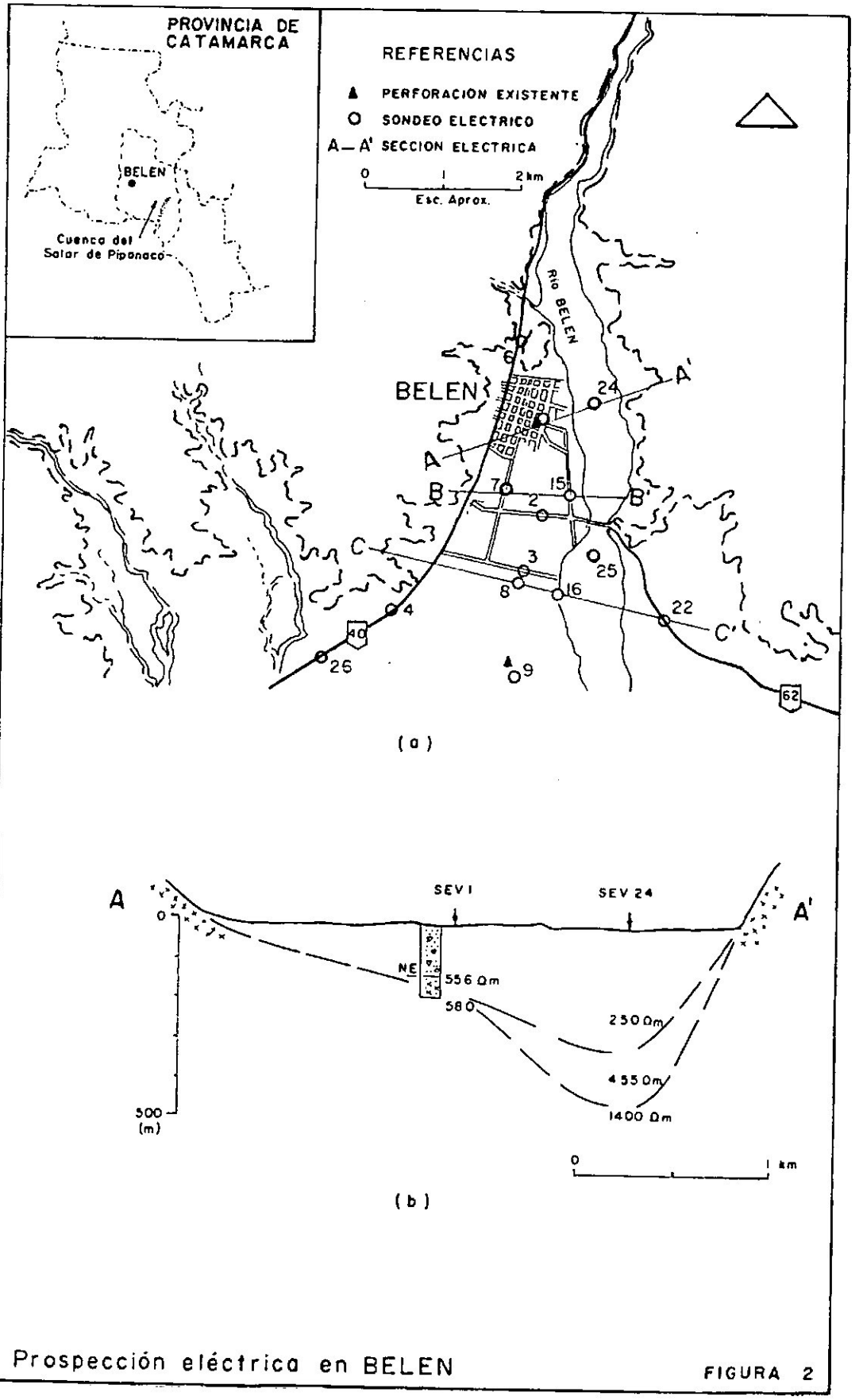


Fig. 2.- Uno de los 172 SEV.

Dado el reducido número de perforaciones de referencia y las dificultades para obtener sondeos paramétricos, en la determinación del basamento se utilizó el hecho de que el agua de las capas apoyadas sobre él es de elevada salinidad, pudiendo llegar a tener hasta 50 gr/l de residuo seco. En consecuencia, se atribuyeron al sustrato resistivo, correlacionable con el basamento hidrogeológico, las capas eléctricas inmediatamente inferiores a la capa conductiva correspondiente al último mínimo de las curvas de resistividad (figura 2).

Esta circunstancia, si se trabaja con programas como el de Zohdy, puede ser desconcertante, ya que es muy posible que en el sustrato resistivo se incluyan valores de resistividad propios de capas conductivas.



Prospección eléctrica en BELEN

FIGURA 2

Esto se advierte muy bien en el SEV paramétrico medido en las proximidades de la la única perforación que sirve de referencia, ubicada en la manzana del hotel de Turismo de Belén, cerca de la sierra. Comparando la descripción litológica del pozo con el corte geoeléctrico, se deduce que el basamento se correlaciona con resistividades superiores a los 550 Ω.m (figuras 4b y 5).

Dada la marginalidad del dato, se efectuó una doble interpretación, una en base al valor anterior y otra con un criterio similar al del caso anterior, tomando el mínimo resistivo de los cortes geoeléctricos como base del relleno sedimentario, lo que proporciona en algunos casos espesores menores para este último (figura 4b).

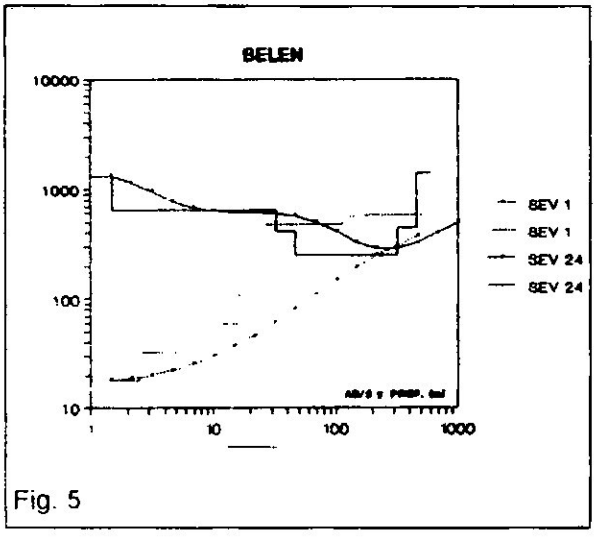


Fig. 5

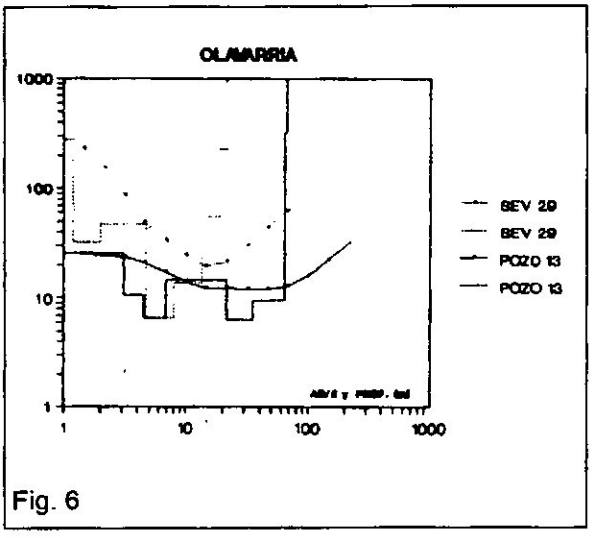


Fig. 6

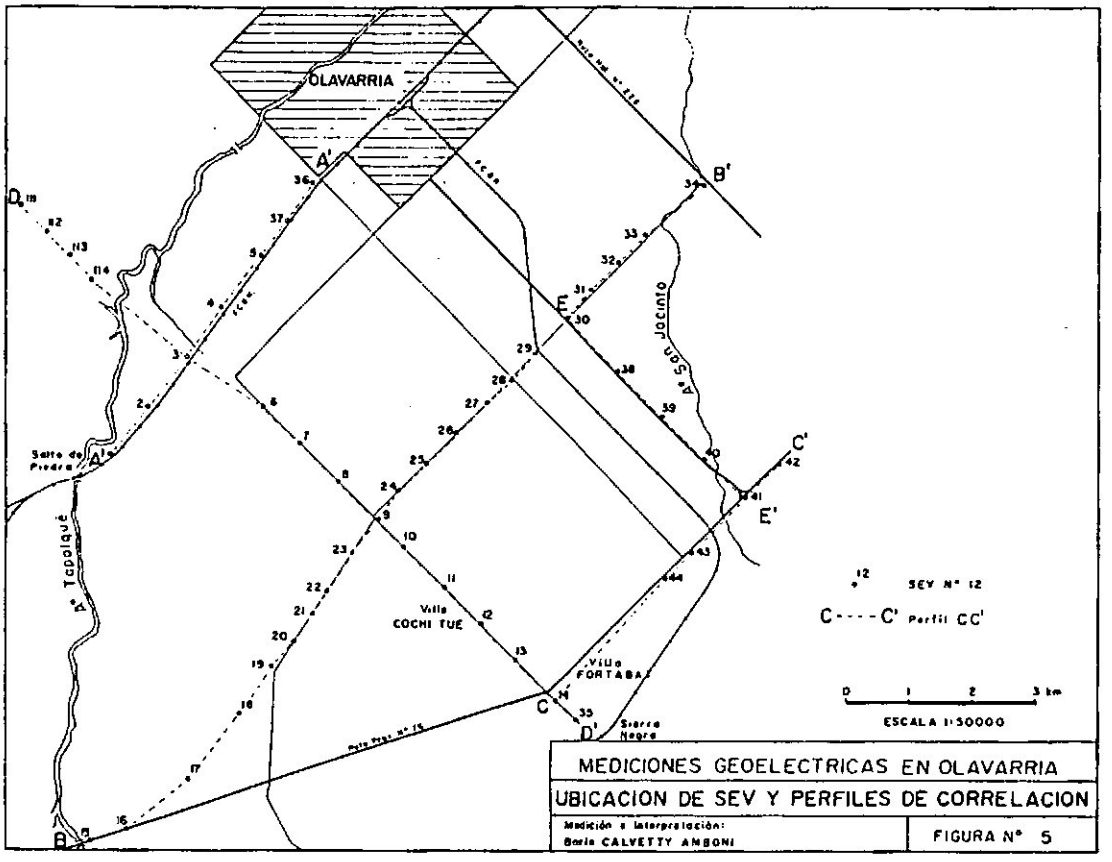
CASO 3: PROSPECCIÓN GEOELÉCTRICA EN OLAVARRÍA, PROVINCIA DE BUENOS AIRES

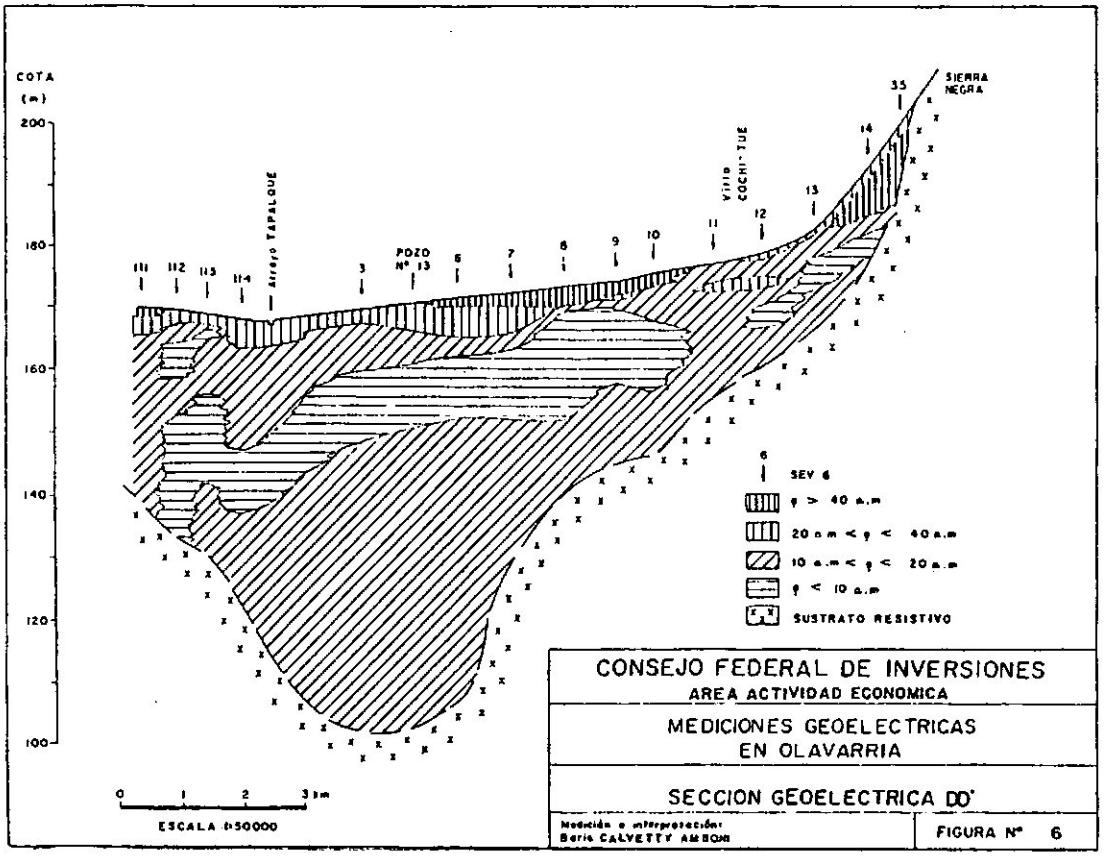
El estudio forma parte del denominado "Abastecimiento de agua potable a Olavarría, Estado actual y perspectivas", realizado para la Municipalidad de Olavarría por el CFI mediante la contratación del geólogo Miguel P. Auge.

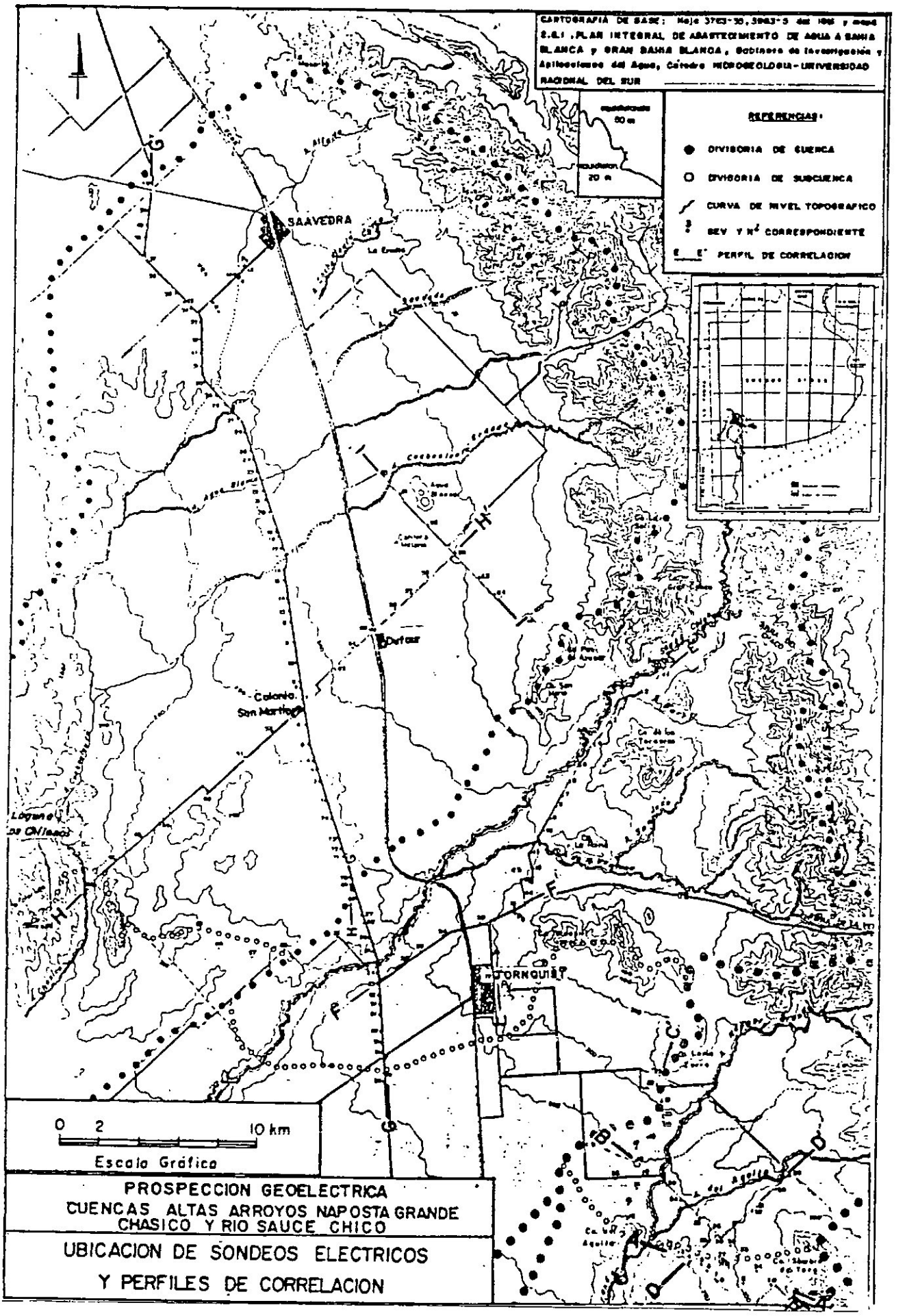
Se midieron 44 SEV de longitudes variables entre 92 y 250 m, con un promedio de 173 m, en un área de aproximadamente 160 km^2, comprendida entre los arroyos Tapalqué y San Jacinto y la Sierra Negra (figura 7).

En este ámbito, el basamento hidrogeológico está constituido por rocas predominantemente graníticas (Teruggi y Kilmurray, 1975), de mucha mayor resistividad que la de los sedimentos inconsolidados superpuestos y ubicado a profundidades relativamente reducidas, en ningún caso superiores a los 100 m. En consecuencia, las curvas de resistividad aparente son relativamente cortas y terminan todas en un tramo ascendente de pendiente unidad, como es el caso del SEV 29 mostrado en la figura 6.

Por otra parte, son varios los pozos que llegan hasta el basamento, aunque su ubicación en zona urbanizada dificulta, en la mayoría de los casos, la obtención de SEV aceptables. No obstante, en la zona periférica pudieron medirse dos, de los cuales el correspondiente al pozo Nº 13, por ser el mejor, se utilizó como sondeo paramétrico (figura 6).


OLAVARRIA
A'
B'
C'
D'
E'
Arroyo San Jacinto
Salto de Piedra
Arroyo Tapalqué
Villa COCHI TUE
Villa FORTABAT
Sierra Negra
SEV N° 12
C---C' Perfil CC'
0 1 2 3 km
ESCALA 1:50000
MEDICIONES GEOELECTRICAS EN OLAVARRIA
UBICACION DE SEV Y PERFILES DE CORRELACION
Medición e interpretación: Boris CALVETTY AMBONI
FIGURA N° 5


COTA (m)
200
180
160
140
120
100
SIERRA NEGRA
Arroyo TAPALQUÉ
POZO N° 13
Villa COCHI-TUE
SEV 6
ρ > 40 a.m
20 a.m < ρ < 40 a.m
10 a.m < ρ < 20 a.m
ρ < 10 a.m
SUSTRATO RESISTIVO
0 1 2 3 km
ESCALA 1:50000
CONSEJO FEDERAL DE INVERSIONES
AREA ACTIVIDAD ECONOMICA
MEDICIONES GEOELECTRICAS EN OLAVARRIA
SECCION GEOELECTRICA DD'
Medición e interpretación: Boris CALVETTY AMBONI
FIGURA N° 6


CARTOGRAFIA DE BASE: Hoja 3763-30, 3963-3 del IGM y mapa
S.E.I. PLAN INTEGRAL DE ABASTECIMIENTO DE AGUA A BAHIA
BLANCA y GRAN BAHIA BLANCA, Gabinete de Investigación y
Aplicaciones del Agua, Cátedra HIDROGEOLOGIA - UNIVERSIDAD
NACIONAL DEL SUR
REFERENCIAS:
DIVISORIA DE CUENCA
DIVISORIA DE SUBCUENCA
CURVA DE NIVEL TOPOGRAFICO
SEV Y Nº CORRESPONDIENTE
PERFIL DE CORRELACION
SAAVEDRA
Coronel Dorrego
Coronel San Martín
TORNQUIST
0 2 10 km
Escala Gráfica
PROSPECCION GEOELECTRICA
CUENCAS ALTAS ARROYOS NAPOSTA GRANDE
CHASICO Y RIO SAUCE CHICO
UBICACION DE SONDEOS ELECTRICOS
Y PERFILES DE CORRELACION

Tal como está planteado, éste es uno de los casos más favorables para determinación del basamento, pero incluso en él se tiene presente que las profundidades propuestas están en gran medida ligadas al sondeo paramétrico, con todo lo que éste implica.

Los resultados se presentaron en cuatro secciones geoeléctricas. Las capas superpuestas al sustrato resistivo se diferenciaron según cuatro rangos de resistividad limitados por los valores de 40, 20 y 10 Ω.m. El predominio de resistividades entre 10 y 20 Ω.m, es indicativo de la preponderancia de sedimentos limosos.

Dadas las características de los sedimentos, así como la irrelevante variación de la conductividad del agua (Auge, 1993), los valores de resistividad proporcionan una grosera estimación de su media granulométrica. Entendiéndose que cuanto menor es la resistividad, menor es el tamaño medio de las partículas.

La figura 8 proporciona una sección transversal al arroyo Tapalqué entre el flanco este de Las Dos Hermanas y la Sierra Negra. Integrada por 15 SEV, muestra que la zona de basamento más profundo, casi 70 m, se encuentra cerca de la vertical al cauce actual del arroyo.

CASO 4: GEOELÉCTRICA EN LAS CUENCAS SUPERIORES DE LOS ARROYOS NAPOSTÁ GRANDE, CHASICÓ Y RÍO SAUCE CHICO, PROVINCIA DE BUENOS AIRES

Este trabajo fue realizado para la Administración General de Obras Sanitarias de la provincia de Buenos Aires (AGOSBA) y contó con la participación del técnico Daniel Gelati y de la entonces becaria María C. Caamaño, ambos de la AGOSBA.

Su objetivo principal fue calcular, en las cuencas altas del sector occidental de las Sierras Australes de la provincia de Buenos Aires, la profundidad del basamento hidrogeológico, constituido por rocas acuífugas premesozoicas.

Se midieron en consecuencia 140 SEV de entre 500 y 2000 m de extensión a lo largo de nueve perfiles, en su mayor parte transversales a los cursos de agua, en un área de aproximadamente 1600 km^2 (figura 9).

La interpretación se apoya en sondeos paramétricos medidos en las cercanías del único pozo que en el área de las cuencas llega hasta el basamento hidrogeológico, el que se perforó simultáneamente con el estudio geoeléctrico, y de dos pozos históricos ubicados en cuencas vecinas. Se midieron además algunos SEV cortos sobre afloramientos del basamento, los que evidencian su elevada resistividad respecto de las formaciones superpuestas y que justifican se las considere de resistividad infinita.

El sustrato resistivo pudo seguirse en todos los perfiles. Se determinó así que en la subcuenca superior del Napostá Grande su profundidad es menor que 250 m, que en la subcuenca superior del Chasicó no supera los 300 m, salvo en el límite con la cuenca del Sauce Chico, donde se encontraron profundidades superiores a los 400 m.

Las capas de menor resistividad (ρ < 10 Ω.m) se agruparon en una denominada "capa conductora" correspondiente a horizontes acuitardo-acuícludos, conformados

preponderantemente por sedimentos pelíticos. En algunos sectores esta capa se apoya sobre el sustrato resistivo, pero, en la mayor parte de los casos se intercala entre ambos una capa de resistividad entre 10 y 20 Ω.m, que podría estar indicando un correlativo aumento de la permeabilidad y quizás la presencia de acuíferos semiconfinados, sobre los que no se tienen evidencias directas.

En definitiva, las secciones geoeléctricas proporcionan una primera evaluación cuantitativa de la marcha del basamento técnico en el sector occidental de Ventania, entre el cordón de Curamalal y el sistema de pequeños afloramientos que constituyen su borde occidental (figura 10).

No obstante, también en este caso debe tenerse en cuenta la dependencia del modelo con los valores de los SEV paramétricos, los que probablemente pierden validez en las cuencas medias de los arroyos.

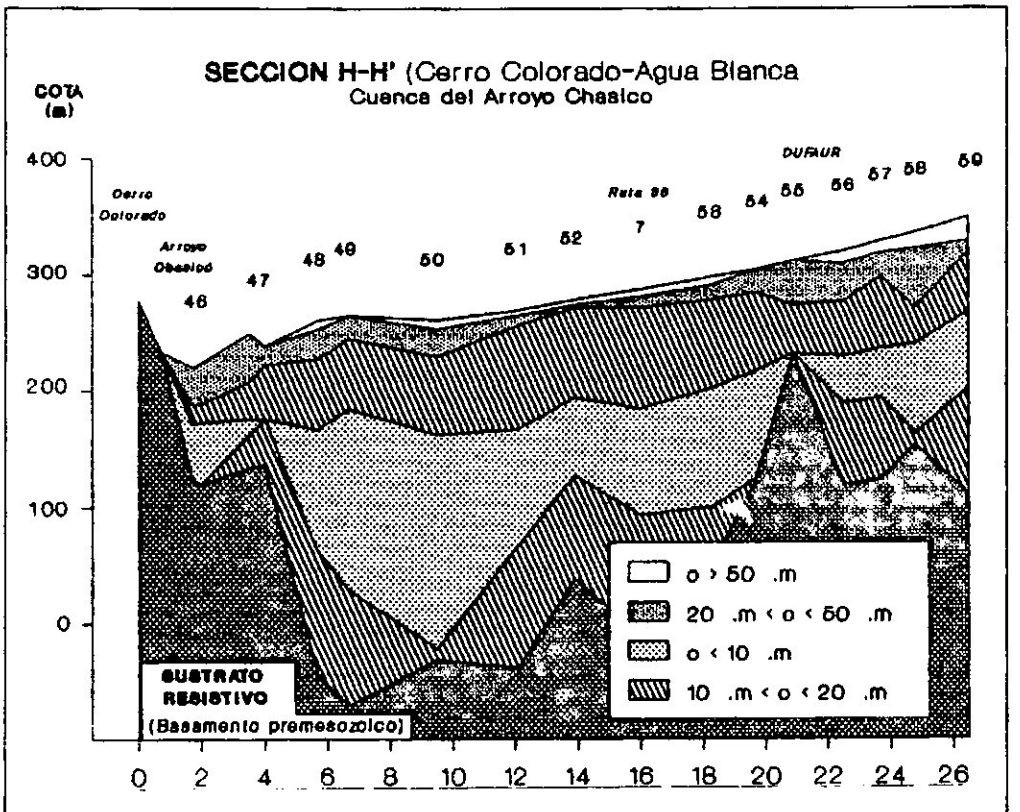


Fig. 10.- Sección geoeléctrica Sierra Colorada-Agua Blanca

CONCLUSIONES

Una consecuencia de los trabajos comentados es la adopción de ciertos criterios cuando se presentan casos similares, los que se exponen a continuación:

Salvo que se mida prácticamente sobre basamento, las curvas de resistividad aparente deben presentar el último tramo ascendente. De no ser asi, los SEV son demasiado cortos.

Más aún, debido al habitualmente gran contraste entre la resistividad de las rocas que conforman un basamento acuífugo y los sedimentos superpuestos, dicho último tramo debe tener pendiente 1 (o 45° con los ejes coordenados si los módulos

logarítmicos de ambos ejes son iguales) y estar constituido por lo menos por tres puntos. Caso contrario los SEV siguen siendo cortos.

No es necesario prolongar las curvas de campo más allá de los tres puntos del tramo con pendiente unidad, salvo que existan capas intermedias muy resistivas, que lo justifiquen. Esto es así porque pretender que las curvas se asintoticen con el valor de resistividad correspondiente a basamento, obligaría a medir sondeos de longitud exagerada, aún sobre basamento cercano.

Tal el caso de la curva de la figura 11 obtenida prolongando una curva de campo hasta obtener casi la resistividad verdadera del basamento en cuestión. Queda claro que si para ello la longitud del SEV debe extenderse hasta valores mayores que 2000 m entre electrodos de corriente, para el cálculo de su profundidad es innecesario que supere los 130 m con que fue medido (El ejemplo corresponde al SEV 29 del Estudio geoeléctrico en Olavarría, donde se estimó para el basamento granítico una profundidad del orden de los 13 m).

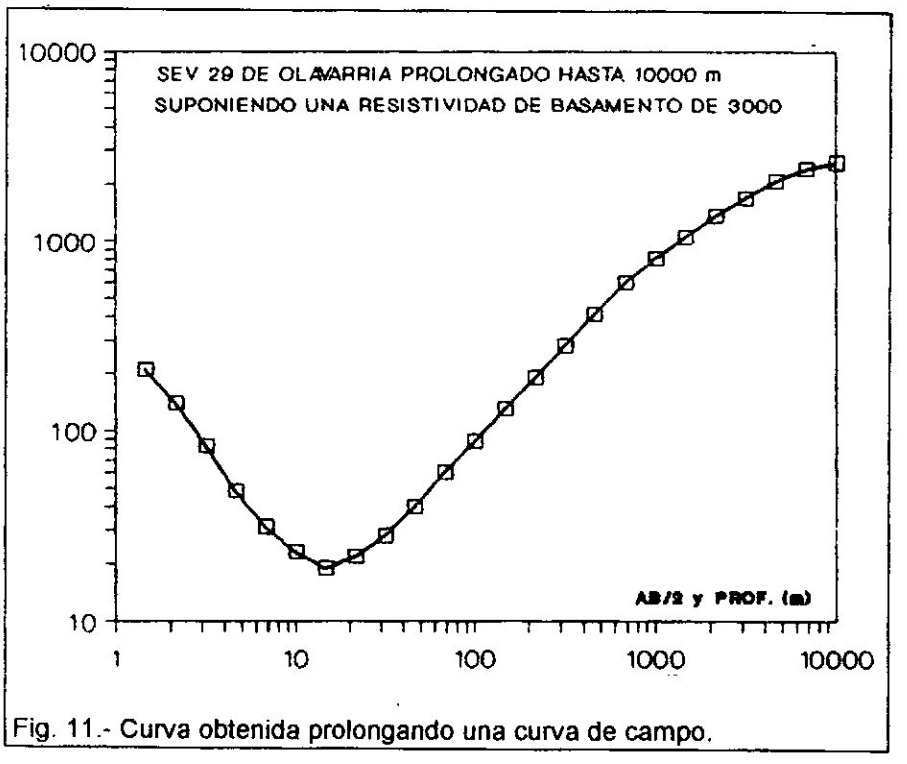


Fig. 11.- Curva obtenida prolongando una curva de campo.

Aunque es siempre interesante conocer la resistividad de las rocas que conforman el basamento, este conocimiento, que se puede lograr mediante SEV medidos sobre afloramientos, no es indispensable para el cálculo de su profundidad.

En cambio, debe aprovecharse todo dato sobre su profundidad, ya sea obtenido por perforaciones o por otro método como la sísmica de refracción, por ejemplo. No obstante, se debe hacer un análisis crítico de la calidad del dato. Más vale una referencia confiable que diez de las otras.

Si la calidad de las referencias es importante, no lo es menos la calidad de los SEV paramétricos. Ubicados por lo general en las proximidades de algún pozo, deben medirse con el mayor cuidado. Sin descuidar la posibilidad de la existencia, cerca

del punto elegido, de causas de perturbación poco evidentes que deformen las curvas de resistividad aparente, siendo los más peligrosos los conductos metálicos.

Los SEV paramétricos no proporcionan la resistividad del basamento sino, una resistividad de referencia, necesaria para estimar la profundidad buscada en SEV medidos en condiciones más o menos parecidas.

RECOMENDACIONES

Como es evidente en algunas de las secciones mostradas en los ejemplos, el techo del basamento se representa generalmente como una superficie de variaciones suaves. Ello no implica que se entienda que ello es así naturalmente. No obstante, la mayor de las veces, esa es la representación más conveniente, porque lo que se busca y se muestra es simplemente un modelo cuya utilidad puede ser la de mejor ubicar una o algunas perforaciones o bien evaluar algun parámetro como volumen o transmisividad, por ejemplo.

No se debe pretender que tales modelos proporcionen una respuesta puntual y exacta sobre profundidad del basamento. Al respecto, Orellana (1982) advierte que las determinaciones de profundidad vienen desde el vamos cargadas de errores por causa de que las mediciones están hechas en un medio de por sí heterogéneo, variable punto a punto y que en el mejor de los casos debe admitirse una tolerancia del 10 al 15 %. De existir problemas de equivalencia o de supresión de capas, pueden darse diferencias aún mayores.

Finalmente, cabe advertir que muchas veces los resultados obtenidos por geoeléctrica no se corresponden con las descripciones litológicas por la sencilla razón de que, aún en casos en que existió control de la perforación por personal idóneo y confiable, lo que se toma por basamento no es la superficie de la masa acuífuga sino algún horizonte alterado de la misma, afectado de porosidad más que secundaria.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AUGE, M.P. 1993. Abastecimiento de agua potable a Olavarría, Estado actual y perspectivas. Segundo informe de avance. CFI. La Plata.

BONORINO, A.G. y GRUPO DE TRABAJO DE LA CATEDRA DE HIDROGEOLOGIA. Departamento Geología, UNS. 1990. Plan de abastecimiento de agua a Bahía Blanca y Gran Bahía Blanca. Convenio MOP-UNS-CIC.

DE FRANCESCO, F.D. 1991. Estratigrafía del Cenozoico en el flanco occidental de la Sierra de Curamalal. Sierras Australes Bonaerenses. III Jornadas Geológicas Bonaerenses. La Plata.

ESIN Consultora S.A. 1983. Estudio de reconocimiento de recursos geotérmicos de baja entalpía en la zona de Belén. Subsecretaría de Desarrollo Económico de la Provincia de Catamarca - Secretaría de Energía de la Nación. Buenos Aires.

FRITSCH, J y ZSCHAU, H.H. 1969. A new Semi-Direct Method for the Interpretation of Geoelectrical Sounding Graphs. Reunión de Venecia de la EAEG.

GARCIA, J. y GARCIA, O.M.E. de. 1964. Hidrogeología de la región de Bahía Blanca. Dirección Nacional de Geología y Minería. Bol. 96.Buenos Aires.

GONZALEZ BONORINO, F. 1972. Descripción geológica de la Hoja 13c, Fiambalá, Provincia de Catamarca. Dirección Nacional de Geología y Minería. Bol. 127.

ORELLANA, E y MOONEY, H.M. 1966. Tablas y curvas para Sondeos Eléctricos Verticales, 34 pag.+125 pag. de tablasy 68 láminas. Interciencia. Madrid.

ORELLANA, E. 1982. Prospección geoeléctrica en corriente continua. Editorial Paraninfo. Madrid. 578 pag.

VAN DAM, J.C. y MEULENKAMP, J.J. 1969. Standard Graphs for Resistivity Prospecting. E.A.E.G. La Haya.

ZOHDY, A.R. 1973. A computer program for the automatic interpretation of Schlumberger sounding curves over horizontally stratified media. Geological Survey. Springfield.

ZOHDY, A.R. 1989. A new method for the automatic interpretation of Schlumberger and Wenner sounding curves. Geophysics. V. 54.

ASPECTOS HIDROGEOLÓGICOS E INTERPRETACIÓN DE UNA NUEVA CARACTERÍSTICA FORMACIONAL DE SUBYACENCIA DEL ACUÍFERO PUELCHES - PROVINCIA BUENOS AIRES - ARGENTINA

Jorge Santa Cruz
Instituto Nacional de Ciencia y Técnica Hídricas (INCYTH)
Emp. Ruta 205- km. 2,5- Ezeiza-
(1802) Prov. Bs. As.

CONSEJO FEDERAL DE INVERSIONES
BIBLIOTECA
Dr. Manuel Belgrano

GENERALIDADES Y ANTECEDENTES REGIONALES

La zona de estudio -localidades de Zárate y Campana, Prov. de Buenos Aires- se sitúa, desde el punto de vista morfológico, en lo que se conoce como Pampa Ondulada, existiendo en los alrededores de la misma tres ambientes característicos: llanura alta, intermedia y baja (Figura Nº 1).

Las condiciones climáticas se pueden definir como templado-húmedo, con estación seca, con una definida disminución de las precipitaciones durante el invierno.

La temperatura media anual es de aproximadamente 16º C, y la precipitación media anual es de 1.021mm.

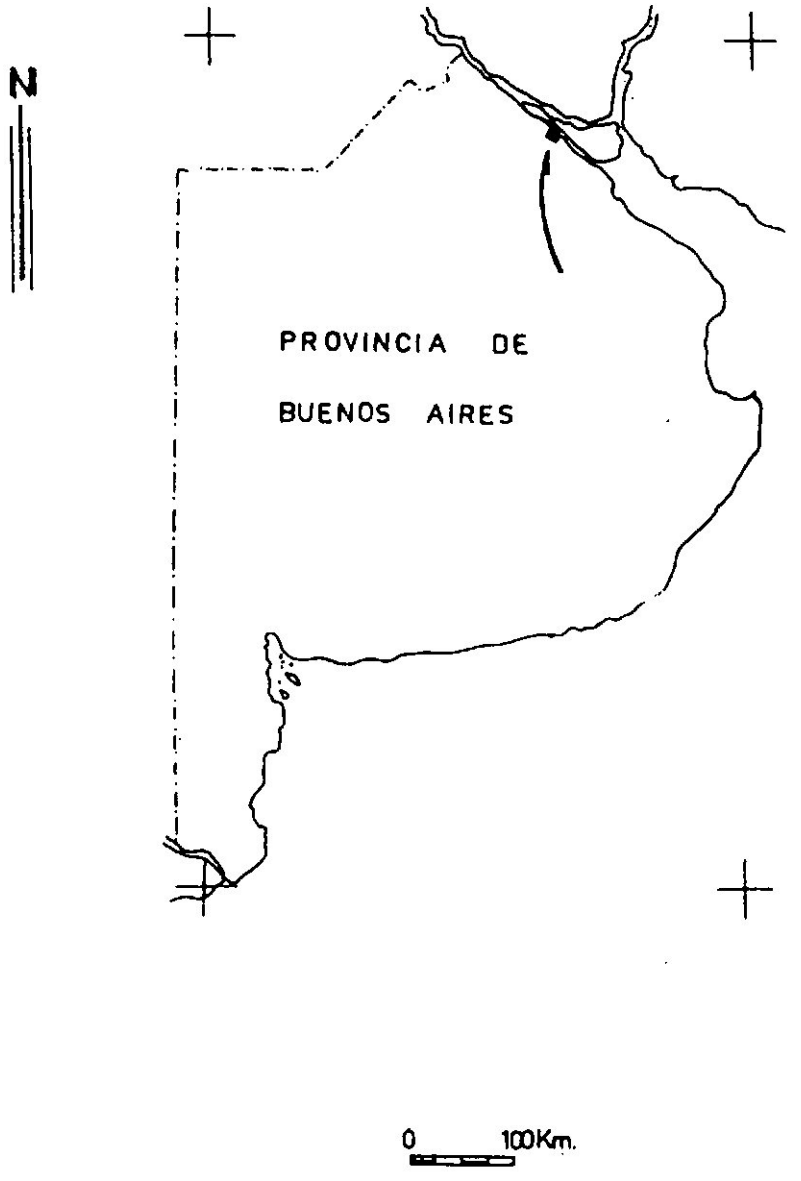
El balance hídrico realizado en base a los datos básicos de la E.E.A. Delta del Paraná del INTA elaborado por el Dr. KRUSE para el período 1948-1990 arroja un exceso de 215 mm anuales.

Los sedimentos aflorantes en el área corresponden a lo que se denomina Pampeano y Post-Pampeano. El Pampeano Loésico aflora en las partes más altas del relieve de la llanura, en tanto que el sector de la llanura más baja, y correspondiente a la llanura de inundación del actual sistema pluvial del Paraná, está integrado por sedimentos arcillosos y limos arcillosos, color gris verdoso, de ingresiones post-pampeana. Los lugares específicos de la ejecución de las perforaciones de este estudio corresponden a la llanura alta e intermedia.

El cuadro geológico regional de subsuelo es el siguiente:

FIG. 1

UBICACION DEL AREA



Formación o Unidad	Espesor Estimado	Litología Asignada	Edad	Origen
Pampeano	Aprox. 50 m	Limos arcillo-arenosos-castaños.	Pleistoceno	Continental
Puelches	Aprox. 50 m a 100 m	Arenas amarillentas con intercalaciones pelíticas.	Plio-Pleistoceno	Continental
Discordancia				
Paraná	Aprox. 30 m	Arcilitas y arenas verdes y verde azulado. Yeso y carbonato de calcio.	Mioceno Superior	Marino
Discordancia				
Olivos	Aprox. 200 m	Arcilitas y areniscas rojizas y marrones. Yeso.	Mioceno Inferior	Continental
Discordancia				
Basamento Cristalino		Gneises, granitos, esquistos.	Precámbrico Paleozoico	

La Formación Puelches ha sido estudiada sedimentológicamente a nivel regional - Prov. de Buenos Aires- en Santa Cruz (1972), caracterizándose entonces claramente sus relaciones supra e infrayacentes y sus propiedades formacionales.

Las arcillas intercaladas en esta unidad corresponden a montmorillonita mayoritariamente, con cantidades subordinadas de illita y caolinita en proporciones semejantes.

En cambio, las arcillas verdes de la Formación Paraná podrían llegar a tener, con un predominio también de montmorillonita, la caolinita muy subordinada. La parte inferior del Pampeano tiene composición arcillosa similar a las Puelches. También en ese trabajo se definió inequívocamente el origen fluvial de la Formación Puelches, con predominio de sistemas de canales fluviales y procesos agradacionales en todo el espesor depositado. La base de la unidad, en su contacto discordante con la Formación Paraná, responde en algunos sectores a efectos fluviales de corte y relleno, determinándose casos extremos (Capital Federal) donde hay un gran paleocanal (o sistema) excavado en las "Arcillas Verdes" de aproximadamente 10 metros de profundidad y que determina un espesor mayor de arena de igual valor en esos sectores.

En la zona del Norte de la provincia de Buenos Aires (Conesa, Erezcamo), Bracaccini (1980) menciona una situación especial de la Formación Puelches, donde por debajo de unas arcillas verdosas continúa un segundo paquete arenoso de 30 metros de espesor, con agua dulce y que denomina "facies anómalas de las Arcillas Verdes"; todo se apoya sobre arcilitas rojizas (Formación Olivos).

Con un criterio aplicado a la explotación de agua subterránea se ha generalizado la división en 3 unidades fundamentales, tomando como referencia el acuífero de mayor producción de la región, que es el de la Formación Puelches (Sala 1972). Estas unidades son Epipuelches e Hipopuelches.

El acuífero Epipuelche se encuentra alojado en el Pampeano (limos-arcillo-arenosos), el Puelches en las arenas homólogas y el Hipopuelches (acuífero salado) en sectores de la Formación Paraná o Formación Olivos. El primero corresponde a un sistema multiacuífero de tipo semiconfinado-semilibre y el Puelches a un acuífero semiconfinado apoyado sobre un acuícludo arcilloso.

ANTECEDENTES DE LAS CONDICIONES GEOLÓGICAS EN LAS ÁREAS DE ESTUDIO

En la Tabla Nº 1 se muestran los perfiles de perforaciones localizadas en Campana para agua potable e industrial, señalándose el origen.

La mayoría de la información se refiere a la parte superior de la secuencia hidrogeológica, careciéndose prácticamente de información directa de las unidades más profundas (mayor a 100 metros). No obstante la consulta con perforistas y pobladores de la zona permitió lograr algunos datos verbales que -aunque dudosos- ayudaron a reforzar el esquema hidrogeológico de subsuelo que se insinuaba.

TABLA Nº 1 (Campana)

Nº de Orden	Denominación	Profundidad	Origen
1	Ariel del Plata	90 m	O. Sanitarias
2	La Josefa	65 m	O. Sanitarias
3	O. Sanitarias Nº 1	60 m	O. Sanitarias
4	O. Sanitarias Nº 2	113,75 m	O. Sanitarias
5	O. Sanitarias Nº 8	88,35 m	Dalmine SIDERCA
6	Papelera Río Paraná	42,50 m	Shepard Hay
7	Destilería ESSO	44 m	ESSO
8	O. Sanitarias Nº 7	67 m	O. Sanitarias
9	Carboclor	65 m	Carboclor
10	Destilería ESSO	42 m	ESSO
11	Dalmine-SIDERCA (muelle)	84,30 m	Shepard Hay
12	SIDERCA (Pozo Nº 2)	88,28 m	Shepard Hay
13	Papelera Río Paraná	110,60 m	Shepard Hay

Con respecto a la localidad de Zárate, se presenta en la Tabla Nº 2 el listado y profundidades de perforaciones para agua potable con perfil litológico que se dispuso.

TABLA Nº 2 (Zárate)

Ubicación	Profundidad
Alem e Irigoyen	68 m
Gral. Paz (Avellaneda y Andrade)	99 m
Antártida Argentina (Sastre y Hernández)	84 m
Canesa y Ameghino	66 m
Calle 12 (25 y 27)	59,20 m
Camino viejo a Lima, Km. 1,400	68 m
Camino viejo a Lima, Km. 2,000	82 m
Camino viejo a Lima, Km. 2,720	96 m
Camino viejo a Lima, Km. 3,380	105 m

ESTUDIOS REALIZADOS

Prospección geoeléctrica

La prospección geoeléctrica del área aquí considerada fue llevada a cabo por el Ing. Norbeto PONTI (Empresa Yacu) con una interpretación cuantitativa de los S.E.V. de acuerdo a metodología universalmente aceptada y en parte por el Dr. HERRERO DUCLOUX (Empresa Geoprospec).

Las curvas obtenidas en Campana son casi todas del tipo HK. La primera y segunda rama de las H corresponden a sedimentos finos, no saturados. El tercer tramo o rama final de las H (primero de las K) obedece eléctricamente a un horizonte de mayor resistividad (50-60 ohm.m). En cuanto a la rama final, se observa que el horizonte base de estudio presenta resistividades del orden de los 10 ohm.m.

Por otro lado, en los S.E.V. realizados preliminarmente en el área de Zárate, se encontró un esquema similar, aunque con algunas curvas HAK, con la primera y segunda rama de las H pertenecientes al Pampeano. Un tercer tramo de las curvas en el caso de las HK, o rama final de las H (primero de las K) pertenecientes a un sector de mayor resistividad (generalmente mayores a 45 ohm/m). Con respecto a la cuarta o quinta capa eléctrica (base del estudio) las resistividades son superiores a 15 ohm/m.

Perforaciones de estudio

Todas las perforaciones fueron ejecutadas por la Empresa Geodrill S.A. con el sistema rotativo.

A) Campana: Cota aprox. 30 m.s.n.m.

profundidad final 145 m.b.b.p.

El perfil encontrado (Figura Nº 2) revela 3 grandes sectores: de 0 a 38 metros (b.b.p) sedimentos limosos del Pampeano con una capa de 3 metros de arcilla gris verdosa en su base.

Luego un gran paquete de arenas amarillentas y arcillas rosadas con sectores verdosos que se extiende desde los 38 a 140 metros (total 103 metros de espesor). Por debajo de los 140 metros una arcilita rosada algo consolidada (se perforaron 5 metros dentro de ella). Todas las arenas contienen agua dulce.

B) Zárate: Cota aprox. 30 m.s.n.m.

Profundidad final del pozo más profundo: 200 metros b.b.p.

El perfil litológico de la misma es el siguiente (Figura Nº 3) y respondiendo también a 3 grandes paquetes: de 0 a 34 metros sedimentos limosos del Pampeano con 6 metros de arcillas gris verdosas plásticas en su base. Por debajo sigue (de 34 a 143 metros) un gran paquete de arenas amarillentas y ocráceas con sectores arcillo-limosos rosados de distintos espesores (total 109 metros), configurando un acuífero con agua dulce.

Por debajo de los 143 metros todo se apoya sobre una arcilita rosado-blanquecina que hacia abajo abajo pasa a rosado más oscuro, plástica con pequeños sectores verdosos. A partir de los 191 metros de profundidad se intercalan sectores areniscos rosados dentro de la arcilita.

En el laboratorio del Centro de Investigaciones Geológicas (CIG) de la ciudad de La Plata fue realizado un análisis difractométrico de arcillas de los 190 metros de profundidad, y en base a una muestra de adherencia de trépano. Los resultados fueron los siguientes:

Esmectita: 60%

Illita: 40%

Caolinita: Trazos

Yeso, Cuarzo, Feldespato

Con respecto a las arenas de la Formación Puelches se determinaron sus características granulométricas en base al tamizado de las siguientes muestras: M_1: 46 a 59 metros; M_2 : 60 a 69 metros; M_3 : 69 a 79 metros; M_4 : 79 a 89 metros y M_5 : 89 a 95 metros de profundidad.

Los tamaños medios de cada una (valor de 50% de las curvas acumulativas) son los siguientes:

M_1 : 0,255 mm

M_2 : 0,280 mm

M_3 : 0,305 mm

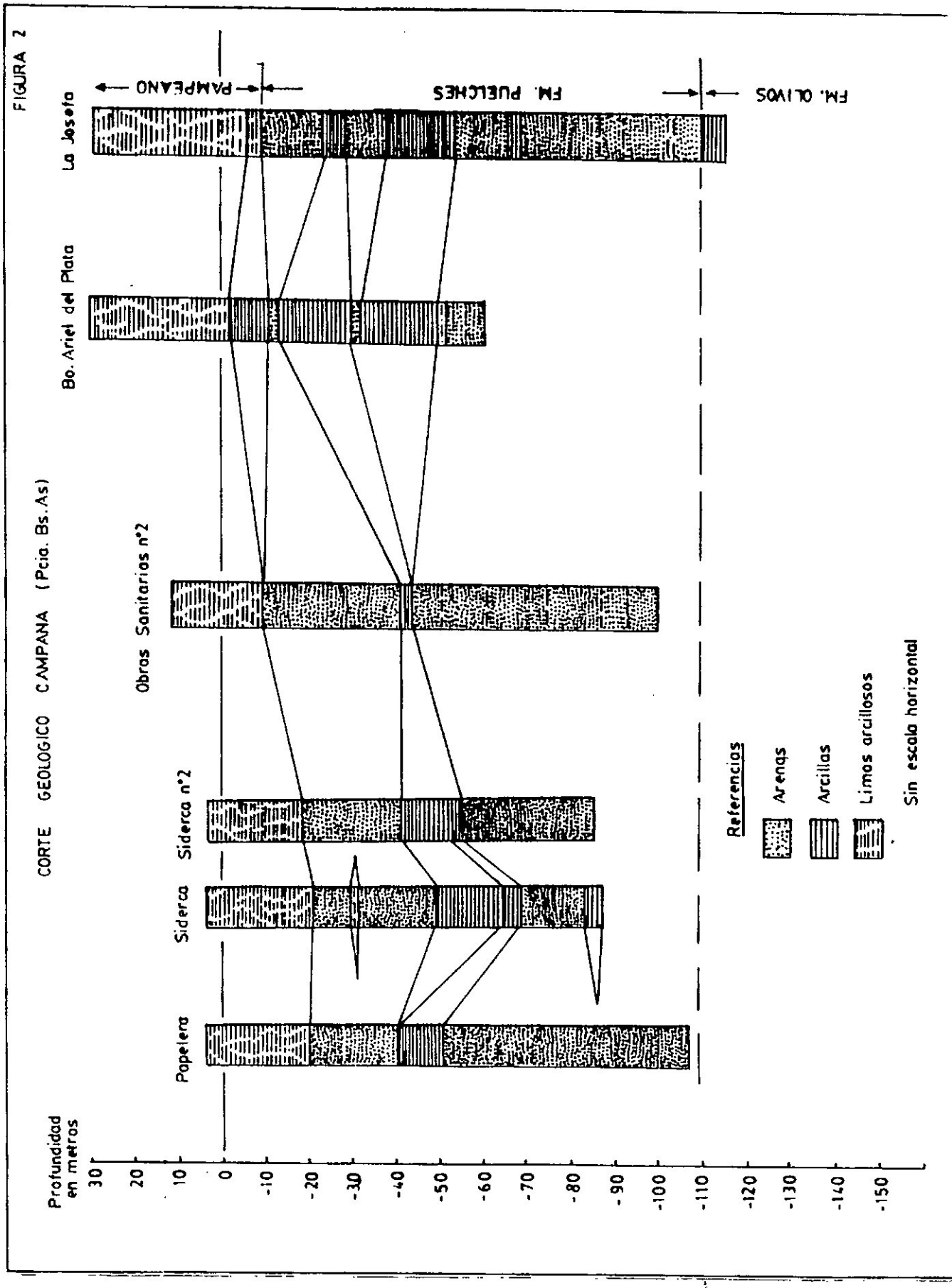
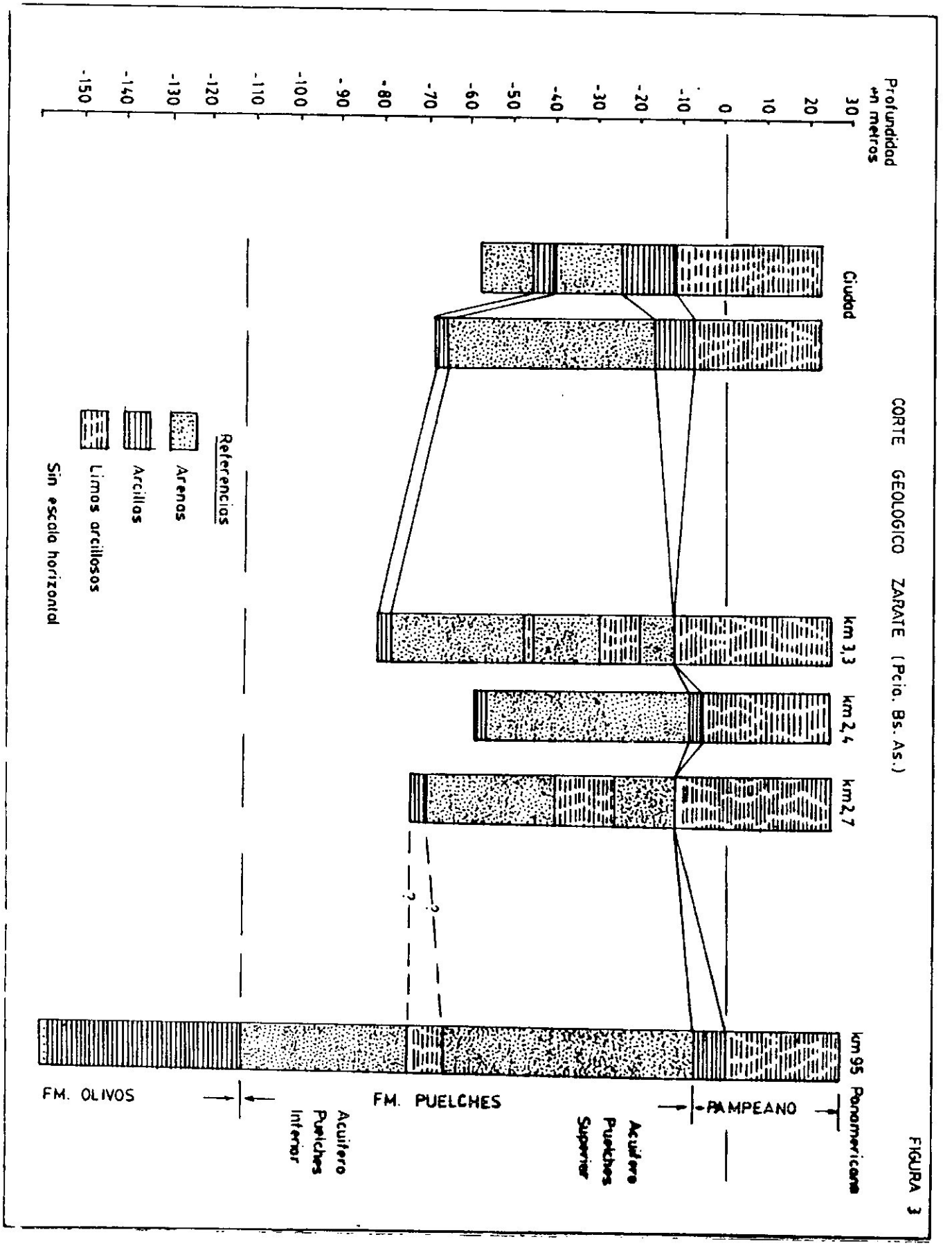


FIGURA 2
CORTE GEOLOGICO CAMPANA (Pcia. Bs.As)
PAMPEANO
FM. PUELCHES
FM. OLIVOS
La Josefa
Bo. Ariel del Plata
Obras Sanitarias n°2
Sidera n°2
Sidera
Papelera
Referencias
Arenas
Arcillas
Limos arcillosos
Sin escala horizontal
Profundidad en metros
30
20
10
0
-10
-20
-30
-40
-50
-60
-70
-80
-90
-100
-110
-120
-130
-140
-150



CORTE GEOLOGICO ZARATE (Pcia. Bs. As.)

FIGURA 3

M_4 : 0,300 mm

M_5 : 0,320 mm

Corresponden a arenas, medianas con fracciones finas subordinadas. El tamaño medio de grano disminuye hacia el techo de la Formación, tal como ocurre en general en otros sectores estudiados (Santa Cruz, 1972).

ANÁLISIS COMPARATIVO DE PERFILES

A) Campana

La perforación más profunda (b.n.m.) con que se cuenta es la ejecutada específicamente para este estudio hidrogeológico (Figura Nº 2). Se observa que ninguna de las consideradas en los antecedentes alcanza la profundidad necesaria (aproximadamente -110 m.b.n.m.) para atravesar la arcilita rosada de la Formación Olivos.

Existen cambios faciales intensos de reemplazo de la columna arenosa por paquetes pelíticos rosados y verdosos a distintas produndidades.

B) Zárate

También en esta localidad la perforación más profunda considerada es la que fue ejecutada para el estudio hidrogeológico (Figura Nº 3). La Formación Olivos es alcanzada a los -115 m.b.n.m. aproximadamente. Tampoco ninguna de las perforaciones de la localidad alcanza esta profundidad para poder verificar la presencia de la unidad mencionada en otros sectores.

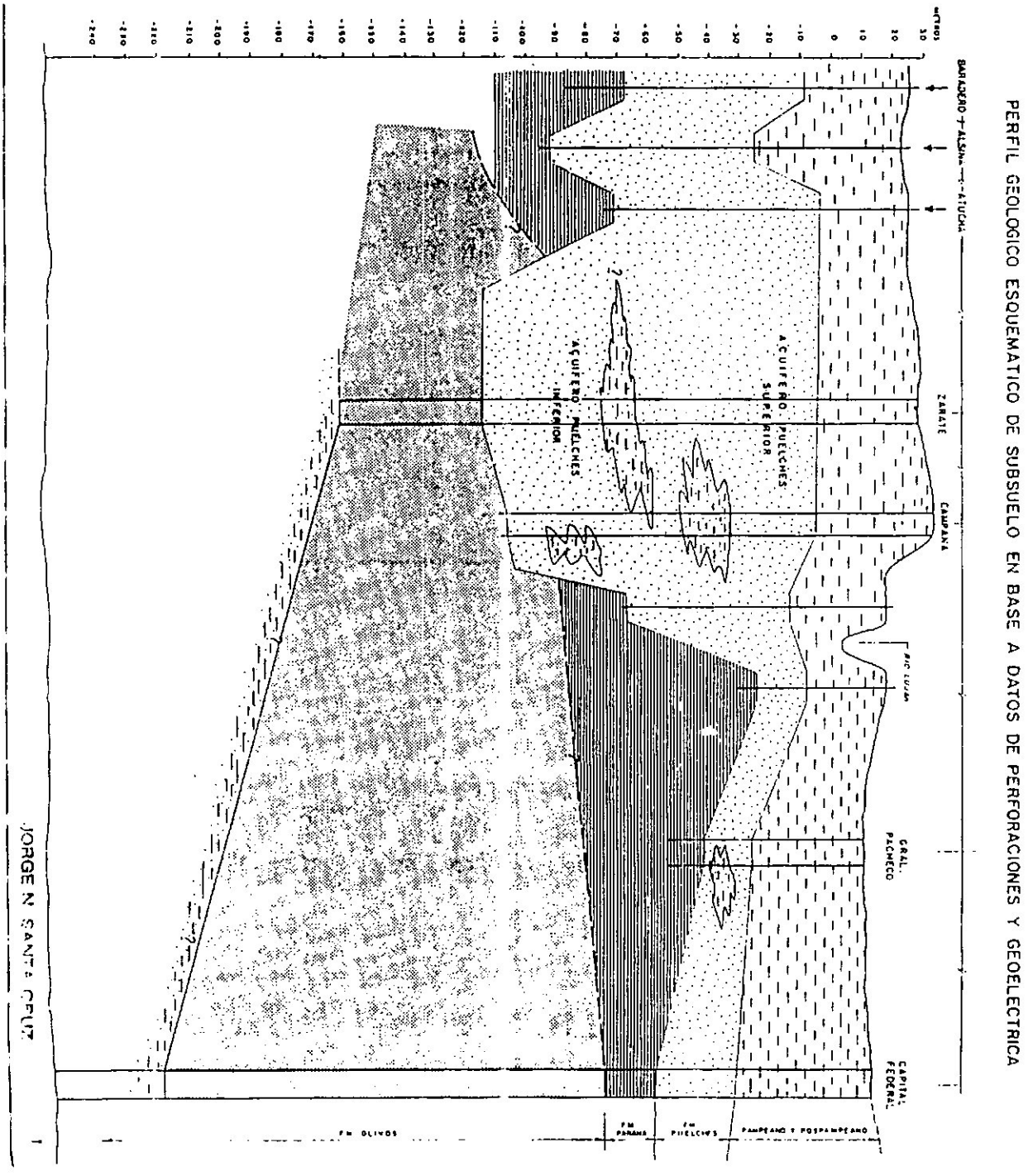
En el NO de Zárate (camino viejo a Lima) se registran en los antecedentes perforaciones donde a los 100 metros de profundidad (b.b.p.) hay arcillas como base de las arenas Puelches, sin otra descripción que las puede identificar mejor. La columna arenosa presenta instercalaciones de limo-arcilla a distintas profundidades, dentro de la ciudad, hay antecedentes de perforaciones donde se describe una "arcilla azul" a los 98 metros de profundidad (b.b.p.) y en otro caso, dentro de la arena unos 5 metros de "arcilla gris oscura" (entre los 63 y 68 metros) y por debajo sigue la arena.

INTERPRETACIÓN REGIONAL DE LAS CONDICIONES DEL SUBSUELO

Un corte regional abarcando desde la Capital Federal hasta Baradero es presentado en la Figura Nº 4.

El mismo se confeccionó en base a antecedentes disponibles de perfiles de perforación, e información geoeléctrica del subsuelo. Por supuesto, se advierte de su escasa validez de detalle para cualquier aprovechamiento puntual, ya que el valor del mismo es sólo regional y demostrativo de las grandes relaciones en subsuelo de las Formaciones aquí consideradas. En las localidades de Campana y Zárate falta en el subsuelo la Formación Paraná, apoyándose las arenas de la Formación Puelches directamente sobre las arcilitas de la Formación Olivos. Esta

PERFIL GEOLOGICO ESQUEMATICO DE SUBSUELO EN BASE A DATOS DE PERFORACIONES Y GEOELECTRICA



JORGE N. SANTA CRUZ

situación sería fruto de existencia de un paleorelieve negativo erosivo y rellenado posteriormente por las arenas Puelches.

CONDICIONES GENERALES DE EXPLOTACIÓN DE LA CUENCA

Estas condiciones de subsuelo implican nuevas situaciones hidrogeológicas que pueden ser más favorables en algunos casos y de mayor riesgo en otras.

a) Situaciones más favorables

Se presentan desde el momento que hay un mayor espesor de arenas con agua dulce a explotar. Sin embargo es necesario determinar específicamente las condiciones hidrogeológicas en cada caso pues parecería haber un aumento de intercalaciones pelíticas en las arenas a mayor profundidad (evidenciado en Campana especialmente).

b) Situaciones de mayor riesgo

Son aquéllas derivadas de las condiciones de borde de este paleorelieve, donde estaría el contacto semi-lateral Formación Paraná y Puelches y por lo tanto, teóricamente, habría lugares donde estarían en contacto las arenas con agua salada y dulce.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

En las localidades de estudio se presenta la Formación Puelches con un espesor de 100 a 110 metros (mucho mayor de lo conocido hasta ahora en la Prov. de Buenos Aires) y apoyada sobre sedimentitas rojizas de la Formación Olivos.

Todas estas situaciones implican un conocimiento arealmente más amplio de las condiciones hidrogeológicas del subsuelo ante explotaciones puntuales en esta cuenca particular y donde la geoeléctrica puede cumplir un valioso papel prospectivo.

Por otro lado, y ante casos como los aquí descriptos donde se ha verificado el uso de una terminología práctica que puede llevar a confusiones hidrogeológicas, tal el caso de la denominación "Hipopuelches dulce" por ejemplo podría ser conveniente, utilizar los términos acuífero Puelches Superior, Inferior, y aún medio, limitando exclusivamente el término "Hipopuelches" al acuífero con agua salada de la Formación Paraná ("arcillas verdes") u otro similar de la Formación Olivos.

Por último, y ante la necesidad de ubicar formacionalmente a los materiales pelíticos que aparecen dentro y bajo los paquetes arenosos, dado el valor práctico de explotación del Acuífero Puelches, se recomienda intensificar investigaciones específicas al respecto.

BIBLIOGRAFÍA

BRACACCINI, O.I. - (1980). Geología Regional Argentina, T.II, pp. 879-918.

SALA, J.M. et.al.- (1972). en EASNE. Contribución al Estudio Geohidrológico del NE de la Provincia de Buenos Aires- CFI- Serie Técnica Nº 24.

SANTA CRUZ, J.N. - (1972). Estudio Sedimentológico de la Formación Puelches en la Provincia de Buenos Aires- rev. Asoc. Geol. Argentina- Tomo XXVII, Nº 1- pp. 5-62.

EJEMPLOS DE APLICACIÓN DEL ANÁLISIS MULTIVARIADO EN ESTUDIOS HIDROQUÍMICOS

Eduardo J. Usunoff
Instituto de Hidrología de Llanuras - C.C. 178 - (7300) Azul

ANÁLISIS DE FACTORES Y DE CORRESPONDENCIAS

La Estadística, vista como una herramienta factible de ser utilizada para el procesamiento de la información que dispone el investigador de cualquier disciplina científica, persigue dos objetivos fundamentales: resumir y simplificar. El primer aspecto es de inmediata resolución y su significado no reviste mayores secretos (medias, desviaciones típicas, histogramas, etc.). El objetivo de simplificación, sin embargo, casi invariablemente conduce a planteos metodológicos de mayor complejidad y con resultados que pueden no ser absolutos con respecto a la interpretación cabal del sistema u objeto de estudio.

Si se cambia el enfoque y se atiende a las necesidades del usuario potencial de los métodos estadísticos, en este caso el hidrólogc, se entiende el deseo de contar con herramientas más o menos objetivas para explorar las características de su área de estudio de forma previa a la aplicación de otras técnicas más ceñidas al cuerpo metodológico de la disciplina. Un caso concreto es el de los estudios hidroquímicos: debido a las dificultades que representa la identificación certera de las causas de la evolución química de las aguas subterráneas y al apreciable volumen de datos normalmente disponibles, a menudo resulta complicado definir rápidamente la estrategia de estudio. Es en estas condiciones que el análisis multivariado, entre otros, puede jugar un rol importante, en particular teniendo en cuenta el hoy en día rutinario acceso a sistemas de cómputo y a la adaptación de códigos digitales para su uso tanto en grandes estructuras de cálculo electrónico como en computadoras de mesa.

Desde hace algo más de dos décadas, la Hidrología ha incorporado progresivamente al análisis multivariado a sus estudios, en general con marcado éxito, de forma tal que en algunos casos se ha llegado incluso a desarrollos específicos para la disciplina. Entre los métodos más empleados, sin duda cabe mencionar al análisis de componentes principales (ACP). En realidad, más correctamente expresado debe hablarse del análisis factorial, del que el ACP es un caso particular. No se pretende aquí efectuar una revisión del método, aunque se establecerán algunas precisiones que faciliten la presentación que sigue de casos de estudio.

El análisis de factores (AF), según Harman (1976), simplifica la interpretación del significado de una dada matriz de datos pues, en virtud del agrupamiento de variables en entidades mayores (factores), permite una descripción elemental en función de tales "supervariables". Dalton y Upchurch (1978) han destacado las ventajas del AF con respecto a las técnicas gráficas que son consideradas clásicas en los estudios hidroquímicos: (1) en el análisis pueden incluirse las especies químicamente neutras (por ejemplo, el SiO_2) y otros datos no esencialmente químicos (temperatura, profundidad, etc.); (2) las variaciones en las concentraciones de especies minoritarias u oligoelementos (F^-, Br^-) no quedan enmascaradas por iones químicamente similares (Cl^-) que se encuentran en concentraciones mayores; y (3) se enfatizan las mezclas de agua de carácter secundario.

El AF tiene dos variantes de aplicación: el modo R, que describe las similitudes entre variables, y el modo Q, que estudia las correlaciones entre muestras. Las modalidades mencionadas se resuelven por separado pues las transformaciones de escala no son simétricas y, por ende, requieren de una interpretación individual. Tanto en el modo R (matriz clásica: cada fila es una muestra y cada columna representa una variable) como en el modo Q (transpuesta de la matriz original), el AF opera de idéntica manera: (1) se calcula la matriz de correlación; (2) tal matriz, que contiene todos los pares posibles de coeficientes de correlación, se diagonaliza y se calculan los vectores y valores propios. El factor 1 está en relación con el mayor valor propio y explica buena parte de la varianza de la matriz en base a asociaciones de algunas de las variables originales. El segundo factor (ortogonal al factor 1, y por lo tanto estadísticamente independiente) explica la mayor parte de la varianza remanente, y así sucesivamente. Cuando se procede de esta manera, se obtendrán tantos factores como variables existan (análisis de componentes principales). Dicho de otra manera, la comunalidad de cada variable (proporción de su varianza explicada por los factores) es 1. Por supuesto que para el análisis posterior, salvo casos muy especiales, el usuario deberá decidir el número de factores a retener (un criterio es el de seleccionar los factores con valores propios mayores que 1), con lo cual el número final de factores siempre es menor al número de variables, y las comunalidades finales resultan menores que 1. Si de la extracción inicial se pretende obtener un modelo con un número de factores menor al número de variables, la diagonal de la matriz de correlación (dato de ingreso) puede reemplazarse por estimaciones de la comunalidades.

Tal como ha sido mencionado, el pasaje de un factor al siguiente supone una rotación ortogonal rígida (conocida como rotación Varimax), que es la condición para que los factores no tengan correlación alguna. En algunos casos puede utilizarse una rotación oblicua, de lo que resultan factores correlacionados. Esta alternativa parece más adecuada a la realidad, pues normalmente los procesos geoquímicos obedecen a mecanismos dinámicos y altamente correlacionados, aunque la interpretación de los resultados del AF puede resultar muy compleja.

El análisis de correspondencias (AC), por su parte, establece un esquema de regresiones lineales simultáneas con escalamiento dual, de forma tal que la interpretación de los grupos de variables y de muestras se hace sobre un mismo espacio factorial. Esta característica es altamente beneficiosa pues, de acuerdo con lo expuesto en el trabajo de David et al. (1977): (a) los agrupamientos de muestras identifican a individuos pertenecientes a una misma familia, (b) la proximidad de las

variables en el gráfico bidimensional es un índice de su correlación, y (c) la cercanía de variable(s) y muestra(s) podría ser un índice de caracterización de procesos químicos.

Debe mencionarse, sin embargo, que la proximidad de puntos en un espacio bidimensional no significa necesariamente que dichos puntos están cercanos en el espacio real (multidimensional). Para salvar esta posible indeterminación, es necesario calcular las contribuciones absolutas de las variables o de las muestras en los factores, así como las contribuciones relativas de los factores extraídos (David et al., 1977; Greenacre, 1984).

El ejemplo a comentar se refiere a la cuenca superior del Arroyo San Pedro (Condado de Cochise, Arizona, USA), que cubre un área de aproximadamente 1300 km^2 (Figura 1). Existen dos acuíferos: uno confinado (localmente artesiano) ubicado en sedimentos del Mioceno-Plioceno que rellenaron el valle, y uno libre que ocupa los sedimentos aluviales del Pleistoceno. Los acuíferos están separados por una unidad sedimentaria de baja permeabilidad (limos y arcillas con venas de yeso) que en el centro del valle puede llegar a los 300 m de espesor. Esta unidad se adelgaza y tiene una granulometría mayor hacia los flancos del valle, y se vuelve discontinua hacia el norte. La dirección general del flujo subterráneo es de sur a norte, con algunas componentes en el eje este-oeste producto de la recarga en los flancos montañosos. Un detalle más exhaustivo de la zona y de los estudios realizados puede hallarse en Usunoff (1988), con un breve resumen presentado en el trabajo de Usunoff y Guzmán-Guzmán (1989).

Una síntesis de lo hallado en estudios previos indica que:

a) parte de la recarga al acuífero libre proviene del acuífero confinado debido a la existencia de pozos (deficientemente aislados) que explotan ambos acuíferos y a las discontinuidades de la capa confinante (particularmente en el sector norte).

b) la hidroquímica de ambos acuíferos parece ser la misma, y se caracteriza por la disolución del yeso contenido en los sedimentos (con un notable incremento en las concentraciones de calcio y sulfato), una posible disolución de carbonatos señalada por un aumento en las concentraciones de bicarbonato, fenómenos de intercambio iónico de ablandamiento, y la presencia del ion fluoruro en elevadas concentraciones.

Para el tratamiento con métodos estadísticos, se tomó una base de datos consistente en 49 muestras de ambos acuíferos, con determinación de: pH, conductividad eléctrica, y las concentraciones de calcio, magnesio, sodio, potasio, sílice, cloruro, sulfato, bicarbonato, fluoruro y bromuro.

La utilización del análisis de factores, en su modo Q, derivó en la consideración de los primeros dos factores, con un 99% de justificación de la varianza de la matriz de datos. El gráfico que se obtuvo (Figura 2) indica, a grandes trazos, que se puede hablar de dos tipos de agua. Las muestras con coordenadas en ambos factores podrían interpretarse como resultado de una mezcla de las aguas originales, más aún si se considera que tales muestras se ubican casi invariablemente al norte de la zona estudiada. Como era de esperar, las aguas del Río San Pedro son químicamente similares a las del acuífero libre, excepto en su tramo septentrional (zona de mezcla). La única muestra de un manantial de la zona, indica que sus aguas provienen del acuífero confinado.

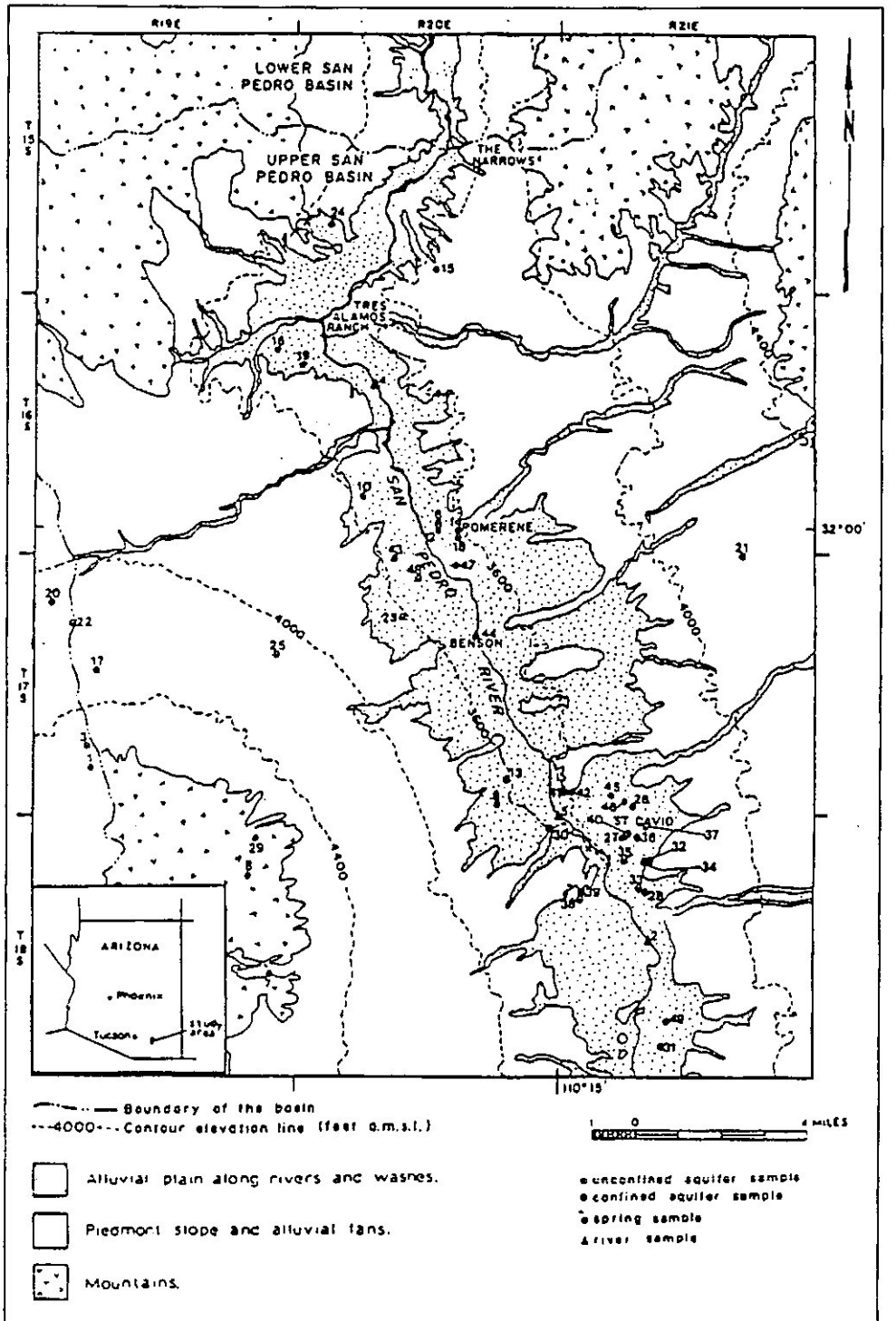


Figura 1. Localización de la cuenca superior del Río San Pedro (Arizona, USA) y de los sitios de muestreo (Usunoff, 1988).

El análisis de correspondencias, utilizado para la interpretación de las muestras del acuífero confinado, extrajo tres factores significativos, de los cuales los dos primeros explican el 77% de la varianza total de la matriz de datos. Por consiguiente, la visualización de las variables y de las muestras en un gráfico bidimensional (Figura 3) parece estar justificada. Debe señalarse, tal lo sugerido por David et al. (1977), que el orden de los factores determina su relevancia regional (en este caso, por regional debe entenderse el área estudiada).

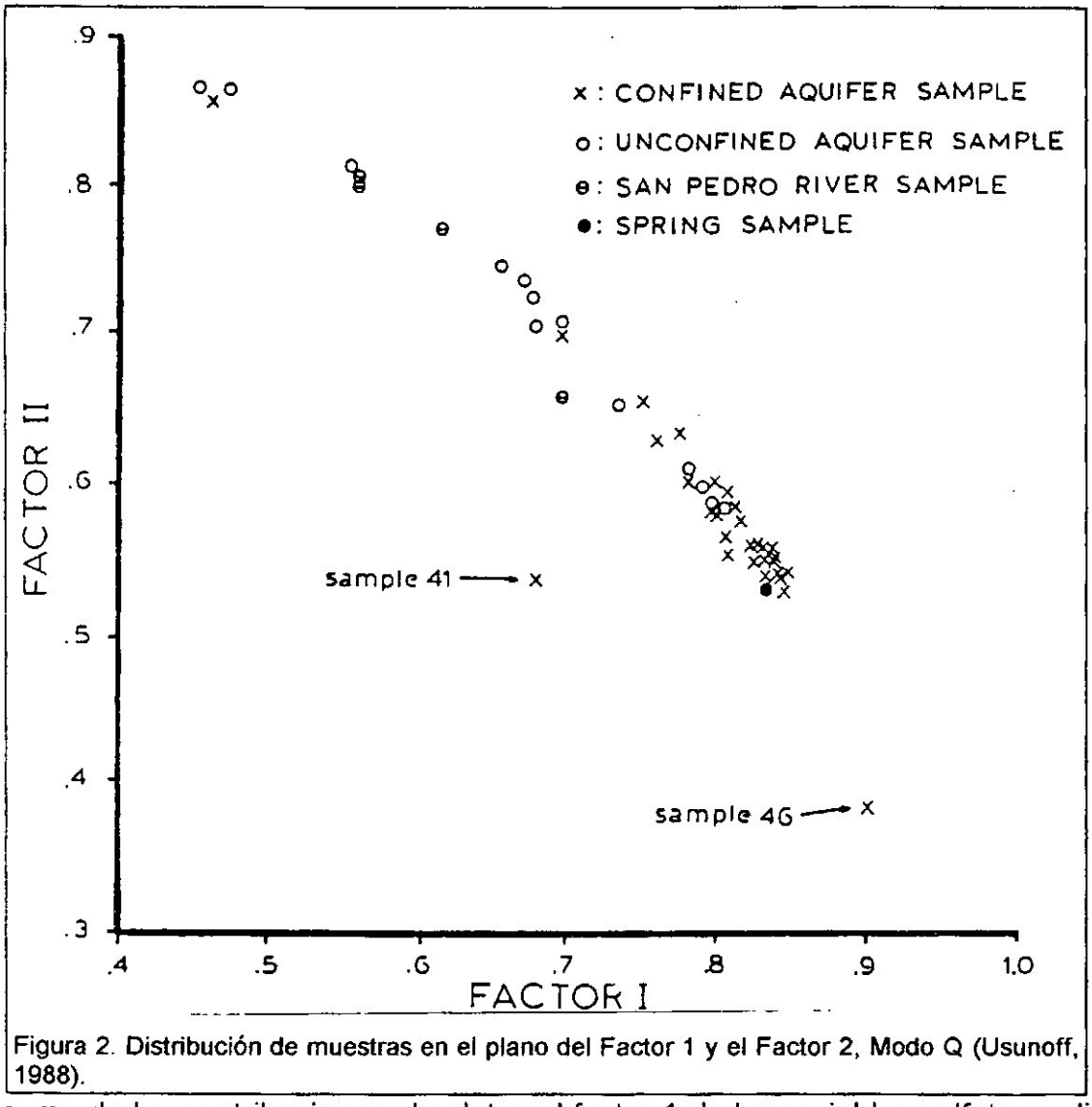


Figura 2. Distribución de muestras en el plano del Factor 1 y el Factor 2, Modo Q (Usunoff, 1988).

La suma de las contribuciones absolutas al factor 1 de las variables sulfato, sodio y calcio es de 94%, con lo cual puede deducirse que el factor principal está asociado a las variaciones de tales especies. La Figura 6 muestra que el par sulfato-sodio tiende a oponerse a la posición del calcio a lo largo del factor 1. Esto podría interpretarse como un proceso regional de disolución de yeso y de intercambio de ablandamiento del calcio así liberado por iones sodio. Lo mismo puede decirse de la posición de estas variables con respecto al factor 2, con lo cual los mecanismos descriptos operan también en la escala meso-regional (la suma de las contribuciones absolutas al factor 2 de sulfato, calcio y sodio es de 85%). El factor 2 muestra una oposición de las variables fluoruro y calcio, y una proximidad del fluoruro al sodio. Podría pensarse que la concentración del fluoruro está gobernada por la disolución en equilibrio de fluorita (CaF_2 === $2F^- + Ca^{++}$), pero las contribuciones absolutas de calcio y fluoruro al factor 2 son bastante disímiles. Se concluye que no es posible determinar con certeza el origen del fluoruro, al menos con las variables incluidas en este estudio. Otra posibilidad es que las variaciones del fluoruro estén vinculadas a fenómenos muy localizados (cambios puntuales del pH, por ejemplo) que serían rescatables con el análisis de factores de orden mayor, a lo que podría sumarse la probable distribución aleatoria de los fragmentos de fluorita en los sedimentos del acuífero. Esta última alternativa no fue explorada,

aunque no resulta descabellada si se tiene en cuenta que en la zona de estudio se practicó durante años la minería de fluorita (es decir que necesariamente existen vestigios del mineral en los sedimentos), y la evidencia de un marcado efecto pepita en los variogramas del fluoruro del área estudiada (Carrera et al., 1984).

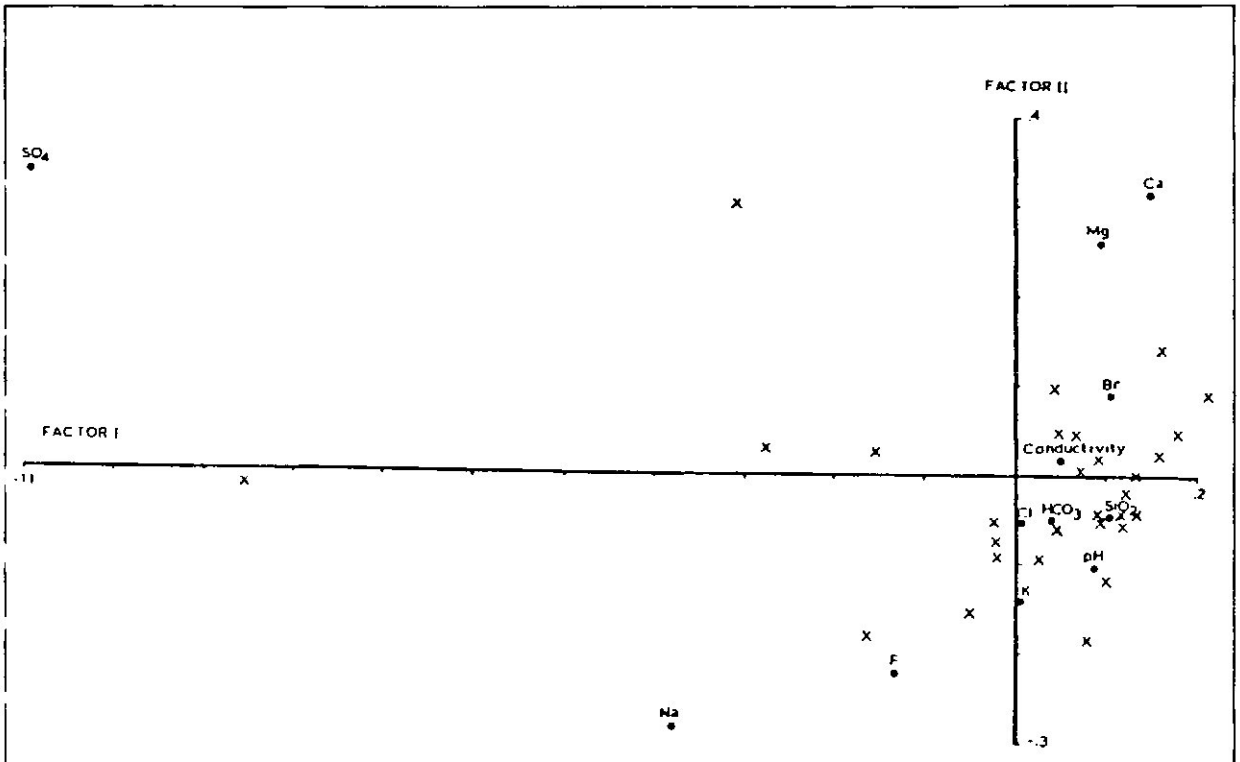


Figura 3. Agrupamiento de variables y demuestras en el plano del Factor 1 y el Factor 2, análisis de correspondencias (Usunoff, 1988). La numeración de las muestras (identificadas con cruces) se ha omitido por claridad.

En suma, la aplicación del análisis de factores y del análisis de correspondencias tiende a verificar los resultados de los estudios antecedentes, con lo cual su valor ha sido más confirmatorio que exploratorio. Revirtiendo el argumento, puede decirse que, juiciosamente aplicadas, estas técnicas pueden ayudar a definir los procesos químicos relevantes de manera previa o simultánea a la utilización de otros métodos más convencionales o más complejos.

NORMALIZACIÓN DE DATOS

La masiva aceptación de los métodos estadísticos multivariados (MEM) para el análisis de datos, en particular en el campo de las Ciencias Naturales, hace que merezca recordarse que la mayoría de esos métodos se han desarrollado ceñidos a tres hipótesis de base:

(a) que la matriz de datos esté exenta de errores o, mínimamente, que los errores sean independientes, con media nula, varianza constante (independiente de la media y del tamaño de la muestra), y que estén distribuidos normalmente.

(b) que los datos respondan a una distribución normal.

(c) que la varianza sea homogénea con respecto a la media.

La hipótesis (a) está vinculada a diversos factores, principalmente al control de calidad por parte del usuario de los MEM, y no será tratada aquí. En cuanto a las hipótesis (b) y (c), que están íntimamente relacionadas, es posible (y deseable) efectuar una manipulación de los datos de forma previa a su tratamiento con cualquier MEM. Esta posibilidad es particularmente relevante en los estudios geoquímicos e hidroquímicos, dada la distribución no normal de la mayoría de las especies químicas halladas en los ambientes naturales (Ahrens, 1954; Shaw, 1961; Nicolli et al., 1985, entre otros), muy frecuentemente de forma lognormal o similar.

En general, los procedimientos estadísticos paramétricos que utilizan regresiones lineales, aplicados a datos no distribuidos normalmente, no necesariamente conducen a resultados erróneos (los modelos lineales son "robustos"), lo cual no significa que deban eludirse los intentos destinados a cumplir con las hipótesis inherentes a esos métodos.

Una forma lógica de actuar sería la de intentar el ajuste de varios tipos de transformaciones de los datos, hasta hallar alguno que satisfaga. Sin embargo, esta modalidad de trabajo no es muy práctica. En su lugar Dunlap y Duffy (1974) proponen la búsqueda de una familia de transformadas que ayudan a minimizar el aspecto no normal de los datos. Box and Cox (1964), por ejemplo, han sugerido el uso de familias de transformadas de la forma:

$$Z = x^{\alpha} \qquad \textbf{(a)}$$

Otras expresiones vinculadas son:

$$Z = \begin{bmatrix} (x^{\alpha} - 1)/\alpha & (\alpha \neq 0) \\ ln(x) & (\alpha = 0) \end{bmatrix} x > 0 \qquad \textbf{(b)}$$

$$Z = \begin{bmatrix} [(x + \alpha_2)^{\alpha 1} - 1]/\alpha_1 & (\alpha_1 \neq 0) \\ ln(x + \alpha_2) & (\alpha_1 = 0) \end{bmatrix} x > -\alpha_2$$

La ecuación (b) es similar a la (a), aunque tiene la ventaja de ser continua para α = 0. Nótese que la expresión (b), para valores particulares de α, incluye a una serie de transformaciones muy conocidas: inversa (α = -1), logarítmica (α = 0), raíz cuadrada (α = 0.5). Cuando α = 1, los datos, aunque linealmente transformados, no cambian su distribución original.

En el trabajo de Howarth y Earle (1979) se exponen las características y la codificación de tres algoritmos que conducen a expresiones del tipo (b), partiendo de la minimización de funciones del tipo:

$F_1 = |S|$, o bien, $F2 = W|S| + |3 - K|$

S: asimetría = $[\sum (X - \mu)^3 / n]\sigma^3$

K: curtosis = $[\sum (X - \mu)^4 / n]\sigma^4$

W: constante (peso)

μ: media de los valores transformados

σ: desviación típica de los valores transformados

n: número de observaciones

Como se consigna en el trabajo de Howarth y Earle (1979), si bien es posible que de la transformación no se derive una distribución normal, su aplicación ayuda a "regularizar" el aspecto de los datos.

La aplicación de estos conceptos se efectuó tomando como base los datos químicos de aguas subterráneas expuestos en el trabajo de Bonorino (1988) y en el de Nicolli et al. (1985), de aquí en más denominados caso BAHÍA BLANCA y caso CÓRDOBA, respectivamente.

La base de datos del caso BAHÍA BLANCA consta de 45 muestras, caracterizadas por las siguientes variables: temperatura, profundidad media de obtención de la muestra, conductividad eléctrica específica, pH, dureza, y las concentraciones de sílice, oxígeno 18, deuterio, cloruro, sulfato, bicarbonato, carbonato, sodio, magnesio, calcio y potasio. En el caso CORDOBA, se trata de 60 muestras, con determinación de: conductividad eléctrica específica, residuo seco a 105 y a 180 °C, y las concentraciones de litio, sodio, potasio, magnesio, calcio, bicarbonato, sulfato, cloruro, dióxido de carbono, arsénico, flúor, vanadio, uranio, selenio, antimonio y molibdeno. En ambos casos se operó de la misma manera: (1) la base de datos original fue sometida a un análisis de componentes principales; (2) se normalizaron las variables utilizando los algoritmos mencionados; (3) se efectuó un nuevo análisis de componentes principales, esta vez con la base de datos normalizada; y (4) se compararon los resultados tomando como parámetros de juicio los valores propios obtenidos en cada caso, así como las comunalidades finales resultantes (proporcionales a la varianza explicada) cuando la retención de factores se hace de acuerdo con un criterio preestablecido.

Los resultados pueden apreciarse en las Tablas 1 y 2 (para el caso BAHÍA BLANCA), y las 3 y 4 para el caso CÓRDOBA.

Otra forma de mostrar los resultados es a través de la representación de los valores propios en función del número de factores extraídos (scree plot), tal como se aprecia en las Figuras 4 y 5.

Factor Nº	1	2	3	4
Valor propio	5.840489	3.162302	1.868703	1.606473
% de varianza explicada	36.50	19.76	11.68	10.04
% acumulado	36.50	56.27	67.95	77.99

Tabla 1. Caso BAHÍA BLANCA: Valores propios de la matriz de correlación utilizando los datos originales (se muestran sólo los factores propios >1).

Factor Nº	1	2	3	4
Valor propio	6.743166	2.956049	1.857500	0.985002
% de varianza explicada	42.14	18.48	11.61	6.16
% acumulado	42.14	60.62	72.23	78.39

Tabla 2. Caso BAHIA BLANCA: Valores propios de la matriz de correlación utilizando los datos transformados (se muestran sólo los primeros cuatro factores).

Factor Nº	1	2	3	4
Valor propio	9.028369	3.249846	2.193187	1.162155
% de varianza explicada	47.52	17.10	11.54	6.12
% acumulado	47.52	64.62	76.17	82.28

Tabla 3. Caso CÓRDOBA: Valores propios de la matriz de correlación utilizando los datos originales (se muestran sólo los factores propios >1).

Factor Nº	1	2	3	4
Valor propio	9.012358	4.449813	1.556091	1.148721
% de varianza explicada	47.43	23.42	8.19	6.05
% acumulado	47.43	70.85	79.04	85.09

Tabla 4. Caso CÓRDOBA: Valores propios de la matriz de correlación utilizando los datos transformados (se muestran sólo los primeros cuatro factores).

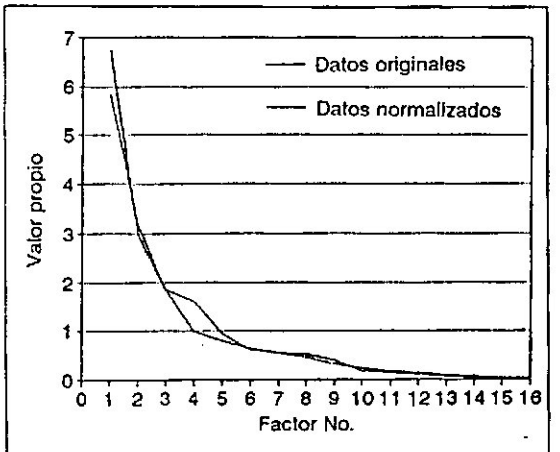


Figura 4. Valores propios vs. número de factores para el caso Bahía Blanca.

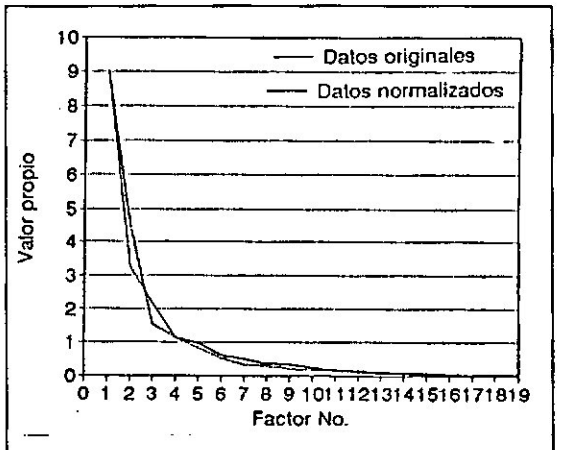


Figura 5. Valores propios vs. número de factores para el caso Córdoba.

Comúnmente se acepta que, en estudios de diagnóstico, el análisis de componentes principales (con rotación rígida del tipo Varimax) debe prestar atención a aquellos factores extraídos cuyo valor propio sea mayor a 1. Esta idea se basa en que, puesto que componentes principales toma en cuenta todas las variables (y por ende extrae tantos factores como variables haya), la consideración de factores con valores propios menores a 1 es menos válida que la aceptación de la variable pura. Atendiendo a ello, al igual que a la distribución de la varianza explicada entre los factores significativos (>1), pude decirse que en el caso CÓRDOBA la mejora se logró en términos de una mejor distribución de tal varianza entre los primeros cuatro factores (observable también en la Figura 5, con un incremento de la pendiente en el tramo del gráfico con valores propios > 1). Puesto que el orden de los factores es una medida de la importancia de los fenómenos químicos (en este caso) que determinan su aparición (David et al., 1977), cabe suponer que la mejora obtenida permita interpretar más ajustadamente los procesos geoquímicos, en particular los de segundo orden. En el caso BAHÍA BLANCA, la mejora lograda con la normalización de los datos fue aún mayor que en el caso anterior: la transformación de los datos produjo una pendiente mayor y más uniforme en el tramo de los los valores propios mayores que 1 (Figura 4), a la vez que permite la interpretación de los procesos químicos operantes a partir de tres factores (en lugar de cuatro con los datos sin normalizar).

Si bien los casos presentados no son claramente indicativos de una superioridad de los datos normalizados con respecto a los datos originales para intentar definir mejor el sistema, puede argumentarse que la mecánica de normalización es lo suficientemente sencilla y directa como para justificar su aplicación toda vez que sea posible.

GRÁFICOS DE FACTORES

Sin duda alguna, los MEM han brindado una ayuda considerable para desentrañar aspectos vitales y secundarios de la información contenidas en las matrices de datos de uso corriente en la Hidrología. Debe admitirse, sin embargo, que una vez obtenidos los resultados de la aplicación de cualquiera de los MEM de uso frecuente, en ocasiones no resulta fácil o trivial la tarea de adjudicarle significado (y nombre) a los factores extraídos y juzgados relevantes para el estudio. Es en esas ocasiones que los usuarios de estos métodos deben recordar que existe la posibilidad cierta de graficar la distribución de factores en un plano del área de estudio para, de esa manera, obtener un elemento más de análisis integrable e interpretable en conjunción con los restantes mapas del estudio (mapas de isovalores, en el caso de los estudios hidroquímicos).

Puesto que los factores se estiman a partir de combinaciones lineales de las variables, el modelo de factores para una variable genérica i (estandarizada) se escribe como sigue:

$$X_i = A_{i1} * F_1 + A_{i2} * F_2 + \ldots + A_{ik} * F_k + U_i$$

F: factores comunes

A: constantes utilizadas para combinar los k factores

U: factor único (toma a su cargo la varianza no explicada por los k factores)

Por su parte, la expresión general del cálculo de un score factorial del factor j para la muestra k puede escribirse así:

$$F_{jk} = \sum_{i=1}^{p} W_{ji} X_{ik} = W_{j1} * X_{1k} + W_{j2} * X_{2k} + \ldots + W_{jp} X_{pk}$$

En esta última expresión, los W son los coeficientes de los scores factoriales, que pueden utilizarse para obtener el valor de los factores para las muestras de la base de datos. Los coeficientes W pueden estimarse de diversas maneras (Harman, 1976), y los paquetes estadísticos de uso más frecuente (SAS Institute Inc., 1985; SPSS Inc., 1986) lo incluyen como rutina, aunque conviene señalar que si los datos están distribuidos normalmente, los scores factoriales también lo estarán (media cero y desviación típica unitaria). En definitiva, y de la forma sencilla mostrada, es posible adjudicar a cada sitio de muestreo un valor vinculable a cada uno de los factores extraídos, para luego graficarlo como si fuese un atributo más de la muestra. El análisis se efectúa teniendo en cuenta que: (a) valores mayores que 1 indican que la(s) muestra(s) guarda relación con el proceso definido por el factor que se está dibujando, (b) valores menores que 1, por el contrario, señalan muestras que no se asocian al factor tratado, y (c) valores cercanos a cero son un índice de la "indiferencia" de las muestras con respecto al factor. Ejemplos de aplicación de lo descripto pueden hallarse en Ashley y Lloyd (1978), Dalton y Upchurch (1978), y Lawrence y Upchurch (1982).

En el caso a presentar, la base de datos se elaboró a partir de las determinaciones químicas en 21 pozos de abastecimiento de la ciudad de Necochea (Provincia de Buenos Aires). Las variables consideradas son: pH, alcalinidad total, dureza total, conductividad eléctrica específica, y el contenido de arsénico, cloruro, flúor, nitrato, nitrito, sulfato y vanadio. Químicamente, el sistema muestra un comportamiento bastante homogéneo a lo largo del tiempo para el período 1979-1990. Ello, sumado al hecho que no se dispuso de relevamientos en todos los pozos en la misma campaña, llevó a considerar los promedios de las mediciones de especies efectuadas en cada pozo.

Los mapas de isoconcentración revelaron un patrón relativamente bien definido (debe recordarse que se trata de sólo 21 muestras): un máximo en la zona centro-este y una disminución gradual hacia el continente (oeste) y, en parte, hacia el extremo este (zona costera). Se descartaron para el análisis posterior las concentraciones de arsénico, nitrito y vanadio (escaso rango de variación y no siempre medidas), se procedió a la normalización de las variables restantes, y se efectuó un análisis de factores en sus modos R y Q.

Del modo R, reservando sólo aquellos factores con valores propios mayores que 1, se desprende que los dos primeros factores explican el 75 % de la varianza de la matriz de datos. La relación numérica entre los pesos (loadings) de los factores y las variables se muestra en la Tabla 5.

	Factor 1	Factor 2
pH	-0.15620	0.61580
Alcalinidad	-0.02466	0.89784
Cloruro	0.90693	-0.21629
Dureza	0.84887	0.09944
Flúor	-0.87893	-0.20318
Nitrato	0.84098	0.22590
Cond. Eléct.	0.90075	0.07235
Sulfato	0.81457	-0.25001

Tabla 5. Pesos de los factores.

Las asociaciones de variables que definen al factor 1 (conductividad eléctrica, cloruro, sulfato, nitrato y flúor -aunque con signo negativo-) parecen englobar a las aguas salinas y a aquéllas afectadas por contaminación antrópica. El factor 2, caracterizado por la alcalinidad y el pH, representaría a las aguas continentales (relativamente impolutas).

El análisis en modo Q, cuyos dos primeros factores explican el 99 % de la varianza de la matriz de datos transpuesta, apunta a la existencia de dos extremos y una zona de mezcla. No sorprendentemente, los extremos señalados corresponden a muestras ubicadas en en sector centro-este y oeste.

Finalmente, se computaron los scores factoriales y se graficaron en un plano de la zona de estudio. La distribución del factor 1 (Figura 6) muestra un crecimiento desde el continente hacia el mar, con alguna disminución en los pozos costeros 14 y 17. El domo de los pozos 6 y 12 es consecuencia de las elevadas lecturas de conductividad, dureza y nitrato. El factor 2 (Figura 7) crece en general hacia el oeste, a pesar de la importante distorsión que causa el pozo 12 en virtud de su elevada alcalinidad. La aparente anormalidad de las aguas de los pozos 6 y 12, con componentes en ambos factores, puede explicarse por sus elevados valores en todas las variables consideradas, probablemente vinculada a contaminación antrópica dada su ubicación en una zona densamente poblada.

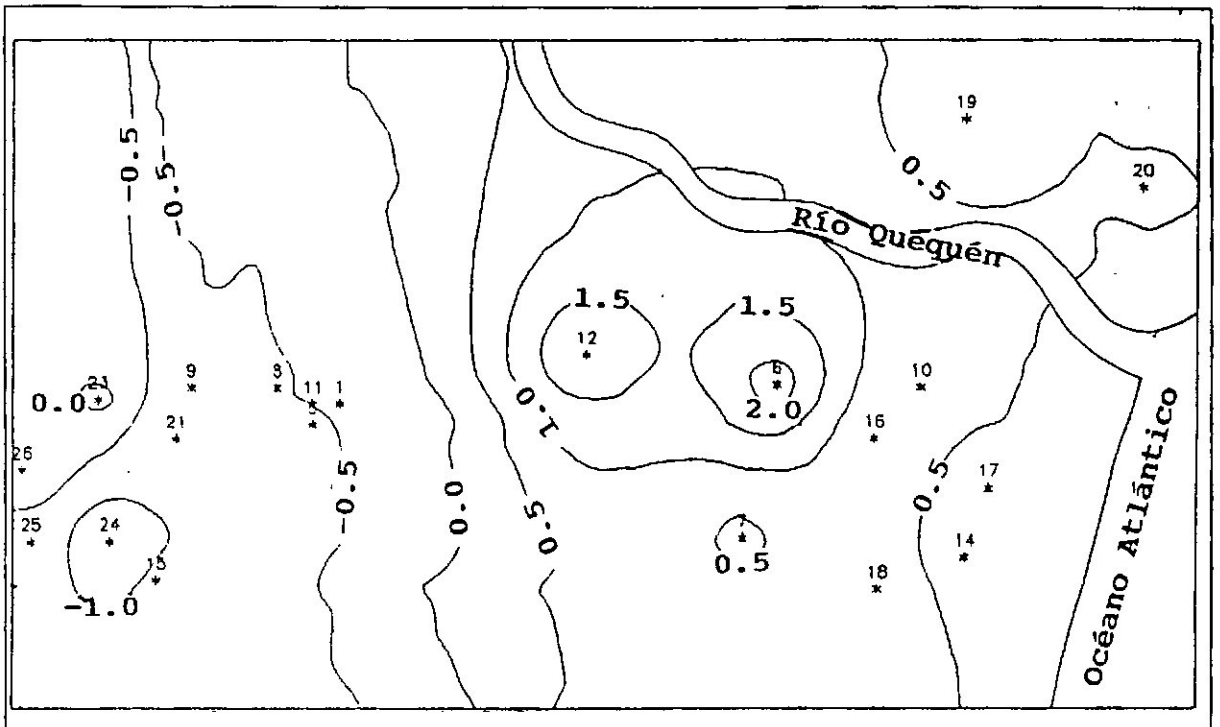


Figura 6. Ubicación de los sitios de muestreo y distribución areal del factor 1.

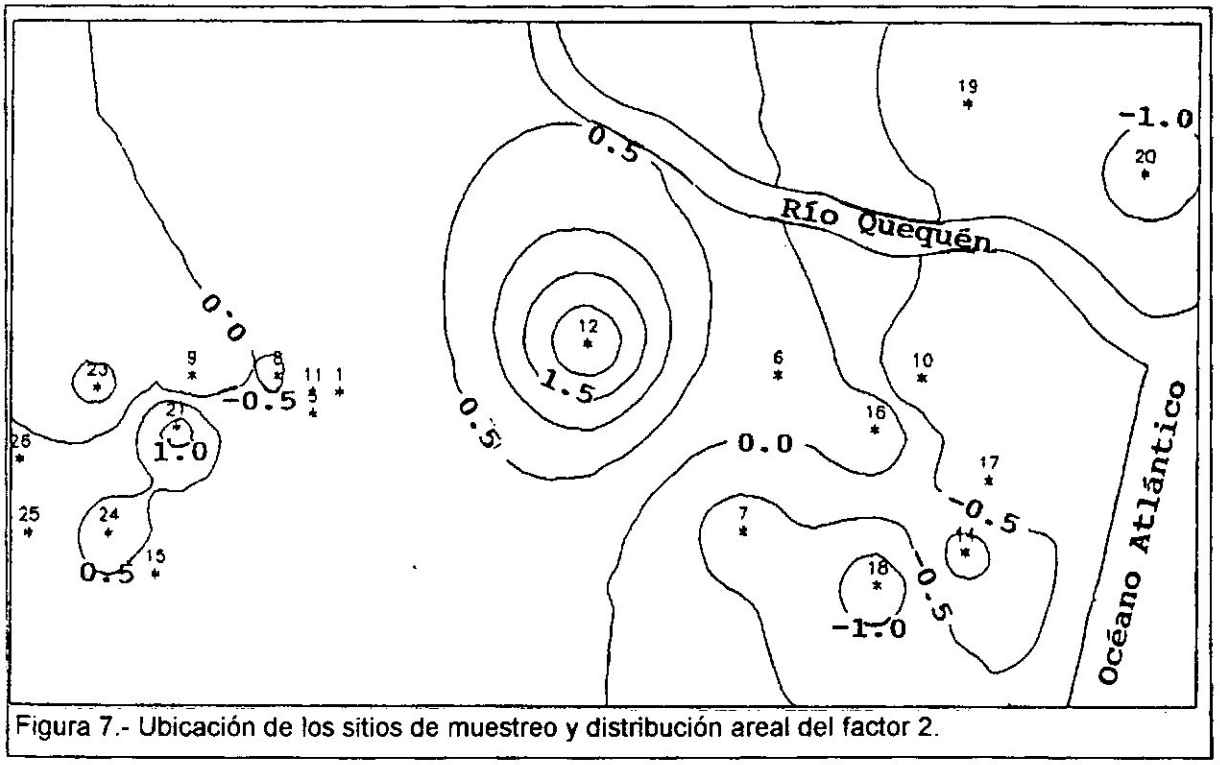


Figura 7.- Ubicación de los sitios de muestreo y distribución areal del factor 2.

BIBLIOGRAFÍA

AHRENS, L. 1954. The lognormal distribution of the elements. Geochemica et Cosmochemica Acta, Part 1, Vol.5, pp. 49-73, Part 2, Vol. 6, pp. 121-131.

ASHLEY, R. Y J. LLOYD. 1978. An example of the use of factor analysis and cluster analysis in groundwater chemistry interpretation. Journal of Hydrology, Vol. 39, pp. 355-364.

BONORINO, G. 1988. Geohidrología del sistema hidrotermal profundo de la región de Bahía Blanca. Tesis Doctoral, inédita, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, 278 p.

BOX, G.E.P. Y D.R. COX. 1964. An analysys of transformations. Journal of the Royal Statistical Society, Series B, Vol. 26, pp. 211-243.

CARRERA, J., E. USUNOFF Y F. SZIDAROVSKY. 1984. A method of optimal observation network design for groundwater management. Journal of Hydrology, Vol. 73, pp. 147-163.

DALTON, M.G. Y S. UPCHURCH. 1978. Interpretation of hydrochemical facies by factor analysis. Ground Water, Vol. 16, Nº 4, pp. 228-233.

DAVID, M., M. DAGBERT E Y. BEAUCHEMIN. 1977. Statistical analysis in Geology: Correspondence analysis method. Quarterly of the Colorado School of Mines, Vol. 72, Nº 1, 60 p.

DUNLAP, W.P. Y J.A. DUFFY. 1974. A computer program for determining optimal data transformations minimizing skew. Behavior Research Methodological Instruments, V. 6, pp. 46-48.

GREENACRE, M.J. 1984. Theory and applications of correspondence analysis. Academic Press, New York, 364 p.

HARMAN, H. 1976. Modern factor analysis. Third Edition revised, The University of Chicago Press, Chicago, 487 p.

HOWARTH, R.J. Y S.A.M. EARLE. 1979. Application of a generalized power transformation to geochemical data. Mathematical Geology, Vol. 11, Nº 1, pp. 45-62.

LAWRENCE, F. Y S. UPCHURCH. 1982. Identification of recharge areas using geochemical factor analysis. Ground Water, Vol. 20, Nº 6, pp. 680-687.

NICOLLI, H., T. O'CONNOR, J. SURIANO, M. KOUKHARSKY, M. GÓMEZ PERAL, L. BERTINI, I. COHEN, L. CORRADI, O. BALEANI Y E. ABRIL. 1985. Geoquímica del arsénico y de otros oligoelementos en aguas subterráneas de la llanura sudoriental de la Provincia de Córdoba. Academia Nacional de Ciencias, Miscelánea Nº 71, Córdoba, 112 p.

SAS Institute Inc. 1985. SAS/STAT Guide for Personal Computers, Version 6 Edit. SAS Institute Inc., North Carolina, 379 p.

SHAW, D. 1961. Element distribution laws in geochemistry. Geochemica et Cosmochemica Acta, Vol. 23, pp. 116-134.

SPSS INC. 1986. SPSS/PC+ Advanced Statistics. SPSS Inc., Chicago, 332 p.

USUNOFF, E. 1988. Factors affecting the movement and distribution of fluoride in aquifers. Disertación doctoral, inédita, Universidad de Arizona (USA), 366 p.

USUNOFF, E. Y A. GUZMÁN-GUZMÁN. 1989. Multivariate analysis in hydrochemistry: An example of the use of factor and correspondence analyses. Ground Water, Vol. 27, Nº 1, pp. 27-34.

TÉCNICAS DE ESTUDIO EN LLANURA
CASO: NOROESTE DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES

Eduardo Kruse
CONICET - Fac. de Cs Astronómicas y Geofísicas (U.N. La Plata)
Paseo del Bosque - (1900) La Plata

RESUMEN

En el Noroeste de la Provincia de Buenos Aires predomina el agua subterránea de alta salinidad. Suspendido sobre ella se pueden localizar lentes o mantos de escaso espesor de agua dulce.

Las características físicas de la región traen como consecuencia que las variaciones de almacenamiento tanto superficial como subterráneo, y los movimientos verticales del agua (infiltración - evapotranspiración) sean procesos hidrológicos dominantes, lo cual es típico de las llanuras.

En este esquema hidrológico, al que se le debe adicionar la falta de información hidrométrica histórica, el avance en el conocimiento requiere desarrollar o adaptar técnicas para establecer las leyes que rigen el comportamiento de las aguas subterráneas.

Se describen algunas técnicas de estudio que se están utilizando en una investigación interdisciplinaria en ejecución: "Aspectos ambientales del Oeste de la Provincia de Buenos Aires", con la participación de la Universidad Nacional de La Plata, la Comisión Nacional de Actividades Espaciales (CONAE) y el Centro de Investigaciones Biometeorológicas (CIBIOM-CONICET), cuyo plan de trabajo contempla el análisis hidrológico subterráneo.

INTRODUCCIÓN

El comportamiento hidrodinámico e hidroquímico del agua subterránea tiene una influencia destacable en el desarrollo socio-económico del noroeste de la Provincia de Buenos Aires.

Adquiere importancia en la evaluación del ciclo hidrológico a nivel regional, para definir características y regímenes de inundaciones y sequías, sus consecuencias ecológicas y en el uso de la tierra.

Además, íntimamente relacionado con lo anterior, la disponibilidad de agua subterránea resulta la base para el abastecimiento de agua potable a las localidades, ya que no existen otras fuentes de aprovisionamiento.

Dadas las particularidades que presenta el funciònamiento hidrológico y la escasez de información hidrométrica existente, resultan de distinta importancia las metodologías tradicionales de estudio, siendo necesario en algunos casos su adaptación a las características de la región. En este trabajo se analizan la significación de algunos métodos de aplicación a problemas regionales y locales.

CARACTERÍSTICAS GENERALES

El Noroeste de la Provincia de Buenos Aires (Fig. 1) representa a una extensa llanura, inmersa en una mayor (llanura Chacopampeana). Se diferencia de ambientes llanos aledaños por sus características topográficas, morfológicas e hidrogeológicas y en consecuencia por su comportamiento hidrológico.

La zona se extiende entre alrededor de los 140 m.s.n.m. y los 100 m.s.n.m. con una pendiente topográfica regional muy suave del orden de 0,1 m/km.

En el paisaje predominan formas originadas en acumulaciones eólicas que constituyen una alternancia de elevaciones y depresiones, alargadas y poco pronunciadas, que adquieren mayor definición y orientación meridional hacia el norte. La longitud es de decenas de kilómetros y la amplitud media entre crestas es de 3 a 5 km.

La zona se muestra como un ambiente arreico típico, con la característica que las partes bajas sufren anegamientos durante los períodos húmedos. Algunas depresiones más profundas, como las Lagunas Hinojo, Las Tunas, Cuero de Zorro, La Salada, presentan una mayor permanencia temporal de agua.

De acuerdo a las escasas perforaciones disponibles y prospecciones geofísicas es posible inferir en el subsuelo profundo un basamento fracturado a distintas profundidades. Conforman cuencas sedimentarias que han sido rellenadas por depósitos continentales y marinos, especialmente cretácicos y cenozoicos.

En la superficie se reconocen sedimentos eólicos arenosos finos, de hasta aproximadamente 20 m de espesor, que se apoyan sobre limos con proporciones variables y subordinadas de arena y arcilla, con frecuente material calcáreo, conocidos bajo la denominación de "sedimentos pampeanos" (Fidalgo et al, 1975).

Las características llanas, la falta de red de drenaje y la permeabilidad de los sedimentos de superficie, asociados a las condiciones climáticas, le otorgan a la región particularidades en el comportamiento de los recursos hídricos.

COMPORTAMIENTO HIDROLÓGICO

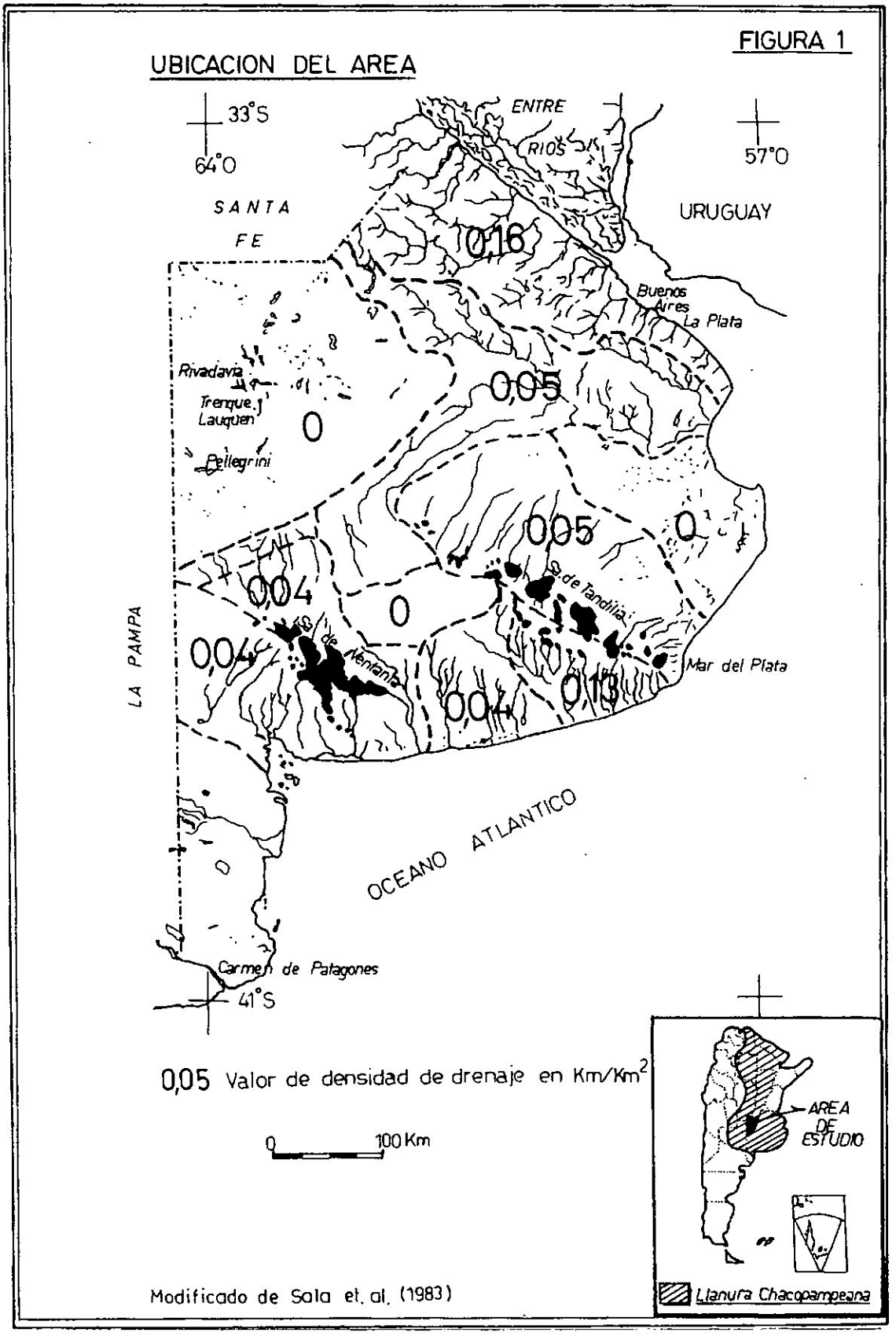
Los balances hidrológicos y las condiciones físicas de la región confirman el predominio de la evapotranspiración e infiltración (Sala et al, 1983), sobre los movimientos horizontales de agua, asociados a variaciones de almacenamiento superficial y subterráneo.

Las condiciones meteorológicas definen la relación entre el ingreso (precipitación) y el egreso más importante (evapotranspiración). Ello asociado a una escasa profundidad de los niveles freáticos hacen que la problemática del agua subterránea no pueda tratarse sin considerar la influencia de los fenómenos hidrológicos superficiales e hidrometeorológicos.

En los ámbitos de mayores acumulaciones eólicas, la morfología, el espesor y la permeabilidad de los depósitos arenosos, permite la existencia de zonas de predominio de recarga subterránea (Kruse y Rojo, 1989). Existe un escurrimiento subterráneo local, desde los altos topográficos hacia los bajos aledaños (Fig. 2).

FIGURA 1

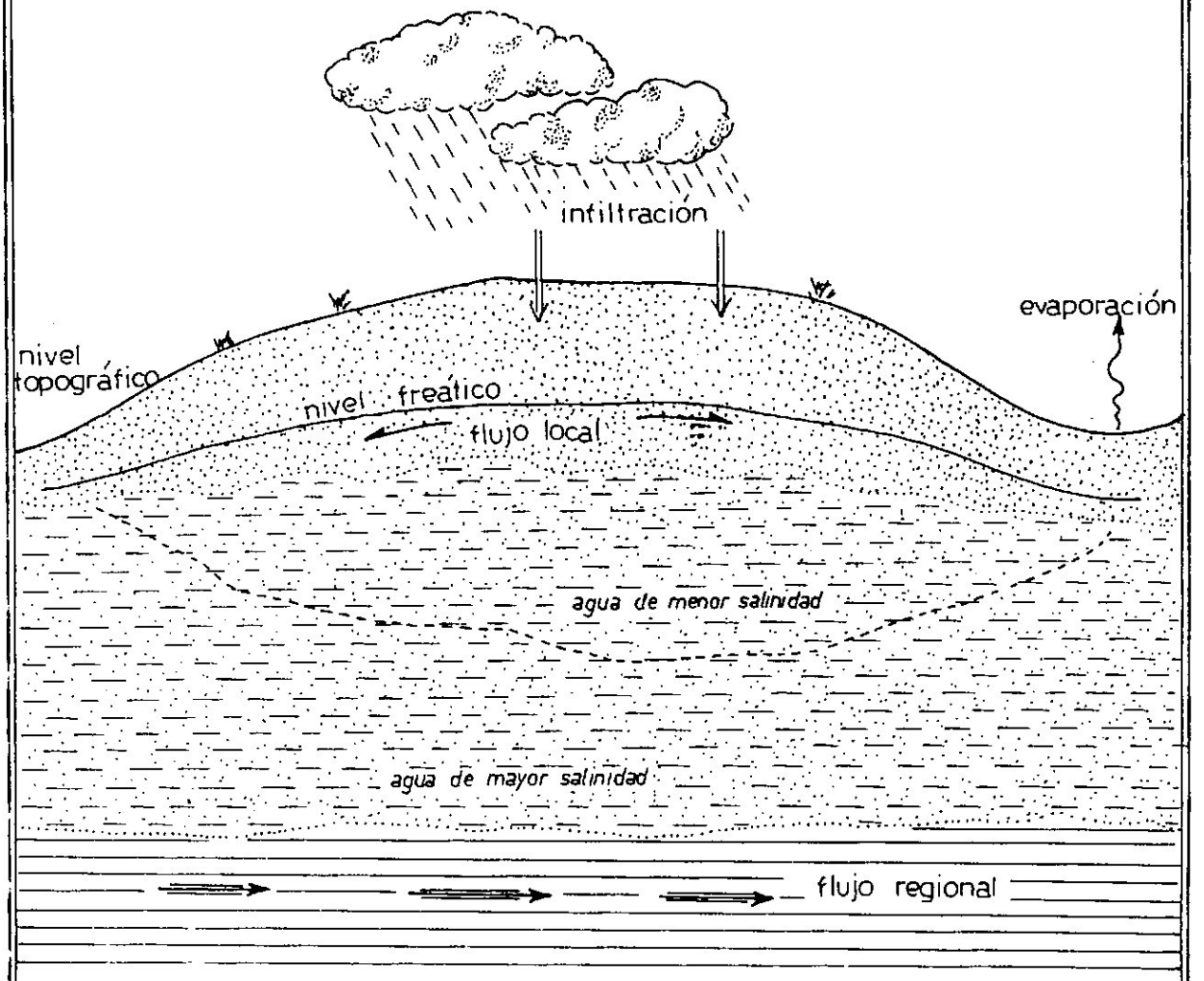
UBICACION DEL AREA



Modificado de Sala et. al. (1983)

FIGURA 2

ESQUEMA HIDROLOGICO



Arena fina_

Limos - arenas con material calcáreo_

Limos - arcillas_

Ello tiene su reflejo en la presencia de agua subterránea de baja salinidad (lentes de agua dulce), originados en los procesos de infiltración de los excesos de agua.

Estos cuerpos de agua que resultan los únicos de agua dulce son de limitada extensión y se encuentran suspendidos sobre el agua salada, que se extiende en profundidad.

La alternancia de períodos climáticos con excesos de agua, que son más característicos de las regiones más húmedas que se extienden al este de la Provincia de Buenos Aires, y de períodos con déficit de agua que son casi una constante en la vecina región semiárida que limita hacia occidente con la zona estudiada, produce variaciones en el comportamiento hidrológico y consecuentemente en las reservas de agua dulce.

CONSIDERACIONES SOBRE TÉCNICAS DE ESTUDIO

Dado el estado del conocimiento de la región resulta necesaria la realización de estudios sistemáticos, que contemplen el análisis del modelo de funcionamiento hidrológico a una escala global, para progresivamente efectuar tratamientos de mayor detalle.

Los procedimentos y experiencias para la obtención de datos hidrométricos e hidroquímicos subterráneos pueden coordinarse con reconocimientos geológicos - geomorfológicos aplicados a la hidrología, análisis hidrometeorológicos, utilización de sensores remotos para la resolución de balances hidrológicos y la evaluación global de las lentes de agua dulce. Ello permite obtener mayores datos y la validación de los modelos sobre el funcionamiento hidrológico subterráneo.

Reconocimientos geológicos y geomorfológicos

El análisis e interpretación de características geológico-geomorfológicas, tiene una aplicación directa en el análisis hidrológico subterráneo.

A escala regional su identificación permite definir ambientes con comportamientos distintivos en cuanto a aspectos superficiales y subterráneos y así diferenciar los procesos hidrológicos dominantes (Kruse et al, 1993).

La distribución espacial y el espesor de las unidades hidrolitológicas de superficie, con especial referencia a los sedimentos eólicos de composición arenosa, puede indicar distintas posibilidades de capacidad de infiltración, de almacenamiento, de recarga y de descarga. Constituye un diagnóstico preliminar, que resulta la base para estudios de mayor detalle.

Además las particularidades geomorfológicas brindan una idea acerca de las características de la energía modelante del relieve (Sala, 1981).

La presencia de una morfología y sedimentos producto de la acción eólica y ante la falta de red de drenaje, es posible deducir que el área no estuvo y actualmente no está afectada por la acción fluvial.

La energía hídrica se ha disipado por infiltración y es insuficiente para originar cauces que modifiquen la morfología. A partir de ello es posible una aproximación cualitativa del balance hidrológico, pudiéndose asumir que en condiciones naturales el escurrimiento superficial tiende a cero.

Análisis hidrometeorológico

El análisis de la alternancia de períodos de escasas y abundantes precipitaciones en la región muestra como patrón común en toda el área la existencia de un período seco hacia mediados del siglo actual y uno muy lluvioso en los últimos decenios. Dadas las oscilaciones de la disponibilidad hídrica, como consecuencia de la alternancia mencionada, pierde consistencia la utilización de condiciones meteorológicas medias para una evaluación de las posibilidades de recarga subterránea en una época determinada.

Por ello se plantea la necesidad de presentar distintos escenarios de situaciones hidrometeorológicas y sus variaciones tiempo-espacio.

Para ilustrar los contrastes que pueden presentarse la situación se ejemplifica con dos épocas diferentes (Kruse et al, 1993): 1949-50 (sequía) y 1986-87 (exceso hídrico).

En el caso de la sequía 1949-50, a partir de los valores de balances hídricos diarios estimados, los almacenajes de agua en el suelo estuvieron como promedio entre Octubre y Marzo, que es el semestre de mayor pluviosidad normal en la zona, por debajo del punto de marchitez permanente (80 mm) en casi el 80% del área estudiada (Fig. 3).

En este período seco, por agotamiento generalizado del sistema hidrológico se profundizan los niveles freáticos, produciéndose una disminución de las reservas de agua dulce. Consecuentemente las depresiones carecen de agua y resulta máxima la capacidad de almacenamiento subterráneo, disminuyendo los volúmenes de escurrimiento subterráneo local.

Para una situación de exceso hídrico, se eligió 1986 - 1987. Hacia fines de dicho período las partes central y norte de la región soportaron importantes inundaciones que fueron estudiadas en detalle (Mehl, 1991). Aquí se da como indicador de la situación hídrica la suma de excesos de agua, tal como se muestra en la Fig. 4.

En este período húmedo aumentan las reservas de agua dulce, pero el ascenso y afloramiento de niveles freáticos, genera extensos anegamientos, permaneciendo el agua en las partes bajas, durante prolongados períodos. De esta forma la capacidad de almacenamiento superficial y subterráneo es mínima. Los excesos de agua tienen menores posibilidades de infiltrar y el agua almacenada en los bajos puede superar naturalmente su capacidad, produciéndose transferencia de sus aguas.

Uso de información de sensores remotos

Además de la utilidad propia que brinda la información de los sensores remotos, en especial en aquellas imágenes obtenidas en períodos con agua en superficie se plantea su empleo en la aproximación de los balances hidrológicos.

Un balance hidrológico permite establecer:

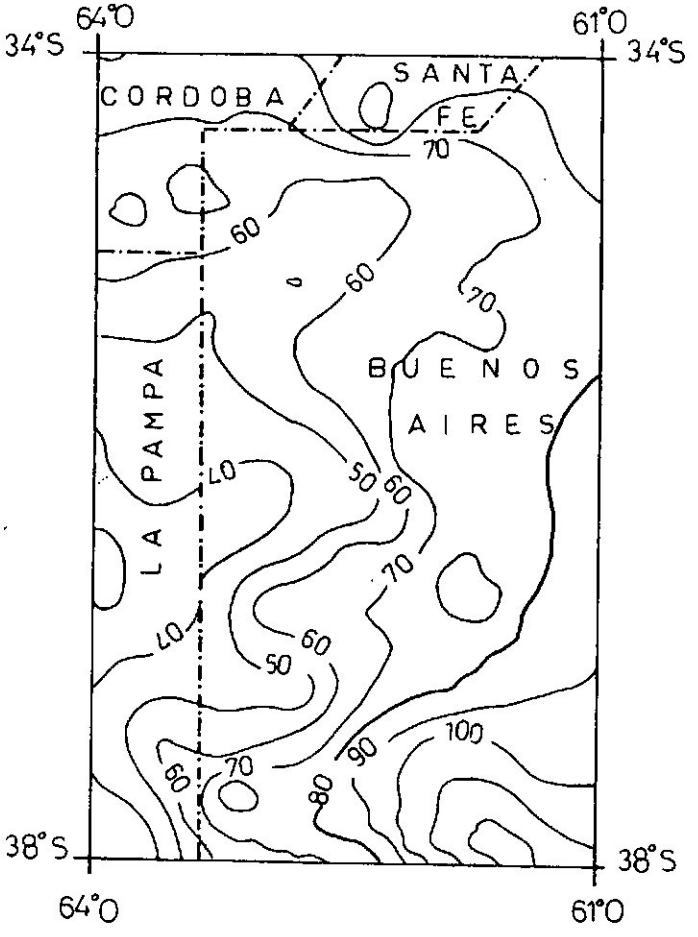
$$\text{Ingresos} - \text{Egresos} = \pm \text{Variación de almacenamiento}$$

Los ingresos están dados por la precipitación y los egresos por la evapotranspiración, al que se le debe adicionar el escurrimiento subterráneo local y regional. La variación de almacenamiento superficial puede ser razonablemente

FIGURA 3

ALMACENAJE DE AGUA EN EL SUELO

(Capacidad de campo 200mm)
Valores medios_Octubre/49 – Marzo/50_

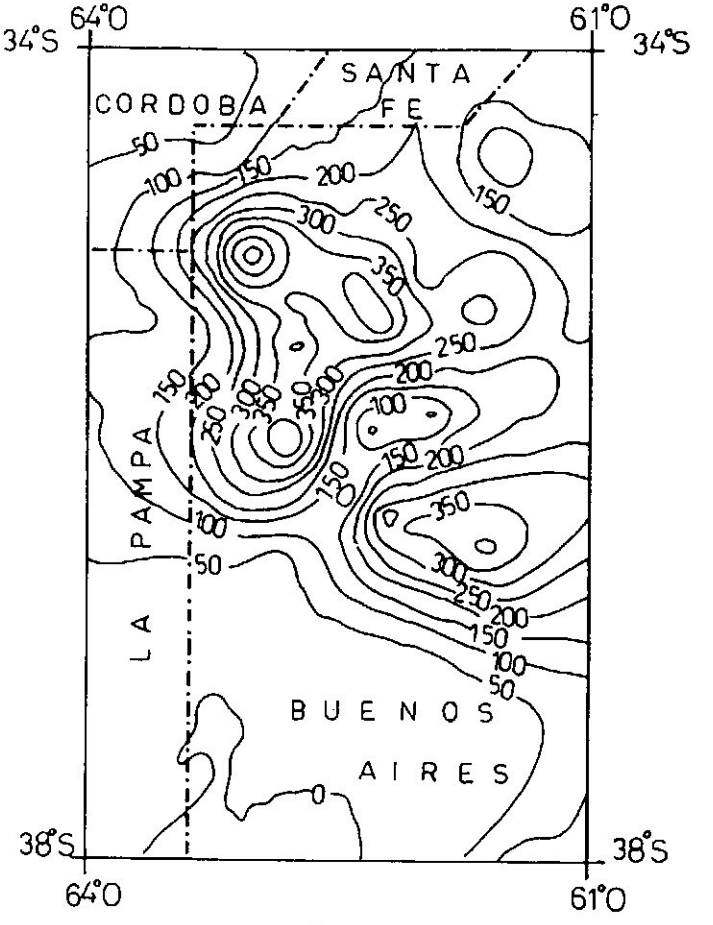


80 mm.

FIGURA 4

SUMA DE EXCESOS DE AGUA(mm.)

Octubre/86 – Marzo/87



100 mm

Modificado de Kruse et. al.(1993)

estimada a través de la variación espacio - tiempo de la extensión de los cuerpos de agua. Para este propósito una técnica utilizada es mediante imágenes satelitales seriadas, LANDSAT, SPOT, ERS-1, NOAA de alta resolución, dependiendo de la escala de trabajo (Schultz, 1993) y combinando con datos originados en varias bandas (Dozier, 1992).

Pero a su vez, en forma indirecta, dada la interrelación entre agua subterránea y agua superficial, con la ayuda de registros freatimétricos de control es posible aproximar preliminarmente la variación de almacenamiento subterráneo. En la zona de Pehuajó se ha verificado un buen ajuste entre la superficie ocupada, según imágenes seriadas y los niveles freáticos (Aiello y Kruse, 1989).

A los efectos de integrar la información disponible y con el objetivo de facilitar el análisis hidrológico global, está siendo utilizado un sistema de información geográfica. Al presente los datos considerados incluyen: geología, geomorfología, ambientes hidrológicos, freatimetría, campos de precipitación, excesos de agua, variación de almacenaje en el suelo, evolución de cuerpos de agua y planimetría.

Evaluación de lentes de agua dulce

Una adecuada evaluación del comportamiento hidrodinámico e hidroquímico resulta la base para una planificación de un uso racional del recurso subterráneo. De lo contrario, se produce la salinización de las lentes, el agotamiento de las reservas de agua dulce y la profundización excesiva de niveles subterráneos.

La provisión de agua potable a centros urbanos, está limitada a la explotación de las antes mencionadas lentes de agua dulce. En algunos casos se dan situaciones en que se requiere la importación de agua de zonas alejadas a las poblaciones y en otras el empleo de técnicas especiales para su mejor aprovechamiento.

Los reconocimientos hidrogeológicos, muestreos hidroquímicos, ensayos hidráulicos, perforaciones de estudio se pueden asociar con métodos geofísicos, en especial geoeléctricos.

Los procedimientos geoeléctricos, dada la evolución de los instrumentos de medición y el desarrollo de software posibilitan precisar, conociendo las características hidrogeológicas patrones, el ajuste con un modelo geoeléctrico, adquiriendo ello una especial significación en referencia a la salinidad del agua. El uso de nivelación satelital representa una técnica de utilidad en los relevamientos hidrogeológicos en ambientes de llanura como el tratado, donde la nivelación tradicional implica costos y tiempos excesivos. Se determinan mediante la utilización de GPS las cotas en puntos de interés (perforaciones, niveles de agua superficial, etc).

La evaluación detallada del comportamiento de los cuerpos de agua dulce es imprescindible en la planificación o adecuación de la explotación, para evitar la disminución exagerada de reservas de agua dulce por profundización de niveles subterráneos y salinización del agua.

Como ejemplos se puede mencionar la explotación que se realiza en el área de 9 de Julio, a través de la cual con una extracción permanente de 30.000 m^3/día se satisface a esta ciudad y a otras tres (Casares, French y Pehuajó) a través de un acueducto de 100 km de longitud.

En este caso la evaluación permitió recomendar una modificación en el espaciamiento de los pozos y la disminución de la descarga individual para evitar acentuar el daño de la explotación.

La explotación de agua subterránea ha generado conos de depresión en coincidencia con las baterías de perforaciones (Fig. 5). Se dan situaciones de profundización de niveles subterráneos (mayores a 10 m) y como consecuencia de ello se reconoce una disminución en la eficiencia de las perforaciones.

A su vez la calidad química del agua, muestra un incremento en su salinidad, cloruro y sulfato, probablemente por el flujo de agua de menor calidad que está situada en coincidencia con las depresiones ubicadas inmediatamente al norte de la zona de captación. Además se ha producido un aumento en el tenor de nitrato (Mugni y Kruse-a-, 1993) a valores que exceden los límites recomendados para abastecimiento de agua potable, que puede ser relacionado principalmente a la filtración de material nitrogenado por procesos de contaminación biológica.

En Trenque Lauquen el abastecimiento se realiza a partir de una batería de perforaciones que extrae agua subterránea en la zona de Mari Lauquen, donde existe un acueducto de 25 km de longitud.

Como consecuencia de la explotación se ha producido salinización del agua en algunos pozos, profundización de niveles o menores rendimientos. Los mayores requerimientos de agua potable condujeron a evaluar en forma detallada la lente, lo cual permitió ubicar nuevos pozos y fijar los caudales adecuados de extracción.

La necesidad de reforzar la provisión de agua potable a Carlos Casares, durante la época de mayor demanda, condujo a evaluar la disponibilidad de agua dulce (Mugni y Kruse-b-, 1993).

Los resultados obtenidos permitieron delimitar un cuerpo de agua de bajo tenor salino, suspendido sobre agua salada de una superficie y espesor restringidos.

Además de la estrecha relación entre las características geológico - geomorfológicas, la hidrodinámica e hidroquímica de la capa freática, se establecieron como reservas totales 1,4 Hm^3. En este caso la posiblidad de extracción de agua dulce debe vincularse a una explotación areal con pozos de escaso profundidad (10 m) y reducido caudal individual (alrededor de 5 m^3/h).

CONCLUSIONES

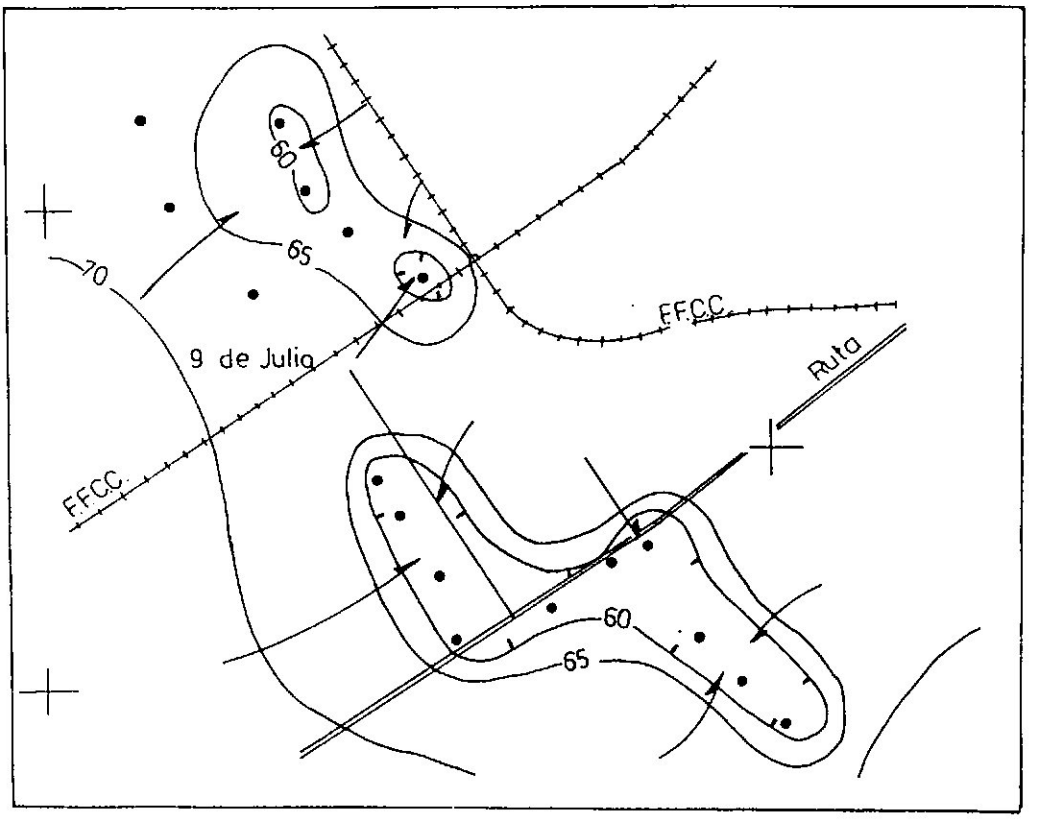
Las características hidrológicas globales de la región, comportamiento del agua subterránea, la escasez de información hidrométrica histórica y el estado actual del conocimiento conducen a plantear la necesidad de investigaciones sistemáticas y con continuidad en el tiempo.

Los reconocimientos geológicos - geomorfológicos adquieren importancia para identificar ambientes de comportamientos hidrológicos distintivos, zonas de recarga y descarga, áreas diferenciales en relación a la capacidad de infiltración.

El análisis hidrometeorológico, a través de balances hídricos diarios, de acuerdo a las variaciones temporales y espaciales de la condiciones climáticas, pueden ayudar a establecer las posibilidades de recarga subterránea en cada situación.

FIGURA 5

EXPLOTACION DE AGUA SUBTERRANEA



MAPA ISOPIECICO

- Pozo de explotación
- 60 Curva equipotencial (m.s.n.m)
- Sentido de flujo subterráneo

0 0,5 1 1,5 Km

Modificado de Mugni y Kruse (1991)

La utilización de imágenes satelitales seriadas posibilita la aproximación de los balances hidrológicos regionales, a través de la estimación de las variaciones de almacenamiento.

En un marco local y en especial relacionado con la provisión de agua potable, es necesaria una evaluación detallada de las reservas de las lentes de agua dulce y una planificación adecuada de la extracción, dado los casos de sobreexplotación que se han reconocido en el transcurso del tiempo.

CITAS BIBLIOGRÁFICAS

AIELLO, J.L. y E. KRUSE, 1989. Diagnosis of hydrological anomalies in the Northwestern region of Buenos Aires Province - Some hydrometeorogical fetures of the Pehuajo area. Convenio cooperación DLR (Rep. Federal de Alemania)-CNIE (Argentina).

DOZIER, J., 1992. Opportunities to improve hydrologic data. Reviews of Geophysics, 30, 4 / November 1992. Pages 315-331.

FIDALGO, F., DE FRANCESCO, F. y R. PASCUAL, 1975. Geología superficial de la llanura bonaerense. Relatorio VI Congreso Geológico Argentino: 103-138.

KRUSE, E. y A. ROJO, 1991. Aspectos hidrológicos preliminares del complejo lagunar Hinojo - Las Tunas (Buenos Aires). Situación ambiental de la Provincia de Buenos Aires. Comisión de Investigaciones Científicas: I-1:25-44.

KRUSE, E., AIELLO, J.L. y J.A. FORTE LAY, 1993. Aspectos hidrológicos del Oeste de la Provincia de Buenos Aires y Este de la Provincia de La Pampa. I Simposio de Recursos Hidricos do Cone sul. Gramado. Brasil. Anais 2: 545-554.

MEHL, H., 1991. Evaluierung dynamischer vorgange auf der basis von operationellen fernerkundungsdaten. Pehuajo. Provinz Buenos Aires. Argentinien. Inaugural Dissertation. Munchen.

MUGNI, J. y E. KRUSE, 1991. Hydraulic and hydrochemical effects of the groundwater*explotation in the northwest of the Buenos Aires Province. XXIII IAH Congress Aquifer Overexploitation. Vol. I: 463-466.

MUGNI, J. y E. KRUSE, 1993 (a). Nitrate evolution in groundwater in the Buenos Aires Province (Argentina). Environmental Pollution - ICEP. 2. Proceedings: Vol. I: 225-231.

MUGNI, J. y E. KRUSE, 1993 (b). Suministro de agua potable a Carlos Casares en el Noroeste de la Provincia de Buenos Aires. III Conferencia Latinoamericana de Hidrogeología Urbana. Colombia.

SALA, J.M., 1981. Problemática de las investigaciones geohidrológicas en grandes llanuras. Primeras Jornadas Geológicas de la Provincia de La Pampa. Fascículo 3: 33-55.

SALA, J.M., GONZÁLEZ, N. y E. KRUSE, 1983. Generalización hidrológica de la provincia de Buenos Aires. Hidrología de Grandes Llanuras. Actas del Coloquio de Olavarría. CONAPHI - UNESCO. Vol. II: 975 - 1008.

INVESTIGACIONES GEOHIDROLÓGICAS EN LA PROVINCIA DE ENTRE RÍOS

Mario F. Filí (*); Ofelia C. Tujchneider (**); Marcela Pérez (**) y Marta Paris (**).
(*) Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas. U. N. del Litoral
(**) CONICET - Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas. U. N. del Litoral

RESUMEN

Se exponen brevemente las características más significativas de los grandes ambientes geohidrológicos de la Provincia de Entre Ríos y se describen con mayor detalle aspectos hidrodinámicos, hidroquímicos e isotópicos de las aguas subterráneas, en el sector noroccidental.

En esta región, representativa de una gran parte del territorio provincial, se pone en evidencia cómo la complejidad hidrogeológica y las deficiencias propias de la información disponible sobre las perforaciones censadas, dificultan conceptualizar la dinámica del sistema.

Se plantean los interrogantes que subsisten en el estado actual del conocimiento y los estudios en desarrollo para dilucidarlos.

INTRODUCCIÓN

La Provincia de Entre Ríos se encuentra ubicada entre los 58° y 61° de longitud oeste y los 30° y 34° de latitud sur; tiene una superficie de 78.781 km² y una población aproximada de 1.000.000 de habitantes.

Flanqueada a oriente y occidente por los grandes ríos Uruguay y Paraná, con módulos de 3.640 m^3/seg y 16.000 m^3/seg, respectivamente, y una precipitación media anual de 1.000 mm, puede considerársela rica en recursos hídricos superficiales.

Sin embargo, las aguas subterráneas desempeñan un papel preponderante en el abastecimiento para diferentes usos, aún en aquellas poblaciones asentadas a orillas del Paraná. Gran parte de las aproximadamente 45.000 hectáreas destinadas al cultivo de arroz, son regadas mediante perforaciones.

No obstante lo señalado, en la mayor parte de la provincia, la presencia de acuíferos y la calidad de sus aguas sólo se conoce a través de un número relativamente reducido de perfiles de perforación, en gran medida con información deficiente. En la actualidad no se dispone de una evaluación integral del recurso, aún para aquellas áreas donde su explotación es más intensa.

En el año 1975, como parte de los estudios básicos para una gran presa en el Paraná Medio, la Empresa del Estado Agua y Energía S.E, inicia el estudio

geohidrológico de una faja de aproximadamente 20 km de ancho acompañando a la ribera izquierda del río, desde la ciudad de Paraná hacia el norte. Posteriormente, a partir de 1977, el Proyecto "Caracterización Geohidrológica de la Cuenca del Río Gualeguay", de la Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas de la Universidad Nacional del Litoral, extendió los estudios hacia el este. En la Figura 1 se muestra las áreas cubiertas con investigaciones geohidrológicas realizadas hasta la fecha, bajo la responsabilidad de los dos autores citados en primer término.

ANTECEDENTES

Antes de iniciarse los estudios geohidrológicos para el Proyecto Paraná Medio, en 1975, los antecedentes sobre las aguas subterráneas de la provincia se limitaban a:

Carta Militar y de Aguas, a Escala 1:100.000, cubriendo la mitad norte del territorio, realizadas por los geólogos del Cuerpo de Ingenieros del Ejército Argentino, en la década del 40 al 50. Material considerado estratégico y de difusión restringida.

Perfiles de perforaciones oficiales y particulares, en general con información deficiente. Los más confiables de la Dirección de Minería y Obras Sanitarias de la Nación.

Información hidroquímica heterogénea y con distribución saltuaria.

Como resultado de los estudios realizados por Agua y Energía S.E, para el mencionado Proyecto, así como por los Proyectos de la Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas de la Universidad Nacional del Litoral: 03-03 "Caracterización Geohidrológica de la Cuenca del Río Gualeguay - Entre Ríos" y 03-17 "Investigaciones Geohidroquímicas en el Noroeste de la Provincia de Entre Ríos"; se han efectuado correlaciones estratigráficas y elaboración de esquemas geológicos e hidrogeológicos regionales; ejecución de perforaciones de estudio; perfilaje múltiple de pozos, prospección geoeléctrica y sísmica, etc.; relevamientos hidrogeológicos sobre una superficie aproximada de 20.000 km².

Investigaciones hidroquímicas sustentadas en más de 1.000 determinaciones de cationes y aniones principales y, en lugares seleccionados, determinaciones especiales e isótopos ambientales.

Determinación de parámetros hidráulicos mediante ensayos por bombeo; ensayos de infiltración; en laboratorio: granulometría, etc.

Modelación matemática hidrogeológica aplicada a áreas bajo cultivo de arroz .

Todo ello ha permitido avanzar significativamente en el tema, pero aún resta mucho por hacer. En la actualidad, además de los proyectos de investigación de la Universidad Nacional del Litoral, se llevan a cabo estudios por parte de la Dirección Provincial de Hidráulica de Entre Ríos en el sector nororiental de la provincia. En esa misma región, varios municipios han contratado estudios geofísicos para evaluar la posibilidad de localizar acuíferos termales profundos.

GRANDES AMBIENTES HIDROGEOLÓGICOS

Tomando como base de referencia a las unidades que componen la columna

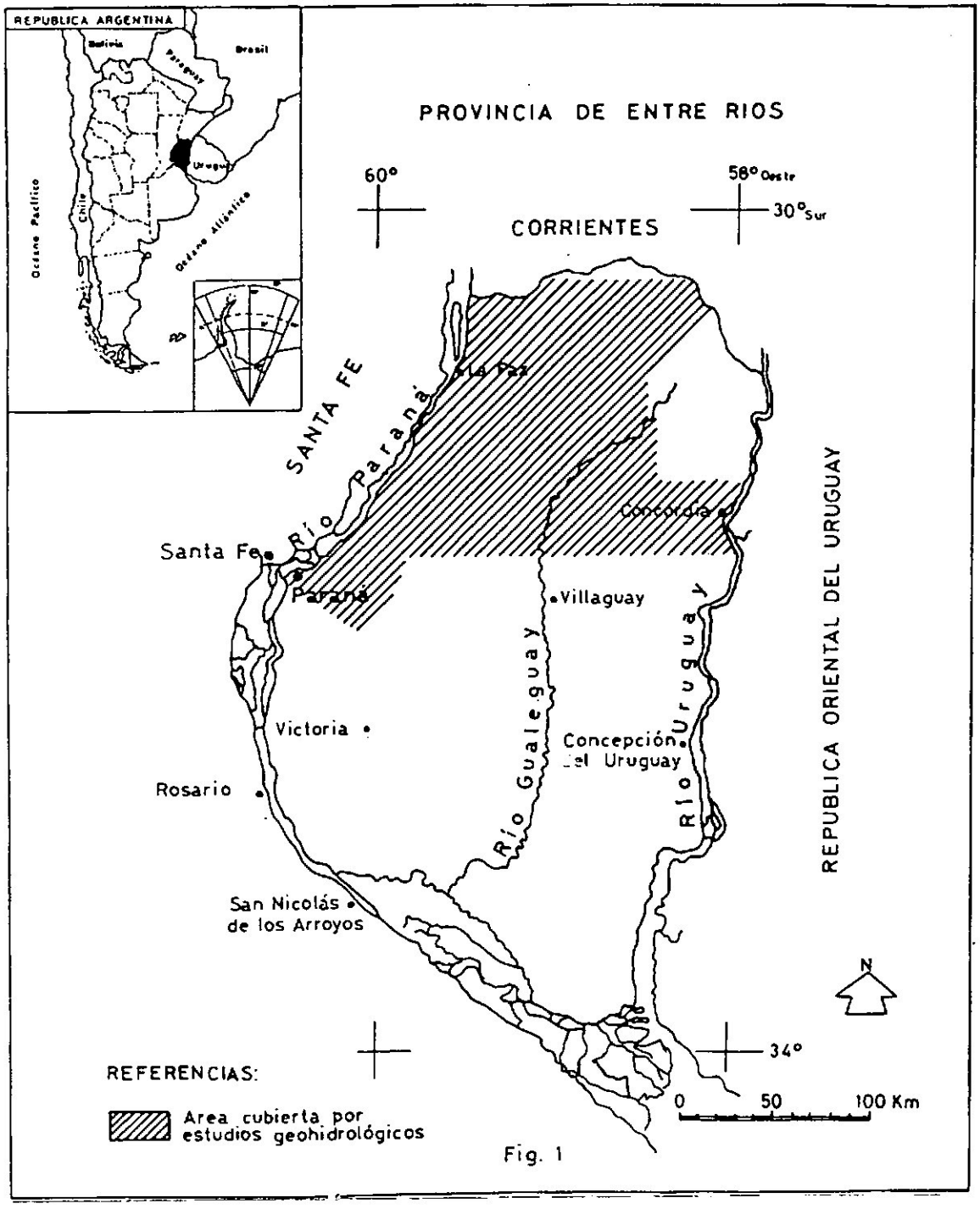

REPUBLICA ARGENTINA
Bolivia
Brasil
Paraguay
Uruguay
Chile
Océano Pacífico
Océano Atlántico
PROVINCIA DE ENTRE RIOS
60°
58° Oeste
30° Sur
CORRIENTES
SANTA FE
Río Paraná
La Paz
Concordia
Santa Fe
Paraná
Villaguay
Río Gualeguay
Río Uruguay
Victoria
Concepción del Uruguay
Rosario
San Nicolás de los Arroyos
REPUBLICA ORIENTAL DEL URUGUAY
N
34°
0
50
100 Km
REFERENCIAS:
Area cubierta por estudios geohidrológicos

Fig. 1

estratigráfica de la región, descriptas sintéticamente en el Cuadro 1, y la importancia relativa de los acuíferos que ellas alojan, se ha dividido al territorio provincial en seis grandes ambientes (Fig.2).

Ambiente de acuíferos en rocas cretácicas.

Está conformado por una estrecha faja adosada a la margen derecha del Río Uruguay, desde la ciudad de Concepción del Uruguay hasta el límite con la provincia de Corrientes. La unidad geológica principal es la Fm. Solari. En la República Oriental del Uruguay, las areniscas que integran esta unidad (areniscas de Tacuarembó) contienen acuíferos surgentes localizados a profundidades variables, entre 500 y 1000 metros. Las aguas son mesotermales, de tipo bicarbonatadas sódicas, con salinidad entre 500 y 1000 ppm.

En territorio argentino, estudios realizados con geoeléctrica detectan capas conductivas que podrían corresponderse con acuíferos a profundidades algo mayores a los 1000 metros.

Los basaltos que afloran, alojan acuíferos en fisuras, de bajo rendimiento y salinidad.

Ambiente de acuíferos en Formación Paraná.

Este ambiente ocupa una amplia superficie en la región sur y suroccidental de la provincia. Se corresponde, en parte, con terrenos ocupados por la gran ingresión marina del Mioceno.

La Fm. Paraná presenta una potente secuencia alternante de arenas y arcillas. Las capas acuíferas superiores contienen agua de salinidad muy variable, desde moderadamente bajas a altas y las inferiores de salinidad elevada. Los rendimientos son muy variables.

Ambiente de acuíferos en Formación Salto Chico.

Este ambiente ocupa una ancha faja que, de norte a sur, se extiende por el sector oriental de la provincia, hasta las proximidades de Gualeguaychú. La formación que da nombre al ambiente, integrada por depósitos fluviales de granulometría variada y espesores que llegan a superar los 100 metros, es portadora de un acuífero de alto rendimiento y baja salinidad. En su explotación se sustenta gran parte de la producción arrocera provincial.

Ambiente de acuíferos en Formación Ituzaingó.

En este ambiente, localizado en la porción noroccidental de la provincia, las arenas de la Fm. Ituzaingó y en parte, las arenas superiores de la Fm. Paraná, constituyen la fuente de aprovisionamiento. Las aguas son de tipo bicarbonatado sódico y en menor proporción sulfatado sódico, con salinidades de moderadas a altas, según se trate de uno u otro caso. Los rendimientos son moderados.

Ambiente de acuíferos en sedimentos de Llanura Aluvial Guayquiraró.

Ocupa el extremo noroccidental de la provincia, está constituido por depósitos

ESTRATIGRAFIA E HIDROGEOLOGIA REGIONAL			
SECTOR OCCIDENTAL		SECTOR ORIENTAL	
FORMACION	LITOLOGIA-HIDROGEOLOGIA	FORMACION	LITOLOGIA-HIDROGEOLOGIA
HERNANDARIAS (Pleistoceno)	Arcillas calcareas en parte con abundante yeso. Acuitardo a Acuicludo	HERNANDARIAS (Pleistoceno)	Limos calcalreos-arcillas arenosas. Acuitardo
ALVEAR (Pleistoceno)	Toba calcalrea. Discontinua Acuitardo. Acuicludo	?	
ITUZAINGO (Plioceno Sup)	Arenas finas a medianas con lentes de arcilla en el techo. Acuifero de rendimiento moderado, med-baja salinidad.	SALTO CHICO (Plioceno Sup)	Arenas medianas, gravas int. arcillas. Acuifero de alto rendimiento. Agua de baja salinidad
PARANA Miembro arenoso. (Mioceno Sup)	Arenas finas a medianas proximi. rio Parana. Acuifero de rendimiento medio. Buena calidad.	FRAY BENTOS (Oligoceno Inferior a Medio)	Areniscas y limos calcareos Acuitardo con arenas acuiferas intercaladas de baja potencia y bajo rendimiento. Salinidad mediana.
PARANA Miembro arcilloso (Mioceno Sup)	Arcillas verdes Acuicludo		
FRAY BENTOS (Oligoceno Inferior a Medio)	Arcillas pardas con yeso Acuitardo a Acuicludo con int. acuiferas saladas		
PAY UBRE (Cretac. Sup)	Arcilla roja y marga Acuitardo-Acuicludo	PAY UBRE (Cretac. Sup)	Areniscas calcareas y calc. arenosas, parcialm. silicif. Acuitardo
YERUA (Cretac. Sup)	Areniscas. Acuiferos pobres, elevada salinidad	YERUA (Cretac. Sup)	Arenas y areniscas conglomeradicas. Acuifero.
SOLARI Miembro Serra Geral (Cretac. Inf)	Basaltos en profundidad. Acuifugo.	SOLARI Miembro Serra Geral (Cretac. Inf)	Basaltos en superficie. Acuiferos en fisuras a Acuifugo
SOLARI Miembro Solari (Cretac. Inf)	?	SOLARI Miembro Solari (Cretac. Inf)	Areniscas rojas. No se han detectado directamente, prof. mas de 1000m. Acuiferas?

Cuadro 1

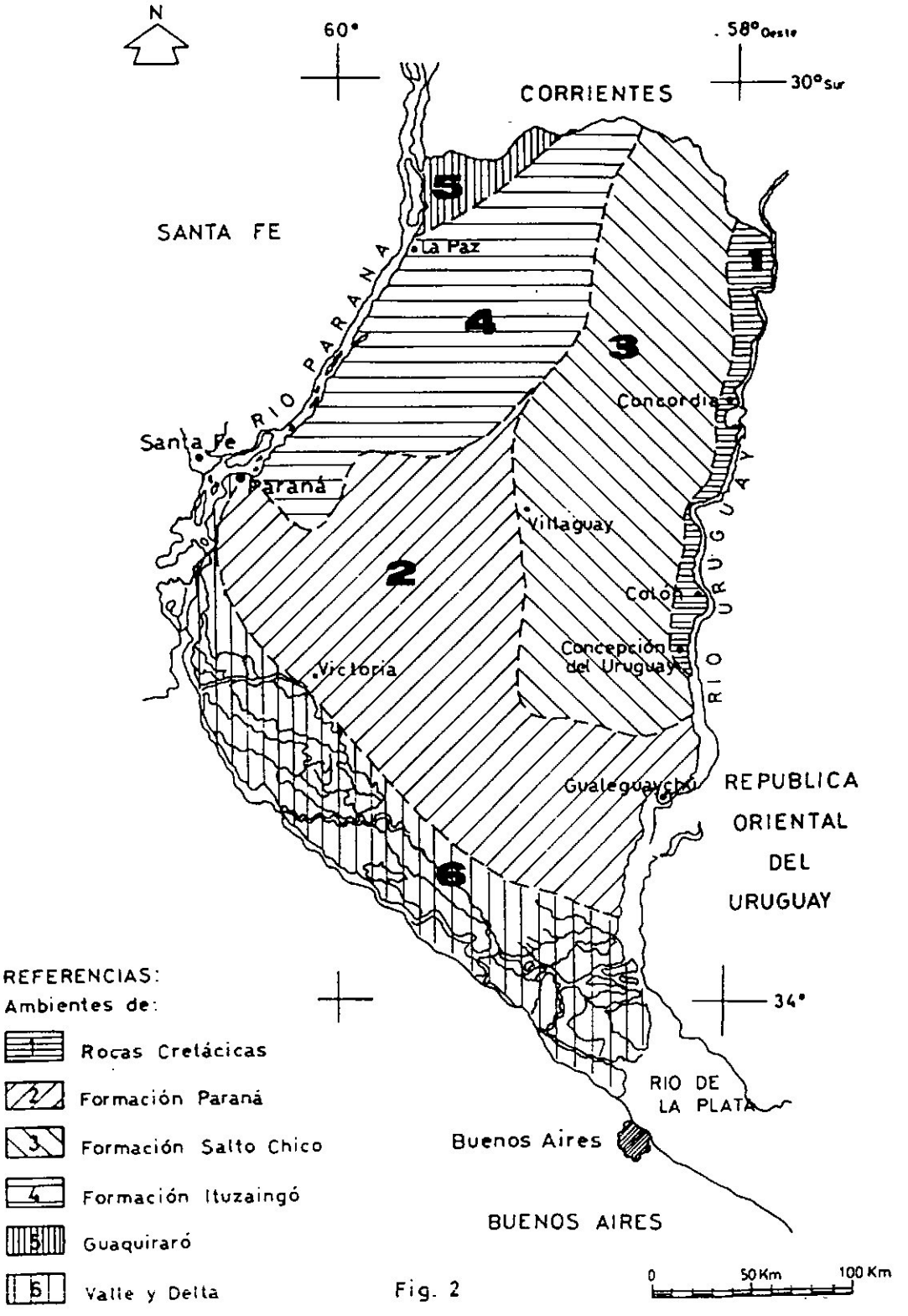

N
60°
58° Oeste
30° Sur
CORRIENTES
SANTA FE
La Paz
RIO PARANA
Santa Fe
Paraná
Concordia
Villaguay
Colón
Concepción del Uruguay
RIO URUGUAY
Victoria
Gualeguaychú
REPUBLICA ORIENTAL DEL URUGUAY
34°
RIO DE LA PLATA
Buenos Aires
BUENOS AIRES
1
2
3
4
5
6
REFERENCIAS:
Ambientes de:
Rocas Cretácicas
Formación Paraná
Formación Salto Chico
Formación Ituzaingó
Guaquiraró
Valle y Delta
0
50 Km
100 Km

Fig. 2

aluviales modernos, superpuestos a la Fm. Paraná con potencia del orden de los 40 metros. En conjunto se trata de un acuífero libre, de alto rendimiento, con aguas de tipo bicarbonatado cálcico y cálcico sódico, de salinidad media a baja.

Ambiente de acuíferos de Valle Aluvial y Delta del Paraná.

Este ambiente de constitución sumamente heterogénea, contiene cuerpos de agua dulce de composición bicarbonatada cálcica, sobreyaciendo a aguas de elevada salinidad.

CASO DE ESTUDIO: INVESTIGACIONES GEOHIDROQUÍMICAS E ISOTÓPICAS EN EL NOROESTE DE LA PROVINCIA DE ENTRE RÍOS

Objetivos

Durante el desarrollo de los estudios regionales citados precedentemente, se pudo establecer que la secuencia estratigráfica Formación Paraná-Formación Ituzaingó-Formación Hernandarias, conformaba una columna hidrogeológica compleja. Esta complejidad se pone de manifiesto en los elementos principales disponibles para abordar el funcionamiento del sistema: la hidrodinámica y la hidroquímica.

Ante estas limitaciones y con el propósito de alcanzar un nivel de conocimiento más preciso, se comenzó a desarrollar un programa de investigaciones más detalladas en una porción del noroeste de la provincia.

Estas investigaciones se sustentan en dos herramientas: la geohidroquímica y la hidrología isotópica.

Localización del área

La zona está encuadrada entre los 31° 40' y 31° 20' de latitud sur y 59° 30' y 60° 00' de longitud oeste.

Sobre la base de información litológica obtenida de los perfiles de perforaciones existentes en la zona, se ha generado el Perfil Hidrogeológico Esquemático en sentido norte-sur, que tiene como extremo superior la desembocadura del Río Guayquiraró y el inferior lo constituye la desembocadura del Arroyo de Las Conchas (Fig. 3).

Con sentido Sudoeste-Noreste se ha elaborado el Esquema Hidrogeológico Regional, con la determinación de las Unidades Hidrogeológicas (Fig. 4).

Hidrodinámica

En el área de estudio se han censado los niveles piezométricos en 224 pozos. Los valores resultantes corresponden al segundo nivel acuífero, que reúne las características de confinado. El mapa de la Figura 5 muestra el trazado de las curvas isopiezas, realizado con una equidistancia de 5 m. Los niveles máximos registrados oscilan entre 45 y 50 m y los niveles mínimos entre 15 y 20 m.

La distribución de las curvas pone en evidencia una zona sobreelevada en el sector central del área, con dirección SW-NE, que coincide con la mayor potencia de tapada de la Fm. Hernandarias. A partir de allí el escurrimiento subterráneo toma

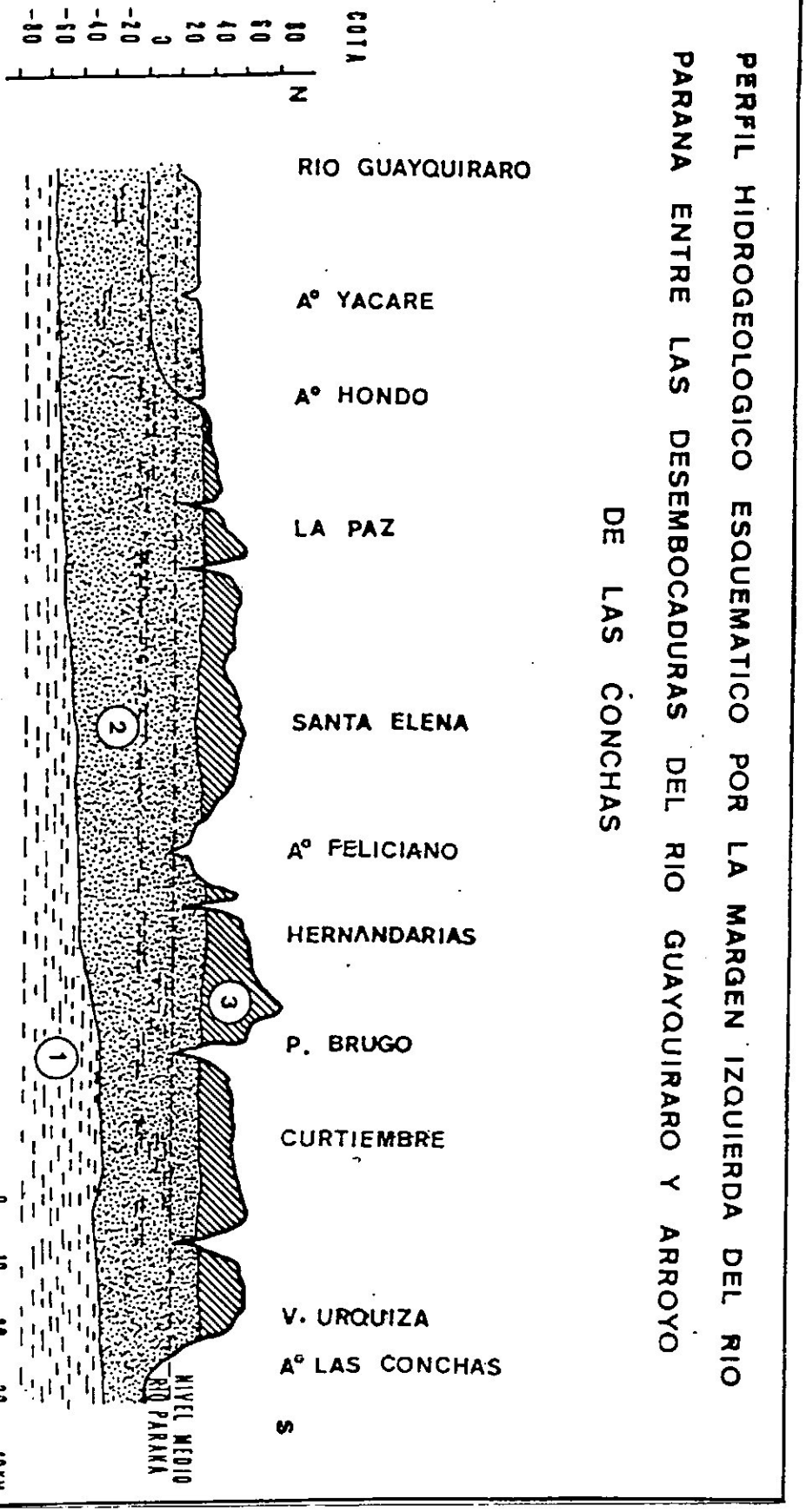

PERFIL HIDROGEOLOGICO ESQUEMATICO POR LA MARGEN IZQUIERDA DEL RIO PARANA ENTRE LAS DESEMBOCADURAS DEL RIO GUAYQUIRARO Y ARROYO DE LAS CONCHAS
COTA
80
60
40
20
0
-20
-40
-60
-80
N
S
RIO GUAYQUIRARO
A° YACARE
A° HONDO
LA PAZ
SANTA ELENA
A° FELICIANO
HERNANDARIAS
P. BRUGO
CURTIEMBRE
V. URQUIZA
A° LAS CONCHAS
1
2
3
NIVEL MEDIO RIO PARANA
0
10
20
30
40KM
1 SECCION INFERIOR: ACUICLUDA, ARCILLAS CALCAREAS Y YESIFERAS
2 SECCION MEDIA :ACUIFERA, ARENAS CON LENTES ARCILLOSOS, ALUVIONES
3 SECCION SUPERIOR : ACUITARDA- ACUICLUDA, LOESS, ARCILLAS YESIFERAS, LIMOS CALCAREOS

Fig. 3

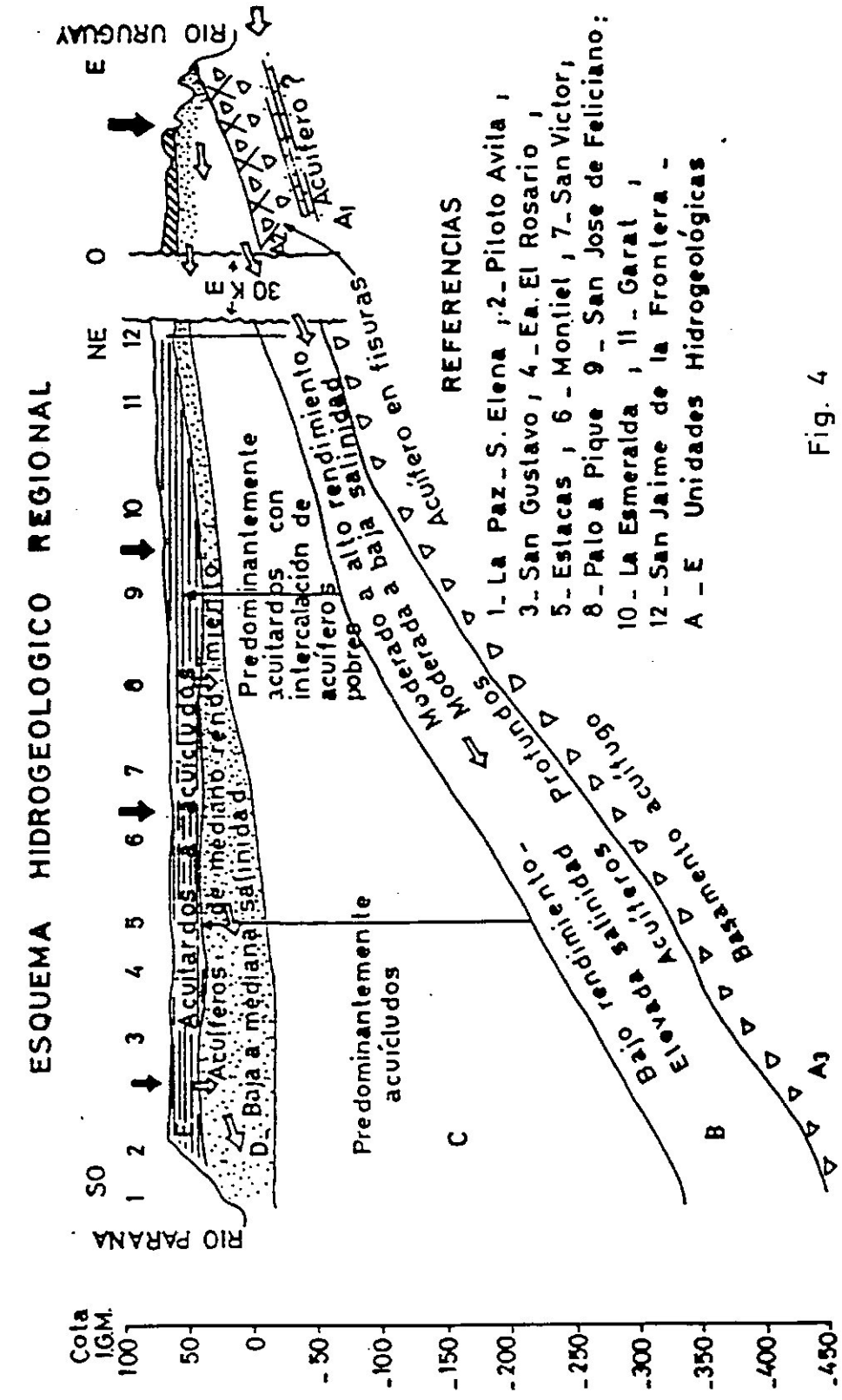

ESQUEMA HIDROGEOLOGICO REGIONAL
RIO URUGUAY
RIO PARANA
SO
NE
E
O
1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12
Cota IGM.
100 50 0 -50 -100 -150 -200 -250 -300 -350 -400 -450
Acuíferos: A = Acuícludos
D- Baja a mediana salinidad
Predominantemente acuícludos
Predominantemente acuitardos con intercalación de acuíferos pobres a alto rendimiento
Moderado a bajo rendimiento
Moderada a baja salinidad
Acuífero en fisuras
Acuífero
A1
A3
30 Km
B
C
Elevada salinidad
Bajo rendimiento - Protuyo
Basamento acuífugo
REFERENCIAS
1_La Paz_S. Elena ; 2_Piloto Avila ;
3_San Gustavo ; 4_Ea. El Rosario ;
5_Eslacas ; 6_Monliel ; 7_San Victor ;
8_Palo a Pique 9_San Jose de Feliciano ;
10_La Esmeralda ; 11_Garat ;
12_San Jaime de la Frontera _
A _E Unidades Hidrogeológicas

Fig. 4

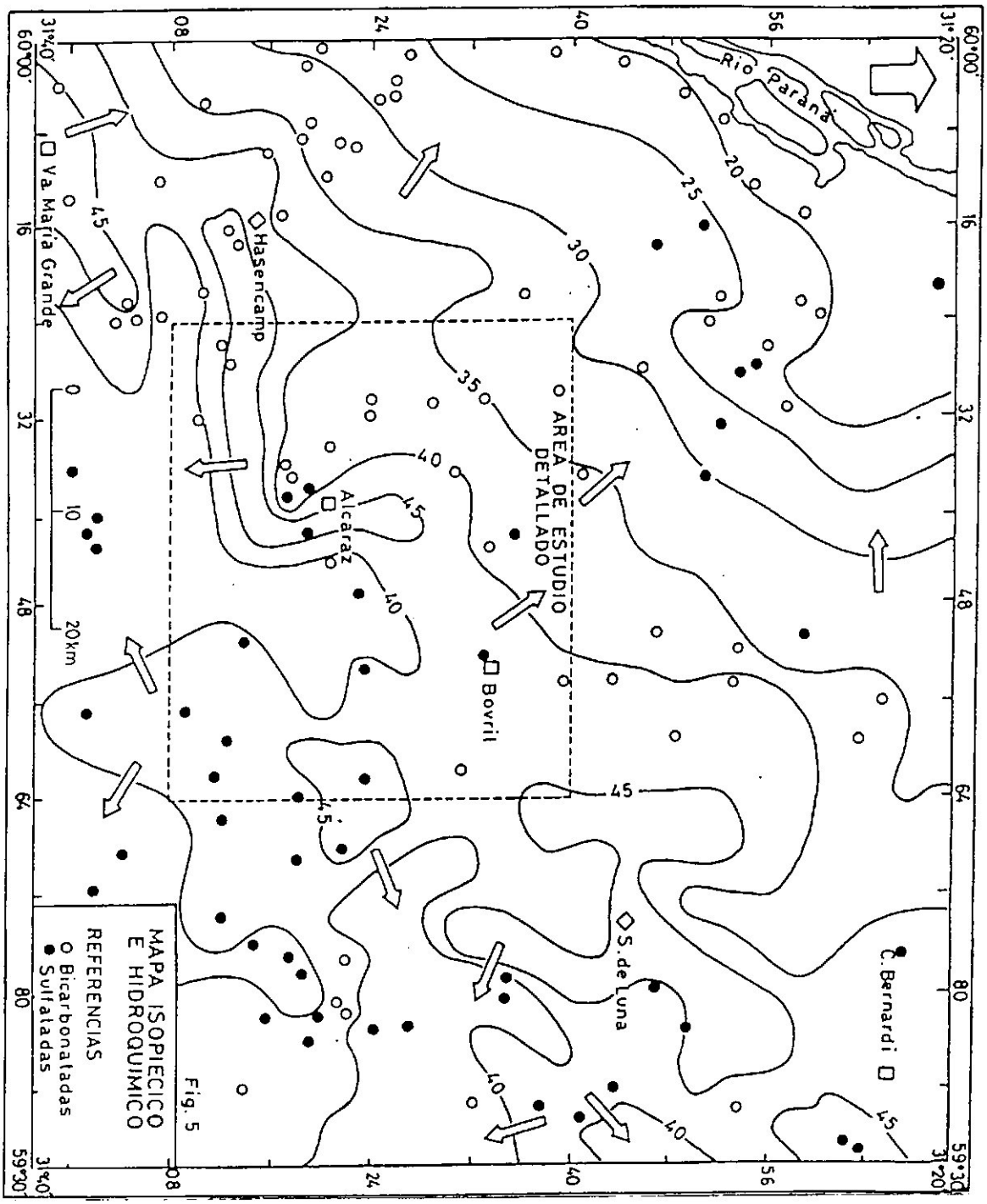

Río Paraná
Va. María Grande
Hasencamp
Alcaraz
Bovril
S. de Luna
C. Bernardi
AREA DE ESTUDIO DETALLADO
MAPA ISOPIECICO E HIDROQUIMICO
REFERENCIAS
Bicarbonatadas
Sulfatadas
0 10 20km
60°00'
31°40'
59°30'
31°20'

Fig. 5

dos sentidos principales: uno hacia el Río Paraná (NW) y otro hacia la cuenca del Río Gualeguay (SE).

Hidroquímica

De las 224 perforaciones censadas, 154 poseen análisis químicos de agua con determinaciones de residuo seco, conductividad eléctrica, bicarbonatos, sulfatos, cloruros, nitratos, calcio, magnesio, sodio y potasio. De ellos, 19 -seleccionados en función de las características regionales evaluadas en la primera etapa del Proyecto- poseen determinaciones especiales (arsénico, cobalto, cromo, cobre, hierro, manganeso, níquel, plomo y zinc) y 18 análisis químicos de isótopos ambientales (oxígeno 18, tritio y deuterio).

Con la información de iones principales se clasificaron las muestras según los criterios dados por SCHÖELLER y PIPER-HILL. Como resultado de estos métodos se obtuvo que:

a) Schöeller: quedaron definidas 29 familias, de las cuales un 40% corresponden al grupo (I) de cloruradas normales, sulfatadas normales, hipercarbonatadas, con índice de cambio de base negativo, $Ca^{++} < CO_3H^-$; $CO_3^= < Mg^{++} + Ca^{++}$; $CO_3H^- > SO_4^= > Cl^-$ y $Na^+ > Ca^{++} > Mg^{++}$; y un 24% corresponde al grupo (II) de cloruradas normales oligosulfatadas, hipercarbonatadas, con índice de cambio de base negativo; $Ca^{++} < CO_3H^-$; $CO_3^= < Mg^{++} + Ca^{++}$; $SO_4^= > CO_3H^- > Cl^-$ y $Na^+ > Ca^{++} > Mg^{++}$.

El resto se halla distribuido en familias cuya representatividad no supera el 5%.

Arealmente estos dos tipos de agua tienen una distribución tal, que definen dos zonas:

GRUPO I (aguas bicarbonatadas sódicas) en la porción SW y N del área de estudio;

GRUPO II (aguas sulfatadas sódicas) extremo SE y E.

b) Piper - Hill: se obtuvieron 3 tipos de agua:

bicarbonatas cálcicas magnésicas (6%), próximas al río Paraná;

bicarbonatadas sódico potásicas (48%), extremo SW y N y;

sulfatadas sódico potásicas (46%), en el SE y E de la región.

Se efectuó un estudio estadístico univariado, evaluando las frecuencias de distribución de cada contenido iónico (de los elementos mayores) y cuantificando algunos parámetros muestrales. Esto permitió corroborar la **no normalidad** de las series iónicas. Se analizó además la vinculación lineal entre ciertas determinaciones, tales como dureza, calcio, magnesio, sulfato, residuo seco, etc.

Se aplicaron dos técnicas de estadística multivariada: Cluster y Análisis Factorial, tanto entre variables, como entre observaciones, que indican como resultado:

Cluster entre variables: definen dos asociaciones: una de ellas vinculada a un tipo de agua "diluído", ya que el nivel de relación con el residuo seco es muy bajo (-0.078) pero fuertemente influenciado por el CO_3H^-. El otro grupo está definido por, en orden decreciente de importancia, K^+, $NO_3^=$, el núcleo Ca^{++}-Mg^{++}, al que se le une Na^+, $SO_4^=$ y Residuo seco-Cl^-. Químicamente este segundo tipo de aguas es

sulfatado-clorurado sódico y "concentrado" en sales, en función de su nivel de similitud con el Residuo seco (0,91) (Fig.6).

Cluster entre observaciones: diferencia también dos grupos, uno asociado con las aguas sulfatadas sódicas y bicarbonatadas cálcicas; el otro con las aguas bicarbonatadas sódicas.

En el ***Análisis Factorial entre variables***, se retuvieron tres factores que representan el 79,65% de la varianza, los factores están definidos a través de valores propios mayores a 1. La comunalidad de las variables es superior al 50% en todos los casos, por lo que se concluye que todas las variables son igualmente significativas en la representación de la varianza total.

- El Factor I está caracterizado por residuo seco, $SO_4^=$ y Na^+, es un factor "concentrado";
- El Factor II "diluido", se asocia a $NO_3^=$ y K^+;
- El Factor III "diluido" se asocia a CO_3H^- y Ca^{++}.

Para el ***Análisis Factorial entre observaciones*** se han retenido dos factores con lo cual la varianza total representada es del 98%. Los valores de comunalidad (mayores que 0.8) indican que todas las muestras son igualmente significativas.

Los datos de análisis de isótopos ambientales de δD y δO^{18} se muestran en la Figura 7. Esta se elaboró sobre la recta meteórica calculada para la Ciudad Universitaria de Buenos Aires por Panarello y Albero, por constituir la referencia más próxima a la zona de trabajo. Los valores de tritio se encuentran en el límite de detección y los de δO^{18} comprendidos entre -5,5 y -4,5

CONSIDERACIONES FINALES

Los elementos de juicio disponibles hasta el presente no han posibilitado establecer claramente la relación de las aguas meteóricas con las aguas subterráneas más profundas.

La columna hidrogeológica muestra una cubierta superior potente, de muy baja conductividad hidráulica y, según los perfiles neutrónicos, con muy bajo o nulo tenor de humedad.

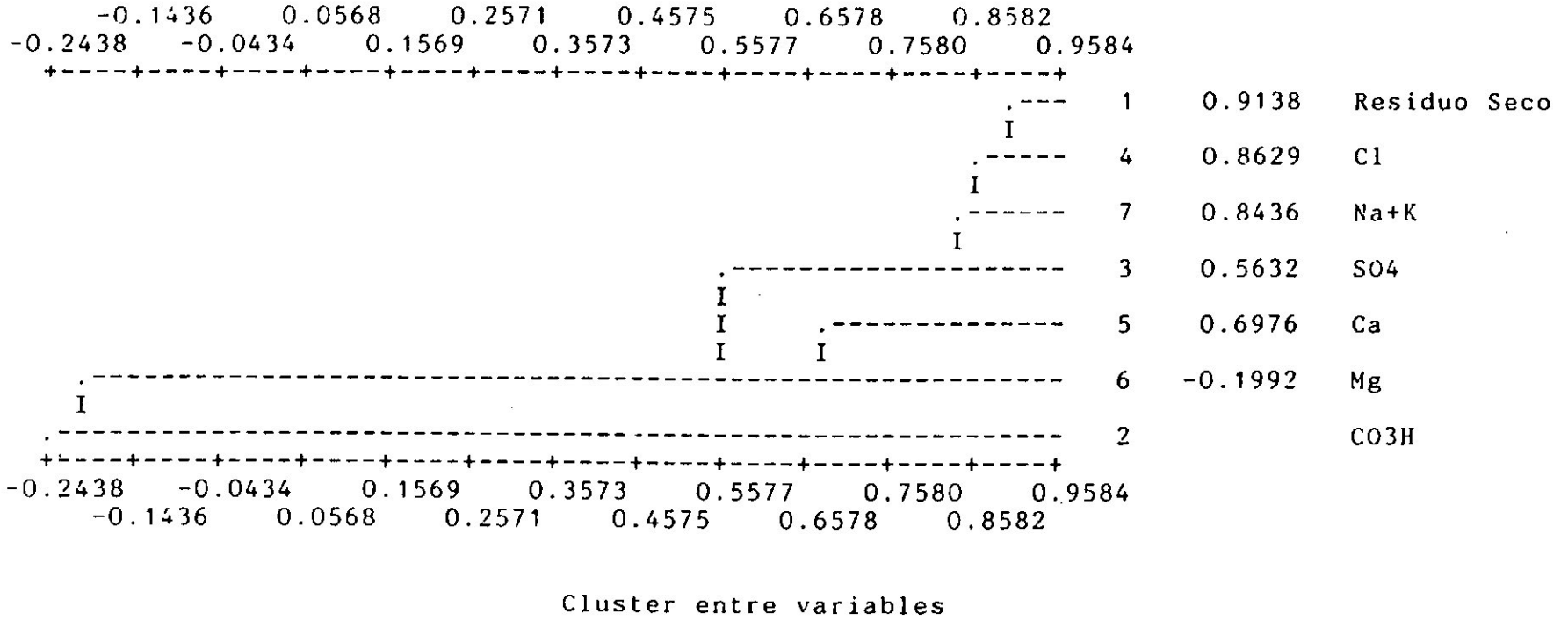
Los niveles piezométricos más elevados coinciden con la mayor potencia de tapada acuitarda o acuícluda.

La composición química de las aguas, en su mayoría dentro de los límites de potabilidad, denotan influencia de los minerales presentes en la Fm. Hernandarias, en algunos sitios con abundante yeso.

La presencia de aguas sulfatadas entre aguas bicarbonatadas puede deberse a "contaminaciones naturales" locales.

Según los isótopos ambientales, en especial la ausencia de tritio, las aguas han permanecido en el acuífero por más de 30 años.

Para avanzar en el conocimiento del sistema, las investigaciones en desarrollo se realizan sobre una transecta entre los ríos Paraná y Uruguay, que comprende a



Cluster entre variables

Fig.6

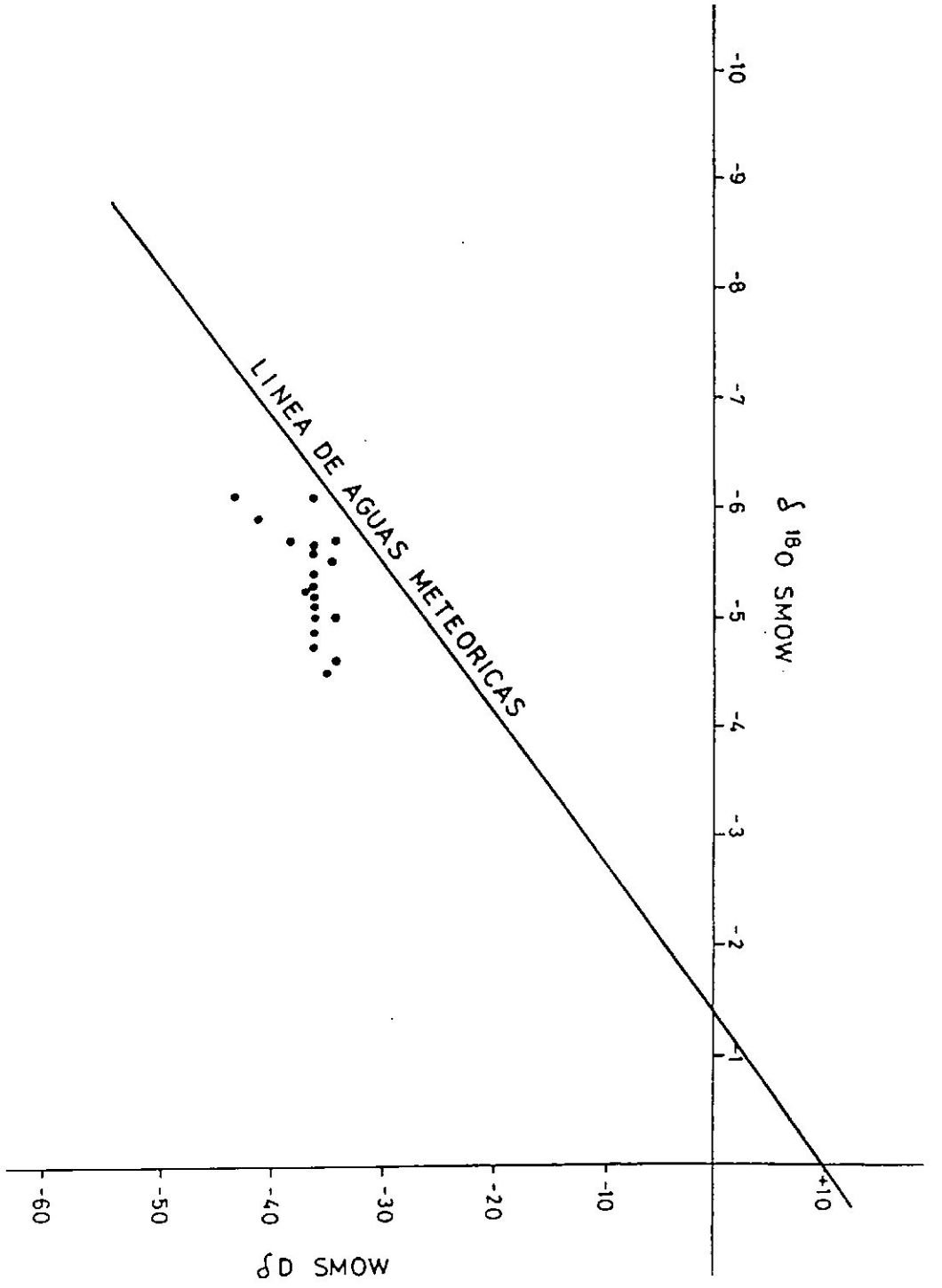

LINEA DE AGUAS METEORICAS
δ 18O SMOW
δD SMOW
-10
-9
-8
-7
-6
-5
-4
-3
-2
-1
+10
-60
-50
-40
-30
-20
-10

Fig. 7

parte de los ambientes con dominio de las Formaciones Ituzaingó, Paraná y Salto Chico.

BIBLIOGRAFÍA

FILÍ, M. F. & TUJCHNEIDER, O. C. 1979. Caracterización Geohidrológica de la Provincia de Entre Ríos, en Primera Fase. Publicación de la Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas de la Universidad Nacional del Litoral Nº 01/79. Pp. 39.

FILÍ, M. F. & TUJCHNEIDER, O. C. 1983. Aspectos Geohidrológicos del Noroeste de la Provincia de Entre Ríos. XI Congreso Nacional del Agua. Tomo Aguas Subterráneas: 71- 83.

LAWRENCE, F. W & UPCHURCH, S. B. 1982. Identification of recharge areas using geochemical factor analysis. Groundwater, Vol.20, Nº 6: 680-687.

PANARELLO, H. O & ALBERO, M. C. 1983. Abundancia de Tritio, Deuterio y Oxígeno 18 en aguas de lluvia del gran Buenos Aires. Actas Coloquio Internacional de Hidrología en Grandes Llanuras, V.II: 889-898.

TUJCHNEIDER, O. C & FILÍ, M. F. 1988. Geohidrología de la Cuenca del Arroyo Feliciano (Provincia de Entre Ríos - Argentina). Rev. de la Asoc. Geológica Argentina. Tomo XLIII, Nº 2: 163-174.

ESTUDIO DE LA DINÁMICA DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS DEL SISTEMA HIDROTERMAL PROFUNDO DE LA REGIÓN DE BAHÍA BLANCA. UTILIZACIÓN DE ISÓTOPOS AMBIENTALES

A.G. Bonorino
Departamento de Geología
Universidad Nacional del Sur
San Juan 670 - 8000 Bahía Blanca

RESUMEN

Se exponen los resultados de mediciones de isótopos estables y de carbono-14 realizadas en el agua del complejo acuífero del sistema hidrotermal de Bahía Blanca. El estudio se completa con el análisis de las características hidroquímicas del agua. Se concluye que las aguas tendrían un origen meteórico y que la recarga del sistema ocurriría en el sector periserrano occidental de las Sierras Australes. Se detectan, también, cambios en las condiciones climáticas producidas en los últimos 34.000 años.

INTRODUCCIÓN

Numerosas perforaciones profundas realizadas en el sector continental del ambiente geológico conocido como Cuenca del Colorado, en el sud de la Provincia de Buenos Aires, han demostrado la existencia de un sistema hidrotermal de carácter regional que cubre una extensión de aproximadamente 8.600 km^2.

Las propiedades más salientes del sistema son: 1°) la profundidad de yacencia, situada entre los 500 y 1.300 m, 2°) el caudal de surgencia, variable entre 50 y 100 m^3/h, 3°) la presión en boca de pozo, de casi 20 atmósferas en algunos casos, 4°) la calidad de sus aguas, en su mayoría aptas para todo uso y 5°) el termalismo de las mismas, con temperaturas desde 50 hasta 74 °C.

Las características geológicas regionales condicionan dos aspectos importantes del sistema hidrotermal que son: la circulación subterránea y el calentamiento de sus aguas. A fin de dilucidar estos y otros aspectos derivados, como el del origen del agua y el lugar de emplazamiento del área de alimentación, diferentes estudios fueron realizados en la región, entre los cuales se citan el de: Wichmann (1918), García y García (1964), Bonorino (1984), Bonorino y Panarello (1984), Bonorino et al.(1987) y Bonorino (1989). Esta memoria es la síntesis del último de los trabajos mencionados donde se propone el modelo hidrogeológico general del sistema, elaborado a partir de la investigación geológica de la cuenca e hidroquímica, incluyendo los isótopos ambientales ^{18}O, Deuterio y ^{14}C, de las aguas del complejo acuífero, enfatizando las condiciones hidroquímicas del sistema.

METODOLOGÍA

El trabajo se instrumentó mediante cuatro procedimientos básicos que son: 1º) la recopilación y síntesis bibliográfica, 2º) las tareas de campo que comprendieron el inventario de obras de captación, alrededor de unas 60 perforaciones, el desarrollo de un programa de prospección gravimagnetométrica sobre una superficie de unos 6.000 km^2 y la caracterización química del agua de lluvia en el sector occidental de la sierras Australes, 3º) las determinaciones químicas e isotópicas del agua, y 4º) la integración y el procesamiento de toda la información mediante la construcción de mapas geofísicos y estructurales, control de cutting de 19 pozos profundos y la construcción de mapas litológicos, correlación geológica de pozos y construcción de perfiles geológicos regionales y de mapas piezométrico, hidroquímicos e isotópicos, de perfiles y diagramas químicos de dispersión y de programas de modelación química de aguas (WATEQF, Plummer et al., 1976).

En particular y en lo que respecta a las determinaciones isotópicas de ^{2}H y ^{18}O se llevó a cabo un muestreo de agua de escurrimiento superficial, siete muestras, y de agua subterránea de la freática, trece, en el área de las sierras Australes y de pozos surgentes, treinta y siete, que extraen agua del sistema hidrotermal profundo. Los análisis isotópicos fueron reealizados en los laboratorios del Instituto de Geología y Geocronología Isotópica (INGEIS). Las relaciones $^{13}C/^{12}C$, $^{18}O/^{16}O$ y $^{2}H/^{1}H$ se determinaron en un espectrómetro de masas de doble colector, doble sistema de introducción Micomass 602D. Los datos isotópicos se expresan en la forma usual, i.e. desviaciones, %, respecto de los estándares V-SMOV para ^{18}O y ^{2}H y de PDB para el ^{13}C. Los errores analíticos son 0,1 % para $\delta_{18}O$, 1,5 % para $\delta^{2}H$ y 0,2 % para $\delta^{13}C$.

La determinación de actividades ^{14}C se realizó por espectrometría de centelleo líquido sobre benceno sintetizado a partir de los precipitados obtenidos (Albero y Angiolini, 1983). El contenido de ^{14}C es expresado como porcentaje de carbono moderno (PCM) i.e. del contenido de las plantas en 1890, antes de que se produjese la dilución de CO_2 proveniente de la combustión de hidrocarburos fósiles, libres de ^{14}C, y también antes de la emisión de ^{14}C por explosiones nucleares en años recientes. La edad del agua subterránea es evaluada a partir de los datos de ^{14}C y ^{13}C usando las ecuaciones:

$$t\ (años) = 8.267\ .\ \ln (Co/C)$$

$$Co = \frac{100.(\delta - \delta c)}{\delta G - \delta c + \in}.1{,}002$$

donde C es la concentración de ^{14}C de la muestra y Co es la actividad supuestamente inicial, corregida por interacción con la roca matriz; δ es el contenido de ^{13}C de las especies carbonáticas disueltas en la muestra (principalmente bicarbonatos); δc es el $\delta^{13}C$ del carbonato del acuífero; δG, el del CO_2 del suelo en el momento de la recarga y c es el factor de enriquecimiento entre el bicarbonato y el dióxido de carbono (Salem et al., 1980). Los valores tomados para el cálculo son:

$$\delta c = (0 +/- 1)\%$$

$$\delta G = (-26 +/- 1)\%$$

$$\in = (7{,}0 + 0{,}5)\%$$

El error en la edad atribuída tiene en cuenta la incertidumbre de todas las variables, y, por supuesto, de los errores asociados a la actividad de ^{14}C y de ^{13}C. Asimismo, cuando el contenido de ^{14}C es igual o menor que el doble de la desviación estándar se

le atribuye una edad mínima que se indica en la tabla correspondiente.

El muestreo de los pozos profundos surgentes, diecinueve en total, para la datación del agua, se llevó a cabo en dos etapas. En la primera se muestrearon los pozos elegidos de forma tal que su distribución cubriera toda la región, para obtener así un panorama global de la evolución isotópica. En la segunda, se seleccionaron los pozos distribuidos a lo largo de una transecta que cruza la ciudad de Bahía Blanca en dirección norte-sur para verificar el patrón de circulación propuesto, deducido de mapas hidroquímicos.

MARCO GEOLÓGICO REGIONAL

El área de estudio, Figura 1, está ubicada en el suroeste de la provincia de Buenos Aires y abarca unos 8.600 km^2.

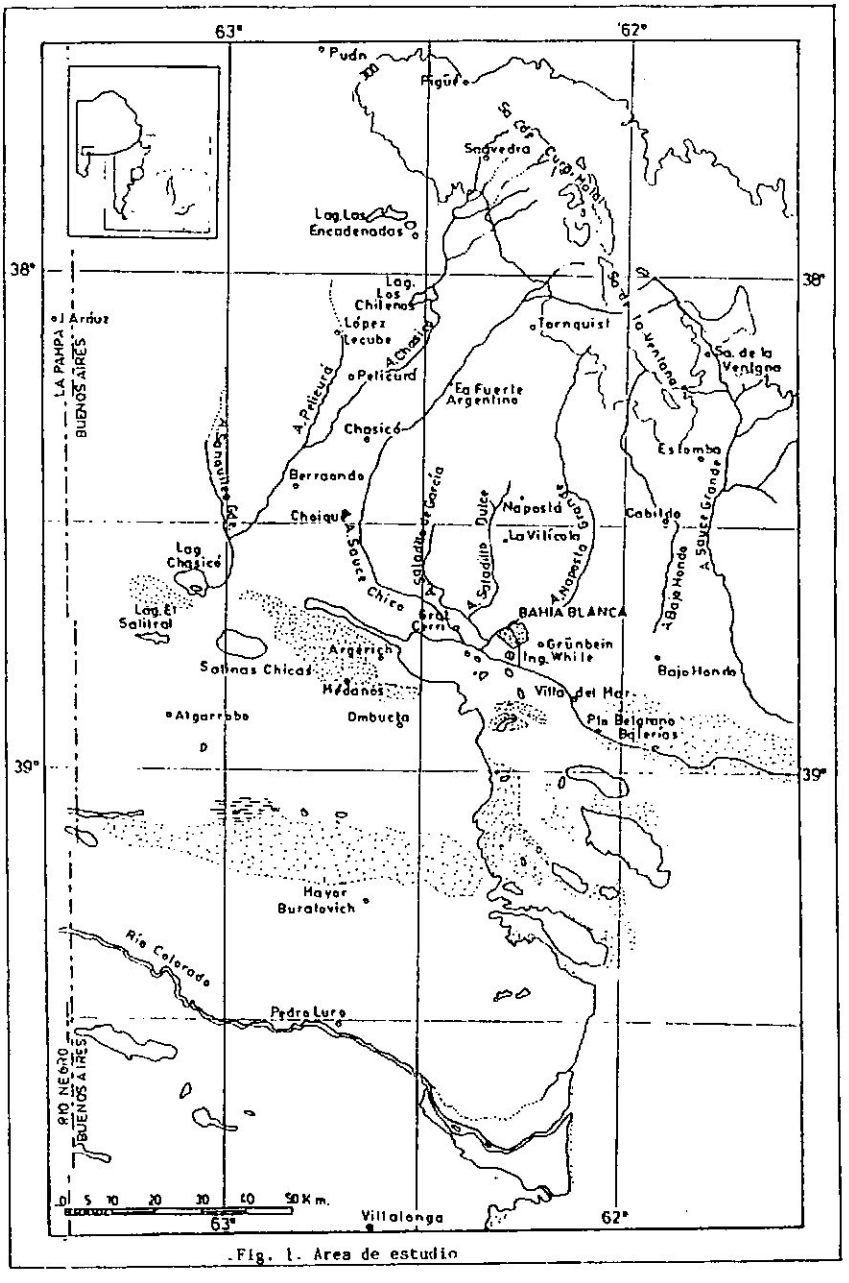


Fig. 1. Area de estudio

La geología de la cuenca del Colorado, a la cual pertenece el área, ha sido tratada por numerosos autores (Kaaschieter, 1965; Lesta et al., 1978; Rolleri, 1975; Yrigoyen,

1975; Zambrano, 1974 y 1980). La zona se inserta en la porción noroccidental de la cuenca cretácica mencionada, cuyo límite septentrional lo constituye la provincia geológica de Ventania (Rolleri, 1975); por el oeste las sedimentitas cretácicas, que constituyen la base de la cobertura, se acuñan fuera del área de estudio; la cuenca se prolonga por el sur hasta el macizo norpatagónico y por el este hacia el litoral atlántico. Tanto el límite norte como el sur son zonas de fallas y, de acuerdo con el agrupamiento areal de los lineamientos maestros, la cuenca se define como un tafro (Zambrano, 1980).

En el sector continental la cuenca está formada por un conjunto de bloques de basamento constituido por rocas paleozoicas y graníticas, sobre el que se adapta un relleno sedimentario normal que constituye la cobertura, de edad cretácica-cenozoica, originado a partir, principalmente, de la erosión del zócalo, aflorante hasta el Eoceno - Oligoceno, y de las formaciones paleozoicas de las sierras Australes. La potencia de esta cobertura se aproximaría, en Bahía Blanca, a los 2.000 m. La Figura 2, muestra el esquema de las unidades hidroestratigráficas que componen la columna de la región.

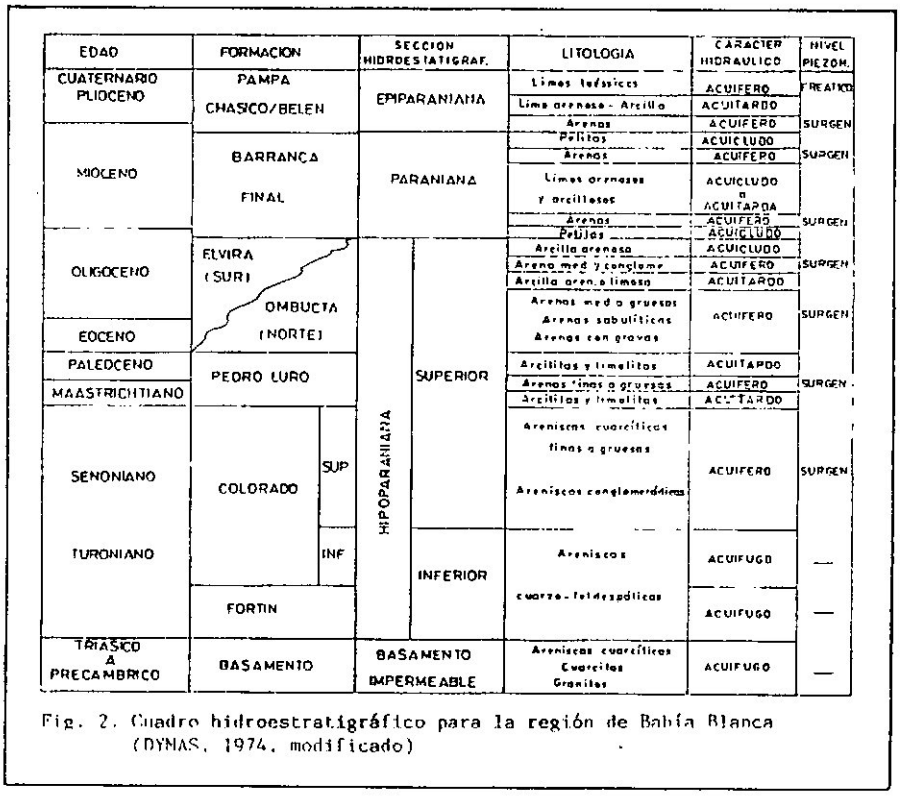


Fig. 2. Cuadro hidroestratigráfico para la región de Bahía Blanca (DYNAS, 1974, modificado)

La geología del subsuelo muestra una fosa simétrica, cuyos bordes están marginados por fracturas de tensión de importante rechazo vertical, subparalelas al eje de la cuenca. Hacia el noroeste la cuenca se acuña sobre el bloque plegado de las sierras Australes, constituida por Eo y Neopaleozoico clástico que proveen el relleno de la cuenca. Este relleno comienza a operarse en el Cretácico (Yrigoyen, 1975) con la Formación Fortín y posteriormente Colorado, ambas de ambiente continental. A continuación el mar daniano deposita sedimentos margosos, Formación Luro, que separa las capas cretácicas de las cenozoicas. Durante el Eoceno-Oligoceno inferior se depositaron los sedimentos fluviales de la Formación Ombucta, la cual junto con la Formación Colorado superior es portadora del complejo acuífero de la región cuyo espesor máximo en Bahía Blanca alcanza los 382 metros (García y García, 1964). Una nueva transgresión ocurrió durante el Mioceno y está representada por la Formación

Barranca Final compuesta por pelitas marinas. Los depósitos pliocenos y cuartarios que alcanzan una potencia de 220 metros completan la secuencia sedimentaria de la cuenca.

El inicio de la cuenca es vinculado al presente diastrofismo de apertura del Atlántico sur (Introcaso y Gerster, 1983; Menard, 1973). Según Rolleri (1975), constituye un aulacógeno desarrollado en un ambiente cratónico hasta la base del Terciario. A partir de él, la subsidencia, con la que se caracterizan los acontecimientos tectónicos, es más lenta, las secuencias no revelan fallamiento y la inclinación es suave en los flancos, condición fundamental de una sineclisa, según Schatsky. Producido el "rifting" y la fracturación en bloques, se inició el relleno de sedimentos mesozoicos y, a partir de aquí, la epirogenia marca la evolución de la cuenca y se caracteriza por una tendencia de

manifiesta subsidencia donde está ausente la acción orogénica. El ascenso de la cuenca lo marca la depositación de las Formaciones Chasicó y Belén y se indica durante el Mioceno tardío o al comienzo del Plioceno. La reactivación de viejas líneas tectónicas se acompaña, posiblemente, por procesos magmáticos que han producido intrusiones y efusiones de rocas básicas en áreas sumergidas de la cuenca (Menzel, 1977). Las manifestaciones ígneas están ausentes en el Terciario superior y en el Cuaternario.

Las mediciones gravimagnetométricas permiten explicar las anomalías observadas como la expresión de un basamento fuertemente fracturado constituido principalmente por granito. El mapa de anomalías de Bouger presenta en cercanías de la laguna Chasicó, un núcleo gravimétrico positivo que formaría parte de una estructura elevada emplazada en J. Aráuz y se vincularía con el alto estructural de Bahía Blanca interpretado como una elevación del basamento cristalino (Kostadinoff y Font, 1982).

El mapa estructural de la región muestra alineamientos de fracturas que conforman tres grupos bien definidos: 1) un juego de fracturas NO-SE, 2) otro de dirección NE-SO y 3) el tercero en el sentido O-E. La extensión de las fracturas alcanza a sobrepasar los 100 km y están asociadas con procesos tectónicos que han dado lugar a la fosa aulacogénica de las sierras Australes y al rift del Atlántico. Los perfiles geológicos regionales muestran un basamento cuyo estilo es el de bloques fracturados que enmarcan tres fosas separadas por un horst. El relleno de las fosas tiene punto de partida en el Cretácico Superior quedando colmatadas durante el Oligoceno. Si bien la secuencia no acusa fallamiento hay evidencias morfológicas de una reactivación de fallas profundas. Se reconoce que la orogenia Andica ha afectado la región lo cual se comprueba por los cursos que la surcan, los cuales a causa de la neotectónica adoptan direcciones controladas.

HIDROGEOLOGÍA

Para caracterizar las secciones hidrogeológicas se adoptó la división propuesta por la DYMAS (1974) modificando, de acuerdo al análisis de la nueva información de pozos profundos, la Sección Hipoparaniana Superior la que puede extenderse, conforme el desarrollo del complejo acuífero, en todo el nivel superior de la Formación Colorado, Figura 3. Las formaciones subyacentes, Colorado Inferior y Fortín, no son aptas ni para contener ni transmitir agua.

La Sección Hipoparaniana Superior involucra todo el complejo acuífero del sistema hidrotermal profundo que está constituido por:

- La Formación Colorado Superior, compuesta por arenas conglomerádicas desarrolladas, en el SO del área de estudio, entre los 840 y 1300 metros.
- La Formación Ombucta, compuesta por arenas sabulíticas en sus secciones inferior y media pasando a arcillas yesíferas en la superior. El techo de la formación se sitúa entre los 529 y 700 metros de profundidad con una inclinación regional hacia el sur.

Globalmente se trata de un cuerpo sedimentario confinado, conformado por niveles detríticos arenoconglomerádicos más o menos contínuos, de permeabilidad media y marcada heterogeneidad lateral.

Las variaciones laterales observadas en el tamaño de los sedimentos que constituyen el complejo acuífero permiten señalar la posición de la cabecera de los ríos que han generado estos depósitos. Es probable que los cauces, en algunos sectores como el de Bahía Blanca, hayan estado condicionados direccionalmente por los lineamientos estructurales profundos o basamentales.

La continuidad lateral del acuífero está condicionada hacia el sur por la presencia de una capa de sedimentos marinos que lo dividen en dos niveles, el superior, más fino, instalado en la Formación Ombucta y el inferior, más grueso, en la Formación Colorado.

CARACTERÍSTICA HIDRÁULICA DEL COMPLEJO ACUÍFERO

La presión de surgencia de los pozos, en algunos casos superior a los 200 msnm, señala un área de recarga superior a la cota de Bahía Blanca. La dirección del gradiente hidráulico en esta ciudad es NE-SO lo que permite inferir una circulación del flujo subterráneo en esa dirección y la ubicación del área de alimentación hacia el sector de las sierras. Tomando como cota de recarga el nivel freático contiguo a la sierras Australes se tiene que para los pozos profundos más distanciados de Bahía Blanca el gradiente hidráulico es de 3 a 4,2 . 10^{-3}, bastante similar a los que se registran en esta ciudad, 5 . 10^{-3}, indicio que se suma a los anteriores para demostrar un área común de alimentación.

Los caudales específicos más altos de los pozos de explotación concuerdan con los niveles litológicos más gruesos hallados en las perforaciones, los cuales se distribuyen en los alrededores de Bahía Blanca con lo cual cabría esperar para este lugar sectores hidráulicamente privilegiados con una circulación subterránea preferencial, siguiendo la probable dirección de antiguos paleocauces. Los caudales específicos disminuyen en dirección sur y sudoeste.

HIDROQUÍMICA

Características en el área de recarga

El carácter químico del agua de lluvia en el área serrana es, en promedio, bicarbonatada cálcica y/o magnésica con un total de iones disueltos (TID) desde 13 a 42 mg/l y está influenciado principalmente por el polvo terrígeno en suspensión (Bonorino, 1989).

El agua superficial en las cabeceras de los cursos es bicarbonatada cálcica con tendencia a sódica, con un TID de 37 a 60 mg/l.

En el área de alimentación el agua de la capa freática es bicarbonatada cálcica y bicarbonatada sódica, según el grado de circulación. El TID varía entre 30 y 570 mg/l. El índice geoquímico rNa^+/rCl^- superior a 3 parece indicar una importante alteración de feldespatos alcalinos mientras que el $rHCO_3/rCl^-$ es normal para este ambiente. El factor de enriquecimiento de cloruros (FEC) (Rosenthal, 1987) permite analizar la evolución química del agua en la transición agua de lluvia-agua subterránea. El FEC resultó para el área de alimentación de 5,45. De acuerdo a ello surgen como excesivas las concentraciones de HCO_3 y Na y deficitarias las de K y SO_4 con un ligero incremento en el Mg^{2+} y en el Ca^{2+}. Estas desviaciones se explican por la influencia litológica de los niveles no saturados y por la peculiaridad del flujo. La naturaleza del terreno es fundamentalmente de sedimentos loéssicos, cuya mineralogía se compone de plagioclasas intermedias, cuarzo, trizas de vidrio volcánico, montmorillonita y caolín.

La lixiviación de feldespatos alcalinos, vidrio volcánico y arcillas se produce con gran rapidez en la franja no saturada e incorpora al agua subterránea SiO_2, HCO_3 y Na^+ y la formación de caolinita y montmorillonita. El ácido carbónico reacciona con el material calcáreo (tosca) para dar bicarbonato de calcio y de Mg^{2+}, al tiempo que la presencia de materia orgánica en ciertos niveles actúa disminuyendo por reducción la concentración de SO_4 en tanto que otros niveles más arcillosos fijan irreversiblemente K^+. La presencia de tosca en el suelo favorece las condiciones para que se alcance la saturación de la calcita en el área de infiltración. La elevada concentración de SiO_2 en el agua subterránea del área de recarga (casi 100 mg/l) destaca la importancia del proceso de hidrólisis de plagioclasas en el loess. Los diagramas de estabilidad de transformación de minerales señalan que la disolución incongruente de silicatos evoluciona hacia las especies arcillosas: montmorillonita, caolinita y microclino con las cuales el agua está en equilibrio.

El balance de cloruros permitió calcular la lámina de agua que recarga el acuífero. Se aplicó la ecuación:

$$A = (1 - R)/ FEC$$

Se tomó como R, coeficiente de escurrimiento, el de la estación Cerro del Águila igual a 0,11, para el FEC se asignó el mencionado anteriormente. La infiltración eficaz (Ie) expresada en porciento de lluvia que se infiltra en el área es igual a:

$$Ie = A \cdot P \cdot 100$$

donde P indica la precipitación promedio. La Ie resultó ser igual al 16,50% de las precipitaciones, valor ligeramente superior al obtenido por el método del balance hídrico de Thorthwaite. La diferencia entre el Ie y el escurrimiento superficial reflejaría el agua que escapa al escurrimiento subterráneo local y que pasa a las capas más profundas.

Antes de alcanzar el complejo acuífero profundo, el agua de la freática sufre algunas transformaciones químicas normales debido a la disolución de cloruros, sulfatos y sodio en cantidades acorde con la composición litológica del cuerpo sedimentario y las condiciones fisicoquímicas del sistema. El cambio de temperatura desde, más o menos, 15° a 65° en el subsuelo de Bahía Blanca significa la disminución del Kps de la calcita y la dolomita y el pasaje de las soluciones de subsaturadas a saturadas o sobresaturadas en estas fases minerales, originándose precipitación de carbonato de calcio y de magnesio. Por otra parte es posible atribuir la pérdida de sílice del agua subterránea a causa de la neoformación de minerales de arcilla a lo largo del trayecto, potenciada probablemente por fenómenos de intercambio catiónico.

Las aguas del sistema hidrotermal

El tipo geoquímico de agua, en la gran mayoría, es clorurada sódica, con tres alternativas en cuanto a la composición aniónica: bicarbonatadas-cloruradas, cloruradas bicarbonatadas y cloruradas. Sólo una muestra es bicarbonatada-sódica. La distribución espacial de los tipos geoquímicos es la siguiente (Fig.3): las bicarbonatadas y bicarbonatadas cloruradas se disponen en una franja que cruza la ciudad de Bahía Blanca de oeste a este. Paralelamente a ambos lados de la franja se emplazan las aguas cloruradas-bicarbonatadas primero y a continuación las cloruradas.

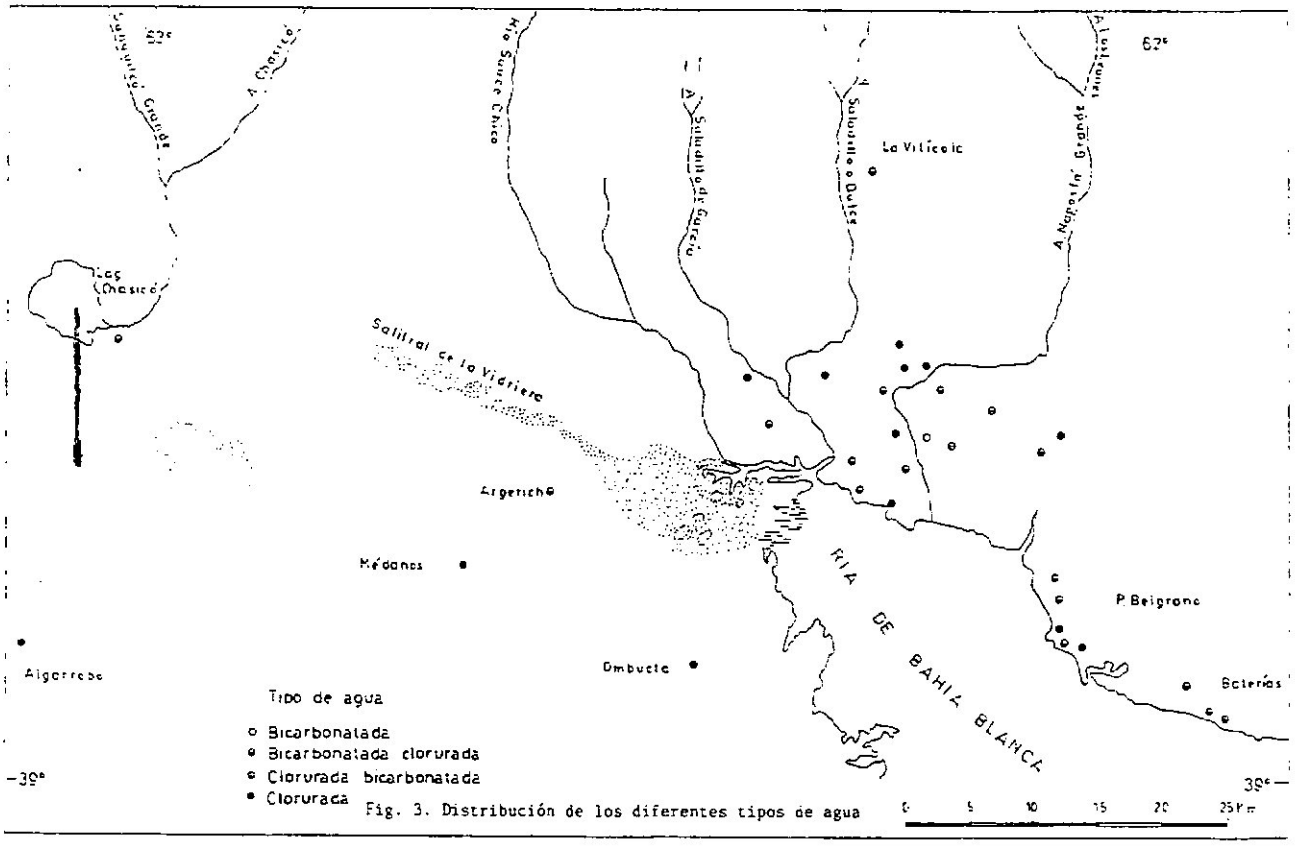


Fig. 3. Distribución de los diferentes tipos de agua

El mapa de cloruros (Fig.4) presenta una distribución donde las concentraciones más bajas (58 mg/l) coinciden con la franja de agua bicarbonatada, aumentando hacia el sur (1.900 mg/l) y el norte. El agua en la Formación Colorado posee una concentración de cloruros que va desde 134 mg/l en Puerto Belgrano a 319 mg/l en Baterías. No se observan diferencias marcadas de concentración de cloruros entre el agua de la capa freática en la zona serrana y las aguas menos salinizadas del sistema hidrotermal. La distribución de sulfatos, bicarbonatos, sodio, calcio, potasio y magnesio es similar a la de los cloruros.

En las aguas que circulan por la Formación Colorado el sodio, aumenta desde P. Belgrano a Baterías, pero su contenido es casi tres veces menor al del agua que lo hace por la Formación Ombucta para igual situación espacial. Se observa también que el cloruro se comporta de una manera similar.

La conductividad eléctrica del agua está, por lo general, por debajo de los 1.500 µS/cm. Los valores más bajos se distribuyen dentro de una franja que encierra las curvas de 700 µS/cm y que cruza a Bahía Blanca de este a oeste y se incrementa hacia el norte y hacia el sur donde alcanza su valor más alto, 6.663 µS/cm en Ombucta. Como ocurrió

con los iones mayoritarios, el agua de los pozos de laguna Chasicó y La Vitícola tienen una conductividad menor que la que podría esperarse para su posición espacial. La conductividad eléctrica de las aguas freáticas en el área de recarga regional, 420 µS/cm, es inferior a la mínima de las aguas subterráneas del sistema hidrotermal profundo.

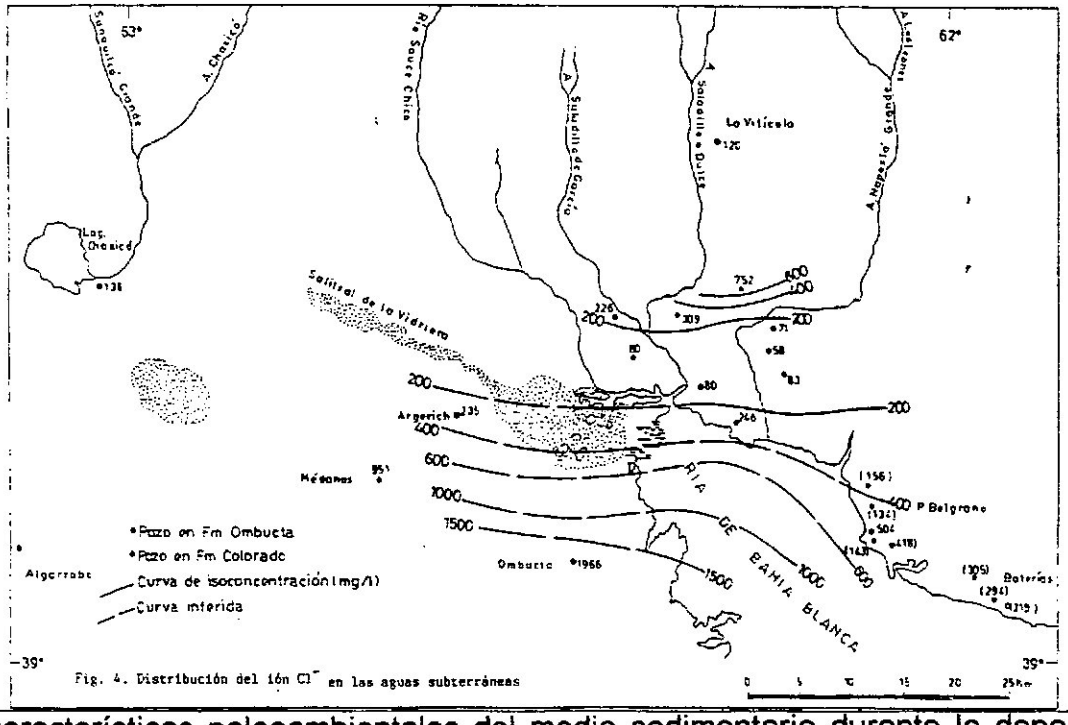


Fig. 4. Distribución del ión Cl^- en las aguas subterráneas

Las características paleoambientales del medio sedimentario durante la depositación de los materiales que constituyen el soporte de las aguas subterráneas del complejo acuífero profundo, han sido acompañadas con procesos dinámicos más intensos que los actuales, lo cual se deduce del estado paleomorfológico regional. El quimismo del agua evoluciona distintamente según se canalice la misma por sedimentos gruesos, que constituyen el relleno de los paleocauces, o por sedimentos más finos que conforman las planicies de inundación. La existencia de una franja longitudinal este-oeste de baja salinidad que aparece en los mapas hidroquímicos, reflejaría razonablemte una circulación preferencial por materiales permeables muy lixiviados, asimilables al relleno de paleocauces en un ambiente de cauces entrelazados (braided) ajustado a un lineamiento estructural, enmarcado o rodeado por sedimentos menos permeables que tienen una pendiente regional norte-sur. Este cuadro hidrodinámico da como resultado un mecanismo de mezcla por el borde norte de la franja. Por el borde sur una componente de flujo se deriva de la franja y el agua ajusta su quimismo según la composición del material de granometría más fina.

Algunos cambios en el ambiente deposicional de los sedimentos al sur de Bahía Blanca son reflejados por la composición química del agua que los atraviesa. Al sur de P. Luro la Formación Ombucta pasa transicionalmente a un ambiente marino marginal, Formación Elvira. El tenor salino y el valor de algunos índices geoquímicos (rMg^{2+}/rCa^{2+} y $rCl/rHCO_3^-$) confirman la vinculación del flujo con este tipo de ambiente. Otros pozos lejanos de Bahía Blanca, como el de la laguna Chasicó, o cercanos a ella, como el de la estación La Vitícola, separados del esquema establecido anteriormente, sustentan la presencia de otros paleocauces fluviales que canalizarían el flujo profundo de agua infiltrada en el ambiente serrano, de la misma forma que para el agua superficial lo hace actualmente la red de drenaje de la vertiente occidental de las sierras Australes Figura 1 .

La dinámica de los procesos que actuaron en la sedimentación de los materiales de la Formación Ombucta en el área de P. Belgrano y Baterías producen facies clásticas más finas que para el mismo lugar en la Formación Colorado, circunstancia que se traduce en una mineralización más fuerte en el agua que circula por la primera de las formaciones.

TERMALISMO

La temperatura del agua subterránea varía entre 50 y 74 °C. En general crece con la profundidad de la capa acuífera. Referida un gradiente geotérmico normal la anomalía que reflejan las aguas oscila entre 14 y 25 °C. Los gradientes más elevados se sitúan en el sector de Bahía Blanca y laguna Chasicó y las curvas de gradiente geotérmico se alínean de oestenoroeste a estesudeste. Existe una buena correlación entre la distribución térmica del agua, los núcleos de máximo exceso de masa y los alineamientos de fracturación. Las anomalías térmicas más fuertes se relacionan con las elevaciones del sustrato. Su composición litológica, cuarcitas paleozoicas sobre granito, facilitarían el desplazamiento del flujo térmico desde la raíz astenosférica hacia los materiales acuíferos suprayacentes y el calentamiento del agua subterránea. El termalismo del agua estaría ligado entonces a la génesis y evolución geológica de la Cuenca del Colorado, para muchos autores vinculada con el "rifting" que causó la apertura del Atlántico y el consecuente adelgazamiento de la corteza (Introcaso y Ramos, 1984).

COMPOSICIÓN ISOTÓPICA DEL AGUA DEL SISTEMA HIDROTERMAL

Isótopos estables ^{18}O y ^{2}H

En la Figura 5, se han volcado los valores de los contenidos isotópicos $\delta^{18}O$ y $\delta^{2}H$ de aguas superficiales y subterráneas de la zona serrana y del agua subterránea del complejo acuífero, junto con la recta meteórica promedio mundial ($\delta^{2}H = 8 \cdot \delta^{18}O + 10$).

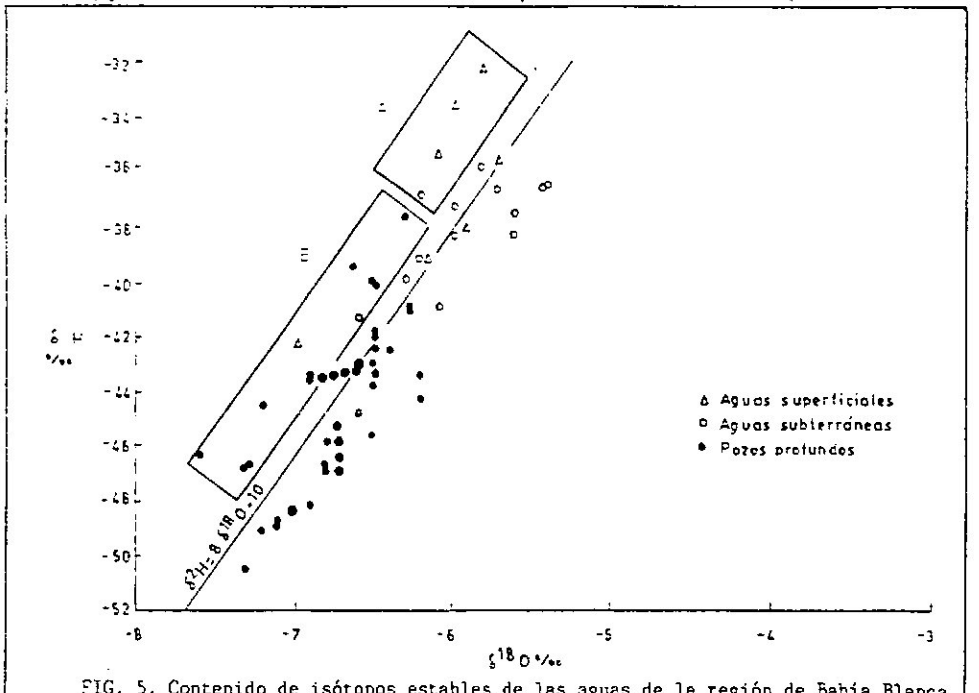


FIG. 5. Contenido de isótopos estables de las aguas de la región de Bahía Blanca

En este gráfico se distinguen dos grupos caracterizados por un exceso de deuterio cercano a 14% . El grupo A constituido por aguas superficiales del área de recarga y el B formado por aguas subterráneas de la freática y del sistema hidrotermal. Ambos grupos se encuentran desplazados a lo largo de una recta paralela a la meteórica, lo que sugiere que se trata del mismo tipo de aguas, estando más empobrecidas las del grupo B por haberse infiltrado probablemente durante un régimen climático más frío que el actual. Las aguas subterráneas que no pertenecen al acuífero profundo mostrarían cierto enriquecimiento por evaporación. Las aguas del sistema hidrotermal menos negativas se superponen sobre la recta de agua meteórica en su composición isotópica con las más negativas, que son las muestreadas más cerca de las sierras y las infiltradas más rápidamente y con menos posibilidades de que hayan sufrido fraccionamiento por evaporación.

Las curvas de igual contenido en ^{18}O y ^{2}H en el agua del sistema hidrotermal tienen una distribución espacial semejante a la que guardan los cloruros o la conductividad eléctrica, coincidiendo las menos negativas con las aguas de menor salinidad. En tanto, las aguas más ligeras son las más salinizadas y alejadas de las sierras osea las de mayor tiempo de permanencia en el acuífero, lo que podría marcar variaciones climáticas en el área de recarga. Las más ligeras corresponderían a un clima más frío que el presente. Las menos ligeras reflejarían condiciones climáticas similares a las actuales.

Según la composición isotópica de las aguas, su salinidad, la probable hidrolitología del acuífero y la ubicación espacial del pozo muestreado se tipifican siete tipos de agua que reflejan, según se interpreta, distintas situaciones de recarga relacionadas con las caracterísiticas climáticas y de circulación con referencia al espacio recorrido y a posibles mezclas de agua, Figura 6. Las condiciones serían las siguientes:

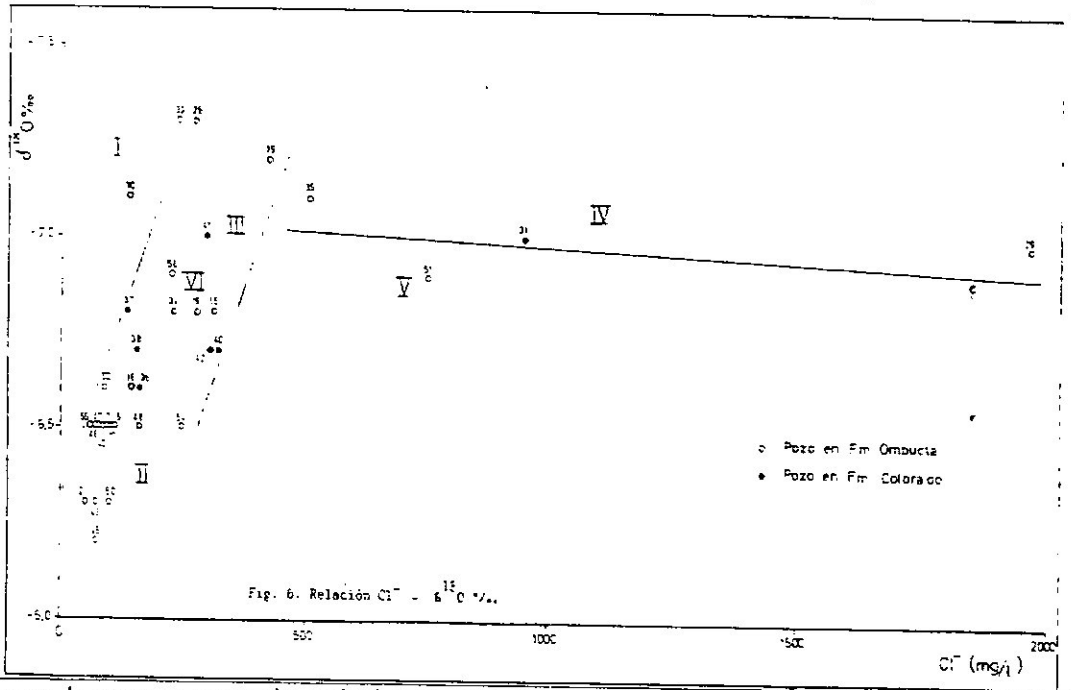


Fig. 6. Relación Cl^- - $\delta^{18}O$ ‰.

- Grupo I: son aguas de relativamente baja salinidad e isotópicamente muy ligeras. Por su lejanía respecto de las sierras, laguna Chasicó y Argerich, se asume que han tenido un largo recorrido por materiales de alta permeabilidad.
- Grupo II: se encuentran en los alrededores de Bahía Blanca, isotópicamente son las de menor negatividad. Por su posición respecto de las sierras han tenido un recorrido subterráneo mucho menor que las anteriores y por materiales de buena

permeabilidad dada su baja salinidad.

- Grupo III: son las aguas del grupo anterior que evolucionan hacia el sur y suroeste de Bahía Blanca, por lo que aumenta el tiempo de residencia y su salinidad. El momento de infiltración es anterior al de aquéllas y son isotópicamente más negativas. Se incluyen aquí las aguas de la Formación Colorado, del área de P. Belgrano y Baterías.
- Grupo IV: son las aguas más alejadas de las sierras, Ombucta, Médanos, P. Belgrano, y su salinidad guarda relación con la litología del material y el espacio recorrido, por lo que su incorporación al flujo subterráneo es anterior a las de los grupos II y III. Isotópicamente son muy negativas.
- Grupo V: Comprende la muestra 51 al norte de Bahía Blanca. Por ser un agua de elevada salinidad y por su posición espacial debe haber circulado por terrenos de baja permeabilidad y el tiempo de residencia debe haber sido mayor que las aguas de los grupos II y III. Por ser de mayor negatividad que estas últimas el momento de infiltración debe haber sido probablemente diferente.
- Grupo VI: Son las aguas que se encuentran al norte de Bahía Blanca entre las de los grupos II y V. Por su composición isotópica se supone que son una mezcla de esos dos grupos.
- Grupo VII: Se trata de la muestra 28, pozo de P. Luro y no ha sido representada en el gráfico por su elevado valor en cloruros. Su baja negatividad podría indicar una asociación con evaporitas continentales y/o agua de mar. Las facies del material acuífero, detectadas en este pozo, corresponden a un ambiente nerítico con lo cual se afirmaría la segunda de las posibilidades.

Carbono-13 y Carbono-14

Los valores de $\delta^{13}C$ de las aguas varían entre -9 y -10% mientras que la actividad $\delta^{14}C$ va de 0,49 a 40,80 PCM las cuales, de acuerdo al modelo de Pearson modificado, significan aguas de 2.000 a 34.000 años de antigüedad.

Las isocronas, edad ^{14}C del agua, Figura 7, crecen desde una franja que cruza Bahía Blanca de este a oeste (de 2.000 a 6.000 a.a.p) y desde esta franja hacia el norte en forma abrupta, más de 34.000, y más suavemente hacia el sur, hasta 25.400 a.a.p.. Por el oeste de la región el crecimiento de las isocronas es de norte a sur. Las edades ^{14}C definen por lo tanto un patrón general de circulación norte a sur de tipo regional y otro local de este a oeste por la franja que cruza a Bahía Blanca. Hacia el norte de esta franja parecería encuadrable un mecanismo de mezcla de flujos.

La actividad ^{14}C del agua contenida en la Formación Colorado señala una componente de circulación de P. Belgrano a Baterías. El menor tiempo de tránsito que muestran en comparación con el de la Formación Ombucta para el mismo lugar apunta a una diferencia de permeabilidad entre ambas formaciones, mayor en el caso de la Formación Colorado, ya inferida al analizar el contenido salino del agua.

La correlación de edades ^{14}C con la composición isotópica y el contenido en cloruros de las aguas ratifica las consideraciones sobre el esquema de circulación propuesto tanto en las variaciones hidrogeológicas, litológicas, de permeabilidad, tiempo de permanencia en cada una de las formaciones del complejo acuífero, como también en la dirección del flujo, distribución de los recorridos y la posible presencia de otros paleocauces, como el supuesto en al sector de la laguna Chasicó.

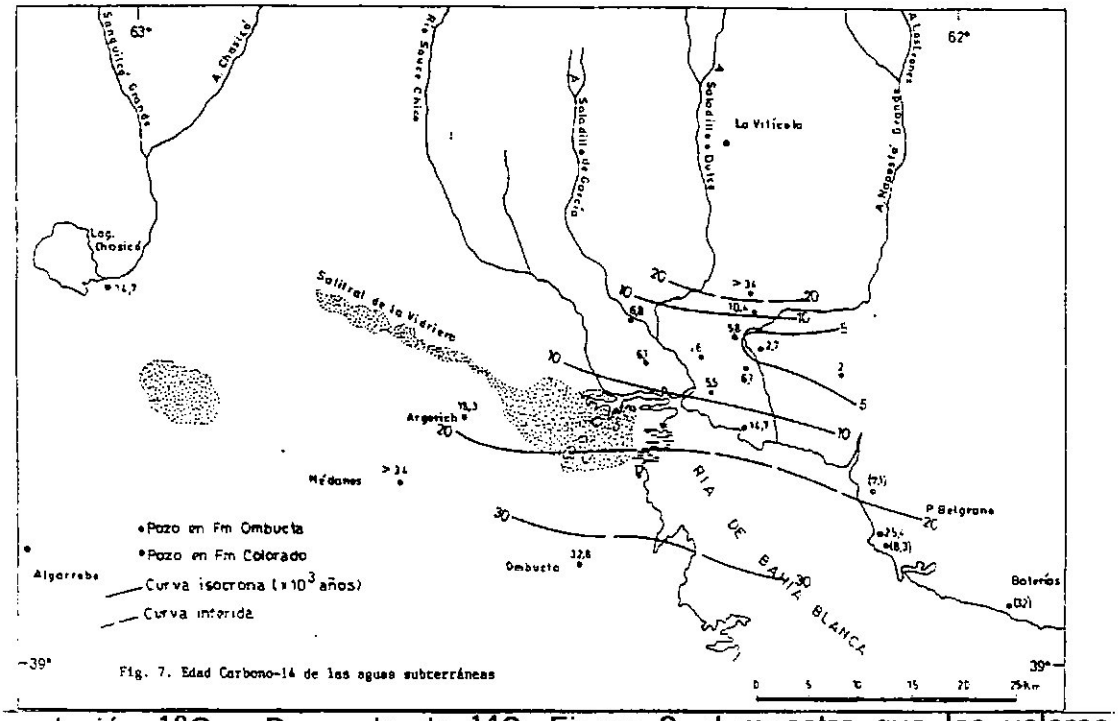


Fig. 7. Edad Carbono-14 de las aguas subterráneas

La correlación ^{18}O y D con la de ^{14}C, Figura 8, demuestra que los valores más empobrecidos o las aguas más ligeras abarcan el período comprendido entre los 14.700 y 18.300 a.a.p., el cual coincide con el período más frío registrado en los últimos 35.000 años (Dansgaard, 1964) y con el mayor decrecimiento eustático ocurrido hace unos 18.000 a.a.p. (Morner, 1971; Van Der Hammen, 1979). La distribución de ^{18}O y D en función de las edades ^{14}C indicarían aparentemente variaciones climáticas en la zona de recarga para los últimos 34.000 a.a.p. Las condiciones más frías ocurrirían entre los 14.700 y los 18.300 a.a.p.

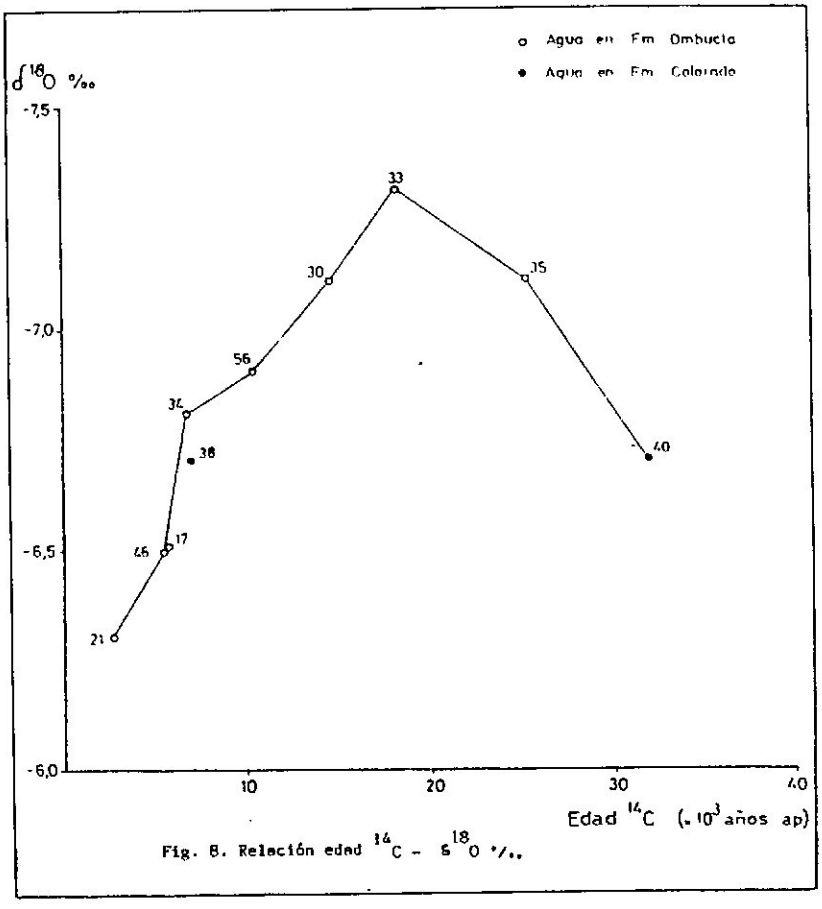


Fig. 8. Relación edad ^{14}C - $\delta^{18}O$ ‰

CONCLUSIONES

1º. El estudio isotópico del agua subterránea del sistema hidrotermal profundo conjuntamente con las superficiales y subterráneas de la vertiente occidental de las sierras Australes confirman la hipótesis sobre el origen meteórico de aquéllas y la ubicación del área de recarga del sistema en el mencionado ambiente serrano.

2º. El análisis conjunto de las características geológicas, hidrogeológicas, hidráulicas e hidroquímicas del sistema presentan un esquema de circulación que en parte tendría lugar por lugares preferenciales constituidos por paleocauces. Este modelo de mecanismo se verifica también en la observación de la composición isotópica del agua.

3º. La correlación entre ^{18}O y ^{14}C sugiere que el empobrecimiento en los isótopos estables está vinculado a variaciones en las condiciones climáticas prevalecientes en la zona de alimentación. Las condiciones parecen ser más frías que las actuales acentúandose en un pico térmico mínimo ocurrido hacia los 18.000 a.a.p.

AGRADECIMIENTOS

El autor desea expresar su agradecimiento al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas y a la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires por el apoyo económico con que se ha visto favorecido. De igual forma quiere destacar la participación de los Doctores H.O. Panarello (INGEIS) y M.C. Albero (INVAP) en las determinaciones e interpretaciones isotópicas.

BIBLIOGRAFÍA

ALBERO, M.C. y ANGIOLINI, F.E. 1983. INGEIS. Radiocarbon laboratory dates I: Radiocarbon, V. 25: 831-842.

BONORINO, A.G. 1984. Hidroquímica de las aguas subterráneas de la Cuenca hidrotermal de Bahía Blanca. 9º Cong. Geol. Arg. Actas, VI: 375-392.

BONORINO, A.G. 1989. Geohidrología del sistema hidrotermal profundo de la región de Bahía Blanca. Tesis doctoral. U.N.S. 268 pp. Bahía Blanca (inéd.)

BONORINO, A.G. 1989. Caracterización química de la lluvia en la región del suroeste bonaerense. UNESCO-CONAPHI. Semin. Inter. Hidrología de Grandes Llanuras, Actas, HLL-II/39/TRA. Buenos Aires.

BONORINO, A.G. y PANARELLO, M.O. 1984. Isótopos estables del oxígeno en el agua subterránea del acuífero profundo de Bahía Blanca. Asoc. Geol.Arg. Rev., XXXIX (1-2): 107-117.

BONORINO, A.G., PANARELLO, M.O. y ALBERO, M.C. 1987. Evolución isotópica y química del agua subterránea del acuífero profundo de la Formación Ombucta en la región de Bahía Blanca, Argentina. Estudios de hidrología isotópica en América Latina, IAEA, Actas del Seminario Regional:33-50, México.

DANSGAARD, W. 1964. Stable isotopes in precipitation. Tellus, 16 (4) :35.

DYMAS 1974. Contribución al mapa hidrogeológico de la Provincia de Buenos Aires. Escala 1:500.000. Zonas de Bahía Blanca y Nordpatagónica (inédito), DYMAS (CFI-PBA), La Plata.

GARCIA, J. y GARCIA, O.M.E. de 1964. Hidrogeología de la región de Bahía Blanca (Pcia. de Bs.As. y La Pampa). D.N.Geol. y Min. Bol. 96 :1-94.

INTROCASO, A. y GESTER, R. 1983. Análisis de la evolución de las cuencas sedimentarias del Salado y Colorado en Argentina. Inst. Física de Rosario CONICET. U.N.R. :1-28 (Inf.inéd.).

INTROCASO, A. y RAMOS, V. 1984. La cuenca del Salado: un modelo de evolución aulacogénica. 9º Cong. Geol.Arg. Actas III, :27-46.

KAASCHIETER, J.P.H. 1965. Geología de la cuenca del Colorado Acta Geol. Lilloana. II Jorn. Geol. Arg. III: 251-271. Tucumán.

KOSTADINOFF, J. y FONT, G.F. 1982. Cuenca interserrana bonaerense, Argentina.5º Congr.Latinoamer. de Geol. Argent. Actas IV :105-121.

LESTA, P.J., TURIC, M.A. y MAINARDI, E. 1978. Actualización de la información estratigráfica en la cuenca del Colorado. 7º Cong. Geol. Arg. Neuquén. Actas I : 701-713.

MENZEL, M. 1977. Magmatismo alcalino en la plataforma submarina de la cuenca de Colorado. Prov. Bs.As. Asoc. Arg. Min. Petr. y Sedim. VIII (3) :51-58.

MORNER, M.A. 1971. The position of the ocean level during the interstadial at about 30.000 b.p. A discussion from a climatic, glaciological point of view. Canad. J. Earth Sci. 8, 132.

PLUMER, L.N., JONES, B.F. y TRUESDELL, A.H. 1976. WATEQF a Fortram IV version of WATEQF, a computer program for calculating chemical equilibrium of natural waters: U.S.G.S. Water Res. Inv. 76-13, 61 pp.

ROLLERI, E.O. 1975. Provincias geológicas bonaerenses. Relatorio Geología de la Prov. de Bs.As. 6º Cong. Geol. Arg. :29-53. Bs. As.

ROSENTHAL, E. 1987. Chemical composition of rainfall and groundwater in recharges areas of the best Shean-Harod multiple aquifer system. Israel. Journ. Hydrol. 89 (3/4) :329-352.

SALEM, 0., VISSER, J., DRAY, M. y GONFIANTINI, R. 1980. Groundwater flow patterns in the Western Lybian Arad Jamahiriya Evaluated from isotopic data. Arid Zone Hydrology: Invest. Isoto. Techni. IAEA, Vienna: 165-179.

VAN DER HAMMEN, T. 1979. Changes in life conditions of hearth during the past one million years. The Royal Danish Acad. Scien. Let, Biol. Skarif. 22 (6) :1-32, Kobenhavn.

WICHMANN, R. 1918. Geología e Hidrología de Bahía Blanca y sus alrededores (Prov. de Bs.As.). An. Min. Agri. D.N.G.M. 13 (1) :1-67.

YRIGOYEN, M.R. 1975. Geología del subsuelo y plataforma continental. En Geología de la Prov. de Bs.As. Relat. 6º Cong. Geol.Arg. :139-168.

ZAMBRANO, J.J. 1974. Cuencas sedimentarias en el subsuelo de la provincia de Buenos Aires y zonas adyacentes. Asoc. Geol. Arg. Rev., 29 (4).

ZAMBRANO, J.J. 1980. Comarca de la cuenca cretácica del Colorado. En Geología Regional Argentina, Acad. Nac. Ccias. Córdoba :1033-1070.

AMBIENTES HIDROGEOLÓGICOS Y LOS RIESGOS DE CONTAMINACIÓN EN LA PROVINCIA DE TUCUMÁN

A. Tineo (*); C. Falcón; J. García; G. Galindo(*); G. Rodríguez y C. D'Urso
(*) Investigador CONICET
Fac. de Ciencias Naturales e Inst. M. Lillo - UNT
Miguel Lillo Nº 205 - 4.000 - San Miguel de Tucumán.

INTRODUCCIÓN

La Provincia de Tucumán se sitúa en el Norte de la República Argentina y es la más pequeña de las provincias del país con una superficie de 22.524 Km^2. El 47% del espacio provincial corresponde a áreas de montaña y el 53% restante a áreas de llanura y valles.

La característica morfoestructural más destacada de Tucumán es el Macizo del Aconquija-Cumbres Calchaquíes que condiciona el clima y el desarrollo de las actividades humanas.

Se han determinado tres Ambientes o Provincias Hidrogeológicas con características geológicas, geomorfológicas, meteorológicas e hidrogeológicas propias.

La densidad poblacional y la intensa actividad agrícola, ganadera e industrial de Tucumán, generan una gran demanda del recurso hídrico tanto superficial como subterráneo. Este recurso se ve amenazado por la influencia del hombre, quien además provoca una degradación ambiental en otros recursos naturales como la vegetación, el suelo y el aire.

UNIDADES OROGRÁFICAS

La Provincia de Tucumán se caracteriza por presentar dos estructuras orográficas mayores a cuyos pies se desarrollan extensas llanuras aluviales y valles intermontanos.

La unidad orográfica mayor es el sistema montañoso de Sierras del Aconquija-Cumbres Calchaquíes. Las Sierras del Aconquija extendidas en el centro oeste y suroeste de la provincia, separan los territorios de Tucumán y Catamarca al sur del Abra del Infiernillo. Sus mayores elevaciones son el Cerro Bolsón con 5.050 m.s.n.m., el Cerro Clavillo del

Aconquija con 5.500 m.s.n.m. y el Cerro de Los Cóndores con 5.450 m.s.n.m. Estas sierras tienen una pendiente abrupta hacia el occidente y más suave al oriente. Al este de estas sierras se desarrolla la llanura oriental, en la Cuenca del Río Salí.

Las Cumbres Calchaquíes se ubican al noroeste de la provincia, constituyendo la divisoria de aguas entre el Valle de Santa María al oeste y el Valle de Tapia-Trancas al este. Este cordón montañoso se extiende al norte del Abra del Infiernillo y sus mayores elevaciones alcanzan en el Cerro Alto de la Nieve los 4.634 m.s.n.m.

Al oeste del Valle de Santa María y limitando con la Provincia de Catamarca se levanta la Sierra del Cajón o de Quilmes, cuya mayor altura está en el Cerro Negro de las Guayas con 4.720 m.s.n.m.

El Valle de Tafí constituye una forma cerrada cuya altitud promedia los 2.000 m.s.n.m. Está limitado por las Cumbres de Tafí al este, al oeste el Cerro Muñoz, al Sur el Cerro Ñuñorco Grande y al norte las Cumbres Calchaquíes.

El segundo sistema orográfico está representado por las sierras del Nordeste. Están integradas por las sierras de Medina, Nogalito, La Ramada y del Campo. La Sierra de Medina constituye un cordón elongado de dirección NNE-SSO y que limita por el este el Valle de Tapia-Trancas. La Sierra del Nogalito constituye un bloque de menor magnitud, adosado a la Sierra de Medina y desprendido de esta última.

Las Sierras del Campo y La Ramada limitan la llanura de Burruyacu por el oeste. Presentan un rumbo dominante N-S y NNE SSO y sus altitudes mayores son de 2.000 y 1.170 m.s.n.m respectivamente. En su flanco oriental se desarrolla la Llanura de Burruyacu.

HIDROGRAFÍA

La cuenca hidrológica más importante de la provincia es la Cuenca del Río Salí. Este "colector" hídrico se origina en la Provincia de Salta y recibe las aguas de numerosos ríos que drenan las laderas orientales de las Sierras del Aconquija y Cumbres Calchaquíes. En territorio tucumano, el Río Salí es embalsado en dos oportunidades. La primera de ellas tiene lugar al norte de San Miguel de Tucumán, en el Dique El Cadillal. Hasta este punto el Salí drena el Valle de Tapias-Trancas. El segundo embalse se encuentra en el límite con la Provincia de Santiago del Estero, en el Dique de Termas de Río Hondo. Durante este segundo recorrido por su llanura, el Salí drena la vertiente oriental de las Sierras del Aconquija aumentando considerablemente su caudal. El Río Salí constituye un río de carácter permanente de dirección dominante norte-sur y con un marcado control estructural.

En la Llanura de Burruyacu el único río destacado es el Tajamar o Cajón que drena la ladera oriental de la Sierra de Medina y del Cajón. En llanura desaparece debido a las tomas para riego que se le practican.

El Río Santa María nace en la Provincia de Catamarca y una vez dentro de su valle drena la ladera occidental de Cumbres Calchaquíes y oriental de Sierra de Quilmes. Constituye el único río de importancia del valle y su caudal es efímero.

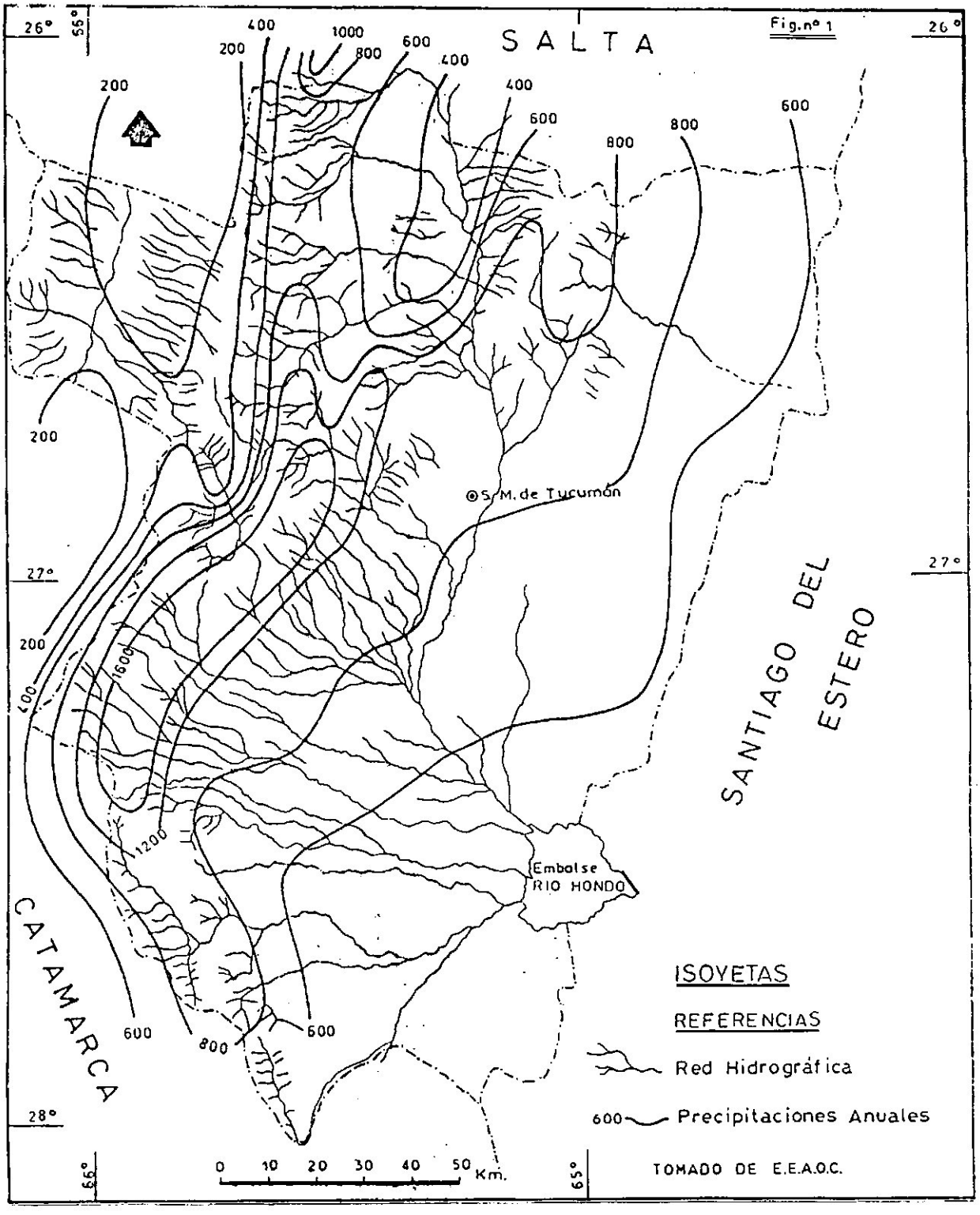


Fig.nº 1
SALTA
SANTIAGO DEL ESTERO
CATAMARCA
S.M. de Tucumán
Embalse RIO HONDO
26°
27°
28°
65°
55°
200
400
600
800
1000
1200
1600
ISOYETAS
REFERENCIAS
Red Hidrográfica
Precipitaciones Anuales
0 10 20 30 40 50 Km.
TOMADO DE E.E.A.O.C.

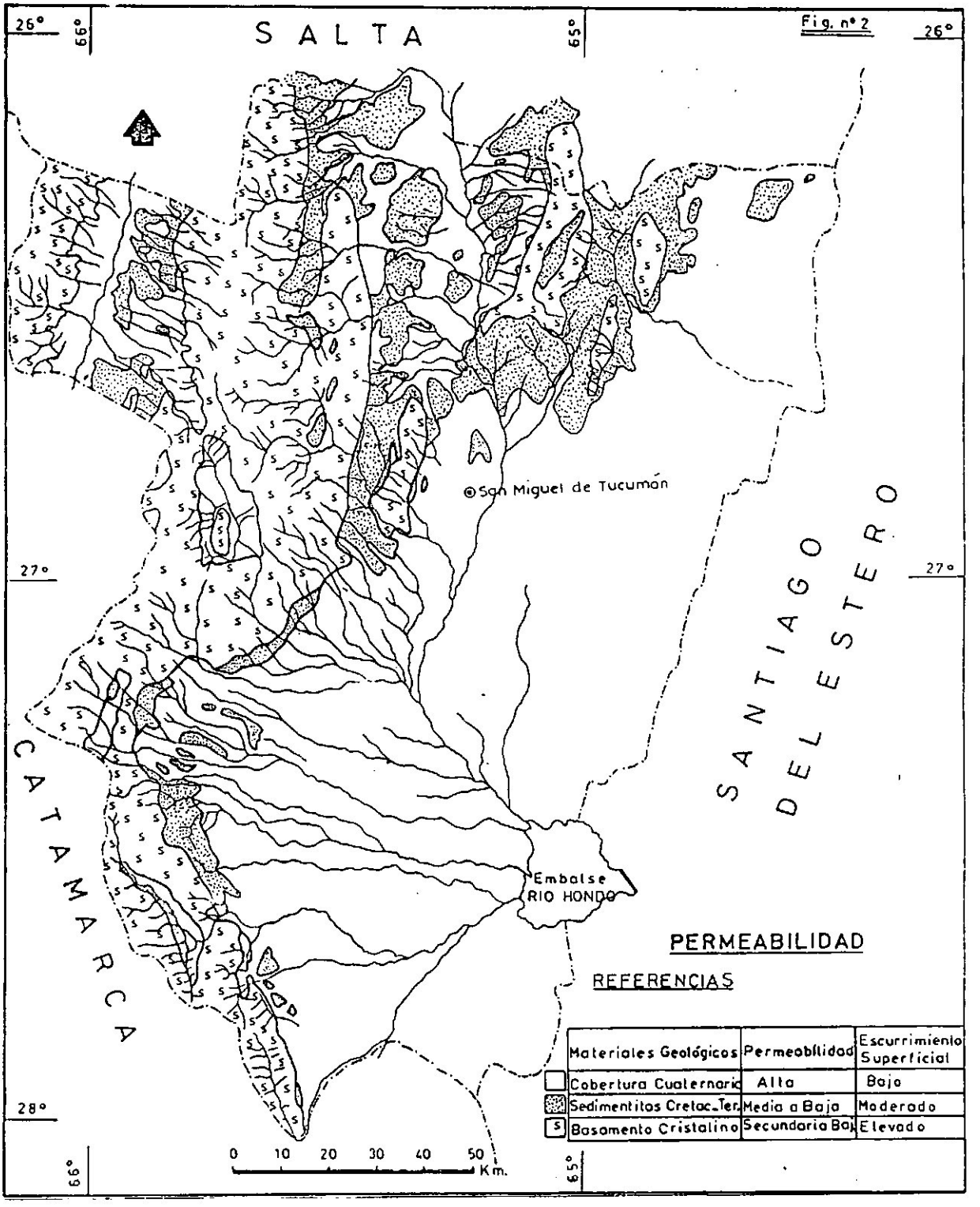


Fig. nº 2
26°
66°
SALTA
65°
26°
San Miguel de Tucumán
27°
27°
SANTIAGO DEL ESTERO
CATAMARCA
Embalse RIO HONDO
28°
66°
0 10 20 30 40 50 Km.
65°
PERMEABILIDAD
REFERENCIAS
Materiales Geológicos | Permeabilidad | Escurrimiento Superficial
Cobertura Cuaternaria | Alta | Baja
Sedimentitos Cretac.-Ter. | Media a Baja | Moderado
Basamento Cristalino | Secundaria Baj | Elevado

POBLACIÓN

La población de la provincia es de 1.200.000 habitantes y presenta la mayor densidad demográfica del país con 53,28 Hab./Km^2. La misma se concentra en el arco pedemontano de las Sierras del Aconquija, entre San Miguel de Tucumán al norte y La Cocha distante 120 Km al sur. Considerando la población de esta área, la densidad alcanza a 280 Hab./Km^2.

El índice de urbanización es del 71% y el Gran San Miguel de Tucumán, concentra alrededor del 50% de la población total de la provincia (INDEC, 1991) con poco menos de 600.000 habitantes y una densidad de 6.886 Hab./Km^2 (Tineo, et al, 1991).

Las ciudades más importantes del interior de la provincia se localizan sobre la Ruta Nacional N° 38, incluyendo San Miguel de Tucumán, Lules, Famaillá, Monteros, Concepción, Aguilares, Alberdi y La Cocha.

AMBIENTES HIDROGEOLÓGICOS

Dentro del territorio tucumano se encuentran tres Provincias Hidrogeológicas (Ruiz Huidobro y Sosic, 1980) que fueron definidas en base a sus características geológicas, geomorfológicas e hidrometeorológicas y se clasifican en: Provincia de los Valles Intermontanos de las Sierras Pampeanas, que incluyen el Valle de Santa María y el Valle de Tafí; Provincia de las Sierras Subandinas, que incluye el Valle de Tapia-Trancas y Provincia Tucumano Santiagueña que cubre las cuencas de la Llanura Oriental Tucumana.

Cuenca del Valle de Tapia-Trancas

Generalidades

La Cuenca de Tapia-Trancas con una extensión de 3.900 Km^2 comprende un sector del centro-norte de la Provincia de Tucumán. Se encuentra limitada al este por la Sierra de Medina, al oeste por las serranías de Raco y las Cumbres Calchaquíes; al sur el cierre se efectúa por el Morro del Cadillal y los Bordos del Saladillo. Su límite norte se extiende hacia la Provincia de Salta.

Este sector se caracteriza por una buena recarga y escaso espesor de relleno cuaternario sobre sedimentitas Terciarias de elevado contenido salino.

La cuenca está constituida por formaciones que van desde el Paleozoico al Cuaternario y que sufrieron plegamientos y fallamientos, dando lugar a la formación de un sinclinal elongado norte-sur.

La parte alta de la cuenca está formada por rocas del basamento de escasa permeabilidad secundaria, y en los bordes del sinclinal se encuentra una secuencia Mesozoica-Terciaria con rocas de baja permeabilidad. Al pie de las sierras se desarrollan depósitos aluviales y en las zonas profundas de los valles están localizados los depósitos cuaternarios portadores de agua de buena calidad.

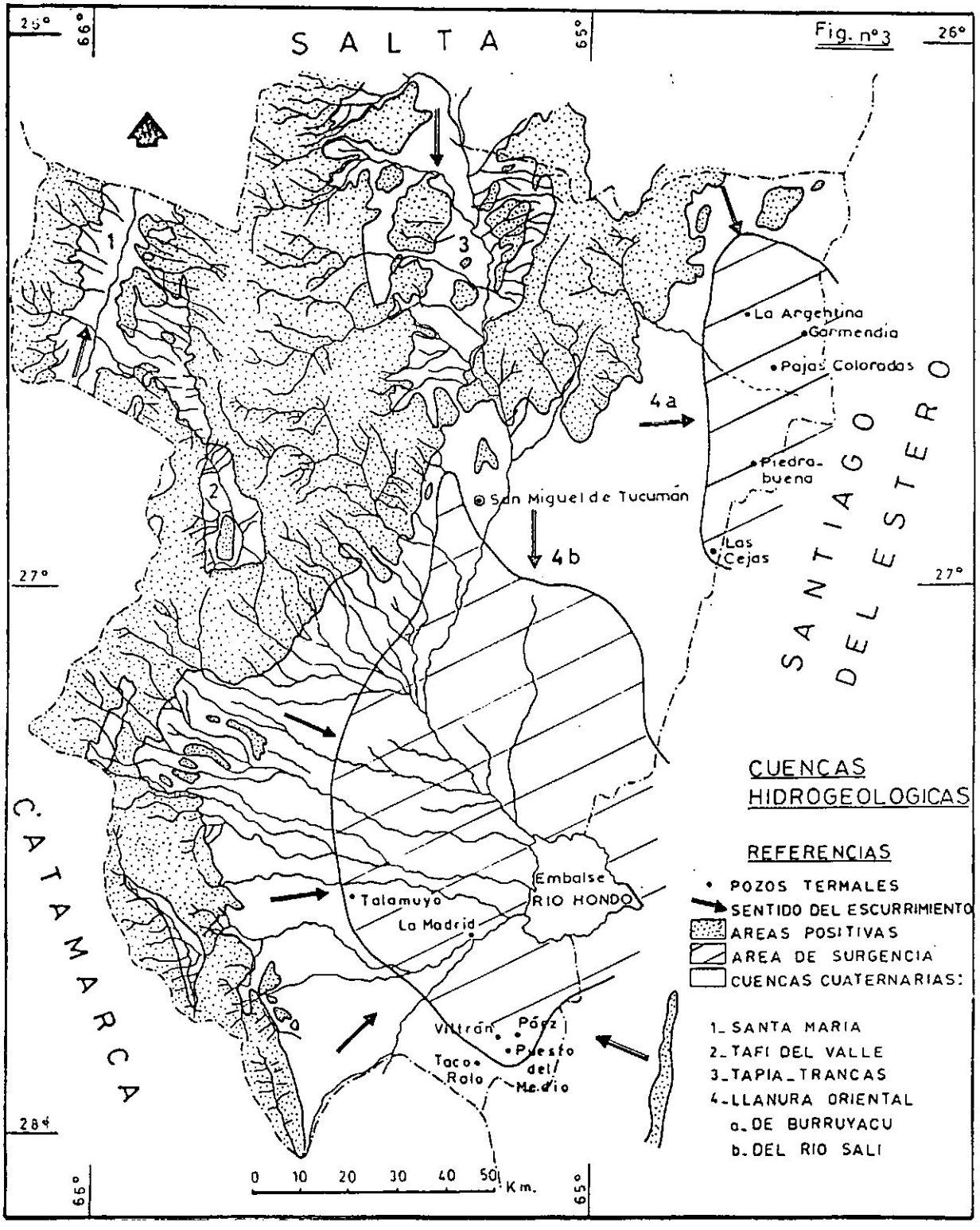


Fig. nº3
SALTA
SANTIAGO DEL ESTERO
CATAMARCA
25°
26°
27°
28°
65°
66°
1
2
3
4a
4b
La Argentina
Garmendia
Pajas Coloradas
Piedra-buena
Las Cejas
San Miguel de Tucumán
Talamuyo
La Madrid
Embalse RIO HONDO
Vilrán
Pozo
Puesto del Medio
Taco Rolo
0 10 20 30 40 50 Km.
CUENCAS HIDROGEOLOGICAS
REFERENCIAS
POZOS TERMALES
SENTIDO DEL ESCURRIMIENTO
AREAS POSITIVAS
AREA DE SURGENCIA
CUENCAS CUATERNARIAS:
1_SANTA MARIA
2_TAFI DEL VALLE
3_TAPIA_TRANCAS
4_LLANURA ORIENTAL
a_DE BURRUYACU
b_DEL RIO SALI

Localidad	Año	Profundidad (m.)	Nivel estático (m.)	Caudal (m^3/h)	Temperatura bbp (°C)
Talamuyo	1914	454.00	+6.00	5	38.0
La Madrid	1942	308.20	+3.00	33	39.0
Taco Ralo	1973	410.09	-10.50	75	42.0
Viltrán	1942	426.50	+5.00	10	43.0
Páez	1941	276.35	+5.00	46	48.0
Puesto del Medio	1976	412.00	+10.00	100	50.7
La Argentina	-----	356.78	+2.00	100	26.0
Garmendia	1974	402.80	+24.25	50	39.0
Pajas Coloradas	1945	273.40	+11.50	100	28.1
Piedrabuena	1968	312.00	+3.80	12	27.0
Las Cejas	1974	196.28	+7.20	68	32.4

Planilla de las perforaciones indicadas en la fig. 3.

Clima

La zona presenta una precipitación anual de 400 a 600 mm en al zona baja, aumentando hasta alcanzar valores de 800 mm en la vertiente oriental de las Cumbres Calchaquíes. Las lluvias son periódicas con una estación seca en el invierno. La temperatura media anual es de 18° C.

Estos valores determinan para el valle un clima seco de estepa, caracterizado por la escasez de precipitaciones y la fuerte evapotranspiración.

El colector hídrico principal es el Río Salí, al que alimentan los ríos El Tala, Acequiones, Vipos, Choromoro y Candelaria.

Hidrogeología

El Valle de Tapia-Trancas presenta un 55% de su territorio ocupado por unidades Mesozoicas-Terciarias no aptas para cultivo, con escasa agua y de mala calidad. El 45% restante corresponde a depósitos cuaternarios aluviales, los que constituyen los reservorios de agua subterránea. No obstante ello y dado el reducido espesor del relleno y las fuertes pendientes, las posibilidades de encontrar acuíferos importantes son escasas, exceptuando el fondo del valle.

En el fondo del valle, en las localidades de El Tala y Trancas, se han practicado perforaciones que alumbraron agua de buena calidad, con caudales específicos entre 4 y 10 $m^3/h/m$. Los niveles de agua están próximos a la superficie.

Cuencas de los Valles Intermontanos de las Sierras Pampeanas

Cuenca de Santa María

Generalidades

El Valle de Santa María constituye una amplia depresión tectónica con rumbo SSO-NNE, situada entre los bloques de Sierra de Quilmes al oeste y Cumbres Calchaquíes-Aconquija, al este. Se extiende desde Catamarca hasta Salta alcanzando su mayor desarrollo en la Provincia de Tucumán. Su superficie es de 1.730 Km^2.

Los bordes de esta cuenca están constituidos por metamorfitas y plutonitas de escasa permeabilidad secundaria. A sus flancos afloran potentes depósitos Mesozoicos y Terciarios.

El Cuaternario está representado por materiales de glacis, terrazas fluviales del Río Santa María y conos aluviales. Estos últimos están mejor representados en el flanco oriental de la Sierra de Quilmes. El desarrollo areal del Cuaternario en nuestro territorio es de 100 Km^2.

Clima

Las precipitaciones en el valle son del orden de los 200 mm anuales decreciendo hacia el oeste hasta alcanzar valores de 150 mm anuales en el faldeo de la Sierra de Quilmes. Las temperaturas medias anuales varían entre 14° y 16° C. El clima del Valle es de tipo desértico, frío, con lluvias en el verano y un largo período seco.

El Río Santa María que corre de sur a norte es el colector principal y recibe aportes de los ríos que descienden de la Sierra de Quilmes y Cumbres Calchaquíes-Sierras del Aconquija. Su principal afluente es el Río de Amaicha.

Hidrogeología

La Cuenca de Santa María, tiene un marcado déficit hídrico anual, recibiendo sólo un mínimo aporte de las precipitaciones en la zona de los conos adosados a ambas laderas de las sierras, especialmente en la Sierra de Quilmes.

Los principales reservorios de aguas subterráneas se localizan en estos conos, donde la granulometría de los materiales determina la existencia de acuíferos con aguas de buena calidad, caudales entre 100 y 200 m^3/h y con niveles estáticos a escasa profundidad, en algunos casos con surgencia natural. La zona de mayores posibilidades se encuentra vecina a las márgenes del Río Santa María, donde la zona distal de los conos aluviales sobrepasan la margen del río en el subsuelo.

Valle del Tafí

Generalidades

El Valle de Tafí está emplazado en una depresión tectónica de 400 Km^2 de superficie, con un rumbo NNO-SSE. Está rodeado por bloques del basamento con metamorfitas

intruídas por rocas ácidas. Sobre el basamento se extiende una delgada cobertura relicto de materiales terciarios. El relleno cuaternario del valle se compone de conos, glacis, materiales de acarreo fluvial y depósitos loéssicos.

El colector principal del valle es el Río La Angostura o de Tafí del Valle, cuyo trazado evidencia un fuerte control estructural.

Clima

Se trata de un valle intermontano con precipitaciones medias anuales que alcanzan los 400 mm. Las precipitaciones se concentran en los meses de verano, observándose un marcado déficit hídrico el resto del año. La temperatura media anual es del orden de 18° C.

Hidrogeología

La población del valle se abastece de agua potable mediante la captación superficial del Río Los Blanquitos. Esta fuente de agua se ve afectada en los meses de verano debido a los aluviones provocados por las precipitaciones, que colmatan y arrasan la toma de agua y la planta potabilizadora, emplazada en la margen distal del cono aluvial de dicho río.

La recarga de los acuíferos proviene de las precipitaciones registradas en los conos aluviales al pie de las Sierras. En menor proporción los acuíferos son recargados por el subálveo del río. Las mejores zonas para el aprovechamiento del agua subterránea se localizan en El Churqui y El Mollar, además de una franja desarrollada en ambas márgenes del Río La Angostura, entre la Villa de Tafí y La Angostura. Los acuíferos explotados se localizan a una profundidad máxima de 60 m. Los caudales obtenidos son de 4 $m^3/h/m$, con aguas de buena calidad.

Cuencas de la Llanura Oriental Tucumana

Generalidades

La llanura tucumana forma parte de la Provincia Hidrogeológica Tucumano-Santiagueña y se extiende en el sector oriental de la provincia, desde las Sierras del Aconquija en el sur y las Sierras de La Ramada y del Campo en el norte, hasta sobrepasar el límite con la Provincia de Santiago del Estero.

Tiene una extensión de 200 Km de norte a sur y un ancho promedio de 50 Km. Esta superficie del orden de los 10.000 Km^2 y con una suave pendiente al este, tiene en su parte centro norte una divisoria de aguas que es la expresión de una estructura positiva en el subsuelo, que divide la llanura oriental en dos cuencas hidrogeológicas.

El conocimiento de la geología de la cuenca proviene de observaciones de afloramientos más los datos aportados por perforaciones para agua que no sobrepasaron los 500 m de profundidad.

Investigación geofísica registrada mediante sísmica de refracción por Yacimientos Petrolíferos Fiscales (1966), fue de gran importancia aunque muy puntual, en la zona central y este de la cuenca.

Clima

Las precipitaciones en las Sierras del Aconquija superan los 1.800 mm anuales, mientras que en las sierras de La Ramada y del Campo, estos valores decrecen a 800 y 900 mm anuales respectivamente.

Se observan con pequeñas variaciones, las características de un régimen de marcada estacionalidad en las precipitaciones, originando un período húmedo en los meses de verano y un período seco en los meses de invierno.

Este exceso de agua en la zona montañosa favorece la recarga de acuíferos profundos en la zona pedemontana, donde los sedimentos cuaternarios gruesos de los conos aluviales forman excelentes reservorios de agua subterránea.

Hacia el este disminuyen las precipitaciones alcanzando valores de 500 a 600 mm anuales en el límite con la Provincia de Santiago del Estero. Esta disminución de las precipitaciones sumada a las temperaturas más elevadas en la zona de llanura favorece la evapotranspiración, ocasionando déficit de agua durante todo el año para este sector de la cuenca.

La llanura en su sector sur está surcada por una densa red de ríos y arroyos permanentes que descienden desde las Sierras del Aconquija hacia el este y cuyo colector principal es el Río Salí, que circula de norte a sur en la provincia, con un fuerte control estructural en la llanura y drenando en el Dique Embalse de Termas de Río Hondo.

En el sector norte de la llanura, los cauces superficiales de carácter temporario no sobrepasan la zona pedemontana. Allí se infiltran recargando acuíferos profundos y sólo el Río Tajamar o Cajón alcanza la llanura en épocas de crecida.

Desde la zona de recarga en el pedemonte de las sierras a 500-600 m.s.n.m., hasta la zona más deprimida de la llanura con 350 m.s.n.m. en el sector norte y 250 m.s.n.m. en el sector sur, existe un desnivel importante como para permitir un buen drenaje superficial y un flujo subterráneo con niveles piezométricos de surgencia en la zona de la llanura (Tineo, 1987).

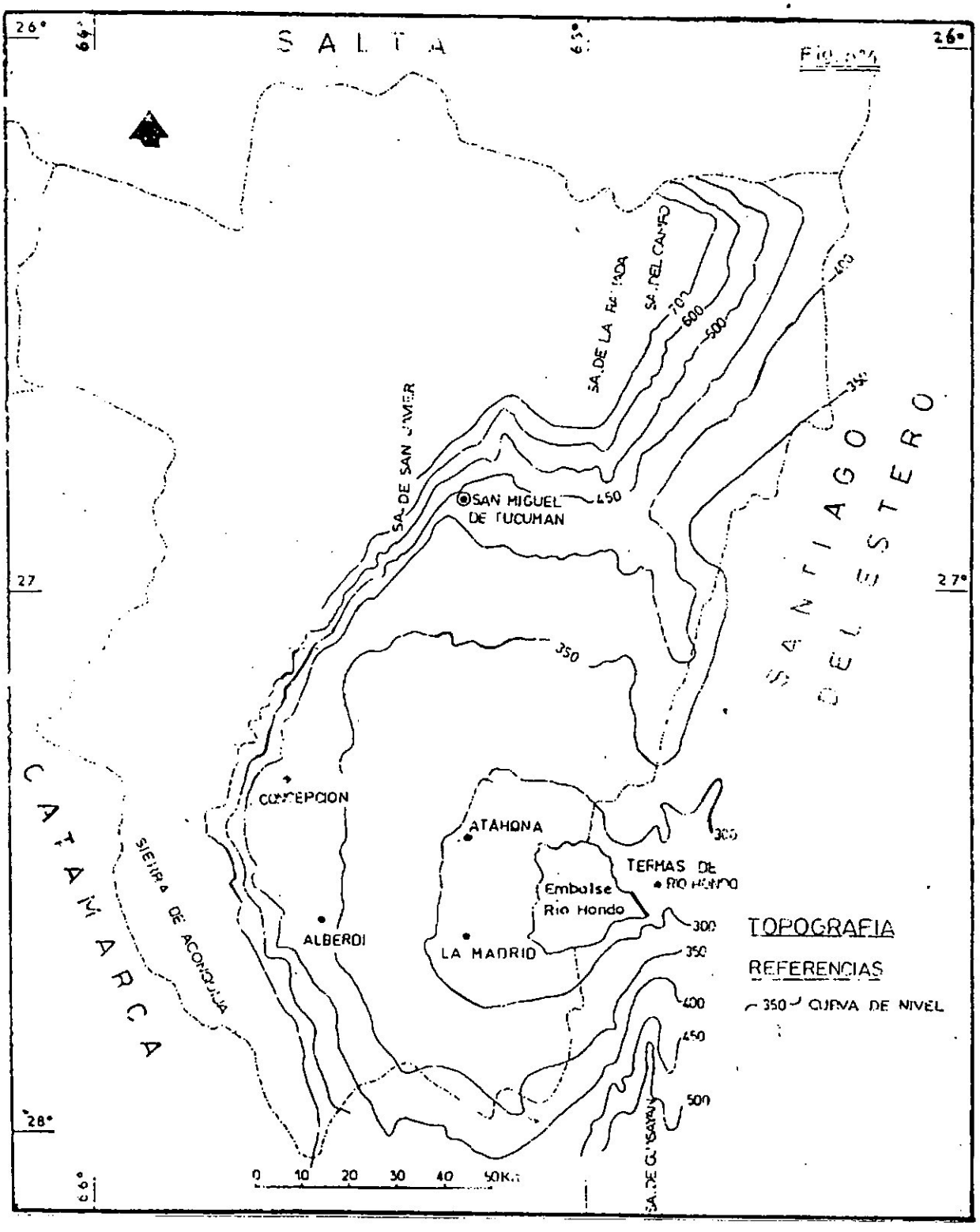
Hidrogeología

Desde el punto de vista hidrogeológico se divide a la llanura oriental en dos cuencas con características geológicas similares, aunque cuentan con importantes diferencias tanto climáticas como en los reservorios de aguas subterráneas del cuaternario..

Cuenca Hidrogeológica de Burruyacu: se desarrolla en el sector nordeste de la Provincia de Tucumán, desde el faldeo de las Sierras de La Ramada y del Campo hacia la Provincia de Santiago del Estero y desde el Río Urueña en el límite con la Provincia de Salta, hasta el máximo estructural del "espolón" de Tacanas.

Sus máximas precipitaciones alcanzan los 800-900 mm anuales en las Sierras del Campo y La Ramada y disminuyen hacia el este. Se caracteriza por la ausencia de cauces superficiales permanentes, a excepción del Río Tajamar o Cajón.

En estas sierras afloran rocas del basamento representado por metamorfitas de bajo


SALTA
SANTIAGO DEL ESTERO
CATAMARCA
SAN MIGUEL DE TUCUMAN
CONCEPCION
ALBERDI
ATAHONA
LA MADRID
TERMAS DE RIO HONDO
Embalse Río Hondo
SIERRA DE ACONQUIJA
SA. DE SAN JAVIER
SA. DE LA RAMADA
SA. DEL CAMPO
SA. DE GUASAYAN
26°
27°
28°
65°
0 10 20 30 40 50Km
TOPOGRAFIA
REFERENCIAS
350 CURVA DE NIVEL

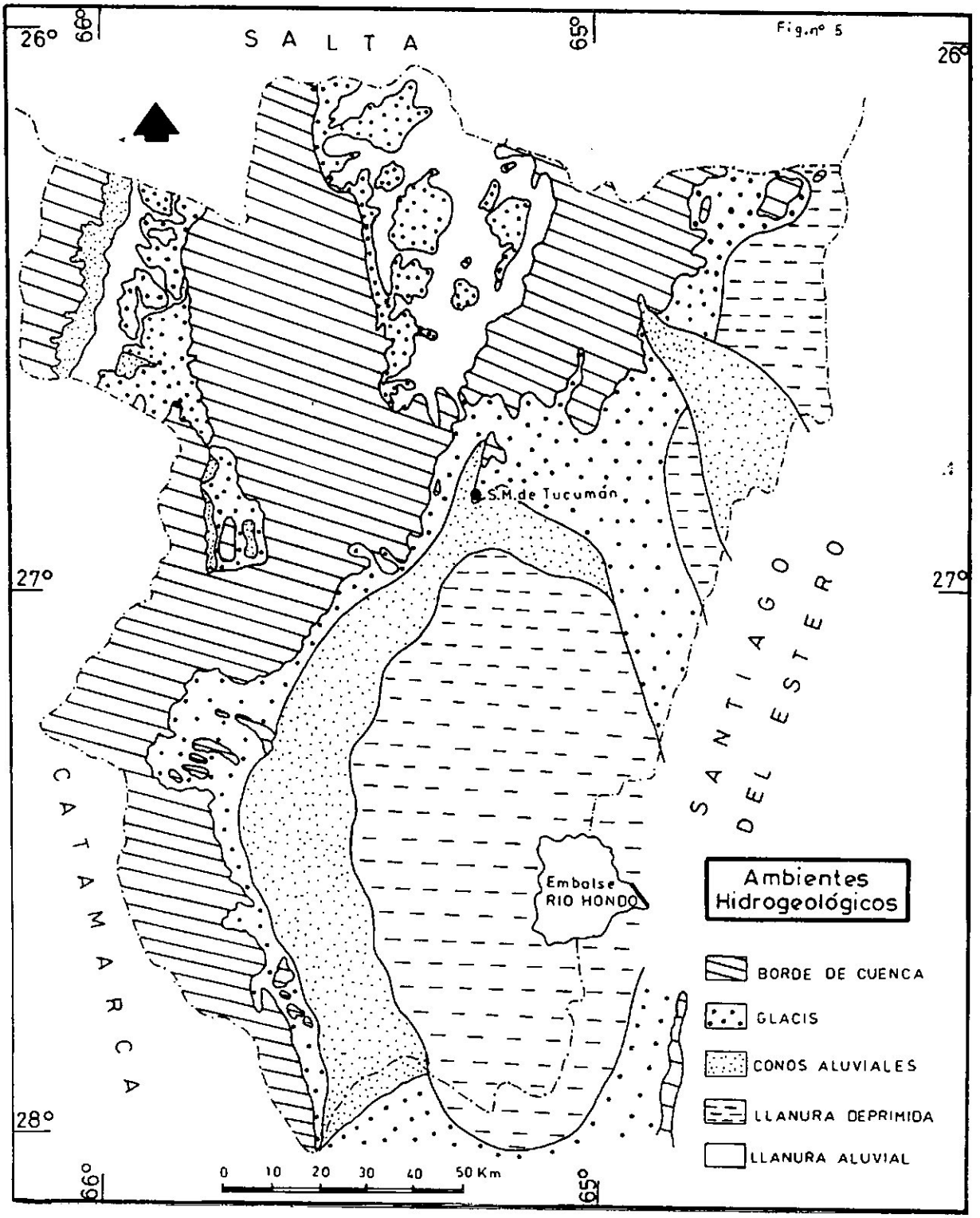


Fig.nº 5
26°
66°
S A L T A
65°
26°
S.M.de Tucumán
27°
27°
SANTIAGO DEL ESTERO
CATAMARCA
Embalse RIO HONDO
28°
Ambientes Hidrogeológicos
BORDE DE CUENCA
GLACIS
CONOS ALUVIALES
LLANURA DEPRIMIDA
LLANURA ALUVIAL
0 10 20 30 40 50 Km
66°
65°

grado, filitas y pizarras atribuidas al Precámbrico-Paleozoico inferior. Estas rocas están fracturadas y diaclasadas lo que les confiere una permeabilidad secundaria baja.

En sus bordes afloran sedimentitas de edad cretácica pertenecientes al Grupo Salta, representadas por conglomerados, areniscas y arcilitas rojas, muy compactas, con fuertes buzamientos al este. En estos niveles es frecuente la intercalación de rocas basálticas. Todo este complejo Cretácico tiene una baja permeabilidad.

Apoyadas en discordancia afloran sedimentitas de edad terciaria pertenecientes a la Formación Río Salí, atribuidas al Mioceno. Son arcilitas rojas y margas gris verdosas, con abundantes intercalaciones de bancos de yeso. Acompañan la estructura regional con pendiente al este y constituyen el basamento hidrogeológico de la región. Se manifiestan en el área pedemontana con afloramientos aislados y se encuentran a poca profundidad en los núcleos de lomadas de una amplia franja, que llega hasta la llanura deprimida en el sector oriental.

Los sedimentos cuaternarios cubren toda el área, desde el borde de las sierras hasta la llanura vecina, aunque con importantes variaciones en su espesor y sus características litológicas.

Se han determinado diferentes ambientes hidrogeológicos que responden a condiciones estructurales y sedimentarias del cuaternario de esta cuenca.

a- En el sector noroeste, en la localidad de Burruyacu, existen condiciones artesianas por debajo de los 100 m de profundidad, que estarían vinculadas a una importante depresión entre la Sierra del Campo y el Cerro Remate.

b- El Valle del Río Cajón, con un relleno moderno sobre estructuras terciarias, hasta sobrepasar la zona pedemontana. A partir de allí el Río Cajón desarrolló un importante cono aluvial (Tineo et. al., 1991), que controla la distribución y comportamiento de los acuíferos en la llanura, con condiciones artesianas y excelentes caudales y calidad en la parte distal del mismo. Este cono sobrepasa los límites con Santiago del Estero.

c- La amplia franja desarrollada desde el sector pedemontano de la Sierra de La Ramada hacia la llanura deprimida en el este, representada por una serie de lomadas suaves con gran heterogeneidad en el subsuelo, donde los reservorios de agua son de poco caudal y con incrementos en su contenido salino.

d- Finalmente la zona que cubre la llanura deprimida limitada por la periferia del área de surgencia hacia al oeste. Allí se localizan acuíferos confinados emplazados por debajo de los 100-200 m bajo boca de pozo.

En la zona de descarga, hacia las localidades de Las Cejas en Tucumán e Isca Yacu en Santiago del Estero, se han obtenido los mayores rendimientos de agua por surgencia natural, alcanzando en algunos casos presiones que son incontrolables con pequeños equipos de perforación.

Es de destacar que las perforaciones realizadas por debajo de los 300 m de profundidad han determinado importantes anomalías térmicas.

Cuenca Hidrogeológica del Río Salí: se extiende desde las Sierras del Aconquija al

oeste hasta sobrepasar el límite con la Provincia de Santiago del Estero por el este, donde los afloramientos del basamento de la Sierra de Guasayán sirven de cierre oriental de la cuenca. El sector sur está limitado por el extremo septentrional de las Sierras de Ancasti y hacia el norte por la dorsal del espolón de Tacanas.

Tiene una superficie del orden de los 6.000 Km^2 con pendientes suaves hacia el sector sudeste donde se ubica el dique embalse de Termas de Río Hondo.

El espesor de las secuencias sedimentarias alcanza hasta 2.700 m de espesor en el centro de la cuenca, determinados por sísmica de refracción y pruebas de gravimetría. Consideramos que los niveles más profundos podrían representar sedimentos paleozoicos (Devónico?) y cretácicos. Terrenos de edad terciaria suprayacen a estas sedimentitas con espesores que alcanzarían los 1.700 m de espesor (Tineo A., 1988). La sedimentación cuaternaria cubre toda la cuenca hidrogeológica del Río Salí, desde los glacis en el pie de monte de las Sierras del Aconquija y los conos aluviales coalescentes que se desarrollaron en el área de recarga, hasta los niveles más finos de origen eólico en el ambiente de llanura.

Desde el punto de vista hidrogeológico se pueden distinguir diferentes ambientes vinculados a sus características litológicas y a la recarga de los acuíferos profundos.

a- El sector pedemontano alto, en ambientes de glacis, donde la cubierta cuaternaria es de poco espesor y se desarrolla sobre niveles terciarios impermeables. Cuenta con acuíferos de escaso caudal y su calidad condicionada al contacto con terrenos salinos del sustratum terciario.

b- Los conos aluviales coalescentes, que forman un frente importante en el faldeo bajo de las Sierras del Aconquija y San Javier, son los mayores reservorios de agua subterránea en esta cuenca, con una recarga asegurada por la infiltración de las abundantes lluvias en el oeste. El agua circula por reservorios de elevada permeabilidad y el agua es de buena calidad.

c- La zona distal de los conos se interdigitan con los niveles pelíticos de los sedimentos de llanura. Allí predominan los acuíferos múltiples con presión artesiana. Se explotan acuíferos sur gentes de buena calidad y por debajo de los 200-300 m bajo boca de pozo se observan anomalías térmicas.

La conformación geológica del subsuelo, donde predominan sedimentos permeables del Terciario (Plioceno?) y Cuaternario con suave pendiente al este, permite la circulación del agua en esa dirección de la cuenca.

El borde oriental de la cuenca tiene un cierre impermeable en los afloramientos de rocas del basamento de la Sierra de Guasayán en territorio de Santiago del Estero.

En su borde afloran sedimentitas terciarias de la Formación Río Salí de edad Mioceno, representadas por arcilitas verdes con abundantes bancos de yeso. En una serie de lomadas paralelas a las sierras afloran sedimentos pelíticos de la Formación Las Cañas de edad Pliocena.

Cubren estos afloramientos sedimentos finos del Cuaternario con suave pendiente al Oeste. En ese sector no existen cauces superficiales permanentes y los escasos pozos

existentes proveen agua con elevado tenor salino, utilizada eventualmente para la ganadería dada su tolerancia a las sales.

El desnivel entre el área de recarga en la zona pedemontana de las Sierras de Aconquija a 500 m.s.n.m. y la zona más deprimida que rodea al embalse de Termas de Río Hondo, a 250 m.s.n.m., confiere una importante presión artesiana a los acuíferos profundos.

Las perforaciones para explotación de agua subterránea realizadas en la cuenca, indican la existencia de acuíferos múltiples, con buenos caudales de surgencia natural de hasta 100 m^3/h y aptas para el consumo humano (Dirección Provincial del Agua, 1992).

A estas características se debe agregar que se han determinado anomalías térmicas por debajo de los 200 m de profundidad, con temperaturas que varían entre 40° y 50° C.

Recientemente hemos realizado trabajos sobre estas anomalías (Iglesias, et al, 1989) donde se determinaron geotermómetros en base a análisis químicos de perforaciones para el sector oriental de las Cuencas del Río Salí y de Burruyacu, que indican temperaturas de foco del orden de los 150° C.

RIESGOS DE CONTAMINACIÓN

El hombre y las actividades que éste desarrolla constituyen el factor determinante en el elevado grado de contaminación y degradación que se registran. A continuación se analizarán las principales fuentes de contaminación y degradación del ambiente en la Provincia de Tucumán.

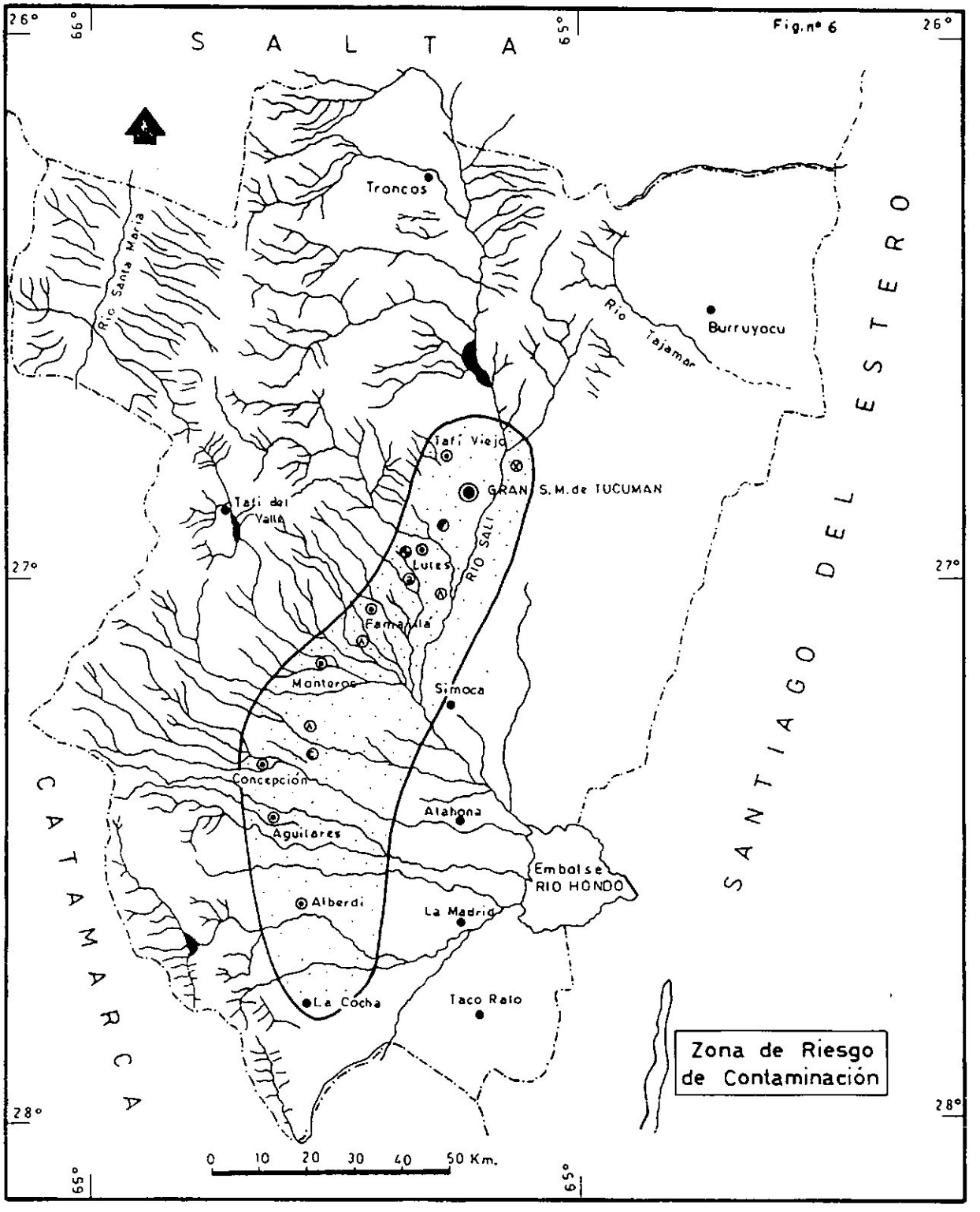
Fuentes Contaminantes del Agua

Los centros urbanos de Tucumán se caracterizan por su elevada densidad poblacional. Estos asentamientos urbanos, incluidos la Ciudad de San Miguel de Tucumán, vierten sus efluentes domiciliarios en su mayor parte "crudos", sin ningún tipo de tratamiento previo a los cursos de agua superficiales. Por las características topográficas de la Llanura Tucumana, todos los ríos que drenan la ladera oriental de Cumbres Calchaquíes-Sierras del Aconquija desaguan en el Dique de Termas de Río Hondo. Este dique acaba por constituir el foco receptor de la contaminación producida por las ciudades y sus industrias, emplazadas aguas arriba.

Entre las industrias que causan mayor contaminación podemos citar a los ingenios azucareros y a las alcoholeras, que vierten cachaza y vinaza. En Tucumán hay 16 ingenios en funcionamiento, de los cuales 10 se ubican en el sur de la provincia.

Las citrícolas aportan pulpa, cáscara de limón y ácidos orgánicos a los ríos y se localizan en los alrededores de Tafí Viejo y San Miguel de Tucumán. En la actualidad hay 6 plantas de tratamiento de citrus en el sector aludido.

La papelera que aporta sólidos orgánicos principalmente, se encuentra actualmente paralizada.



REFERENCIAS

- RIOS
- DIQUE DE EMBALSE
- LOCALIDAD
- LIMITE INTERPOVINCIAL
- AREA CON MAYOR DENSIDAD DE POBLACION

- CONTAMINACION URBANA
- CONTAMINACION URBANA E INDUSTRIAL
- CITRICOLA
- ALIMENTICIA
- PAPELERA
- INGENIO
- TEXTIL
- ALCOHOLERA

El mal manejo de plaguicidas y abonos fosforados y nitrogenados en la explotación agrícola produce por lavado de los suelos, la incorporación a las aguas superficiales y el acuífero libre, de elementos tóxicos para el hombre.

Otro factor a tener en cuenta en la contaminación de grandes centros urbanos es el emplazamiento de cementerios "parque". En el área pedemontana de Yerba Buena y Tafí Viejo se localizan tres cementerios de este tipo. Con ello se incrementa el riesgo de contaminación bacteriológica del acuífero libre.

Los basurales ubicados en las zonas periféricas de las ciudades, sin el correspondiente tratamiento de desechos, contaminan la capa freática y los suelos del sector, en muchos casos aguas arriba de centros poblados.

Fuentes Contaminantes y Degradatorias del Suelo

El mal manejo agrícola-ganadero condujo a algunos sectores de la provincia, zona semiárida oriental y zona serrana occidental, a la pérdida de la cobertura vegetal de los suelos, originado por el desmonte irracional, la tala, la quema y el sobre pastoreo. La ampliación de las fronteras agrícolas en la década del '70, produjo la tala del bosque nativo para facilitar los cultivos anuales de sorgo, soja, etc., introduciendo prácticas agrícolas que erosionaron los suelos.

La explotación de áridos en los ríos de la provincia sin planificación ni legislación condujo a la modificación de cursos de agua con la generación de procesos erosivos fluviales que degradaron el paisaje natural y pusieron en riesgo obras ingenieriles aguas abajo de las extracciones. Un fenómeno bastante común que se deriva de la extracción descontrolada de áridos en los ríos, es la cada de puentes viales y ferroviarios. Esta explotación se intensificó principalmente en el Río Salí dado su proximidad a centros de consumo.

Estas prácticas mineras se extendieron a otros ríos de la provincia y a canteras secas, donde se produjeron grandes socavones que en algunos casos alcanzan los 10 metros de profundidad. Para su relleno, los municipios lo utilizan como receptores de residuos domiciliarios.

Las actividades de canteras de arcillas para la elaboración de ladrillos y cerámicos produce también serios inconvenientes, debido a la excavación de grandes volúmenes de materiales y la formación de profundas olladas.

LISTA DE TRABAJOS CITADOS EN EL TEXTO

DIRECCIÓN PROVINCIAL DEL AGUA, DEPARTAMENTO PERFORACIONES, 1992 Perfiles de perforaciones del Laboratorio Hidrogeológico. Inéditos.

ESTACIÓN EXPERIMENTAL AGROINDUSTRIAL OBISPO COLOMBRES, DEPARTAMENTO DE AGROCLIMATOLOGÍA, 1992.- Registros climáticos de la Provincia de Tucumán. Inéditos.

IGLESIAS, E.; TINEO, A.; DURÁN, M.; VERMA, M.; GARCÍA, J.W.; BARRAGÁN, R.M. Y FALCÓN, C.M., 1989.- Geochemical Survey of the Llanura Tucumana Geothermal

Area, Argentina. Geothermal Resources Council Transaction, Volumen (13): 165-171. California.

RABSIUN, S., 1960.- Introducción a la Hidrología de Tucumán. Publicación N° 821: 1-179. Facultad de Ciencias Exactas y Tecnología. Universidad Nacional de Tucumán.

STAPPENBECK, R., 1915.- Las Aguas Subterráneas del sur de la Provincia de Tucumán. Boletín Oficial de la Casa de Gobierno de la Provincia de Tucumán. T (17): 1-37.

STAPPENBECK, R., 1921a.- Reseña Hidrogeológica del Nordeste de la Provincia de Tucumán y partes adyacentes. Dirección General de Minas, Geología e Hidrología. :215-227. Buenos Aires.

STAPPENBECK, R., 1921b.- Estudios Geológicos e Hidrogeológicos en la zona subandina de las Provincias de Salta y Tucumán. Anales del Ministerio de Agricultura de la Nación. Sección Geología, Mineralogía y Minería. Tomo XIV (5): 1-135. Buenos Aires.

TINEO, A.; FERNÁNDEZ, R.; GUERRERO, C. Y DE LA VEGA, E., 1984. Capítulo XVII: 155-170 - Hidrogeología. Libro Geología de Tucumán. Colegio de Graduados en Ciencias Geológicas de Tucumán.

TINEO, A., 1987.- Características Geológicas de la Cuenca Geotermal de la Llanura Tucumana, República Argentina. Simposio Internacional sobre Desarrollo y Explotación de Recursos Geotérmicos. (Instituto de Investigaciones Eléctricas y Comunidad Económica Europea). Tomo (1): 332-337. Cuernavaca, Morelos.

TINEO, A., 1988.- La Cuenca Sedimentaria del Río Salí- Provincia de Tucumán. V° Congreso Geológico Chileno. Tomo (2): 115-116. Antofagasta.

TINEO, A.; GARCÍA, J.W. Y FALCÓN, C.M., 1991.- El Cono Aluvial del Río Cajón, Provincia de Tucumán, República Argentina. VI° Congreso Geológico Chileno. Tomo (1): 373-422. Viña del Mar.

TINEO, A.; GARCÍA, J.W.; FALCÓN, C.M.; D'URSO, C.H. Y RODRÍGUEZ, G. - (En prensa) Características Hidroquímicas de las Aguas Subterráneas del Cono Aluvial del Río Cajón, Provincia de Tucumán, República Argentina. I° Congreso Hidrogeológico Latinoamericano. Mérida.

YACIMIENTOS PETROLÍFEROS FISCALES, 1966.- Pruebas Sísmicas de Refracción. Informe Inédito.

RUIZ HUIDOBRO, O.J. Y SOSIC, M.V.J., 1980.- Capítulo: Aguas Subterráneas. II Simposio de Geología Regional Argentina. T(2): 1641 1691. Academia Nacional de Ciencias de Córdoba.

MODELACIÓN HIDROGEOQUÍMICA DE LOS PROCESOS DE SALINIZACIÓN DEL ACUÍFERO DE MAR DEL PLATA (ARGENTINA)

Emilia María Bocanegra
Centro de Geología de Costas y del Cuaternario. UNMDP
Casilla de Correo 722.Correo Central. 7600 Mar del Plata

RESUMEN

En las regiones costeras, la explotación de las aguas subterráneas suele producir la migración de la interfaz agua dulce-agua salada hacia el continente y la consecuente contaminación del acuífero por intrusión marina.

El acuífero de Mar del Plata, que ha estado bajo explotación continua y creciente desde principios de siglo, comenzó a registrar un proceso de salinización hacia la mitad de la centuria, evaluado por el incremento progresivo espacial y temporal de la concentración de cloruros en el área urbana.

La velocidad de avance del frente salino superó los 150 m/año, pudiéndose definir un área contaminada de más de 15 km^2.

El agua dulce, en contacto con un medio acuífero constituido por sedimentos loessoides con intercalaciones calcáreas, era inicialmente bicarbonatada sódica. Se transformó en clorurada sódica debido al fenómeno de mezcla con agua de mar. Su composición ha estado también controlada por procesos hidrogeoquímicos relacionados con las fases minerales presentes.

Con objeto de predecir la composición de una solución bajo la acción de efectos modificadores frecuentes durante los procesos de intrusión marina, se ha realizado la modelación hidrogeoquímica de la mezcla con agua de mar, de una solución cuya composición química es representativa del agua dulce original del acuífero, en proporciones de concentración de cloruros iguales a las que se verifican en los análisis de diversos pozos correspondientes a los años 1956-57.

La simulación hidrogeoquímica se realizó empleando el programa PHREEQE, que modela diferentes tipos de reacciones y en cada etapa de la simulación calcula el pH, el pe, la concentración total de los elementos, la tranferencia de masa, la especiación y el estado de saturación.

Las reacciones simuladas son las siguientes:

- Mezcla teórica de agua dulce del acuífero y agua de mar.
- Intercambio catiónico del sodio de la solución por el calcio de la fase sólida.
- Reducción de sulfatos.
- Estado de saturación con respecto a la calcita.

Los resultados obtenidos, han permitido verificar cuantitativamente la validez del modelo conceptual hidrogeoquímico propuesto.

Entre los posibles efectos modificadores durante el proceso de mezcla agua dulce-agua salada y como resultado de la interacción con las fases sólidas presentes, se considera que los procesos modelados pueden ser representativos del fenómeno real.

INTRODUCCIÓN

El acuífero de Mar del Plata está constituido por sedimentos pliopleistocenos limo-arenosos, con intercalaciones de niveles entoscados y arcillosos. En algunos sectores apoyan sobre sedimentitas marinas miocenas y en otros directamente sobre el basamento hidrogeológico conformado por ortocuarcitas eopaleozoicas fracturadas.

La explotación intensiva de este acuífero produjo un aumento de la salinización de las aguas subterráneas, siendo algunas de sus consecuencias negativas el deterioro de la calidad y el abandono de pozos en el radio urbano.

El primer estudio de detalle sobre las características y evolución de los parámetros hidroquímicos realizado por Sala et al (1980), pone de manifiesto un incremento del residuo seco a expensas del cloruro en el sector central,- que era el de máxima explotación- con un mecanismo de salinización en sentido del flujo regional (de oeste a este), y otro en sentido contrario. La relación HCO_3^-/Cl^- disminuye con el aumento del residuo, haciéndose notoriamente inferior a la unidad. De los tres posibles procesos de salinización que analiza, ascendente, por recorrido y lateral por aporte marino, concluye que si bien las mayores evidencias avalarían la última hipótesis, no deberían descartarse los otros procesos que podrían haber sobrevenido a la explotación.

Bocanegra et al (1993) definen por medio de un mapa de isocronas (Fig.1), la evolución del frente salino, correspondiéndose las áreas salinizadas con las fechas a partir de las cuales comenzó el incremento del contenido de cloruros. Los cambios en la composición iónica, bajo la hipótesis de mezcla de agua dulce con agua de mar, estarían asociados a intercambio catiónico y a precipitación de calcita. El déficit de sulfato. dado que las condiciones termodinámicas no favorecerían su precipitación, podría vincularse a la presencia de condiciones reductoras más profundas.

En el presente trabajo se ha realizado un modelo geoquímico con objeto de reproducir cuantitativamente una solución real a partir de la mezcla teórica agua dulce-agua salada, bajo la acción de los procesos mencionados, en muestras de distintos pozos. De esta manera y luego de la confirmación de todos los procesos a través de evidencias químicas, se espera poder predecir la evolución de la composición hidroquímica del acuífero.

METODOLOGÍA

El control de calidad de los datos se realizó mediante el empleo del código ANAQUIM (Usunoff & Morano, 1993,inédito), que evalúa el error de las muestras, realiza test de validación de los análisis químicos y calcula índices hidroquímicos y relaciones de interés.

La modelación hidrogeoquímica se efectuó empleando el programa PHREEQE - pH-redox-equilibrium-equations- (Parkhurst et al, 1985), que simula las siguientes reacciones: mezcla de dos soluciones, valoración de una solución con otra, adición o sustracción estequiométrica de una reacción, adición de una reacción hasta alcanzar el equilibrio con una determinada fase mineral y cambios de temperatura en cualquiera de las reacciones anteriores.

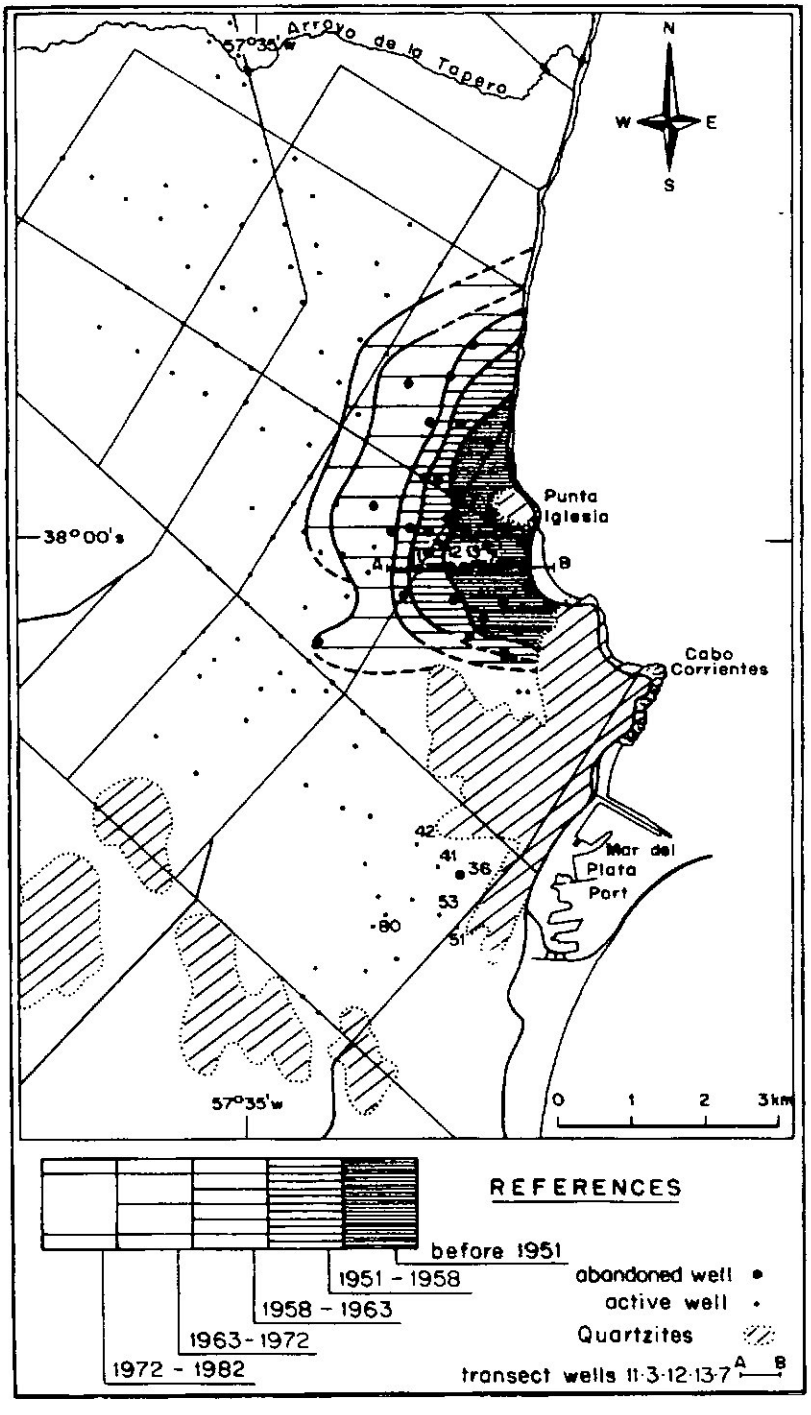


Fig. 1.- Evolución de las áreas salinizadas según el incremento del contenido de cloruros, extraído de Bocanegra et al (1993).

Las ecuaciones que utiliza el programa justifican la neutralidad eléctrica, el balance electrónico, el balance de masas para cada elemento, el equilibrio mineral para cada fase mineral y el equilibrio de masas para cada fase acuosa.

Para cada reacción simulada calcula el pH, el potencial redox, la concentración total de los elementos, las cantidades de minerales transferidos desde o hacia la fase acuosa, la distribución de especies acuosas y el estado de saturación de las mismas con respecto a las fases minerales especificadas.

PROCESOS HIDROGEOQUÍMICOS

El proceso de intrusión marina puede ser identificado por la variación absoluta o relativa en el agua subterránea, de algunos componentes presentes en el agua de mar, tales como Cl^-, Mg^{2+}/Ca^{2+}, Cl^-/HCO_3^- icb, etc. (Custodio & Llamas, 1976).

El agua mezcla resultante tiene un porcentaje de agua de mar que puede ser calculado a partir de la concentración de Cl^-, ión conservativo cuya concentración no está afectada por el pH, la presión o la temperatura, que se mueve con la velocidad del frente salino. No obstante la concentración del resto de los aniones y cationes a menudo no coincide con las correspondientes a la mezcla teórica, dado que suelen producirse reacciones de intercambio catiónico y de reducción de sulfatos, durante el proceso intrusivo (Hem, 1992), (Appelo & Geirnaert, 1991).

La mezcla acuosa resultante restablece el equilibrio con las fases sólidas y gaseosas presentes, lo que determina su composición química.

A continuación se presenta una breve caracterización de los principales efectos modificadores que se han simulado en el caso de estudio, teniendo en cuenta la presencia de minerales calcáreos en el acuífero.

Intercambio catiónico

Es una reacción de la interfaz agua-sólido que se produce cuando los minerales arcillosos entran en contacto con el agua; algunos cationes de las partículas pasan a la solución, quedando los silicatos de los materiales arcillosos cargados negativamente y rodeados de una nube difusa de cationes. Los grupos →Si-OH y →Al-OH de las superficies de las partículas arcillosas, en presencia de una solución alcalina como el agua de mar, perderán un protón quedando la superficie sólida cargada negativamente, esto determina su alta capacidad de intercambio catiónico (Drever, 1982).

La ecuación de intercambio en el equilibrio, de un catión monovalente por un divalente es:

$$CaEx + 2\ Na^+ = 2\ NaEx + Ca^{2+}$$

$$\frac{a^2 NaEx}{a\ CaEx} = K_{Ca-Na} \frac{a^2 Na^+}{aCa^{2+}}$$

siendo:

$aNaEx$, $aCaEx$ = actividad del Na^+ y Ca^{2+} en el sitio de intercambio.

aNa^+, aCa^{2+} = actividad del Na^+ y Ca^{2+} en la solución.

$K_{Ca\text{-}Na}$ = constante de intercambio.

Reducción de sulfatos

Las condiciones redox en las aguas subterráneas están controladas fundamentalmente por la descomposición bacteriana de la materia orgánica. Las especies acuosas sulfatadas son reducidas a sulfuros que generalmente reaccionan con minerales férricos para formar pirita. La ecuación que representa la reacción completa es: (Drever,1982)

$$2\ Fe_2O_3 + 8\ SO_4^{2-} + 15\ (C) + 7\ H_2O = 4\ FeS_2 + 14\ HCO_3^- + CO_3^{2-}$$

Siendo (C) la materia orgánica metabolizable.

De esta manera las bacterias utilizan el oxígeno del sulfato para oxidar la materia orgánica a CO_2 obteniéndose además como productos de la reacción las especies sulfurosas. En ausencia de hierro la estequiometría de la reacción es:

$$SO_4^{2-} + 2\ (C) + 2\ H_2O = H_2S + 2HCO_3^-$$

Si el pH es superior a 7 se formará primero HS^- y luego H_2S.

Interacción con minerales carbonáticos

La presencia de calcita y dolomita en el suelo y la zona no saturada hace que el agua de recarga del acuífero disuelva estos minerales hasta niveles de saturación.

Bajo las condiciones de *sistema abierto* la presión parcial del CO_2 se asume constante y está mantenida por la respiración y descomposición de la materia orgánica en el suelo. En la ecuación de equilibrio el CO_2 gaseoso reemplaza al consumido por disolución de la calcita.

$$CaCO_3 + H_2O + CO_2 = Ca^{2+} + 2\ HCO_3^-$$

El agua incrementa el pH y el HCO_3^-, evolucionando hasta alcanzar la saturación.

Si el agua en el suelo está en equilibrio con respecto a la calcita a una elevada pCO_2 y ésta disminuye en niveles más profundos de la zona no saturada, se produce una desgasificación que suele ser mucho más rápida que la precipitación de los minerales carbonáticos y el agua queda sobresaturada con respecto a la calcita.

La disolución se produce bajo condiciones de *sistema cerrado* cuando tiene lugar en la zona saturada; en esta caso está limitada por el CO_2 inicial.

El pH de las aguas subterráneas en contacto con terrenos carbonáticos oscila entre 7 y 8, lo que sugiere como más común la existencia de condiciones de sistema abierto (Freeze & Cherry, 1979). No obstante la situación más real es aquélla en que evolucionan desde condiciones de sistema abierto por encima de la superficie freática a cerrado en la zona saturada.

RESULTADOS

Entre los años 1956-57 en el área urbana de Mar del Plata existían 12 pozos en explotación, ubicados según una dirección aproximadamente paralela a la costa,

cuyas características hidroquímicas evidenciaban un proceso de salinización, alcanzándose valores de cloruros del orden de los 4000 mg/l (Fig. 2).

Entre estas perforaciones hay 11 que cuentan con análisis completo de iones mayoritarios, a los cuales se les ha realizado un control de calidad de los datos por medio del programa ANAQUIM (Usunoff & Morano, 1993,inédito). En todos los casos el error analítico es inferior al 13% y sólo en 3 muestras se supera el error permisible.

El índice de desequilibrio entre cloruros y alcalinos (icb) presenta los menores valores para el agua representativa de la composición media del acuífero y en los pozos ubicados en los extremos norte, oeste y sur del área salinizada (14,10 y 35) y tiene una tendencia creciente hacia la costa, sugiriendo un intercambio de Na^+ por Ca^{2+} y Mg^{2+}.

En el diagrama de Piper (Fig. 3) se han graficado algunas muestras representativas del área, aunque todas siguen un patrón similar. Sobre la recta AD-AS (agua dulce-agua salada) se han marcado las concentraciones porcentuales de las mezclas teóricas, considerando el ión cloruro conservativo, por lo que cada línea de trazos indica la desviación de la muestra con respecto a la mezcla teórica.

En la parte romboidal del gráfico, las direcciones son paralelas a la recta de intercambio y del triángulo de cationes se deduce que predomina el intercambio de Na^+ por Ca^{2+}. En la representación aniónica es importante la disminución del contenido de $SO4^{2-}$, que se adjudica al fenómeno de reducción.

Se ha aplicado el programa PHREEQE a todas las muestras representadas en el diagrama de Piper. En una primera etapa se ha simulado la mezcla teórica agua dulce-agua salada en la proporción correspondiente a cada muestra.

Sobre la solución resultante se ha efectuado la simulación de las siguientes reacciones en forma conjunta:

- Intercambio catiónico del sodio de la solución por el calcio de la fase sólida.
- Reducción de sulfatos producida a expensas de la oxidación de la materia orgánica por la actividad microbiana.
- Estado de saturación con respecto a la calcita de acuerdo a la solución observada.

Los resultados de la modelación que se presentan corresponden al Pozo 7 , y son análogos a los de las otras muestras.

La solución real tiene una proporción de 93.2% de agua dulce y 6.8% de agua de mar, su pH es 7.6. La especiación y estado de saturación han sido calculados también con PHREEQE y se encuentra sobresaturada con respecto a la calcita (IS = 0.54).

La solución simulada tiene pH 7.5 y se ha fijado el mismo estado de saturación. La comparación de las concentraciones del agua dulce promedio del acuífero, el agua de mar, la mezcla teórica, la solución simulada y la real se observan en el diagrama de Schoeller (Fig. 4).

La concentración de Cl^- de la solución observada, dado que se considera que no depende de las variables termodinámicas ni interactúa con las fases minerales, se

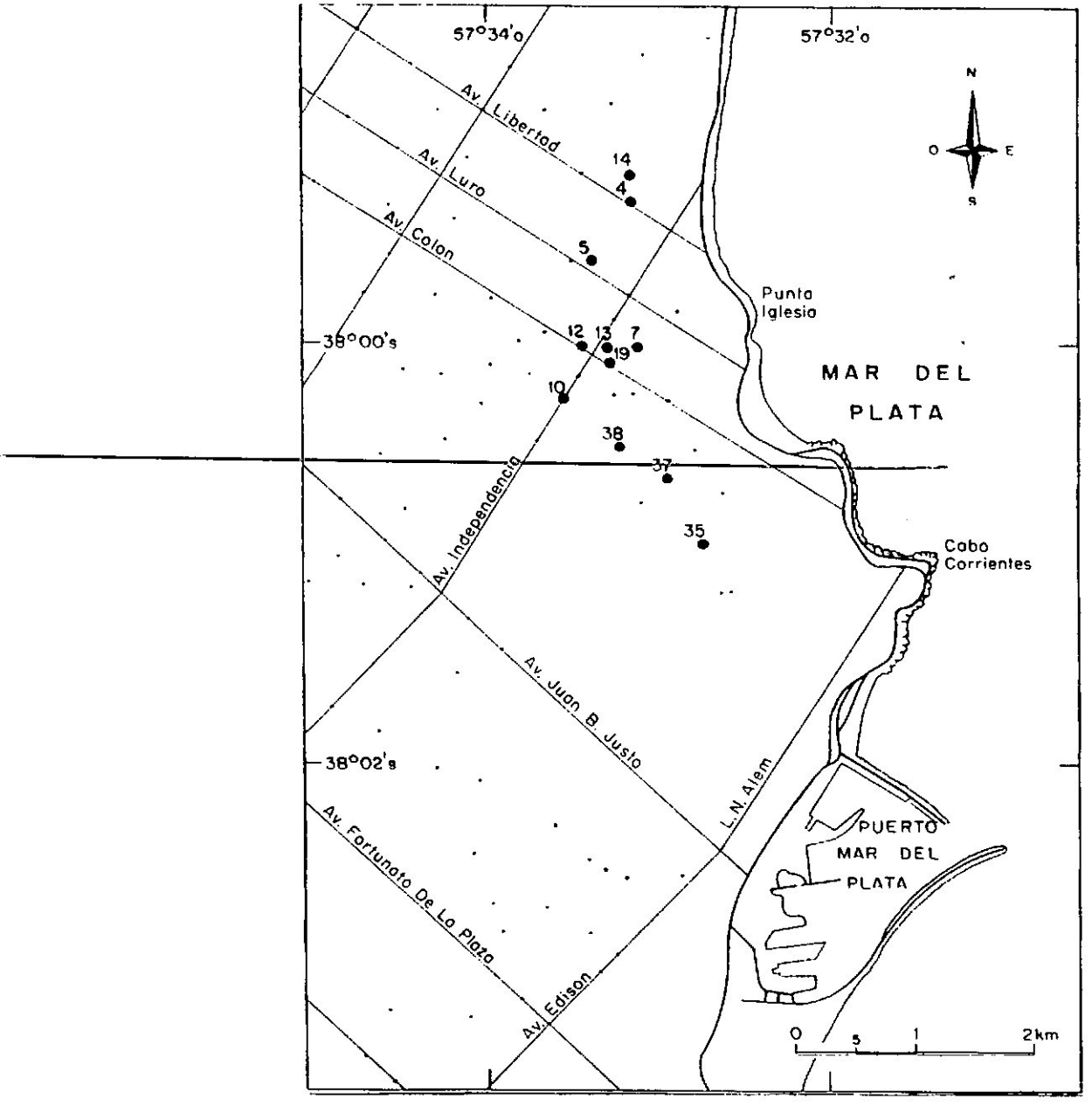


Fig. 2.- Mapa de ubicación de los pozos salinizados en explotación en los años 1956-57.

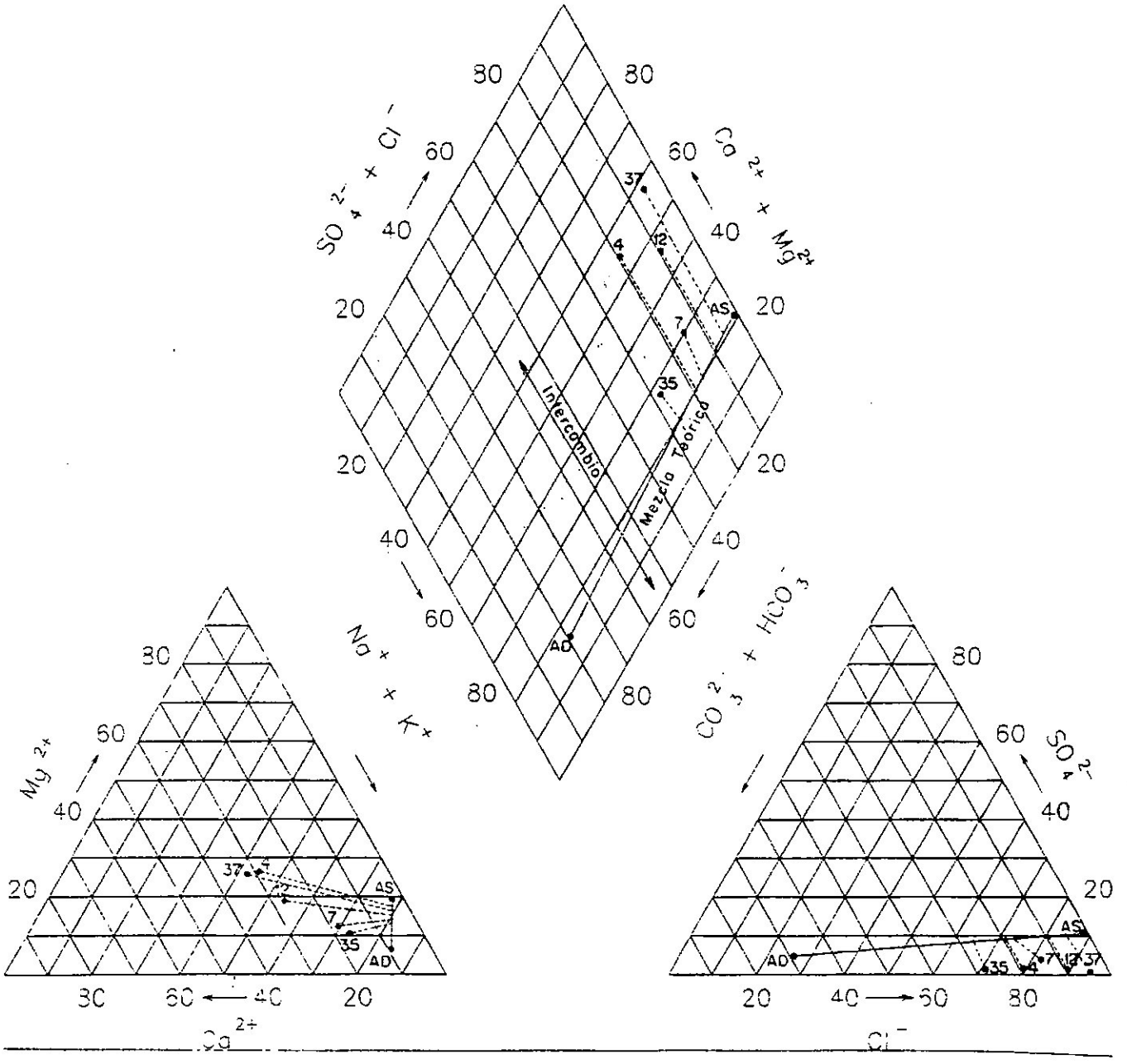


Fig. 3.-Diagrama de Piper. Desviación de las muestras respecto a la mezcla teórica de agua dulce-agua salada (AD-AS).

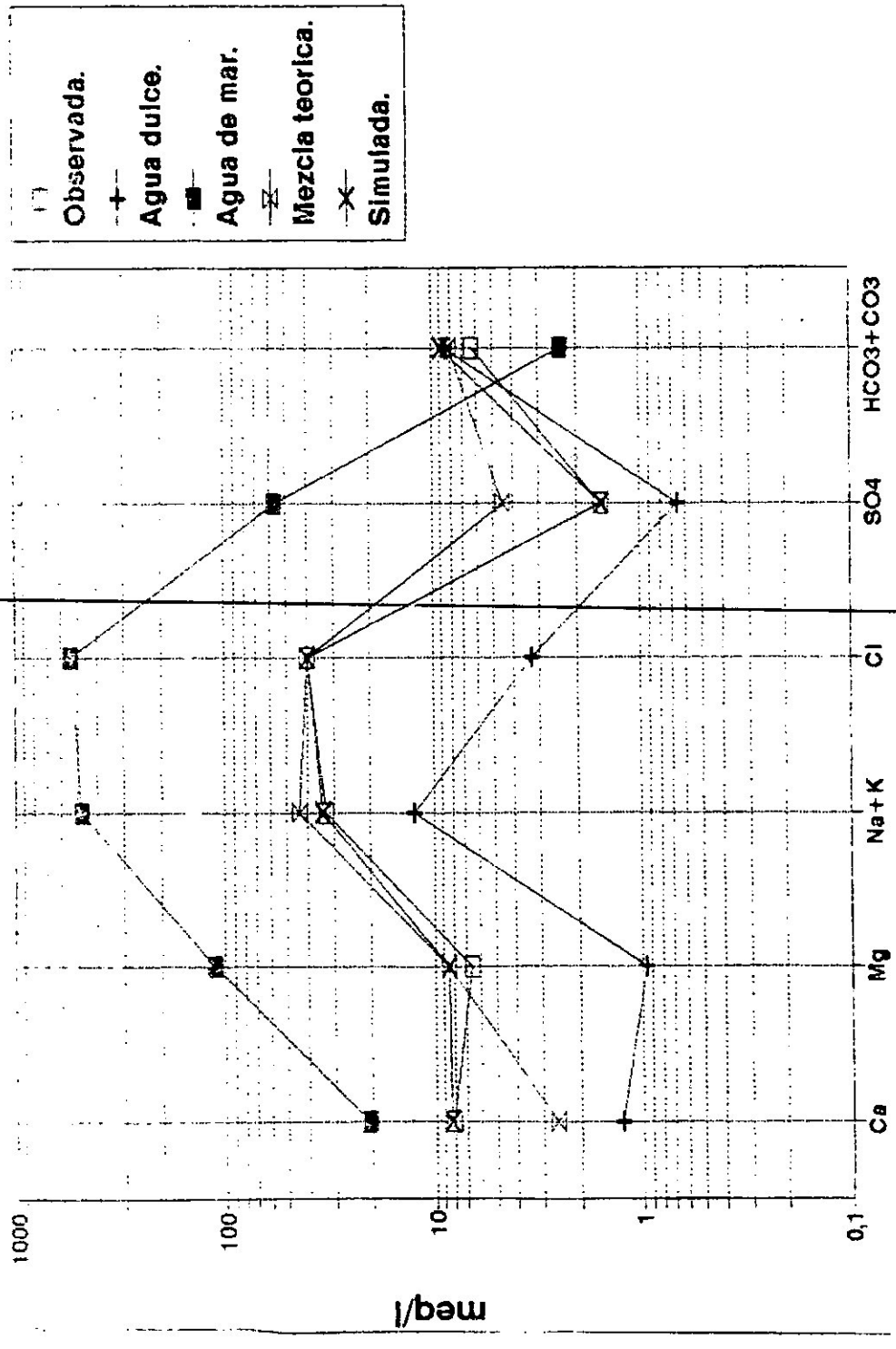


Fig. 4.- Diagrama de Schoeller. Resultados de la aplicación del modelo hidrogeoquímico al Pozo 7.

ha tomado como base para el cálculo de la mezcla teórica y la solución modelada coincide con este valor.

El Na^+ ha sido afectado por el intercambio catiónico con el Ca^{2+}, perdiendo 11 mmol/l respecto a la mezcla teórica. En la solución simulada se fijan a la fase sólida 10 mmol/l.

El Ca^{2+} logra un buen ajuste luego de las reacciones de intercambio y de disolución-precipitación de calcita hasta alcanzar el estado de sobresaturación prefijado; difiere de la mezcla teórica en 2.9 mmol/l.

El Mg^{2+} no interviene en ninguna reacción del modelo hidrogeoquímico. La mezcla teórica supera en 1 mmol/l a la solución observada. Si existiera dolomita la solución real estaría sobresaturada con índice de saturación 1.00. No obstante dado que el origen de la dolomita es siempre debido a procesos de diagénesis y no se conoce su precipitación directa de la solución, no se ha modelado la interacción con este mineral.

La disminución de la concentración de SO_4^{2-} en la solución observada respecto a la mezcla teórica se ha modelado a través de una reacción en medio reductor. Aunque no existe evidencia de materia orgánica en los sedimentos loessoides que constituyen el acuífero, se considera que la reducción de sulfatos es el fenómeno más probable. Se ha detectado la presencia de baritina en cantidades muy pequeñas, aunque por la estequiometría de la reacción no puede justificarse la falta de sulfatos en la solución.

En cuanto al ión C, se han considerado condiciones de sistema cerrado dado que la muestra de agua proviene de profundidades superiores a los 50 m respecto del nivel freático. El contenido de HCO_3^-, afectado por los procesos de disolución-precipitación de calcita y reducción de sulfatos, tiene en la solución simulada un exceso de 2.5 mmol/l en relación a la observada.

CONCLUSIONES

En el área urbana de Mar del Plata la composición del agua subterránea está controlada por el fenómeno de mezcla que se verifica en la interfaz, así como por procesos hidrogeoquímicos que se relacionan con las fases minerales con las que interactúa. Se produce de esta manera una transferencia de masa que depende de la marcha de la reacción química y que determina la distribución de las especies acuosas.

Los efectos modificadores que han sido modelados, mezcla teórica agua dulce-agua salada, intercambio catiónico, reducción de sulfatos y estado de saturación con respecto a la calcita, han permitido obtener soluciones simuladas consistentes cuantitativamente con el fenómeno real.

AGRADECIMIENTOS

Se desea expresar el reconocimiento al Dr. Daniel Martínez por sus comentarios y lectura crítica del trabajo, y a la Cart. María Virginia Bernasconi que realizó las ilustraciones.

El presente trabajo forma parte del Proyecto de Investigación Conjunta entre el Centro de Geología de Costas y del Cuaternario de la Universidad Nacional de Mar del Plata y el Departamento de Ingeniería del Terreno y Cartográfica de la Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona, que se lleva a cabo en el marco del Programa de Investigación Científica de la Agencia Española de Cooperación con Iberoamérica.

Este trabajo se incluye además en el Proyecto de Investigación de la Secretaría de Ciencia y Técnica de la Universidad Nacional de Mar del Plata.

BIBLIOGRAFIA

APPELO, C.A.J. & W. GEIRNAERT. 1991. Processes accompanying the intrusion of salt water. IAH, Hydrogeology of salt water intrusion. Verlag Heinz Heise. Vol II: 291,303.

BOCANEGRA, E.M., MARTINEZ, D.E., MASSONE, H. & J.L. CIONCHI. 1993. Exploitation effect and salt water intrusion in the Mar del Plata aquifer, Argentina. Study and modelling of salt water intrusion into aquifer, CIMNE-UPC. 177-191.

CUSTODIO, E. & J.R. LLAMAS. 1976. Hidrología Subterránea. Ediciones Omega. Tomos I y II.

DREVER, J.I.1982. The geochemistry of natural waters. Englewood Cliffs.,N.J. Prentice-Hall.

FREEZE, R.A. & J.A.CHERRY. 1979. Groundwater. Englewood Cliffs,N.J. Prentice-Hall.

HEM, J. 1992. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. U.S.Geological Survey Water-Supply paper 2254.

PARKHURST, D.L., THORSTENSON, D.C. & L. NIEL PLUMMER. 1980. PHREEQE - A computer program for geochemical calculations. U.S.Geological Survey. Water Resources Investigations. 80-96

SALA, J.M., HERNANDEZ, M.A., GONZALEZ,N., KRUSE, E. & A.ROJO. 1980. Investigación geohidrológica aplicada en el área de Mar del Plata. Conv. Obras Sanitarias de la Nación- Universidad Nacional de La Plata. Informe Inédito. 4 fascículos.

USUNOFF, E.J. & M.H. MORANO. 1993. Programa ANAQUIM. Control de calidad y procesamiento primario de datos químicos en hidrología. Inédito.

ESTUDIO DEL IMPACTO DEL SITIO DE DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS SOBRE EL AGUA SUBTERRÁNEA Y CRITERIOS PARA LA LOCALIZACIÓN DE FUTUROS RELLENOS SANITARIOS EN EL PARTIDO DE GENERAL PUEYRREDÓN.

D. E. Martínez (1, 2) y H. E. Massone (1)
(1) Centro de Geología de Costas y del Cuaternario, U.N. de Mar del Plata.
(2) CONICET.

INTRODUCCIÓN

El Partido de General Pueyrredón (Fig. 1) tiene 1460 Km^2 de extensión, está situado dentro de la llanura pampeana y es atravesado de NNW a SSE por las estribaciones orientales de las Sierras Septentrionales de la Provincia de Buenos Aires. Mar del Plata, la ciudad cabecera, cuenta con una población estable de 600.000 habitantes, la cual es duplicada durante el verano; es importante destacar que la única fuente de abastecimiento de agua la constituye el recurso subterráneo. Otras zonas urbanas de menor importancia son: Batán, Chapadmalal, Sierra de los Padres y Colonia Barragán.

La disposición final de residuos sólidos urbanos en lo que concierne al método y localización del sitio, constituye un problema común a todas las sociedades. En Mar del Plata se producen entre 400 y 600 tn/día de basura, aunque en el período estival se alcanzan las 1000 tn diarias, según las estimaciones provistas por la empresa VESA S.A., encargada de la recolección de los residuos. Si bien el manejo de estos residuos se realiza bajo el supuesto que son de tipo domiciliario, existen desechos industriales y patológicos cuya cantidad y calidad no son conocidas con exactitud.

Este trabajo es una síntesis de dos ponencias presentadas en el XII Congreso Geológico Argentino (Massone et al., 1993; Martínez et al., 1993). El objetivo es evaluar el deterioro en la calidad de las aguas subterráneas por efecto de diferentes sitios de disposición de residuos y efectuar la selección de áreas de mayor aptitud para localizar un sitio de disposición final.

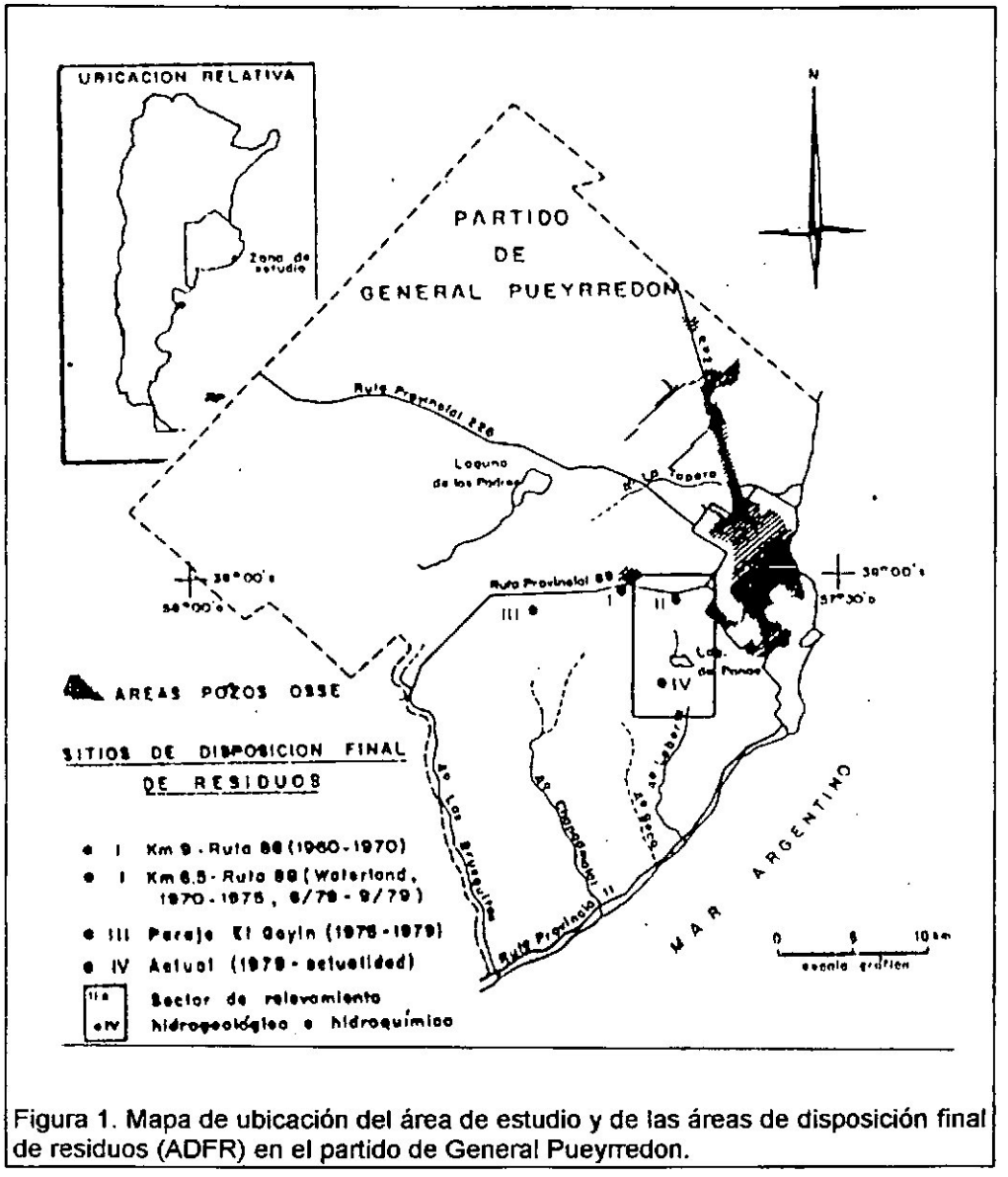


Figura 1. Mapa de ubicación del área de estudio y de las áreas de disposición final de residuos (ADFR) en el partido de General Pueyrredon.

SITIOS DE DISPOSICIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS DE MAR DEL PLATA Y ALGUNOS EFECTOS AMBIENTALES.

Desde los años 60 hasta la actualidad la ciudad de Mar del Plata ha empleado cuatro sitios para la disposición final de sus residuos sólidos domiciliarios, ubicados al sur del éjido urbano (Fig.1).

El sitio I, ubicado en un predio sobre la ruta 88 a unos 9 Km de Mar del Plata, funcionó entre 1960 y 1970. Se realizó una separación manual de elementos recuperables, pero la falta de enterramiento de la basura produjo malos olores en el vecindario y la proliferación de gran cantidad de vectores.

El sitio II, en el kilómetro 6,5 de la citada ruta funcionó durante el siguiente quinquenio. Cuando terminó su actividad, se construyó sobre el predio un complejo recreativo (Waterland). La falta de medidas constructivas adecuadas, que contemplaran el venteo de gases producto de la descomposición anaeróbica de la

basura, produjo liberación del gas metano, que concentrado ocasionó una grave explosión en una de las construcciones.

El sitio III, se situó en las cercanías del pueblo de Batán y tuvo un período de servicio de 5 años entre 1975 y 1979. En este lugar no se previeron los fenómenos de filtración a través de los sistemas de diaclasas de las ortocuarcitas de la Fm. Balcarce (Dalla Salda e Iñiguez, 1978). Se produjo un lixiviado con alto contenido orgánico que ocasionó, en una cantera vecina, perjuicios tales como manchas en la roca en explotación.

El sitio IV, sobre la prolongación de la Av. Independencia conocida como "camino viejo" entre Mar del Plata y Miramar, fue fijado en 1979 luego que la Empresa Obras Sanitarias de la Nación (O.S.N.) propusiera algunas pautas para una localización apta de sitios de disposición final de residuos sólidos. Se recomendaba que la zona no tuviera un drenaje superficial definido, ni estuviera asentada en cuarcitas y que los niveles freáticos tuvieran una profundidad superior a los 5 m. Por último debía estar asentada fuera del área explotada por O.S.N.

Si bien el sitio IV fue aprobado, no cumplía con las 2 primeras recomendaciones puesto que se encuentra ubicado sobre la divisoria de aguas superficiales: hacia el NE se halla la cuenca del Arroyo de Las Chacras, que tiene sus nacientes en la laguna de Ponce; hacia el SO la cuenca del arroyo Lobería. Por otra parte el basamento ortocuarcítico se encuentra a muy poca profundidad (menos de 5 metros).

En este sitio se han producido incendios por mal venteo de gases y proliferación de aves y moscas. En las inmediaciones, además de olores desagradables se ha verificado la presencia de mercaptano disuelto en agua (en un pozo de la Planta transmisora de LU9); por otra parte, el lixiviado superficial escurre hacia los campos vecinos utilizados para actividades agrícolas.

METODOLOGÍA

El relevamiento del Partido se realizó a partir de datos de campo y del análisis de fotografías aéreas a escala 1:20.000, fotomosaicos a escala 1:450.000, mapa de suelos a escala 1:50.000 (INTA, 1992) y las cartas topográficas de I.G.M. a escala 1:50.000: Almacén La Brava, Cobo, Sierra de los Padres, Camet, Cmte Nicanor Otamendi, Mar del Plata, Miramar y Colonia Chapadmalal. En la primera parte del trabajo, es decir, la evaluación del deterioro de la calidad de agua por el lixiviado de las áreas de disposición final de residuos (ADFR) II y IV, la zona de estudio fue dividida en 16 cuadrículas de 4 Km^2 cada una. En cada cuadrícula se confeccionó una ficha de descripción del paisaje y se seleccionó una perforación de agua (molino o pozo domiciliario) para el relevamiento piezométrico e hidroquímico. En los sectores próximos a las ADFR se incrementó el número de perforaciones censadas por cuadrícula a dos, y hasta tres.

Las determinaciones analíticas de iones mayoritarios, OD, DBO, sulfuros, hierro y cobre se efectuaron en el laboratorio de Obras Sanitarias Sociedad de Estado (O.S.S.E.) de Mar del Plata mediante técnicas convencionales. Las muestras seleccionadas para la determinación de elementos traza (Pb, Cd, Cr, Ni, Zn y Sb)

fueron remitidas al Laboratorio de Química Analítica de la Comisión Nacional de Energía Atómica (C.N.E.A.) donde se aplican técnicas de espectrometría de masas.

A los fines de la selección de una nueva ADFR se han considerado la capacidad, el impacto y, como síntesis, la aptitud de los distintos ambientes morfodinámicos (sensu Cendrero y Díaz de Terán, 1987) del Partido para la disposición final de la basura por medio de la metodología de Relleno Sanitario, sin discriminación ni selección previa de residuos.

La metodología seguida para la determinación del ADFR es la de Cartografía Geocientífica de Santander por su aproximación sintética (Cendrero y Díaz de Terán, 1987). Este método implica el establecimiento de cuatro categorías de paisaje, o cuatro entidades físicas homogéneas, que son de mayor a menor escala: Ambientes, Sistemas, Unidades y Elementos Morfodinámicos.

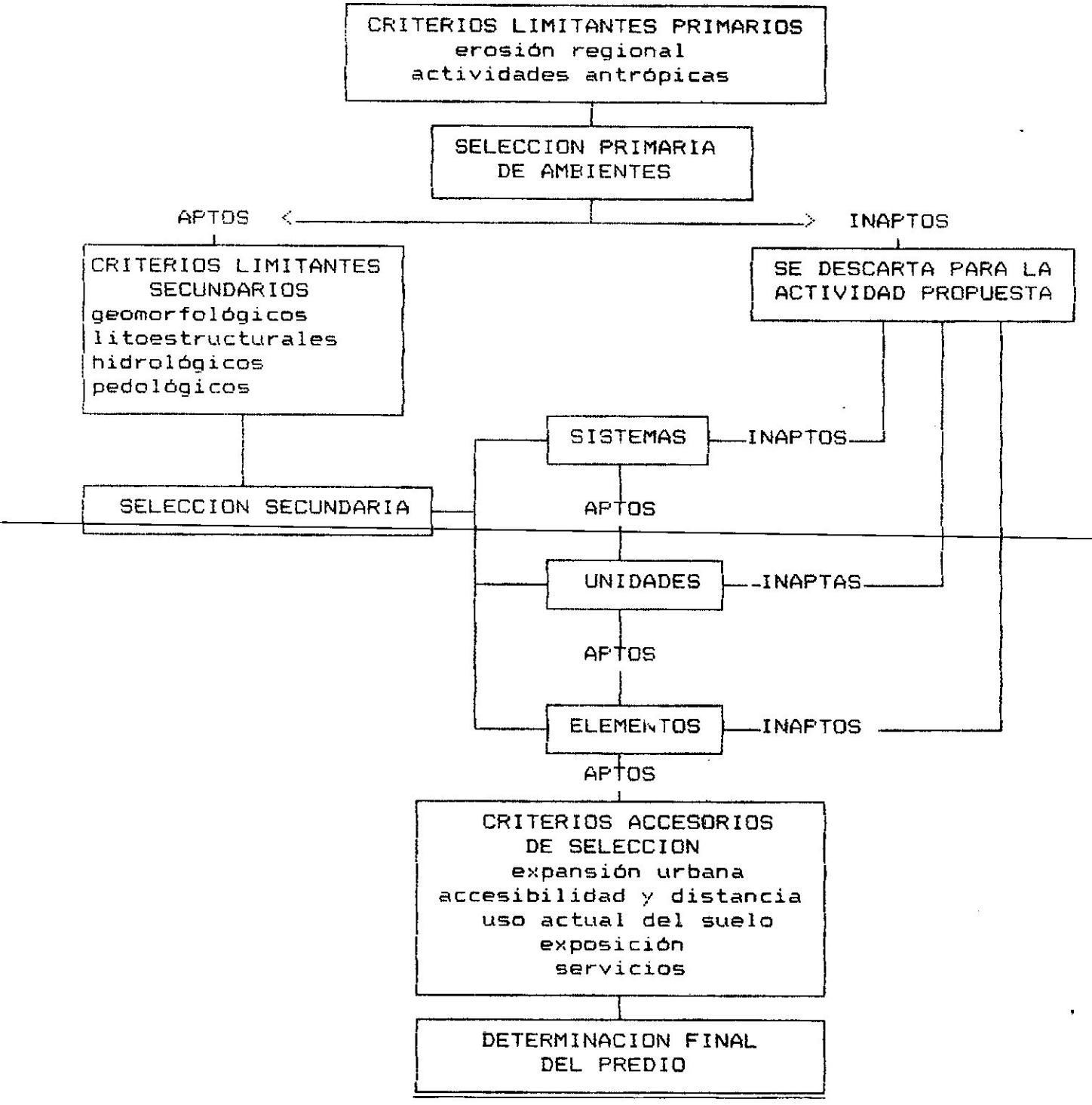
La selección de las zonas de mayor aptitud consta de tres etapas, selección primaria, selección secundaria y selección final; en las dos primeras se han definido "criterios limitantes" que son aquellos factores que pueden producir un daño irreversible o difícilmente reversible en el medio natural o en la calidad de vida de la población (riesgo de erosión o inundación, actividades humanas, presencia de rocas diaclasadas, niveles freáticos, etc.). En la selección final se deben aplicar "criterios accesorios" que pueden definirse como aquellos factores que no representan un impedimento ambiental para realizar la actividad y que definen su viabilidad desde una perspectiva económica-política (expansión urbana, uso actual del suelo, etc.) (Cuadro I).

RESULTADOS

Dinámica del Agua Subterránea.

El sistema acuífero está constituido por una secuencia sedimentaria limo-arenosa de permeabilidad variable de edad plio- pleistocena, que yace sobre un basamento hidrogeológico considerado como impermeable, constituido por ortocuarcitas paleozoicas (Groeber, 1954). Dado que las ortocuarcitas están afectadas por 3 sistemas de diaclasas de dirección SO-NE, NO-SE y O-E (Teruggi et al., 1974), presentan una permeabilidad secundaria que si bien no está cuantificada, ha tenido diversas manifestaciones, tal como la aparición ya mencionada de un lixiviado contaminante en una cantera próxima al sitio III de disposición de residuos, la presencia de manantiales intermitente y la extracción de caudales inferiores a 1 m^3/hora en pozos perforados en ellas.

En la vertiente Norte del ADFR IV, el escurrimiento subterráneo tiene el mismo sentido que el escurrimiento superficial, es decir, de Suroeste a Noreste, reconociéndose el carácter efluente del arroyo de Las Chacras. En la vertiente Sur el sentido general del escurrimiento es de Oeste a Este, reflejando la influencia del bloque cuarcítico subyacente que constituye las lomas del sector sur del Partido. El espesor de la zona no saturada (Fig. 2) alcanza un máximo de 25 m; de allí decrece hacia el Este hasta un mínimo de 4 m para luego volver a incrementarse. En la cuenca de la laguna de Ponce y Arroyo de Las Chacras, que ocupa la mayor parte del área considerada, el espesor de la zona no saturada está entre 4 y 8 m. Un estudio de detalle de la dinámica de las aguas subterráneas vinculada al transporte



CUADRO I: Diagrama de Flujo de Selección.

de contaminantes, se ha realizado en el actual ADFR. El modelo conceptual (Fig. 3) plantea en el medio no saturado un flujo vertical descendente en las inmediaciones del sitio, que recarga el acuífero luego de atravesar un espesor no saturado de cuarcitas de unos 25 metros y un flujo superficial a lo largo de unos 100 m, que inunda una planicie de escaso desarrollo situada al NE del sitio. Este lixiviado superficial luego se infiltra alcanzando el nivel freático que se encuentra a unos 15 m de profundidad.

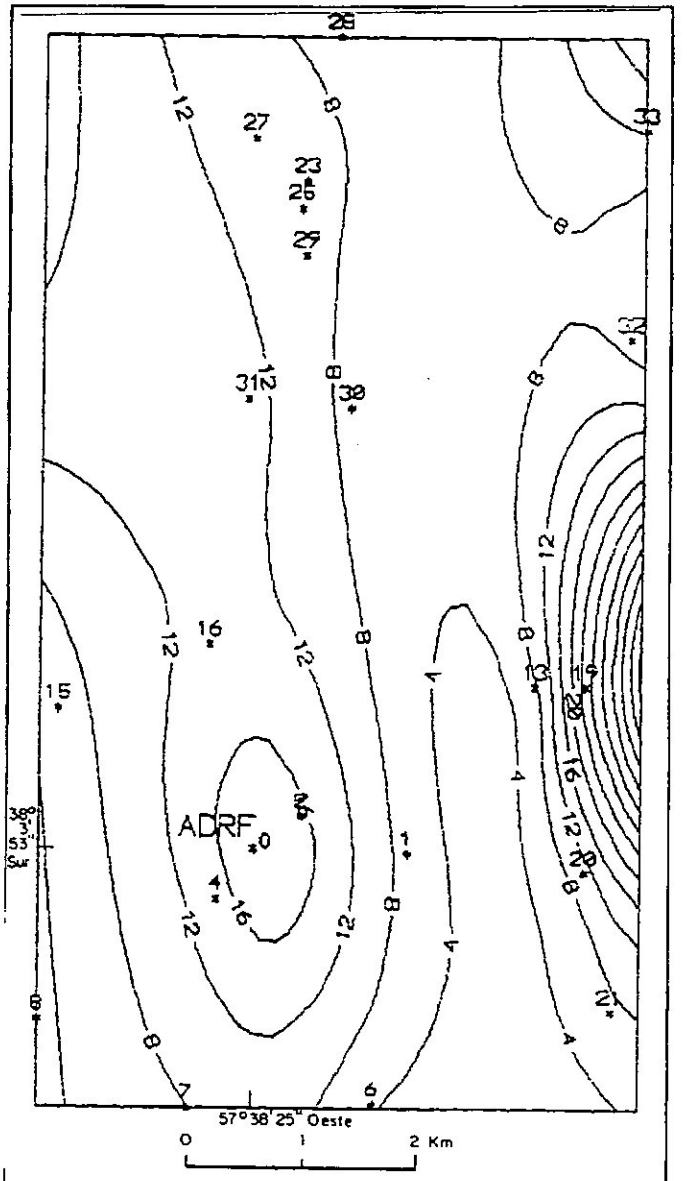


Figura 2. Mapa de isoespesores de la zona no saturada (en metros).

A los fines de estimar el volumen total de lixiviado contaminante producido por el ADFR actual se realizó el balance hidráulico del mismo, según las ecuaciones dadas por Foster e Hirata (1991):

$$I = P + R + ESi - ESo - EV - \delta S$$

$$L = I + B - \delta B - LS$$

Siendo:

I = infiltración

P = precipitación

R = irrigación

ESi,ESo = escurrimiento superficial (i= entrada, o= salida)

EV = evapotranspiración real

δS = cambio de retención de agua en el suelo (cero para períodos largos)

L = lixiviado o recarga

B = contenido de humedad del residuo sólido

δB = retención de humedad del residuo sólido

LS = lixiviado superficial

La precipitación media anual en el período 1901-1987 obtenida de la estación meteorológica Mar del Plata es 851 mm y la evapotranspiración potencial por el método de Thornthwaite (Custodio y Llamas, 1976) es 719 mm/año e igual a la real dado que el déficit es nulo.

Asumiendo que en el ADFR, el escurrimiento superficial de entrada es igual al de salida y que actualmente el riego es nulo, la infiltración resultante es 132 mm/año

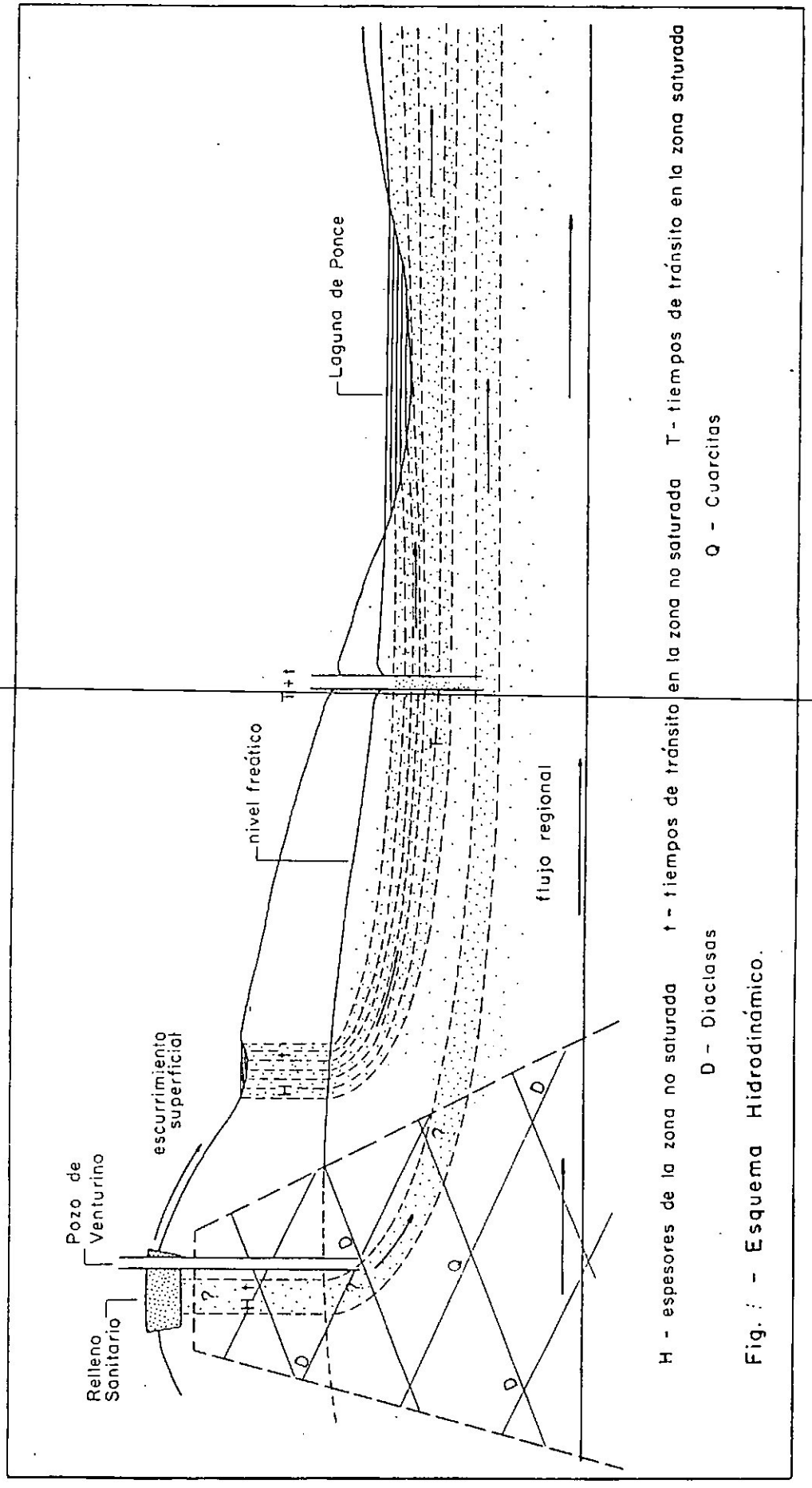


Figura 3. Modelo conceptual de la infiltración del lixiviado en el sitio IV.

que representa un volumen de 0.057 hm^3/año en las 43 has. que ocupa el sitio. Si consideramos que la humedad del drenaje en residuos domiciliarios (B - δB) es de un 50% de su peso y que en la ciudad de Mar del Plata se recogen un promedio de 180.000 tn/año (500 tn/día), el contenido de humedad que es drenado es 0.090 hm^3/año (210 mm/año).

El lixiviado total (LT), recarga más el lixiviado superficial, es del orden de 0.147 hm^3/año (340 mm/año). El tiempo de tránsito (t) del contaminante en la zona no saturada se obtiene de la siguiente expresión :

$$t = \frac{H.mh}{R}$$

siendo: H = espesor no saturado

mh = contenido de humedad

R = recarga en el lugar.

Asumiendo:

- distintos valores de escurrimiento (lixiviado) superficial expresados en porcentaje del lixiviado total.

- que todo este flujo superficial luego se infiltra y recarga el acuífero.

- que en la última década la precipitación promedio anual ha sido 965 mm, siendo el excedente de lluvias del orden de 245 mm (0,105 Hm^3/año). Esto representa un volumen lixiviado total promedio anual de 453 mm (0,195 hm^3).

- un contenido de humedad del 10 %.

Los tiempos de tránsito estimados para la zona no saturada del área de la planicie inundada se presentan en el Cuadro II.

Si bien se presentan a modo comparativo los cálculos para el período 1901-1987, los correspondientes al período 1980-1991 son más reales y más pesimistas.

En la zona saturada y considerando el flujo pistón (en el cual las partículas se mueven a la misma velocidad), la ley de Darcy expresa el tiempo (T) de desplazamiento del contaminante.

$$T = \frac{d.m}{k.i}$$

donde: d = distancia horizontal

m = porosidad

k = permeabilidad

i = gradiente hidráulico (pendiente).

Si la porosidad de los sedimentos es del 20 %, la permeabilidad 10 m/día y el gradiente hidráulico promedio en las inmediaciones del sitio, obtenido del mapa de curvas isopiezas es 0,015, para las siguientes distancias las velocidades calculadas son del orden de 265 a 300 m/año.

Tiempo de tránsito	Lixiviado superficial = recarga en el lugar		
	95 % LT	75 % LT	50 % LT
LT=0,34 m/año (1901-1987)	4.6 años	5.9 años	8.8 años
LT=0.45 m/año (1980-1991)	3.5 años	4.4 años	6.7 años

CUADRO II. Valores del tiempo de tránsito en la zona no saturada para diferentes asunciones de porcentaje de lixiviado superficial que se infiltra en un sitio puntual y de lixiviado total (LT).

PARAMETRO O METAL	COMPOSICION DEL LIXIVIADO	LIMITES PARA AGUA SUPERFICIAL	DESCARGA A ADSORCION SUELO
pH	7	6,5 - 10	6,5 - 10
DBO mg/l	> 1500	≤ 50	≤ 200
OD "	0,3	No establecido	No establecido
S^{2-}	4,5	≤ 1	≤ 5
Pb "	0,5	≤ 0,1	Ausente
Fe "	3,1	No establecido	No establecido
Cr "	< 0,5 ND	≤ 0,5	Ausente
Cd "	< 0,1	≤ 0,1	Ausente
Ni "	0,3	≤ 2,0	≤ 1,0
Cu "	< 0,4	No establecido	No establecido
Zn "	1,90	≤ 2,0	≤ 1,0
Sb "	< 1,0	No establecido	No establecido

CUADRO III. Composición del lixiviado del Area de Disposición Final de Residuos (ADFR) actual y su comparación con los valores máximos admitidos por la Administración General de Obras Sanitarias de la Provincia de Buenos Aires (AGOSBA).

El tiempo total de tránsito del contaminante hasta llegar a una determinada distancia es la suma de los tiempos en la zona no saturada y saturada.

Aunque los tiempos calculados son estimativos puesto que surgen de una simplificación de la realidad, son suficientemente representativos del fenómeno natural.

Características Hidroquímicas del Área

La variabilidad espacial de las características químicas del agua subterránea se ha representado mediante diagramas de Stiff (Fig. 4), en los que se ha superpuesto una trama que divide a las aguas en 3 clases según su contenido en sólidos disueltos totales (SDT): <590 mg/l, 590-950 mg/l y >950 mg/l. Los límites seleccionados corresponden aproximadamente al valor de la media más/menos el desvío típico. La mayor parte de las muestras tiene contenidos de SDT dentro de los valores de intervalo central, mientras que las aguas con SDT <590 mg/l son aquéllas de los puntos 2 y 8, situados en la parte más alta de la divisoria y las de la laguna de Ponce (punto 12). Las aguas con SDT >950 mg/l son las situadas sobre la planicie de inundación del Arroyo de Las Chacras.

Esta gradación de SDT es coherente con la salinización del agua en su recorrido, según un ciclo geoquímico normal.

La morfología de los diagramas de Stiff es visiblemente diferente en el grupo de muestras septentrionales, de tipo bicarbonatado sódico, de las muestras meridionales, que son de tipo sin anión dominante y con porcentajes destacados del cloruro en la composición aniónica, en especial en los puntos 1 y 2, los más próximos al sitio IV. Este incremento de la relación cloruro/bicarbonato puede relacionarse con el aporte de cloruro por el lixiviado de la basura, que tiene a ese ión como uno de sus componentes más característicos (Custodio y Llamas, 1976). Al respecto se ha determinado en el lixiviado una conductividad de 16.000 μs/cm que contrasta con la del agua subterránea de la zona que oscila en los 1000 μs/cm.

Si bien no se dispone de una cuantificación fehaciente, puede estimarse que más del 50% del total de residuos lo constituyen restos de materia orgánica. La descomposición de la materia orgánica llevada a cabo por microorganismos produce nitritos y nitratos. El nitrato es un ión conservativo, su excesivo consumo es perjudicial para la salud y el límite admisible en aguas potables es de 45 mg/l. En 20 muestras de aguas de la región, 17 superan los 45 mg/l, alcanzándose un valor máximo de 157 mg/l en un pozo distante a 1000 m del sitio IV y en la dirección del flujo del agua subterránea, aunque también se registran valores muy altos en zonas de viviendas sin servicio de cloacas (pozos 6, 32 y 33). Tenores de nitratos del orden de los 60 a 80 mg/l en áreas que no pueden ser afectadas por lixiviados de ADFR (antiguas o actual), pueden atribuirse a la contaminación por prácticas agrícolas.

La presencia de nitritos, ión muy inestable ya que bien se oxida a nitrato o se reduce a amonio, indica la proximidad de la fuente contaminante. En muchas de las muestras los valores de nitrito están por encima del límite admisible (O.S.N.) de 0,1 mg/l. Los tenores de 0,2-0,3 mg/l se producen en muestras próximas a pozos negros. La excepción la constituye el pozo 25, con valor 0,3 mg/l, ubicado en el ex-

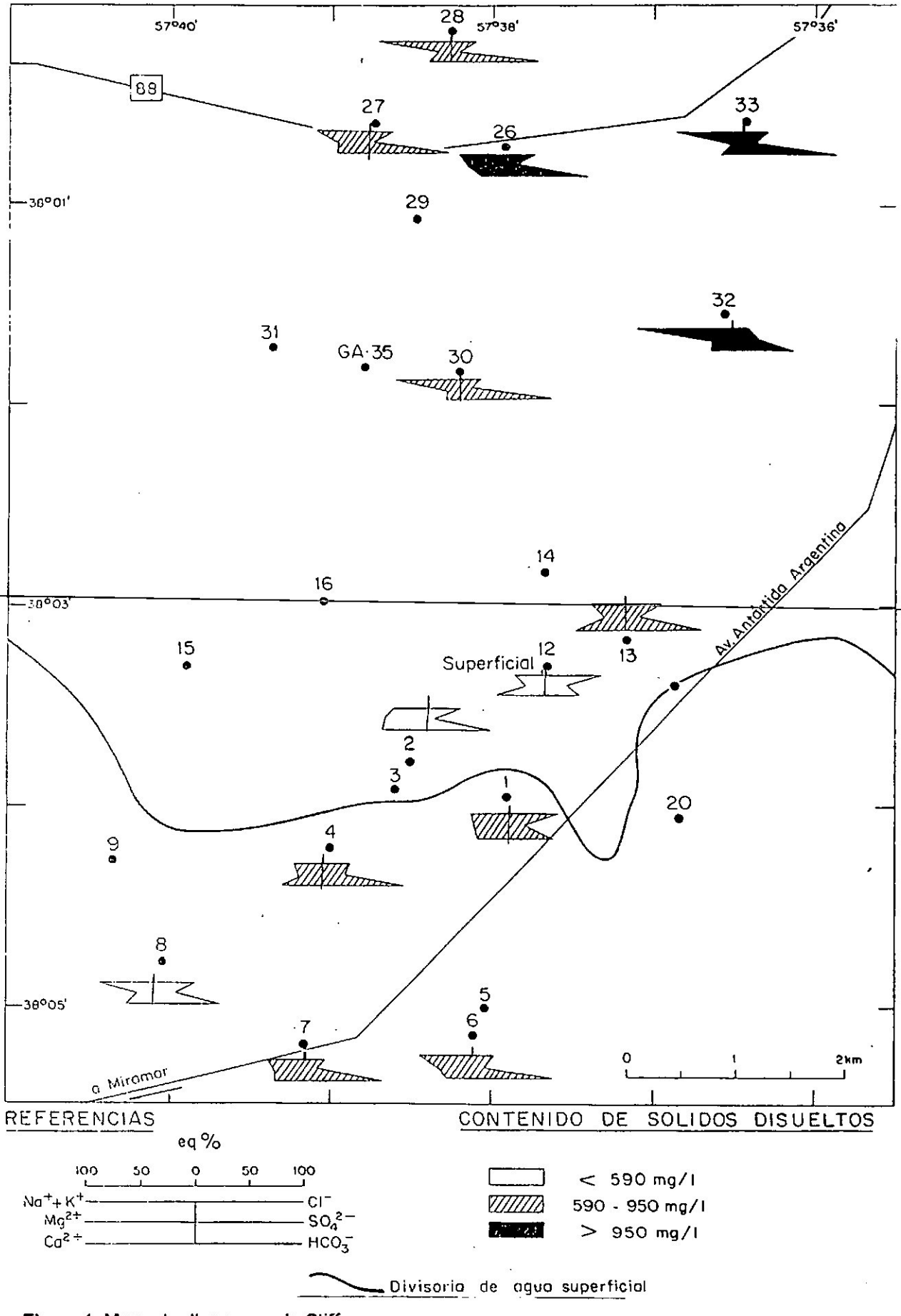


Figura 4. Mapa de diagramas de Stiff.

complejo recreativo que se construyó sobre el sitio II. En el pozo 2, ubicado a 200 m (en la dirección del flujo) del sitio IV, el contenido es de 0,2 mg/l, lo que evidencia contaminación producida por el lixiviado. En cambio en aquellos puntos en los que se presume que la contaminación con nitrato es de origen agrícola, las concentraciones de nitrito están entre 0,06 y 0,15 mg/l.

Los valores determinados para algunos indicadores ambientales y metales traza medidos en el lixiviado de basura del sitio IV han sido confrontados con los máximos admisibles establecidos por la Administración General de Obras Sanitarias de la Provincia de Buenos Aires (AGOSBA), tanto para su descarga a un cuerpo de agua superficial como para adsorción en el suelo (Cuadro III). Los valores de DBO, sulfuros, plomo y cinc exceden los límites de AGOSBA para al menos uno de los destinos de descarga.

La presencia de algunos metales en las aguas subterráneas del área en estudio, se relaciona de manera directa con los contenidos determinados en el lixiviado superficial del sitio IV. Tal es el caso de la presencia de cinc en el pozo 2 con 200 mg/l. Se han detectado contenidos de hierro por encima del límite admisible para las aguas potables en los puntos 32 (2 mg/l), 13 (2 mg/l) y 26 (0,4 mg/l). Dado que para las condiciones oxidantes, deducidas de la presencia de nitrato y para los valores de pH de entre 7,3 y 8,2 de las aguas subterráneas de la región, el hierro tiene muy baja solubilidad (Hem, 1986), las altas concentraciones encontradas no deben corresponder al ión ferroso (Fe^{2+}) en solución, sino a la formación de partículas coloidales o complejos. La formación de complejos con la materia orgánica existente en el lixiviado del sitio IV, habría aumentado la movilidad del hierro reduciendo los tiempos de tránsito debido al escurrimiento superficial a la laguna de Ponce y luego al Arroyo de Las Chacras, lo que explicaría que en las aguas subterráneas de estas zonas se produzcan los mayores valores de concentración de hierro.

En el Cuadro IV se resume la composición química de las 53 muestras tomadas.

Criterios para la Selección del ADFR

1) Selección primaria: durante esta primera etapa se han analizado los tres ambientes morfodinámicos que integran el Partido (Fig. 5A).

Ambiente Costero: Está definido por aquella zona del territorio del Partido que está sujeta a la acción predominante del mar. Este ambiente se encuentra integrado por tres sistemas:

Sistema Depositacional costero: Caracterizado por los rasgos construccionales de origen marino que definen la costa marplatense. Su mayor desarrollo es en la zona central del Partido, al sur del Puerto Mar del Plata y en la desembocadura de los arroyos situados al sur de Punta Mogotes. El sistema está constituido por dos unidades: Playas y Médanos costeros.

Sistema Erosivo costero: Está definido por rasgos de tipo destructivo generados por las olas de tormenta que azotan la costa. Su mayor expresión se da en las costas sur y norte del Partido. Este sistema está conformado por dos unidades: Plataformas de erosión y acantilados.

Muestr	pH	SDT	HCO3-	Cl-	SO4=	NO3-	NO2-	Na+	K+	Ca++	Mg++	F-	Cl-/HCO3-
1	7.7	789	234	140	42	157	0.06	90	10	68	47	0.4	1.029
2	8.0	461	152	56	19	65	0.30	55	10	63	40	0.3	0.632
4	8.2	718	366	62	26	64	0.15	70	5	90	34	0.9	0.292
6	7.9	919	405	72	33	157	0.20	140	12	58	41	1.1	0.306
7	8.0	704	339	62	23	83	0.06	80	13	62	41	0.5	0.315
8	7.9	516	229	88	35	13	0.15	85	6	41	18	0.8	0.661
12	7.3	162	64	10	6	19	0.00	30	9	22	2	0.2	0.269
13	7.9	458	380	76	33	64	0.03	70	9	100	28	0.3	0.344
21	8.0	765	420	74	-	86	-	133	12	11	30	-	0.319
23	8.2	937	553	76	12	13	0.08	210	12	36	23	1.2	0.236
24	7.6	635	339	42	16	65	0.20	80	10	51	32	0.3	0.213
26	8.0	956	466	108	27	98	0.08	128	18	63	58	0.3	0.399
27	7.8	770	436	50	15	55	0.20	110	14	58	31	0.3	0.197
28	8.2	700	385	52	10	57	0.20	135	10	39	11	0.7	0.232
29	8.2	592	414	52	14	67	0.20	-	-	29	14	1.3	0.216
30	7.6	944	535	58	23	62	0.15	190	10	42	23	1.0	0.187
31	7.5	689	329	42	17	87	0.15	70	14	92	37	0.4	0.220
32	7.9	792	792	104	264	110	0.20	365	12	53	15	0.7	0.226
33	7.6	1163	622	102	39	96	0.30	195	15	79	15	0.4	0.282

SDT: Sólidos disueltos totales.

CUADRO IV. Composición química del agua subterránea (mg/l), relación cloruros-bicarbonato en meq/l.

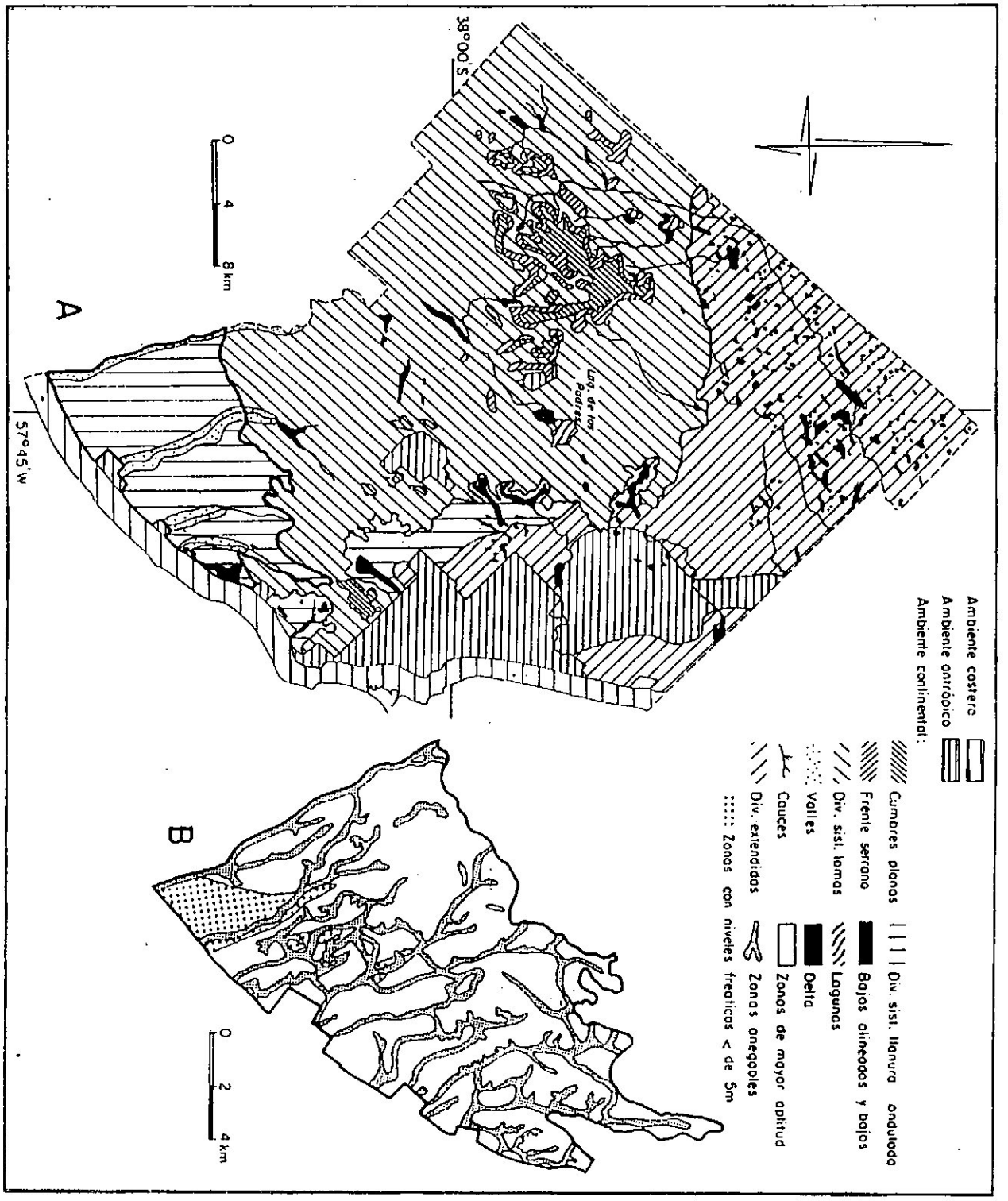


Figura 5. Partido de General Pueyrredon. A) Unidades Morfodinámicas ("sensu lato"). B) Sistema de llanura ondulada del Sur.

Sistema de Cuerpos Parálicos: Corresponde a los cuerpos lacustres de agua dulce que se extienden desde el sur del Puerto Mar del Plata hasta Punta Piedras.

Ambiente Antrópico: definido por la presencia mayoritaria y prevalente del medio construido por el hombre, involucrando también la zona de explotación de acuíferos que actualmente dan sustento a las actividades humanas (Fig. 5A).

Sistema Urbano: Está integrado por los siguientes núcleos urbanos: Mar del Plata: Es la ciudad cabecera del Partido con su entorno suburbano que se desarrolla a lo largo de la costa. Batán: Corresponde al pueblo de Batán y su entorno rural más próximo. Estación Chapadmalal, Sierra de los Padres y otros parajes: Corresponde a los caseríos situados en la zona minera situadas en el centro-sur del Partido de General Pueyrredón y que se extiende con baja densidad edilicia y poblacional hasta el mar, así como los parajes situados a lo largo de las rutas 88, 226 y 2.

Sistemas de Captación: Involucra la zona donde el acuífero Mar del Plata es explotado por la Empresa Obras Sanitarias Sociedad de Estado.

Ambiente Continental: Este ambiente supera los criterios de selección primaria, por lo cual se realiza una evaluación de mayor detalle, hasta la escala de elementos morfodinámicos (Fig. 5 A y B). Está integrado por los siguientes sistemas:

Sistema de Sierras: Las sierras en el Partido de General Pueyrredón constituyen el extremo oriental de la Sierras Septentrionales de la Provincia de Buenos Aires. Las alturas de los bloques serranos oscilan entre 20 y 200 metros sobre el nivel del mar; el cuerpo principal de las sierras muestra un aspecto mesetiforme, con cumbres planas de muy escasa pendiente. Las sierras se destacan por el marcado predominio de ortocuarcitas en su constitución (Formación Balcarce, Dalla Salda e Iñiguez, 1978). Este sistema está formado por dos unidades:

Unidad Cumbres planas: está caracterizada por un desarrollo superficial extendido, de escasa pendiente, con orientaciones subparalelas a las direcciones de los 3 sistemas de fallamiento presentes en las Sierras Septentrionales, E-W, NO-SE y NE-SW (Teruggi y Kilmurray, 1980). Esta Unidad presenta dos elementos:

Elemento cumbres planas sin cubierta eólica: donde las ortocuarcitas se encuentran expuestas formando "manchones" fácilmente diferenciables en la fotografía aérea; en general se encuentran en la zona de borde serrano. Son afloramientos rocosos ubicados en Sierras de los Padres y en sectores de la cuenca de la laguna homónima, que están caracterizados por suelos del tipo Entisoles y Litosoles. No son aptos para cultivos, sino sólo para recreación y conservación de la fauna silvestre.

Elemento cumbres planas con cubierta eólica: Sobre las cuarcitas se desarrolla una cubierta sedimentaria cuaternaria integrada por un espesor que puede variar desde pocos centímetros hasta algo más de un metro de material fino (limos y limos arenosos), pudiendo incluir delgadas capas de tosca; este elemento está caracterizado por la presencia de suelos

de la serie Sierra de los Padres del tipo de los Hapludoles líticos (cuando la cubierta sedimentaria es escasa) y Argiudoles líticos (cuando la cubierta es mayor a 60 cm); están ubicados en sectores proximales a los afloramientos rocosos de moderada inclinación. Las ortocuarcitas se presentan a menos de 20 cm de la superficie observándose, ocasionalmente, capas de tosca a esa misma o menor profundidad; en general tienen cobertura vegetal. Son suelos con severas limitaciones en su uso.

Unidad Frente serrano: Los frentes de las sierras son marcadamente elongados, bordean las cumbres planas y son de pendientes abruptas; sus orientaciones concuerdan con las direcciones dominantes de las sierras. En esta unidad se ha distinguido un elemento:

Elemento Depósitos coluviales ("sensu lato"): Está constituido por depósitos psefíticos, ubicados de manera caótica, generados por la acción predominante de la gravedad sobre los bloques de ortocuarcitas meteorizadas del frente serrano. Con presencia de suelos someros Hapludoles líticos con alta pedregosidad; los ubicados en sectores más bajos constituyen complejos anegables, tienen escasa extensión areal, son inaptos para la labranza por problemas de pendiente pronunciada, pedregosidad, enraizamiento somero y baja capacidad de retención de humedad.

Sistema de Lomas: Las lomas ocupan gran parte del sector periserrano; están desarrolladas en los sectores Suroeste, Este y Oeste del Partido, presentando superficies tendidas y redondeadas. Están formadas por sedimentos y sedimentitas de baja consolidación, de textura limo-arenosa, limo-arcillosa y en algunos sectores arenas medianas a finas. Constituyen los denominados "Sedimentos Pampianos y Postpampianos" (Frenguelli, 1957) o también "loess pampeano" que fueron transportados y depositados en forma de manto cubriendo el paisaje y obliterando, en gran medida, los valles preexistentes. En su mayoría son de edad Pleistoceno superior. Es común encontrar láminas o concreciones de tosca como también niveles de ceniza volcánica intercalados en esta secuencia. Se distinguen dos unidades:

Unidad Divisorias: Caracterizada por una pendiente que oscila entre 3 y 6 %. Hacia el este (área urbana), muestra un fuerte control estructural debido a que los sedimentos eólicos pleistocenos se dispusieron copiando la topografía preexistente de cumbres planas; hacia el sudeste y oeste, el basamento ortocuarcítico se profundiza (Perurena, 1989), generándose así netas formas depositacionales. Dominan los suelos de la Serie Mar del Plata representados por argiudoles típicos, desarrollados en lomadas loéssicas extendidas con espesores de loess superiores al metro, y en los sectores próximos a los cursos de agua (Arroyo de los Padres); son suelos aptos para agricultura extensiva e intensiva y ganadería.

Unidad Valles: Corresponde a los cursos de agua tanto de la vertiente Norte (nacientes de los Arroyos Vivoratá, La Bomba, La Tapera) como de la Sur (Arroyos Lobería, Corrientes, Chapadmalal y Brusquitas en su parte proximal) cuyo diseño de drenaje y asimetrías reflejan control tectónico (Zárate, 1989). Se reconocen tres elementos:

Elemento Cauces: Los cauces son angostos (no más de 5 m) y poco profundos, presentando generalmente bajos elongados en sus cabeceras. Aparecen suelos aluviales no diferenciados y anegables.

Elemento Barrancas: Suele limitar a los cauces, especialmente en las cuencas media y superior; en general las barrancas no superan los tres metros.

Elemento Flanco de valle: Es de pobre expresión areal y está integrado por una faja paralela al cauce, de mayor amplitud en la margen izquierda que en la derecha (Zárate, 1989), que puede ser inundada en épocas de lluvias copiosas; las pendientes son del orden de los 10°. Generalmente se desarrollan suelos de tipo Argiudol típico y Argiudol tapto-argico, aptos para algunas actividades agrícolas y ganadería.

Sistema de llanuras: Este sistema se encuentra ampliamente desarrollado en el norte del Partido, su característica principal es la muy baja pendiente que condiciona la dinámica actual del paisaje y el desarrollo de los suelos. Se han diferenciado dos unidades:

Unidad Divisorias extendidas: Integra el mayor espacio areal del sistema; son de muy escasa expresión topográfica y muy suave pendiente (<1%). El origen geológico de esta unidad se vincula con el desarrollo de una planicie eólica durante el Pleistoceno superior retrabajada recientemente por un sistema fluvial (Martínez, 1989). Está constituida por sedimentos limo-arenosos y limo-arcillosos. Unidad Bajos alineados y cauces: Abarca los tramos proximal y medio de los Arroyos Vivoratá, Los Cueros, La Bomba y La Tapera entre los más importantes, cuyos suelos característicos son Argiudoles típicos, Natracuoles típicos y Argiudoles ácuicos. Se reconocen los siguientes elementos:

Elemento Cauces: En general los cauces son angostos (no más de 5 m), poco profundos y de diseño meandroso.

Elemento Barrancas: Aparece en forma saltuaria, teniendo pobre expresión, del orden del metro a metro y medio.

Elemento Depósitos aluviales: Este elemento está muy poco desarrollado, apareciendo en forma esporádica, generalmente como "point bars"; a la escala de trabajo resulta muy difícil su mapeo.

Elemento Bajos de deflación: Estos bajos son pequeñas cubetas originadas por la acción del viento sobre el material poco consolidado que conformaba la llanura fluvio-eólica a fines del Pleistoceno. En su mayoría no son un impedimento para la actividad agrícola o ganadera, teniendo en cuenta que en épocas húmedas aparecen cubiertos de agua; suelen estar asociados a cursos de régimen transitorio. En cuanto a la litología, predomina la fracción limo-arcillosa; se caracteriza por la presencia de suelos hidromórficos, Pelludertes típicos, Argialboles argiácuicos y Hapludoles ácuicos; son suelos pobres con problemas generados por el alto tenor de arcillas y presencia de sales, siendo aptos sólo para pastura natural.

Sistema Lacustre: Este sistema está integrado por las lagunas permanentes de Los Padres, La Invernada y El Encanto, habiéndose reconocido dos unidades:

Unidad Lagunas: Tanto la Laguna de Los Padres como La Invernada y El Encanto son de tipo freático; reciben el aporte de aguas superficiales y subterráneas, constituyendo sistemas abiertos de recarga-descarga. La Laguna de los Padres es sin duda la más importante; corresponde a una cuenca labrada por deflación en condiciones de clima árido (Cionchi et al., 1982). Presenta una longitud máxima de 2,065 Km, con un área del orden de los 2 km^2 y una profundidad del orden de los 2,40 m. Cabe destacar que este último dato es sumamente variable en función de los aportes de sedimentos, encontrándose actualmente en un avanzado estado de eutroficación.

Unidad Delta: Ubicada en la desembocadura del arroyo de Los Padres en la laguna homónima. Su origen está relacionado con la sedimentación del material en suspensión que transporta el arroyo, producida por el efecto de "peine" de la vegetación que ocupa su sector frontal (Cionchi et al., 1982).

Sistema de llanura ondulada: Se desarrolla hacia el sur y hacia el oeste de la ciudad de Mar del Plata y está caracterizado por un relieve suave, de pendientes rectas; aparece cortado profundamente por los valles de los cursos que tienen sus nacientes en las tierras altas del oeste del Partido, lo que le confiere su aspecto ondulado al ser atravesado de norte a sur. Los sedimentos que forman este sistema se han depositado entre unos 18.000 y 10.000 años antes del presente cubriendo antiguas divisorias y obliterando los valles preexistentes (Zárate, 1989). La litología es similar a la descripta para el sistema de lomas; dominan los suelos de buen desarrollo pedogenético como los Argiudoles típicos. Se divide en dos unidades:

Unidad Divisorias: Son amplias y elongadas en dirección noroeste-sureste. Se han reconocido dos elementos:

Elemento Divisorias con nivel freático menor de 5 m: Constituye áreas con presencia esporádica de agua superficial que se puede manifestar como bajos inundados, en algunos casos con presencia de suelos Argiudoles típicos, buenos desde el punto de vista agrícolo-ganadero a suelos hidro-halomórficos como Natracualf y Argiacuoles, con severas limitaciones de uso generadas por la presencia de agua ante niveles de arcillas cerca de la superficie y/o presencia de sales de Na.

Elemento Divisorias con nivel freático mayor de 5m: No presenta manifestaciones superficiales de agua. Con suelos Argiudoles típicos bien desarrollados de la Serie Mar del Plata, aptos para casi todo tipo de prácticas agrícolo-ganaderas.

Unidad Valles: Toma los sectores medio y distal de arroyos como Lobería, Las Brusquitas y Chapadmalal, por el sur y La Tapera y Las Chacras por el norte. En esta unidad los suelos son aluviales, hidromórficos, del tipo de los argiudoles nátricos y ácuicos y natraboles, que coinciden con los cauces de los arroyos. Se encuentran los siguientes elementos:

Elemento Cauces: En general son angostos (no más de 5 m) y poco profundos.

Elemento Barrancas: Aparece en forma saltuaria, y son de menos de 3 metros de altura.

Elemento Llanura aluvial y bajos: Este elemento está poco desarrollado, apareciendo en forma esporádica con muy pobre expresión areal.

Elemento Flanco de valle: Presenta un desarrollo remarcable especialmente en los arroyos Brusquitas y Chapadmalal donde llega a tener más de 2 km de extensión, y en menor medida en el Seco y el Lobería.

2) Selección secundaria: Aplicando los criterios limitantes para la actividad establecidos anteriormente, se descartan los ambientes litoral y antrópico; para el ambiente continental, tenemos la siguiente evaluación (cuadro V):

* El sistema de sierras es descartado debido a la existencia de ortocuarcitas aflorantes y subsuperficiales.

* El sistema de lomas es descartado tanto por la presencia de rocas cuarcíticas diaclasadas en el sustrato como por ser, especialmente las lomas del Oeste, parte de la zona de recarga del acuífero de Mar del Plata.

* El sistema de llanura fluvio-eólica es descartado para la actividad debido a la ausencia de un claro drenaje integrado, caracterizado por la baja pendiente y los bajos de deflación, lo que implica que en épocas lluviosas las diferentes unidades de este sistema quedan cubiertas por las aguas o, en el caso de las divisorias, los niveles freáticos aparecen a muy corta distancia de la superficie.

* La llanura ondulada del Oeste de la ciudad ha sido descartada por ser área de recarga del acuífero en explotación. En cuanto a la ubicada hacia el sur, los elementos que constituyen la unidad valles están afectados en forma permanente o transitoria por escorrentía superficial y problemas de erosión hídrica, por tal motivo deben ser descartados para la actividad considerada. En este sistema, las divisorias con niveles freáticos mayores de 5 m (Figura 5B) son las consideradas como más propicias para recibir un ADFR ya que:

a) No sufren inundaciones periódicas ni procesos erosivos intensos.

b) No se encuentran ortocuarcitas en superficie ni en la primera decena de metros.

c) No existen poblaciones o asentamientos urbanos importantes.

d) No es un área de captación actual de agua subterránea, ni es previsible que lo sea en el mediano plazo.

3) Selección Final

Una vez definidas las unidades más aptas, se superpuso al mapa de zonas de mayor aptitud, el correspondiente a la División Catastral del Partido a fin de delimitar las parcelas consideradas más apropiadas. Sobre esta base documental termina el trabajo técnico-científico y comienza una etapa de trabajo de los órganos de decisión política del Partido de General Pueyrredón.

Taxonomía morfodinámica			litología	hidrología	morfología	suelos
SIERRA	cumbres planas	sin cubierta	o	xx	#	#
		con cubierta	o	xx	#	#
	frente serrano		o	xx	o	#
LOMAS	divisorias		xx	xx	xx	o
	valles	cauce	#	o	o	o
		llanura aluvial	#	o	xx	o
LLANURA	divisorias extendida		#	#	o	xx
	bajos alineados y cauces	cauces	#	o	o	o
		barrancas	#	o	o	xx
		depositos aluviales	#	o	xx	xx
		bajos	#	o	xx	xx
LACUSTRE	lagunas		#	o	xx	o
	delta		#	o	xx	o
LLANURA ONDULADA	divisorias	N.F.< 5 m.	#	o	#	xx
		N.F.> 5 m.	#	#	#	xx
	valles	cauce	#	o	o	o
		barranca	#	o	o	xx
		llanura aluvial	#	o	xx	xx
		flanco valle	#	o	xx	xx

o : NO APTO
xx : MEDIANAMENTE APTO
: APTO

CUADRO V: Unidades Morfodinámicas ("sensu lato") y criterios limitantes.

CONCLUSIONES

a) El transporte del contaminante proveniente de los lixiviados de los sitios de basura, a través de la zona no saturada y saturada, sufre un retardo que depende de las características hidrogeológicas y de la recarga de lluvia. Considerando que las ADFR estudiadas tienen un existencia de más de 10 años, es posible inferir que a pesar de este retardo ya ha existido algún tipo de contaminación.

b) El lixiviado del sitio IV excede los límites establecidos por la AGOSBA en sus contenidos de DBO, sulfuros, plomo y cinc.

c) Las aguas de la región presentan contenidos de nitrato que superan ampliamente el límite recomendado por la O.M.S. Su origen puede atribuirse a las prácticas agrícolas, a la proximidad de pozos negros y al lixiviado de las ADFR.

d) La metodología de Cartografía Geocientífica de Santander, en su aproximación sintética resulta apropiada para este tipo de trabajos, especialmente cuando se trata de analizar una actividad concreta.

e) Como criterios limitantes surgieron la morfología, litología, estructura, espesor de zona no saturada, procesos activos y actividades antrópicas.

f) El establecimiento de un ADFR puede ser satisfactoriamente encarado desde el campo de las geociencias, pero su instancia final corresponde al nivel de decisión gubernamental sobre la base de los resultados obtenidos.

g) Las divisorias con niveles freáticos a profundidades mayores de 5 m del sistema de Llanura Ondulada, son las consideradas como más propicias para recibir un ADFR.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar su agradecimiento a los cartógrafos Mónica Tomas y Virginia Bernasconi quienes realizaron las ilustraciones.

LISTA DE TRABAJOS CITADOS EN EL TEXTO

CENDRERO, A. & J.R. DÍAZ DE TERÁN, 1987. The environmental map system of the University of Cantabria, Spain. En: P. Arndt & W. Luttig (eds.) Mineral resources' extraction, environmental protection and land-use planning in the industrial and developing countries. 149-181, Stuttgart..

CIONCHI, J.L, E. SCHNACK, J. ALVAREZ,, E. BOCANEGRA, J. BOGLIANO, Y J.L. DEL RIO, 1982. Caracterización hidrogeológica y físico-ambiental preliminar de la Laguna de Los Padres, Partido de Gral. Pueyrredón, Prov. de Buenos Aires, Informe Inédito 44 pp.

CUSTODIO, E. y M. R. LLAMAS, 1976. Hidrología Subterránea. Edit. Omega, Barcelona: 1-2450.

DALLA SALDA, L. Y A. IÑIGUEZ, 1978. "La Tinta", Precámbrico y Paleozoico de Buenos Aires. VII Congreso Geológico Argentino. Actas 1, 539-550.

FRENGUELLI, J., 1957. Neozoico. Geografía de la República Argentina, Sociedad Argentina de Estudios Geográficos (GAEA), tomo II, tercera parte, 1-115.

FOSTER, S. Y R. HIRATA, 1991. Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas. Una metodología basada en datos existentes. Centro Panamericano de Ingenieria Sanitaria y Ciencias del Ambiente-Organización Mundial de la Salud, 81 pp, Lima, Perú.

GROEBER, P., 1954. Geología e hidrología de Mar del Plata en relación con el problema del suministro de agua potable a la población urbana. Revista Museo Ciencias Naturales y Tradicionalista, Mar del Plata: 1:5-24.

HEM, J.D., 1986. Study and Interpretation of the Chemical Characterisitcs of Natural Water. United States Geological Survey, Water Supply Paper 2254: 263 pp.

I.N.T.A., 1992. Carta de Suelos de la República Argentina. Hoja 3957, 2 y 8, Mar del Plata; Hoja 3757, 32 y 33 Sierra de Los Padres.

MASSONE, H; DEL RÍO, J.; FAJARDO, D.; CIONCHI, J.; MARTÍNEZ, D. y E. BOCANEGRA, 1993. Los Residuos Sólidos Domiciliarios del Partido de General Pueyrredón (Provincia de Buenos Aires) desde una Perspectiva Geológico-Ambiental. Parte I: Aplicación de la Cartografía Geocientífica a la Selección de Sitios de Disposición Final. XII Congreso Geológico Argentino, Mendoza, Actas VI, 303-310.

MARTÍNEZ, G.A. 1989. Informe beca doctoral CONICET. Informe Inédito. 41 pp.

MARTÍNEZ, D.; BOCANEGRA, E.; MASSONE, H.; FAJARDO, D.; DEL RÍO, L. y CIONCHI, J., 1993. Los Residuos Sólidos Domiciliarios del Partido de General Pueyrredón (Provincia de Buenos Aires) desde una Perspectiva Geológico-Ambiental. Parte II: Deterioro en la Calidad de las Aguas Subterráneas debido al Lixiviado de los Sitios de Disposición Final. XII Congreso Geológico Argentino, Mendoza, Actas VI, 311-317.

PERURENA, J., 1989. Estudio geoeléctrico del área de Mar del Plata Sur. Instituto Municipal de Desarrollo Urbano, Municipalidad Gral. Pueyrredón. Informe inédito, 67 pp.

TERUGGI, M. Y J. KILMURRAY, 1980. Sierras Septentrionales de la Provincia de Buenos Aires. II Simposio de Geología Regional Argentina. Academia Nacional de Ciencias., II:359-372, Córdoba.

TERUGGI, M, J. KILMURRAY y L. DALLA SALDA, 1974. Los dominios tectónicos de la región de Balcarce. Revista Asociación Geológica Argentina XXIX (3): 265-276.

ZÁRATE, M.A., 1989. Estratigrafía y Geología del Cenozoico tardío aflorante en los acantilados marinos comprendidos entre playa San Carlos y el Arroyo Chapadmalal, Partido de General Pueyrredón, Provincia de Buenos Aires. Tesis Doctoral Inédita, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, 222 pp.

ANÁLISIS AMBIENTAL EN RELACIÓN AL ESTADO DEL SUELO Y DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN UNA REFINERÍA DE PETRÓLEO DEL CONURBANO BONAERENSE

Miguel P. Auge
Profesor Titular de Hidrogeología - Universidad de Buenos Aires.
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Departamento de Ciencias Geológicas. Ciudad Universitaria. Pabellón 2. (1428) Buenos Aires.

RESUMEN

La ejecución de 19 pozos a profundidades variables entre 7 y 50 m y la toma y posterior análisis de 105 testigos y 19 muestras de agua, permitieron establecer el estado del suelo y del agua subterránea frente a la contaminación con hidrocarburos (HC) y algunos de sus derivados.

Al respecto, en el suelo y hasta 2,5 m de profundidad, sólo se encontró una muestra con un contenido en HC total que supera al límite máximo establecido por la norma holandesa, mientras que el Pb y el Cd, en todos los casos se ubican muy por debajo de los máximos normados.

La situación es bastante más desfavorable, si se considera al agua subterránea. En efecto, el acuífero freático contenido en sedimentos del Querandino presenta un severo grado de contaminación con hidrocarburos, con valores que superan entre 10 y 52.000 veces al máximo admitido.

El Acuífero Pampeano, subyacente al anterior, también observa contaminación con HC pero mucho más atenuada, con extremos que se ubican: por debajo de la norma en 1 pozo y que la supera 13 veces en otro. La contaminación del Pampeano se produce por filtración vertical descendente del agua freática, debido a que el Querandino tiene mayor potencial hidráulico.

El Puelche, que es el acuífero más profundo utilizado para abastecimiento humano, manifiesta signos de contaminación, pero las 3 muestras obtenidas tienen concentraciones menores al máximo permitido.

En condiciones de flujo natural, el agua freática atraviesa los límites de la planta en todas las direcciones. Por lo tanto, para evitar que continúe la contaminación con HC en terrenos exteriores, es necesario deprimir la superficie freática alrededor de 2,5 m en el centro de la planta. Con ello se logrará invertir las direcciones de flujo lateral y vertical y con esto último preservar la aptitud de los acuíferos Pampeano y Puelche. La depresión citada puede lograrse con una batería de 20 well points, dispuestos en forma circular y una capacidad de extracción conjunta de 24 m^3/h.

INTRODUCCIÓN

La finalidad del trabajo fue establecer las condiciones ambientales, en relación al estado del suelo y del agua subterránea frente a la probable contaminación por

hidrocarburos (HC) y/o sus derivados, en una pequeña planta de refinación de petróleo, ubicada al Sur de la Capital Federal (fig. 1).

Para ello, se tomaron 105 testigos de suelo y 19 muestras de agua en sondeos que se construyeron especialmente para ello.

MÉTODOS Y TÉCNICAS

Dado la facilidad con que puede generarse contaminación al perforar; no solamente entre unidades contaminadas y otras que no lo estén, sino también en aquéllas que no presentan contaminación, se puso especial cuidado en mantener libre de grasa o aceite la herramienta y las barras de perforación, particularmente en sus ensambles, que es donde normalmente se usa lubricante. También, en controlar el circuito de inyección, a efectos de que el agua no pudiera tomar contacto con los hidrocarburos que impregnan los pisos de la planta.

Para ello, en la boca de cada pozo se colocó un caño sobresaliente unos 0,5 m por encima del suelo, provisto de un orificio con una boquilla, por la que descargaba el retorno de la inyección durante las tareas de perforación. El agua se vertía directamente en un recipiente y simultáneamente era aspirada por una bomba centrífuga y reinyectada a través de las barras. De esta forma, se evitó el contacto de la inyección, que se preparó con agua potable, con los pisos o el suelo de la refinería.

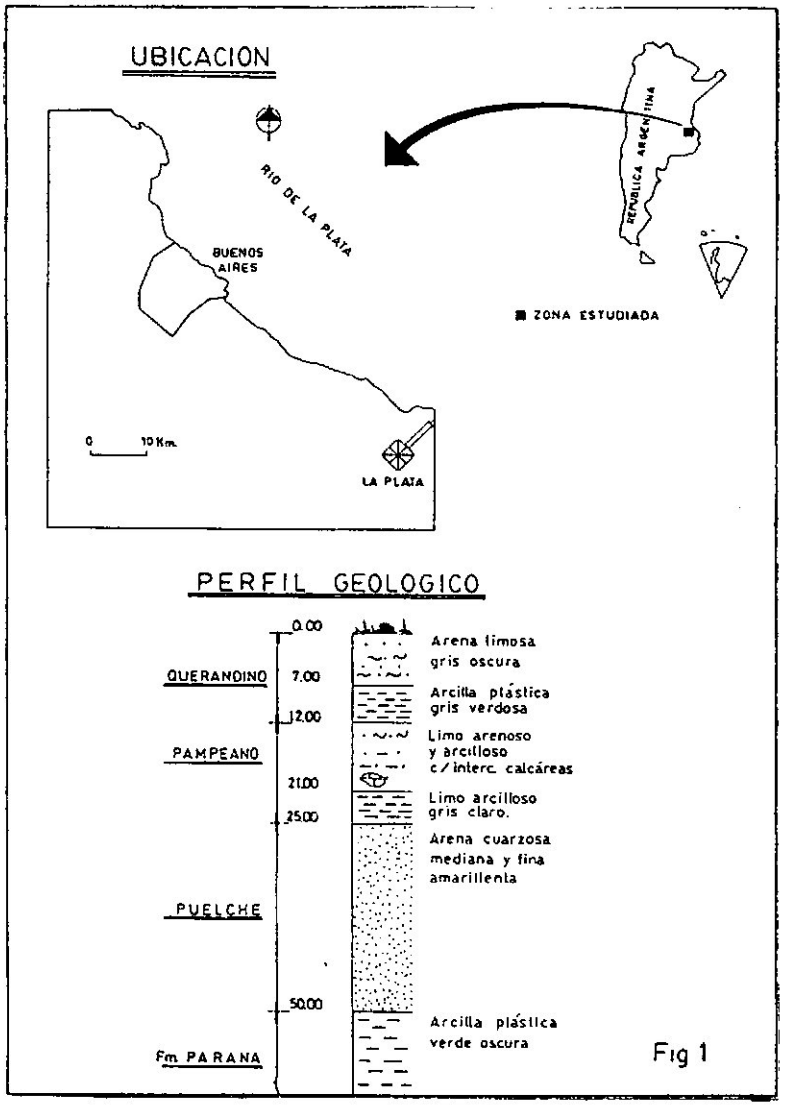
Finalmente, se prestó especial atención en el aseo del personal y en la limpieza de su indumentaria, con el objeto de disminuir al mínimo posible el ingreso artificial de HC al pozo. Esto reviste suma importancia porque la concentración de hidrocarburo total que hace inapta a un agua en relación a su potabilidad, es del orden de centésimos de mg/l.

De cualquier manera, no se puede evitar totalmente la contaminación, toda vez que existe un contenido de HC en el aire, derivado de la actividad industrial específica.

Precauciones similares, se tomaron con las muestras de suelo y de agua, que se mantuvieron enfriadas en refrigeradores portátiles hasta su remisión al laboratorio. Las de suelo en las vainas sacatestigo, cerradas en ambos extremos y las de agua, en frascos de vidrio, color caramelo, para evitar probables alteraciones de los HC por la acción de la luz.

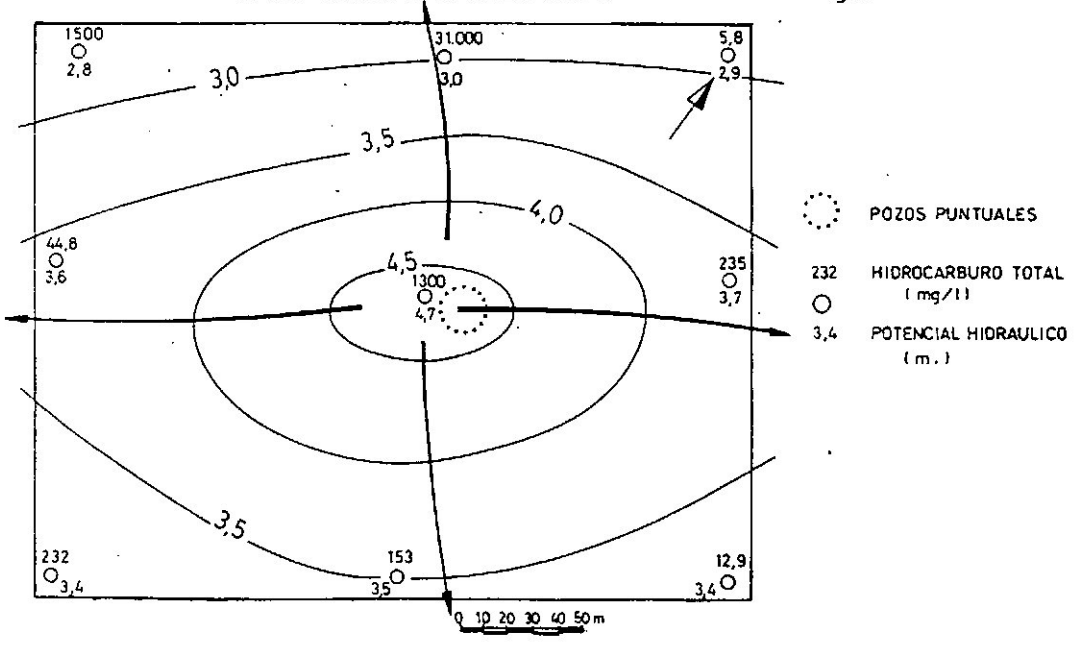
Durante el muestreo de agua, se trasladó un "blanco" de agua destilada en frasco abierto, en cada recorrido y otro se mantuvo cerrado en un sector de oficinas. Un tercero, se trasvasó de un frasco a otro empleando el mismo equipo que el utilizado para muestrear (Garrett,1989).

El objetivo de los "blancos" fue establecer la probable contaminación por acción aérea y por el equipo de muestreo.



RED DE FLUJO E HIDROCARBURO TOTAL ACUIFERO QUERANDINO

Fig.2



GEOLOGÍA Y COMPORTAMIENTO HIDROGEOLÓGICO

Se citan a continuación las características litológicas y las propiedades hidrogeológicas de las unidades estratigráficas emplazadas en el subsuelo de la planta, iniciando la descripción por las más modernas.

Querandino. Pertenece al Holoceno, es de origen marino y su edad se estima entre 10.000 y 3.500 años. Su deposición coincidió con el ascenso del nivel del mar producido con posterioridad a la última glaciación. También se lo conoce como Formación Querandí y en el sitio estudiado esta integrado por 2 secciones.

La superior, desde la superficie hasta 7 m de profundidad, es una arena muy fina a limosa, de tonalidad gris oscura. La inferior, una arcilla plástica gris verdosa de 5 m de espesor, se apoya directamente sobre el Pampeano.

La sección superior arenosa, actúa hidráulicamente como un **acuífero** de baja productividad, contiene a la capa freática y es la más expuesta a la contaminación por ser la más superficial.

La sección inferior arcillosa, apunta hacia un comportamiento **acuicludo**, pero la presencia de hidrocarburos en los acuíferos más profundos (Pampeano y Puelche) indica comunicación hidráulica en sentido vertical.

Pampeano. De edad Pleistocena, está integrado por limo arenoso y arcilloso con intercalaciones calcáreas en forma de tosca. De origen eólico, presenta caracteres texturales y mineralógicos que lo asemejan a un loess y se caracteriza por una extendida continuidad areal, dado que ocupa la mayor parte de la gran llanura Chaco-Pampeana.

En el perfil se extiende entre 12 y 25 m de profundidad, comportándose hidráulicamente como un acuífero de mediana productividad, del que se abastece la mayor parte de la población que no cuenta con servicio de agua potable, mediante el empleo de electrobombeadores.

La base del Pampeano, entre 21 y 25 m de profundidad, es una capa arcillosa gris clara que lo separa de las Arenas Puelches infrayacentes.

Arenas Puelches. Conforman una unidad integrada por arenas cuarzosas, medianas y finas, de edad Plio-pleistocena, que contienen al acuífero más explotado del país (Puelche), pues de él se abastecen los servicios públicos que emplean agua subterránea, gran parte de la industria, muchos usuarios individuales y también se lo utiliza para riego en las zonas rurales periféricas al Conurbano de Buenos Aires.

Se extiende en forma continua ocupando 83.000 Km^2 en el subsuelo del NE de la Provincia de Buenos Aires (Auge et al, 1983) y en el terreno estudiado, se ubica entre 25 y 50 m de profundidad. En la figura 1, se reproduce el perfil descripto.

Las citadas, especialmente el Pampeano y el Puelche, son las unidades hidrogeológicas más utilizadas. Al Querandino sólo se lo emplea ocasionalmente debido a que normalmente contiene agua salada y a que está muy expuesto a la contaminación de diferentes tipos y orígenes.

El perfil, se completa con la **Formación Paraná**, de origen marino y edad Miocena superior, contiene agua salada y pese a que no fue alcanzada por ningún pozo en el terreno estudiado, la información de otros cercanos indica que se ubicaría entre 50 y 90 m de profundidad. Está integrada por dos secciones, la superior arcillosa de unos 20 m de potencia y la inferior, arenosa y espesor similar.

Finalmente, y por encima del **Basamento Cristalino**, que actúa como sustrato impermeable del sistema hidrológico subterráneo, se emplaza la **Formación Olivos**, entre 90 y 330 m de profundidad. Esta última, de edad Miocena inferior y origen continental es portadora de agua con elevada salinidad (20 g/l).

MORFOLOGÍA

El terreno objeto se ubica en la llanura inundable del Río Matanza, al Sur del Riachuelo, en un ambiente conocido como **terraza baja** (Frenguelli, 1950), que se caracteriza por una escasa pendiente topográfica (0,5 a 0,8 m/Km) y un desarrollo entre la cota 5 m y la ribera del Río de la Plata. Este ámbito se caracteriza, por su baja energía morfogenética lo que deriva en una escasa capacidad para la disipación del agua que frecuentemente se acumula como producto de la lluvia o de las crecidas del Río de la Plata.

La morfología también ejerce control sobre la dinámica del agua subterránea, dado que la superficie freática considerada regionalmente, tiene menor gradiente aún que la topográfica. Ello, junto con la permeabilidad relativamente baja del Querandino, dificultan el flujo subterráneo lateral por lo que la dinámica principal se desarrolla en sentido vertical.

HIDRODINÁMICA SUBTERRÁNEA

Seguidamente se cita el comportamiento dinámico del agua subterránea y su estado en relación a la contaminación, de las 3 unidades hidrogeológicas que forman la sección superior del perfil (Querandino, Pampeano y Puelche), que ademas de presentar caracteres hidráulicos y químicos diferentes, están separadas por capas arcillosas de baja permeabilidad.

En la fig.2, se representa la red de flujo de la sección arenosa del Querandino, integrante de un acuífero que se comporta como libre. La superficie freática tiene forma ovoidal elongada en dirección NE-SO, con la culminación en el centro de la planta a cota 4,7 m sobre cero del IGM. A partir de allí, el flujo es divergente hacia el exterior del predio cuyos límites atraviesa en todas las direcciones. El alto hidráulico se debe a la mayor capacidad de infiltración que tiene el sector central, carente de edificaciones y pavimentos.

El mayor gradiente hidráulico es hacia el NO, entre las equipotenciales de 4,5 y 3,0 m, con un valor de 1,9 %, mientras que hacia el SE, disminuye a 1,1 %; en el sentido de la elongación, el gradiente oscila en 0,9 %. Todos estos valores superan ampliamente al gradiente hidráulico regional medio, cuyo orden de magnitud es 5.10-4. Esta situación

puede derivar de un exceso de infiltración, generado artificialmente, por el riego del ámbito parquizado.

La dinámica del **Acuífero Pampeano** se reproduce en la fig. 3, de la que se desprende un flujo dominante hacia el NO con un gradiente hidráulico que varia entre 0,32 y 0,42 %. La diferente forma de la superficie piezométrica y la disminución en el gradiente hidráulico respecto al que presenta la superficie freática, en gran parte se deben a la menor incidencia que tienen las practicas artificiales (riego) y la recarga natural en el Acuífero Pampeano.

Otra relación de suma trascendencia dado que rige la dinámica vertical del agua subterránea, es la diferencia de potencial hidráulico en el perfil. En el caso estudiado, la comparación de las fig. 2 y 3 muestra un mayor potencial hidráulico en el Acuífero Querandino, con diferencias extremas de 0,2 y 2,1 m respecto del Pampeano.

Esto indica la existencia de flujo vertical descendente, pese a que la arcilla basal del Querandino de 5 m de espesor, debe ofrecer una resistencia apreciable al mismo. De cualquier manera, la tendencia descendente es una condición poco favorable respecto de la contaminación de los acuíferos profundos a partir del freático, que es el mas expuesto.

Al Acuífero Puelche solo se lo alcanzo con dos pozos, uno ubicado en el esquinero Norte, otro en el centro y el tercero en el esquinero Sur de la Planta, con potenciales hidráulicos de 2,1 , 2,2 y 3,1 m, (fig.3) que también indican disminución respecto al Pampeano.

La **profundidad del agua** es otro factor de significativa trascendencia, dado que la zona de aireación o subsaturada es el mejor filtro frente a la migración de los contaminantes desde la superficie. En este caso, el agua freática del Querandino, se ubica entre 0,6 y 2,1 m, mientras que los niveles medidos en el Pampeano, varían entre 2 y 2,5 m de profundidad.

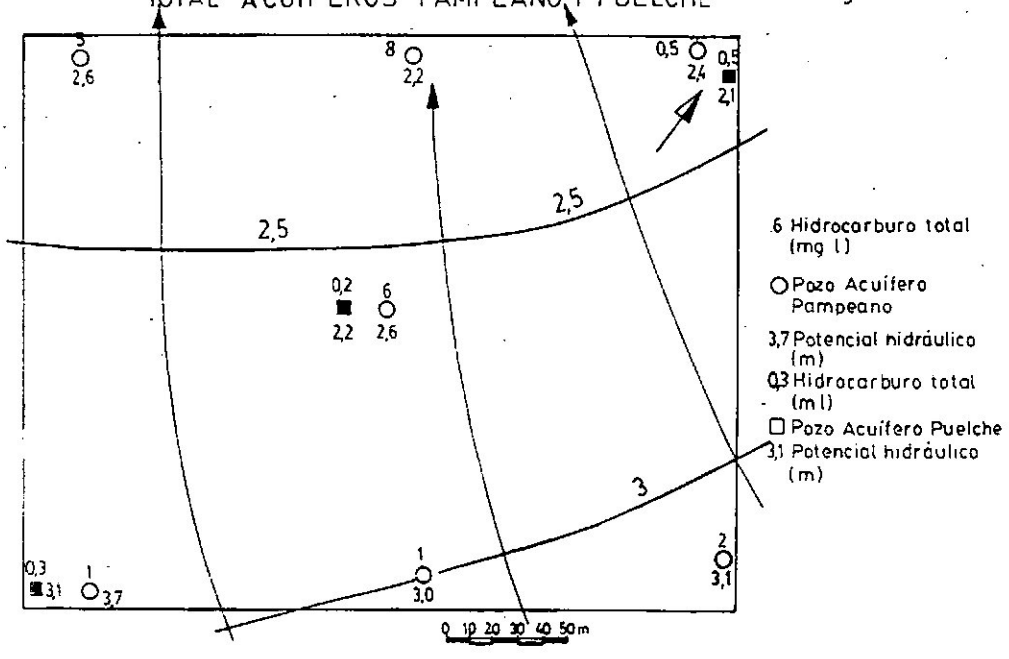
La conformación arenosa de la sección superior del Acuífero Querandino y la escasa potencia de la zona subsaturada, lo hacen muy vulnerable frente a la contaminación, mientras que el Pampeano está mucho más protegido debido a su profundidad y a la intercalación del estrato arcilloso de 5 m de espesor, correspondiente al Querandino basal.

ESTADO DEL SUELO

Con el objeto de establecer el estado del suelo frente a la contaminación por HC, Pb y Cd, se extrajeron 105 testigos a profundidades entre 0,3 y 2,5 m. Para ello, se empleó un sacatestigos tipo Terzaghi con el que se tomaron las mismas precauciones que las citadas en **Métodos y Técnicas**, para minimizar la introducción de contaminantes durante el muestreo. En la figura 4, se indican las concentraciones máximas en mg/kg de hidrocarburo total, plomo y cadmio, detectadas en cada sondeo.

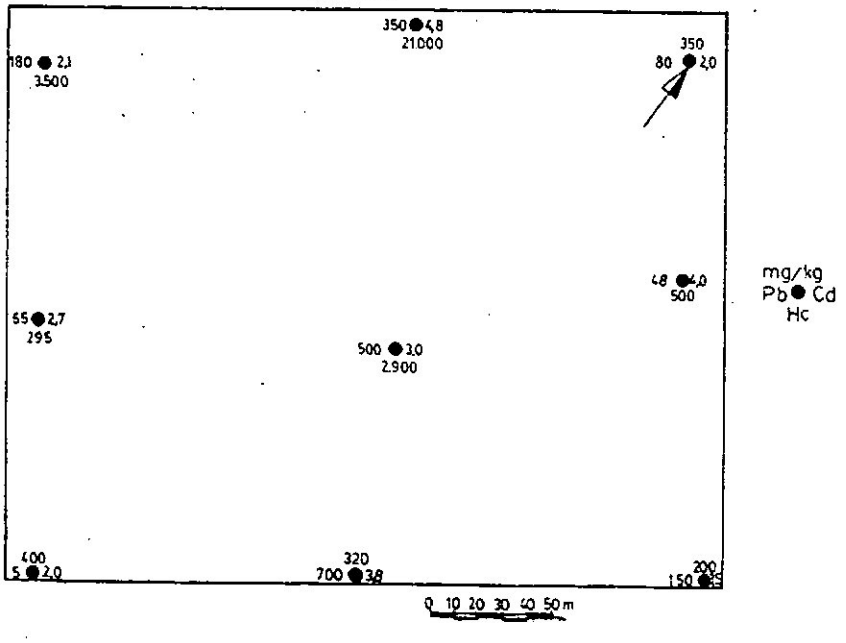
RED DE FLUJO E HIDROCARBURO TOTAL ACUIFEROS PAMPEANO Y PUELCHE

Fig.3



HIDROCARBURO PLOMO Y CADMIO EN EL SUELO

Fig.4



De la misma se desprende que las concentraciones extremas de **hidrocarburo total** son 200 y 21.000 mg/kg, esta última en la cercanía de una tubería enterrada donde las fugas serían significativas.

Si se comparan estos valores con los límites establecidos en la norma holandesa (tabla 1), surge que sólo una muestra obtenida en el pozo del lindero NO del predio con 21.000 mg/kg, sobrepasa el umbral de 5.000 mg/kg, a partir del cual es necesario **limpiar a fondo**. Del resto, otras dos con 2.900 y 3.500 mg/kg superan el límite para **investigaciones adicionales** (1000 mg/kg). En relación al **plomo**, la norma fija como límite máximo 600 mg/kg, valor éste que sólo es superado por una muestra del pozo vecino al lindero SE de la planta (700 mg/kg). Otras 3, presentan concentraciones mayores al umbral para investigaciones adicionales (150 mg/kg). Estas, coinciden con los pozos que también registraron altos tenores en hidrocarburo total.

El **cadmio** presenta poca variación con extremos de 2 y 4,8 mg/Kg, concentraciones muy inferiores al límite máximo (20 mg/kg) y menores aun al intermedio (5 mg/kg).

ESTADO DEL AGUA

Para conocer el estado del agua subterránea frente a la contaminación, se muestrearon los acuíferos Querandino, Pampeano y Puelche, determinándose hidrocarburo total en los mismos.

En las figuras 3 y 4, se indican las concentraciones de HC, a fin de compararlas con el sentido del flujo subterráneo.

Respecto al Querandino (fig. 2), se aprecia una buena correspondencia entre los altos y los bajos de HC en el suelo y en el agua subterránea. Así, los 2 pozos del lindero NO que registraron 21.000 y 3.500 mg/kg en el suelo, también presentaron los máximos en el agua (31.000 y 1.500 mg/l) y los que tuvieron tenores bajos en el suelo (esquinero N y E, con 350 y 200 mg/kg), brindaron 5,8 y 12,9 mg/l de HC en el agua.

De la comparación con las equipotenciales, pareciera producirse un incremento en el sentido del flujo hacia el NO, pero ya se mencionó el carácter puntual del valor de 21.000 mg/kg, originado por fugas en una tubería. La falta de correspondencia hacia el SO, con valores decrecientes de 1.300 a 153 mg/l, es indicativa de la baja movilidad de los HC en el sistema freático.

La norma holandesa (tabla 1) fija 0,6 mg/l como el umbral a partir del cual debe procederse a **limpiar totalmente**, de lo que se desprende que todas las muestras superan ampliamente dicho valor.

La limpieza de hidrocarburos en el suelo y en el agua no es tarea sencilla, fundamentalmente por la **"adherencia"** de las moléculas orgánicas a los clastos que forman la parte sólida de los acuíferos intergranulares y a la inmiscibilidad que presentan frente al agua. Otro factor que controla la movilidad del HC es su concentración en las zonas subsaturada (agua-aceite-aire) y saturada (agua-aceite), pues si su concentración en el agua desciende por debajo de lo que se denomina

Dutch indicative values for contaminated sites*

Indicative values: A – Reference value** (background value)
B – Indicative value for further investigation
C – Indicative value for cleaning–up

Presence in:	Soil (mg/kg dry weight)			Groundwater (ug/l)		
Substance	A	B	C	A	B	C
I Metals						
Cr	100	250	800	20	50	200
Co	20	50	300	20	50	200
Ni	50	100	500	20	50	200
Cu	50	100	500	20	50	200
Zn	200	500	3000	50	200	800
As	20	30	50	10	30	100
Mo	10	40	200	5	20	100
Cd	1	5	20	1	2,5	10
Sn	20	50	300	10	30	150
Ba	200	400	2000	50	100	500
Hg	0,5	2	10	0,2	0,5	2
Pb	50	150	600	20	50	200
II Inorganic pollutants						
NH4 (as N)	–	–	–	200	1000	3000
F (total)	200	400	2000	300	1200	4000
CN (total free)	1	10	100	5	30	100
CN (total complex)	5	50	500	10	50	200
S (total)	2	20	200	10	100	300
Br (total)	20	50	300	100	500	2000
PO4 (as P)	–	–	–	50	200	700
III Aromatic compounds						
Benzene	0,01	0,5	5	0,2	1	5
Ethylbenzene	0,05	5	50	0,5	20	60
Toluene	0,05	3	30	0,5	15	50
Xylene	0,05	5	50	0,5	20	60
Phenols	0,02	1	10	0,5	15	50
Aromatics (total)	0,1	7	70	1	30	100
IV Polycyclic aromatic compounds (PCA's)						
Naphtalene	0,1	5	50	0,2	7	30
Anthracene	0,1	10	100	0,1	2	10
Phenanthrene	0,1	10	100	0,1	2	10
Fluoranthene	0,1	10	100	0,02	1	5
Pyrene	0,1	10	100	0,02	1	5
Benzo(a)pyrene	0,05	1	10	0,01	0,2	1
Total PCA's	1	20	200	0,2	10	40
V Chlorinated organic compounds						
Aliphatic chlor. comp. (indiv.)	0,1	5	50	1	10	50
Aliphatic chlor. comp.(total)	0,1	7	70	1	15	70
Chlorobenzenes (indiv.)	0,05	1	10	0,02	0,5	2
Chlorobenzenes (total)	0,05	2	20	0,02	1	5
Chlorophenols (indiv.)	0,01	0,5	5	0,01	0,3	1,5
Chlorophenols (total)	0,01	1	10	0,01	0,5	2
Chlorinated PCA (total)	0,05	1	10	0,01	0,2	1
PCB (total)	0,05	1	10	0,01	0,2	1
EOCl (total)	0,1	8	80	1	15	70
VI Pesticides						
Organic chlorinated – (indiv.)	0,1	0,5	5	0,05	0,2	1
Org.chlorin.– (total)	0,1	1	10	0,1	0,5	2
Pesticides (total)	0,1	2	20	0,1	1	5
VII Other pollutants						
Tetrahydrofuran	0,1	4	40	0,5	20	60
Pyridine	0,1	2	20	0,5	10	30
Tetrahydro–thiophene	0,1	5	50	0,5	20	60
Cyclohexanone	0,1	6	60	0,5	15	50
Styrene	0,1	5	50	0,5	20	60
Gasoline	20	100	800	10	40	150
all Mineral oil	100	1000	5000	20	200	600

Source: Soil Clean–up Guideline, 1983

Notes

* to used only in relation with the local situation and the use and function of the soil

** in the context of cleaning–up conditions

punto de saturación irreductible o límite de saturación crítica, el movimiento cesa (Custodio, 1976).

Para la limpieza se han empleado diferentes técnicas, algunas con resultados adecuados pero la mayor parte con elevados costos, en relación al mejoramiento ambiental obtenido. Entre las más utilizadas se puede citar a: el uso de disolventes, la inyección de aire o de agua caliente, el empleo de dispersantes, etc. El objetivo es disminuir la viscosidad para aumentar la movilidad y facilitar la extracción por bombeo. Sin embargo, ninguna práctica será eficiente, si previamente no se interrumpe el ingreso del contaminante al sistema subterráneo.

Esto es, evitar las pérdidas en tuberías, tanques, piletas y los derrames sobre el suelo desnudo o en pavimentos o veredas, que normalmente no actúan como barreras infranqueables para la contaminación, porque carecen de sellantes en las juntas, o presentan grietas y fisuras a través de las cuales el HC es arrastrado por el agua de lluvia o la utilizada para limpieza, parte de la cual se infiltra alcanzando la superficie freática.

En relación al **Pampeano**, los contenidos en hidrocarburos totales son significativamente más bajos que en el Querandino, tal como se aprecia en la figura 3, donde se representan junto con la red de flujo.

Los extremos son 0,5 y 8 mg/l, con valores más altos en el lindero NO de la planta (5 y 8 mg/l). Salvo uno, el resto de los valores sobrepasan al límite superior de la norma holandesa (0,6 mg/l) y existe buena correspondencia entre los máximos contenidos de HC en el Acuífero Querandino y los altos registrados en el Pampeano.

Dada la profundidad de yacencia del Pampeano (12 m), el hidrocarburo no puede acceder en forma directa, por lo que su transferencia desde la capa freática, debe haberse producido por filtración vertical descendente. Por lo tanto, el estrato de arcilla de 5 m que los separa no impide el flujo vertical y actúa como acuitardo. El mayor potencial hidráulico que presenta el Querandino respecto al Pampeano, con diferencias extremas de 0,2 y 2,1 m, es el factor generador del flujo vertical descendente y por ello, para evitar dicho sentido de circulación, es necesario invertir el gradiente, deprimiendo el Querandino.

Respecto al Acuífero Puelche, emplazado entre 25 y 50 m de profundidad, las concentraciones registradas en los 3 pozos que lo alcanzan (fig.3) son 0,2, 0,3 y 0,5 mg/l, todas inferiores al límite máximo (0,6 mg/l).

En el "blanco" de agua destilada que se trasladó abierto durante el muestreo, se registró una concentración de 0,1 mg/l, posteriormente al recorrido. Este valor de base o background, debe deducirse de los contenidos detectados en las muestras, porque representa el aporte de la contaminación aérea, producida por la actividad industrial de la planta.

CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN

Ya se mencionó que de los 3 acuíferos estudiados, los más empleados para consumo humano son el Pampeano y el Puelche.

El primero en captaciones domiciliarias, mediante el uso de bombeadores, que extraen caudales exiguos (1,5 a 3 m^3/h), pero que constituye la única fuente de abastecimiento en aquellos sitios carentes del servicio de agua potable. El Puelche se capta principalmente por los entes que tienen a su cargo la provisión de agua potable, también por la industria y en menor proporción para el abastecimiento domiciliario. Los caudales del Puelche, varían de acuerdo a la capacidad del equipo de bombeo empleado, pero si éste es adecuado, puede producir entre 40 y 70 m^3/h.

El Querandino prácticamente no se utiliza, porque contiene agua de elevada salinidad y además está muy contaminado por la actividad industrial y por las aguas residuales domésticas.

El esquema más favorable para controlar la contaminación, tanto técnica como económicamente, consiste en evitar la salida del agua contaminada fuera de los límites de la planta y en invertir el gradiente hidráulico vertical, para que el flujo sea ascendente. Para ello, es necesario deprimir la superficie freática del Acuífero Querandino.

Para establecer la transmisvidad y el almacenamiento del Querandino, a fin de predecir los caudales y las depresiones obtenibles, se realizaron 2 ensayos de bombeo con pozo de observación. El comportamiento hidráulico es el de un acuífero libre con drenaje vertical diferido, por lo que se utilizó para el cálculo el método desarrollado por Boulton (1963), con el que se obtuvieron transmisividades de 0,7 y 1,4 m^2/día y porosidades efectivas de 0,03 y 0,09. Por lo tanto, para el cálculo de la batería de los pozos para el drenaje, se utilizó una transmisividad media T=1 m^2/d y una porosidad efectiva media Pe=0,05.

Dado la baja permeabilidad de la sección arenosa del Querandino y su escaso espesor (7 m), que se reduce aún más si se considera la potencia saturada (4,9 a 6,4 m), resulta más apropiado construir muchos sondeos de pequeño diámetro que pocos pozos de mayor diámetro y capacidad. Por ello, se eligió un sistema de well points para deprimir la superficie freática.

Con cada pozo puntual, se puede lograr un caudal de 1,2 m^3/h por lo que con 20, se llegará a 24 m^3/h. Disponiéndolos en forma circular y separados por 2 m de distancia entre sí, ocuparán un perímetro de 40 m (fig.3) con un radio de 6,4 m.

Para invertir el sentido del flujo lateral, es necesario deprimir el nivel hidráulico por lo menos 2,5 m en el sector central de la planta. De esta forma la equipotencial de 4,5 m, pasará a tener 2 m, lo que también hará cambiar el sentido del flujo vertical, pues el Acuífero Pampeano tiene allí un potencial hidráulico de 2,6 m.

Considerando al sistema de 20 pozos puntuales como uno único de 6,4 m de radio, con un caudal de 576 m^3/día, empleando las ecuaciones de Theis y la tabla de Wenzel, resulta que el tiempo necesario para lograr la depresión prevista (2,5 m) es 1 día.

Si se toma la máxima distancia existente entre la batería de well points y la equipotencial de 3 m en el esquinero Oeste de la planta (145 m) y se adopta para ese sitio una depresión de 0,5 m, a fin de asegurar la inversión en la dirección del flujo, el tiempo necesario para lograrla se amplía a 59 días.

Dado que el agua bombeada tendrá un elevado tenor en HC total, antes de su disposición final, deberá ser tratada para disminuir dicha concentración a valores compatibles con lo establecido en la norma.

CONCLUSIONES

El suelo, hasta 2,5 m de profundidad, no presenta deterioro debido al contenido de hidrocarburos, Pb y Cd.

El agua subterránea sí presenta un grado de deterioro severo respecto a los hidrocarburos totales especialmente en el Acuífero Querandino. En el Pampeano, la contaminación es menor, pero aún supera al máximo normado, mientras que el Puelche, si bien observa signos de contaminación, la concentración de HC total está por debajo del máximo admitido.

La distribución vertical de hidrocarburos indica comunicación hidráulica entre la capa freática (Querandino) y el Pampeano debido al mayor potencial hidráulico que tiene el primero.

Para evitar que el agua contaminada siga transponiendo los límites del predio estudiado, es necesario construir una batería de 20 pozos puntuales separados 2 m entre sí, en condiciones de producir 24 m^3/h conjuntamente, dispuestos en forma circular en el centro de la planta. Con ello se logrará invertir los gradientes hidráulicos y las direcciones de flujo lateral y vertical.

El agua extraída deberá ser tratada previamente a su vertido, para disminuir el tenor de HC y evitar daños ambientales. Debe ponerse especial cuidado para impedir que continúe el ingreso del contaminante al suelo y al agua. Para ello tendrán que repararse las fugas en tuberías y tanques y controlar severamente los derrames en el suelo desnudo o sobre veredas o pavimentos.

BIBLIOGRAFÍA

AUGE, M.P. y M.A.HERNANDEZ. 1983. Características geohidrológicas de un acuífero semiconfinado (Puelche) en la LLanura Bonaerense. Su implicancia en el ciclo hidrológico de llanuras dilatadas. Coloquio de Hidrología de Grandes LLanuras. Actas, vol.II: 1019-1042. UNESCO. Buenos Aires - París.

BOULTON, N.S. 1963. Analysis of data from non - equilibrium pumping tests allowing for delayed yield from storage. Inst. Civ. Eng. Proc, vol.26: 469-482.

CUSTODIO, E Y LLAMAS M.R. 1976. Hidrología Subterránea. T II: 1915-1916, Ed. Omega, Barcelona.

FRENGUELLI, J. 1950. Rasgos generales de la morfología y la geología de la Provincia de Buenos Aires. LEMIT Rev. Ser.II, Nº 33: 1-72. La Plata.

GARRETT, P. 1989. Groundwater sampling manual for underground storage tank sites. Dep. of Env. Protec.:1-72. Maine.

ACUÍFEROS COSTEROS DE ALTA VULNERABILIDAD. CONSIDERACIÓN DEL FACTOR HIDROGEOLÓGICO PARA EL ORDENAMIENTO AMBIENTAL. PINAMAR. PROVINCIA DE BUENOS AIRES. REPÚBLICA ARGENTINA.

R. González Arzac; A. Vizcaíno; R. Garay; G. Remorini; R. Pérez Spina; F. Campos Alfonso
Consejo Federal de Inversiones. Calle 3 nº 683. (1900) La Plata. República Argentina.

RESUMEN

La localidad de Pinamar se abastece de agua subterránea a partir de 80 pozos que captan tanto al acuífero freático como a niveles semiconfinados alojados en sedimentos arenosos correspondientes a un sistema de barrera-albúfera. A partir de la oposición del esquema hidrogeológico con la distribución de los pozos de explotación y de las fuentes potenciales de contaminación, se presenta cartografía básica para el ordenamiento del uso actual y futuro del agua en función de la vulnerabilidad del medio subterráneo.

ÁREA DE ESTUDIO. GENERALIDADES

La localidad de Pinamar constituye un centro turístico ubicado sobre la costa atlántica de la Provincia de Buenos Aires a 37° 05' de latitud S y 56° 51' de longitud W **(Figura 1)**. La población estable es de 6000 habitantes, y de acuerdo con su capacidad habitacional puede albergar al menos 50000 personas durante el verano.

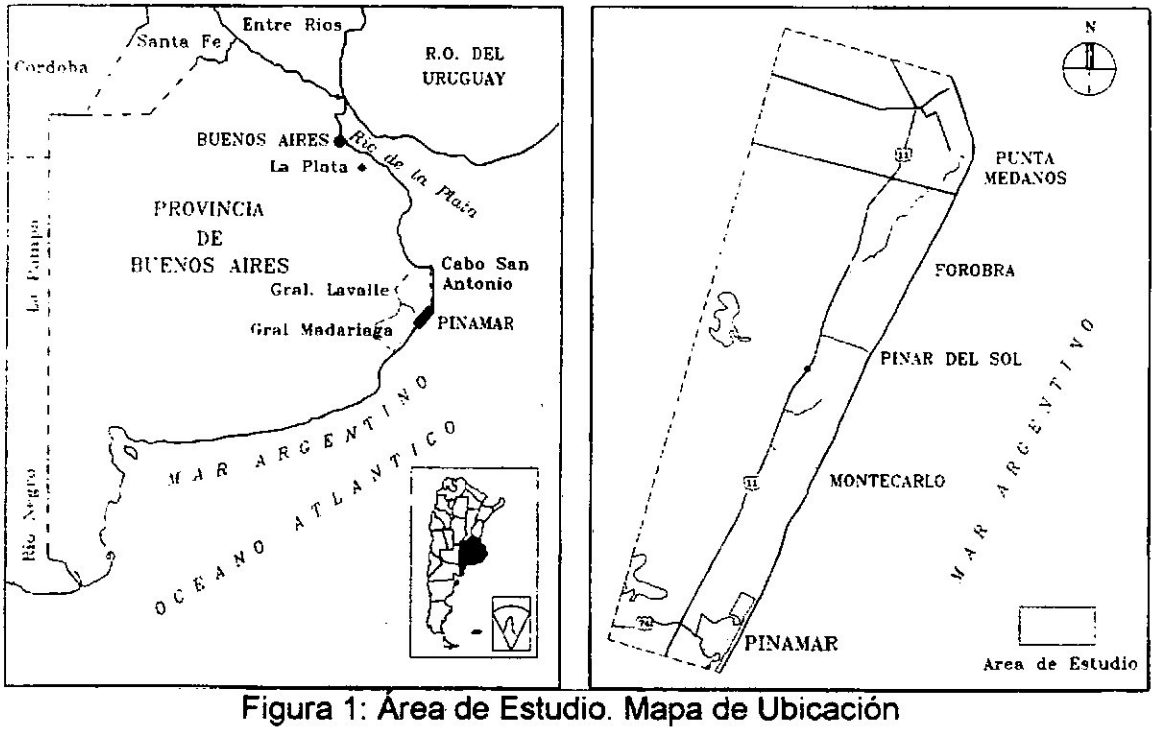


Figura 1: Área de Estudio. Mapa de Ubicación

Se caracteriza por un clima de tipo húmedo mesotermal con nula a pequeña deficiencia de agua. La precipitación media anual es del orden de los 900 mm con las máximas concentraciones entre los meses de octubre y marzo. El balance hídrico medio según Thornthwaite y Mather indica una evapotranspiración potencial anual de 727 mm y real de 719 mm, con un exceso medio anual de 164 mm y un déficit de 8 mm.

La planta urbana se desarrolla totalmente sobre una faja medanosa (cordón costero) de 3,5 km de ancho limitada hacia el continente por áreas inundables, de drenaje restringido (terraza baja).

El abastecimiento de agua potable se realiza a través de 80 pozos tubulares, con una profundidad media de 24 metros, que producen entre 30 y 40 m^3/h, y funcionan en forma intensiva entre noviembre y marzo.

HIDROGEOLOGÍA

En base a la confección de 13 perfiles perpendiculares a la línea de costa se estableció el **ESQUEMA HIDROGEOLÓGICO** de la localidad. En un espesor de 50 metros de espesor, se desarrollan el Acuífero Freático y tres Acuíferos Semiconfinados superpuestos entre sí, y que se encuentran separados por otros tantos niveles semiconfinantes **(Figura 2).**

UNIDAD	LITOLOGÍA	DENOMINACIÓN	COMPORTAMIENTO
I	Arenas finas a medianas con niveles conchilíferos	**ACUÍFERO FREÁTICO**	Acuífero Libre
II	Arcillas plásticas a arenosas	**PRIMER NIVEL SEMICONFINANTE**	Acuitardo Acuícludo
III	Arenas finas arcillosas con niveles conchilíferos	**ACUÍFERO SEMICONFINADO SUPERIOR**	Acuífero Semiconfinado
IV	Arcillas plásticas en partes limosas. Arenas finas arcillosas	**SEGUNDO NIVEL SEMICONFINANTE**	Acuitardo Acuícludo
V	Arenas medianas a finas con niveles conchilíferos	**ACUÍFERO SEMICONFINADO MEDIO**	Acuífero Semiconfinado
VI	Arcillas plásticas en parte limosas con intercalaciones limosas	**TERCER NIVEL SEMICONFINANTE**	Acuitardo Acuícludo
VII	Arenas medianas a finas con niveles conchilíferos. Intercalaciones arcillosas	**ACUÍFERO SEMICONFINADO INFERIOR**	Acuífero Semiconfinado

Figura 2: Esquema Hidrogeológico

El cuadro elaborado corresponde a la secuencia hidrogeológica completa, pero dadas las particulares condiciones de depositación (sistema barrera-albúfera) de los sedimentos que conforman estas unidades, su desarrollo evidencia importantes cambios en sentido lateral y vertical. A partir de tres perfiles esquemáticos cuya

ubicación se observa en la Figura 3, se presentan las variaciones en la distribución de las unidades hidrogeológicas.

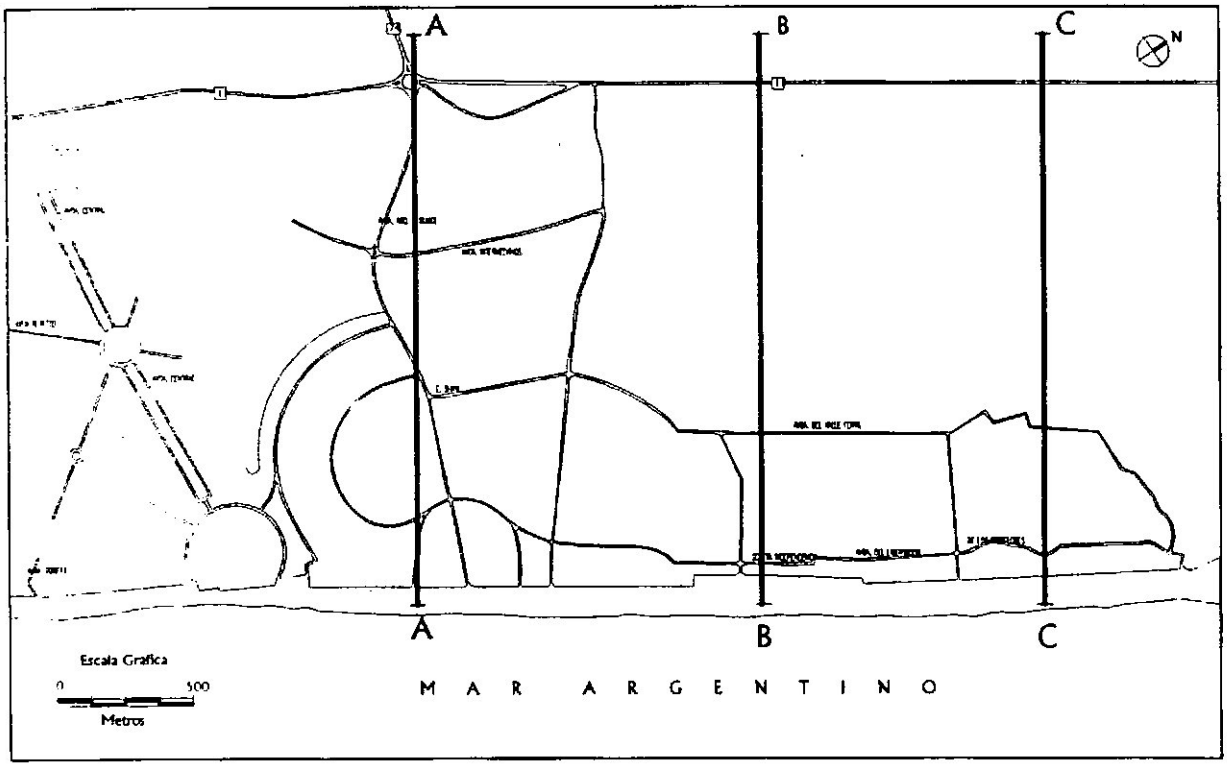


Figura 3: Ubicación de Perfiles Esquemáticos

En el PERFIL ESQUEMÁTICO A (Figura 4), la Unidad I o Acuífero Freático, presenta un desarrollo continuo en todo el ancho del cordón costero. En el sector occidental tiene un espesor de 8 a 12 metros y está constituido por arenas finas a medianas, en tanto que hacia la costa su potencia alcanza los 17 metros al tiempo que en la base se presentan arenas conchilíferas.

La Unidad II comprende a un Nivel Semiconfinante de posición horizontal, desarrollado exclusivamente debajo del sector occidental de la Unidad I. El espesor es de 1 a 3 metros, compuesto por arcillas plásticas verde oliva, con proporciones variables de arena fina, que por sectores se hace mayoritaria favoreciendo la conexión entre los acuíferos que limita.

La Unidad III constituye el Acuífero Semiconfinado Superior, cuyo desarrollo es coincidente con la extensión del techo semiconfinante (Unidad II). Su espesor varía entre 3 y 5 metros, y se compone de arena fina algo arcillosa. Hacia la costa contacta con el acuífero freático.

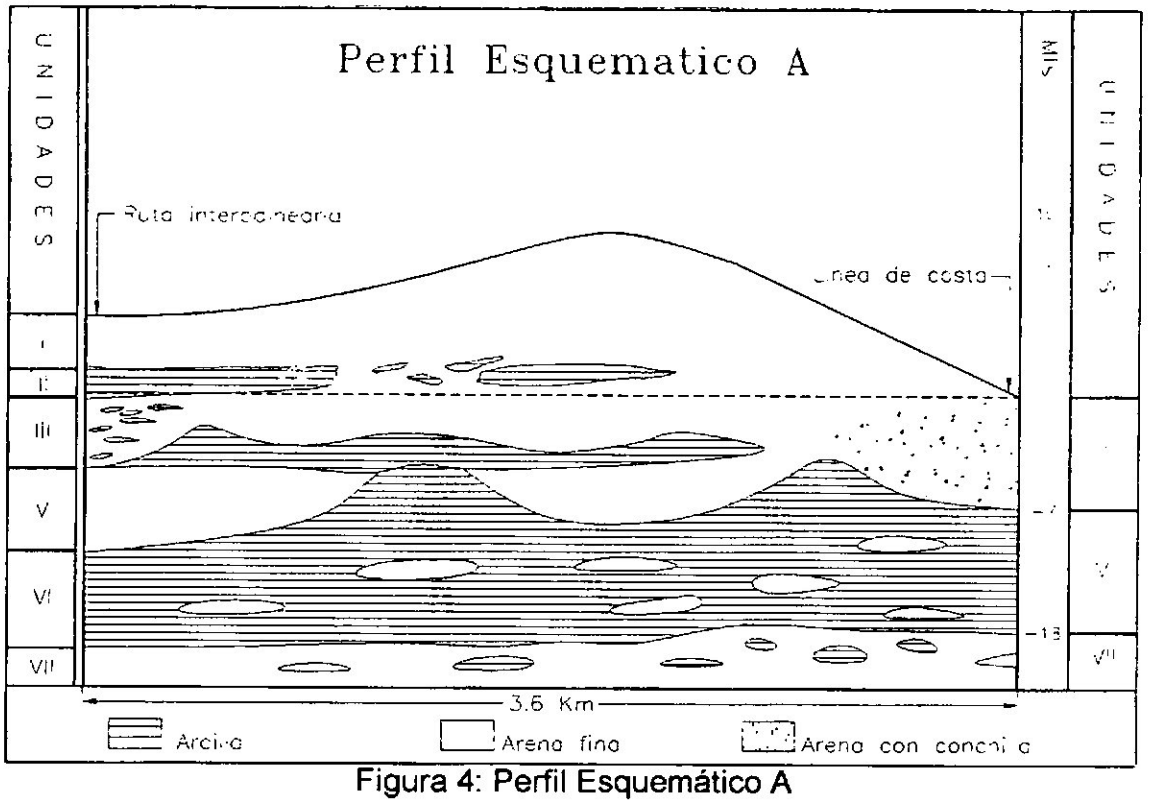


Figura 4: Perfil Esquemático A

La Unidad IV presenta una base generalmente plana y techo irregular, derivando en espesores variables entre 2 y 5 metros. Hacia la costa desaparece por acuñamiento; se compone de arcillas plásticas en parte limosas, de color castaño.

La Unidad V (Acuífero Semiconfinado Medio), presenta un espesor promedio de 4 metros, variable en función a la irregularidad de su base. Se compone de arena fina a mediana con intercalaciones de niveles de conchilla, lo cual le confiere una adecuada capacidad para transferir agua.

La Unidad VI (Tercer Nivel Semiconfinado) es un paquete de hasta 14 metros de espesor constituido por arcillas plásticas a limosas con lentes de arena y conchilla.

La Unidad VII se desarrolla por debajo de la anterior constituyendo el Acuífero Semiconfinado Inferior. Se compone de arena fina a mediana con niveles de conchilla e intercalaciones limo arcillosas.

El PERFIL ESQUEMÁTICO B (Figura 5), se diferencia del anterior, en la superposición de las unidades acuíferas III y V por ausencia del nivel semiconfinante definido como unidad II, conformando un único acuífero de hasta 9 m de espesor.

En el PERFIL ESQUEMÁTICO C (Figura 6), la característica más distintiva es que la Unidad V queda restringida a un nivel de 1 a 2 metros de espesor desarrollado exclusivamente en el sector costero. Por otra parte no existe una clara diferencia entre las litologías de las Unidades III y IV, alternando niveles areno limosos y arcillosos hasta la base, que corresponde a la Unidad VI.

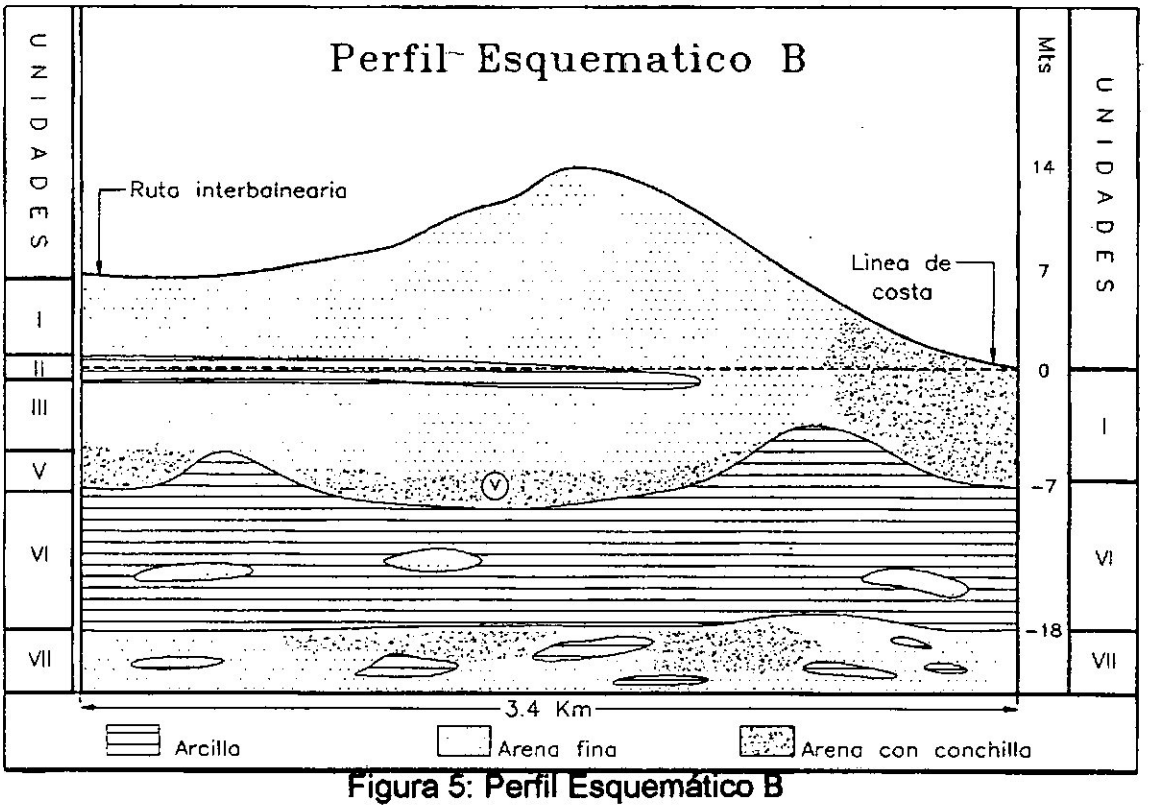


Figura 5: Perfil Esquemático B

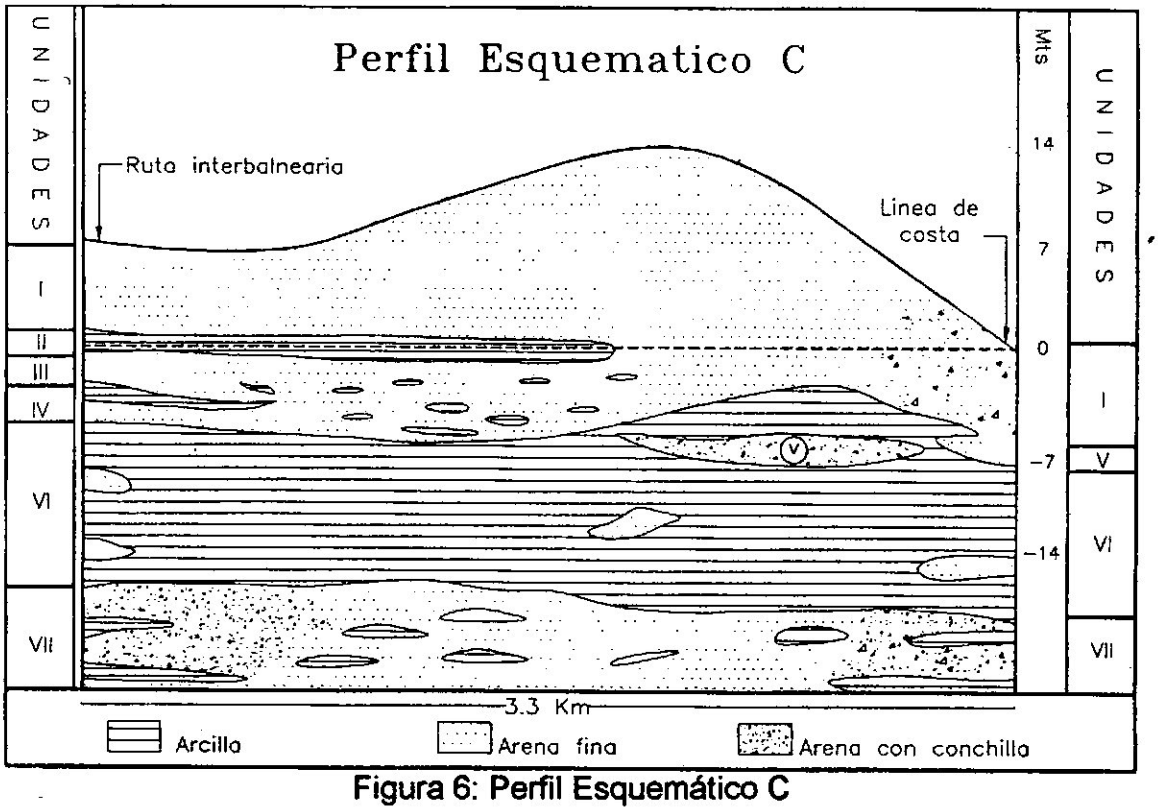


Figura 6: Perfil Esquemático C

Del análisis global de la información hidrogeológica derivan los siguientes puntos considerados fundamentales en el desarrollo del trabajo:

De acuerdo con la discontinuidad de los niveles aislantes se evidencia una conexión directa entre las unidades acuíferas. No obstante cuando se superponen en un mismo sector las tres unidades de baja permeabilidad el grado de conexión hidráulica disminuye con la profundidad.

La Unidad I (Acuífero Freático) por sus características granulométricas, su extensión y ser la más fácil de alumbrar, se convierte en una alternativa de provisión de bajo costo, pero de peligro extremo por ser la receptora directa de todos los residuos de la actividad local.

La Unidad V (Acuífero Semiconfinado Medio), por sus características granulométricas y su posición en la secuencia hidrogeológica, constituye la unidad con mejores condiciones para su utilización como fuente de abastecimiento. Por su distribución irregular con importantes variaciones según el sector, es necesario intensificar la exploración hidrogeológica con el objeto de determinar su verdadero potencial.

Los sectores en donde la unidad III y V se ponen en contacto directo conforman un acuífero de mayor potencialidad pero de menor protección a la contaminación.

La Unidad VII (Acuífero Semiconfinado Inferior) presenta mayor grado de aislación respecto a los niveles acuíferos superiores, pero el hecho de alojar agua salada a salobre la descartan como posible fuente de abastecimiento. .

HIDRODINÁMICA

El modelo hidrodinámico de la localidad reconoce al Acuífero Freático como la unidad receptora de la recarga del sistema la que se produce exclusivamente a partir de las precipitaciones. En ésta unidad el movimiento del agua por escurrimiento subterráneo, se produce en dos direcciones opuestas: una hacia el mar y la otra hacia las lagunas ubicadas más en el borde continental de la faja de médanos.

El movimiento del agua continúa en profundidad por filtración vertical descendente a través de los distintos niveles semiconfinantes que, de acuerdo al sector de que se trate, constituyen la base del Acuífero Freático. Cada una de las unidades acuíferas muestran un potencial hidráulico positivo respecto de aquellas que la subyacen, variable entre 1,2 y 2 m.

En los Acuíferos Semiconfinados se repite el mismo esquema de flujo subterráneo definido para el Acuífero Freático.

Las semejanzas hidroquímicas de las unidades acuíferas sugieren una importante dinámica en la transferencia del agua entre los tres niveles acuíferos superiores, no así en el caso del acuífero semiconfinado inferior que presenta una elevada salinidad.

Todo el sistema de agua subterránea está limitado hacia el este y el oeste por dos interfases. La primera de agua dulce - agua salada hacia el mar, y la segunda de agua dulce - agua salobre hacia el continente. La información hidroquímica correspondiente a aquellos pozos de explotación ubicados en el sector costero y

que captarían agua exclusivamente del Acuífero Freático no revelan indicios de intrusión salina. Esto indicaría a priori la existencia de una interfase de alto ángulo, cuya influencia se restringiría al sector de playa.

Hacia el continente todo el sistema se halla limitado por una interfase de agua salobre resultante de importantes cambios en la morfología del terreno y la composición de los sedimentos. En las condiciones actuales se supone que tiene una dinámica mucho menor que aquella originada hacia el mar, en relación a la ubicación próxima a la costa del mayor número de pozos de explotación.

HIDROQUÍMICA

Tal como se señalara anteriormente desde el punto de vista hidroquímico el Acuífero Freático (Unidad I), y los Acuíferos Semiconfinados Superior y Medio (Unidades III y V) son semejantes lo que refleja la interconexión existente entre ellos. En la Tabla A se presentan las características hidroquímicas de las Unidades I y V.

DETERMINACIÓN QUÍMICA		UNIDAD I	UNIDAD V
pH		7,3-7,6	7,2-7,6
Conductividad	(µS/cm)	330-600	280-400
Residuo Seco	(mg/l)	189-342	159-227
Dureza Total	(mg/l)	144-348	176-268
Alcalinidad Total	(mg/l)	156-325	188-244
Bicarbonatos	(mg/l)	190-395	229-297
Cloruros	(mg/l)	40-68	24-40
Sulfatos	(mg/l)	NSD-50	NSD-12
Nitratos	(mg/l)	NSD-28	NSD-<1
Calcio	(mg/l)	26-102	48-91
Magnesio	(mg/l)	10-26	10-14
Sodio	(mg/l)	46-96	34-66
Potasio	(mg/l)	1,50-9,80	3,1-5,7

Familia de Aguas	Bicarbonatada Cálcico Sódica

Tabla A

Se destacan los valores algo inferiores de residuo seco, cloruros, sulfatos y nitratos del Acuífero Semiconfinado respecto del Acuífero Freático. Esta diferencia puede asignarse a la ubicación de los pozos que captan una u otra unidad.

Mientras los pozos que extraen agua del Acuífero Freático se concentran en el sector costero que es el de mayor densidad de edificación, los que explotan el Acuífero Semiconfinado Medio se ubican en una zona más interna y despoblada. De acuerdo con esto sus menores contenidos pueden vincularse a una recarga a expensas del freático de mejores condiciones o al flujo lateral desde zonas sin explotación.

En el caso del Acuífero Semiconfinado Inferior se destaca una marcada evolución química, con un notable incremento de la salinidad en sentido este-oeste (Tabla B).

Esta condición refleja una recarga preferencial de esta unidad en el sector costero y una dinámica propia muy restringida que deriva en un notable desmejoramiento de su calidad.

Determinación Química	Oeste			Este
pH	7,6	8,1	8,2	8,0
Conductividad (µS/cm)	34000	21000	5100	1320
Residuo Seco (mg/l)	24140	14860	3468	761
Dureza Total (mg/l)	1660	1480	304	148
Alc. Total (mg/l)	980	592	444	408
Bicarbonatos (mg/l)	1195	722	473	498
Cloruros (mg/l)	8736	6900	576	460
Sulfatos (mg/l)	2064	814	110	26
Nitratos (mg/l)	2,2	NSD	<1	<1
Calcio (mg/l)	136	208	34	10
Magnesio (mg/l)	322	234	54	30
Sodio (mg/l)	6263	4271	620	409
Potasio (mg/l)	195	127	28,1	8,8
Familia de Aguas	Clorurada Sódica	Clorurada Sódica	Clorurada Sódica	Bic. Clor. Sódica

Tabla B

VULNERABILIDAD A LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS.

En función del conocimiento del esquema hidrogeológico alcanzado se pueden establecer los lineamientos básicos para la definición de la vulnerabilidad del medio subterráneo a la contaminación, constituyéndose en la principal contribución de este estudio para la determinación del riesgo.

Si bien para cada acuífero se describieron las características hidrodinámicas e hidroquímicas en forma individual, las unidades deben ser consideradas desde el punto de vista de la vulnerabilidad como un sistema único. Tal condición surge de haberse constatado la falta de continuidad areal y los importantes cambios litológicos en los estratos aislantes que separan los distintos acuíferos.

En la **Figura 7** se indica el área en que se desarrolla el Primer Nivel Semiconfinante, destacándose en el sector costero una faja de 900 a 1400 m de ancho en que esta unidad se encuentra ausente.

En el mapa de distribución areal del Segundo Nivel Semiconfinante **(Figura 8)** se delimitan tres zonas en base a las características de esta unidad. En la **Zona A** está conformada por sedimentos arcillosos constituyendo un nivel aislante bien definido por debajo del cual se desarrolla el Acuífero Semiconfinado Medio.

En la **Zona B** está ausente o bien se trata de sedimentos arenosos con arcillas subordinadas, por lo cual los Acuíferos Semiconfinado Medio e Inferior constituyen un único nivel.

Por último en la **Zona C** y hacia la costa conforma nuevamente un paquete arcilloso, mientras que hacia el interior del continente pasa a sedimentos arenosos con intercalaciones arcillosas menores.

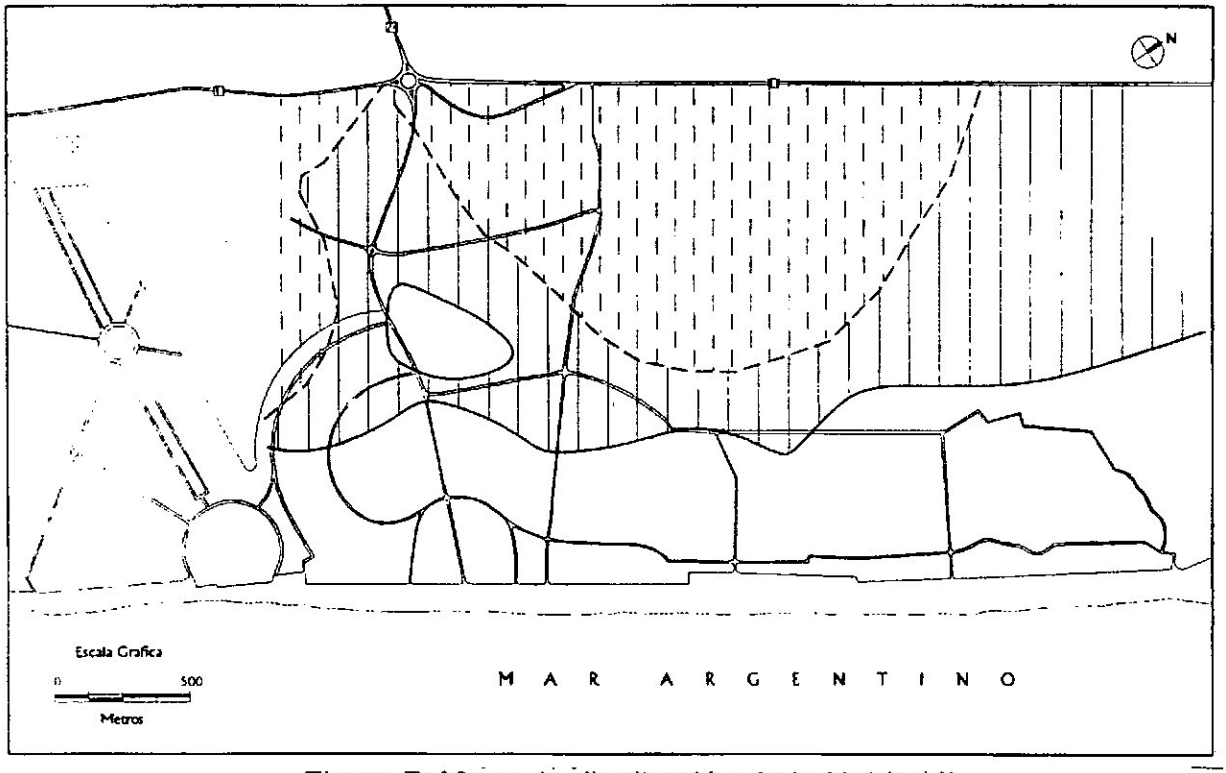


Figura 7: Mapa de distribución de la Unidad II

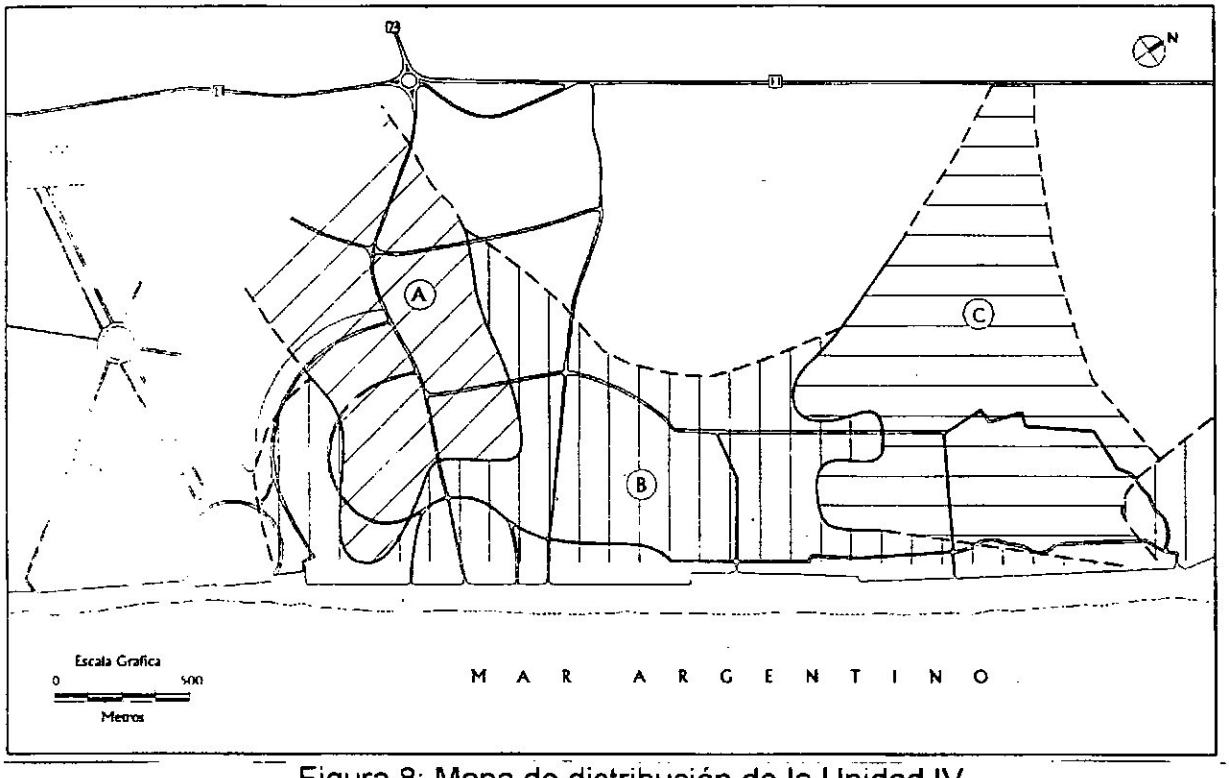


Figura 8: Mapa de distribución de la Unidad IV

Partiendo de esta base se establece para el sistema acuífero de Pinamar un grado alto a extremo de vulnerabilidad a la contaminación .La clasificación se fundamenta en las características que presenta la secuencia hidrogeológica, a saber:

a) la existencia de un acuífero freático (Unidad I) que actúa como exclusiva fuente de recarga de las restantes unidades acuíferas;

b) la proximidad del nivel freático a la superficie, con valores máximos registrados de 2,90 metros;

c) una escasa a nula capacidad de atenuación o eliminación de contaminantes de la zona no saturada dada por su composición arenosa (alta permeabilidad);

Teniendo en cuenta los elementos analizados y evaluados anteriormente se elaboró el Mapa de Síntesis (Figura 9) que presenta, mediante una resolución gráfica sencilla, los distintos aspectos vinculados al uso actual y futuro del agua subterránea.

En este mapa la planta urbana de Pinamar fue dividida en siete zonas, definidas en base a sus características predominantes (hidrogeología, desarrollo del sistema de abastecimiento, potenciales contaminantes).

La descripción realizada para cada zona se desarrolla individualmente en la Tabla C, y abarca los siguientes aspectos:

* SECCIÓN RECONOCIDA: incluye el esquema con la secuencia hidrogeológica.

* SISTEMA DE ABASTECIMIENTO: se indica la unidad o unidades acuíferas captadas por los pozos de explotación de la CALP, y el porcentaje de pozos sobre el total del sistema que se ubican dentro de esa zona.

* VULNERABILIDAD DEL SISTEMA: se califica la vulnerabilidad a la contaminación del sistema acuífero para cada zona. Incluye la enumeración de actividades fuente de contaminación junto con los potenciales contaminantes o grupos de contaminantes que podrían presentarse. Por último se señalan aquellos elementos que de acuerdo a los análisis químicos efectuados revelan indicios de contaminación ya sea porque superan las normas de aptitud o por que se apartan de los valores más comunes a nivel regional.

* SÍNTESIS: abarca los aspectos más destacables de cada zona referidos a:

- desarrollo y condiciones de las unidades explotables o explotadas;
- aptitud para la explotación;
- relación con las cargas y actividades contaminantes;
- recomendaciones para nuevos estudios.

Finalmente en base al Mapa de Síntesis, se agruparon las zonas definidas de acuerdo a sus posibilidades de utilización futura del recurso hídrico subterráneo para provisión a Pinamar.

ZONA 1: si bien presenta buenas perspectivas desde el punto de vista hidrogeológico se descarta su utilización por las altas cargas contaminantes que soporta (basural y lagunas de oxidación). Esta condición obliga a determinar la influencia que ejercen dichas fuentes de contaminación sobre las zonas aledañas.

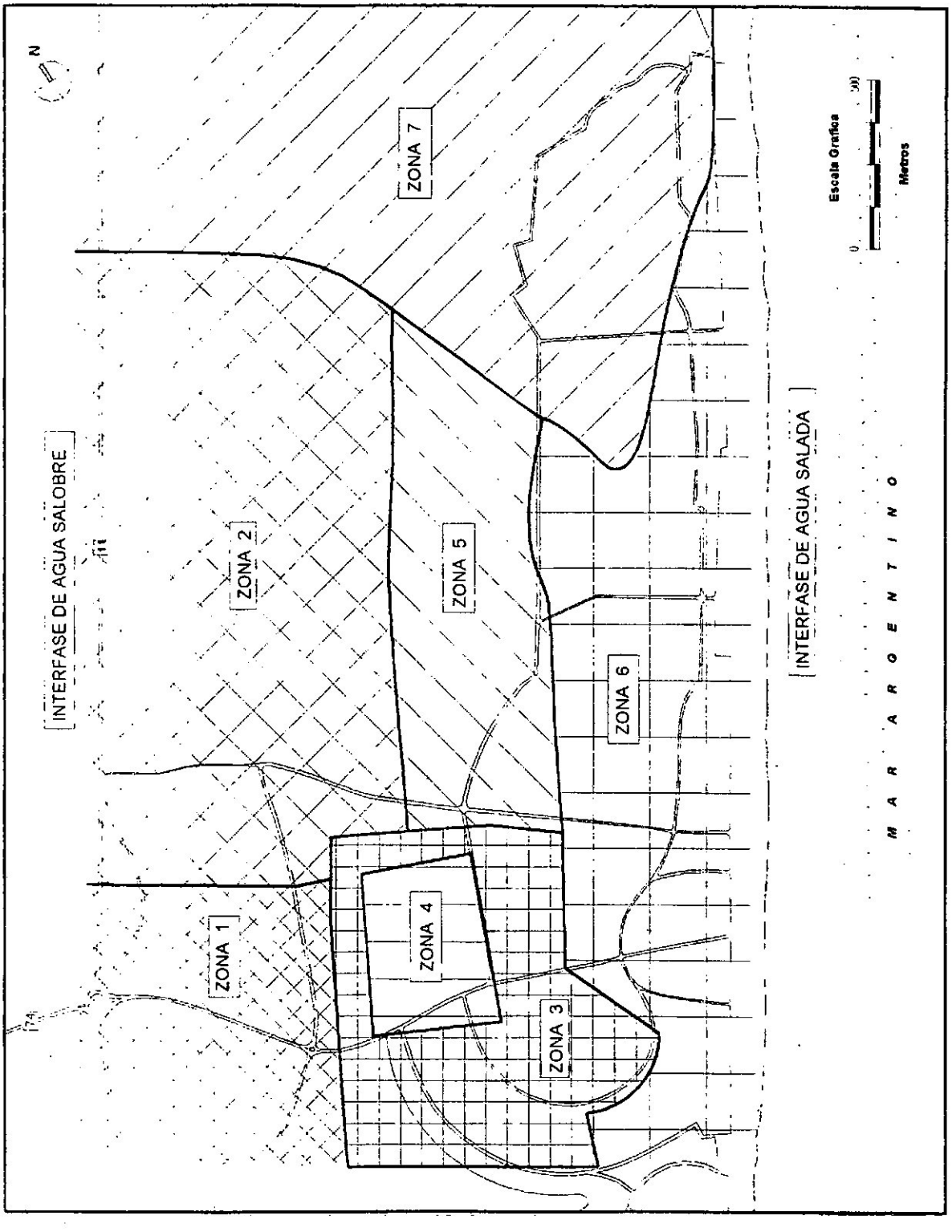


FIGURA 9: Mapa de Síntesis

ZONA	SISTEMA DE ABASTECIMIENTO		VULNERABILIDAD DEL SISTEMA	SECCION RECONOCIDA	SINTESIS
	Unidades Fuente	Nro de Pozos			
1	V y III+V	3 (3,6%)	**Vulnerabilidad:** Alta **Fuentes Contaminantes:** efluentes cloacales, lixiviados del basural **Indicadores:** NO2, NO3, Coliformes	I-II-III-IV-V-VI-VII	La Unidad V presenta buen desarrollo, espesores de hasta 6 metros. Limitada en piso y techo por niveles semiconfinantes. Soporta altas cargas contaminantes. Se descarta su explotación para abastecimiento. Indipensable investigar el diseño de las lagunas de oxidación y basural, las características de efluentes y residuos sólidos. Densificar información hidrogeológica.
2		Sin pozos	**Vulnerabilidad:** Alta **Fuentes Contaminantes:** Planta Transformadora (hidrocarburos) **Indicadores:** Sin datos	Sin información detallada	Sin información antecedente. Se recomienda iniciar estudios para definir sus características hidrogeológicas con el objeto de establecer su aptitud para la explotación.
3	V y III	19 (24,3%)	**Vulnerabilidad:** Alta **Fuentes Contaminantes:** fugas red cloacal, pozos negros, estaciones de servicios, lavanderías **Indicadores:** NO2, NO3, Coliformes	I-II-III-IV-V-VI-VII	Las unidades III y IV se encuentran separadas por la unidad VII. La presencia de indicios de contaminación puede asignarse a la ausencia de niveles semiconfinantes o a la adyacencia de las zonas 4 y 6. Verificar destino de los contaminantes. Estudios hidrogeológicos al sur de la zona.
4	V o III y V	7 (9%)	**Vulnerabilidad:** Extrema **Fuentes Contaminantes:** fugas red cloacal, tintorerías, estaciones de servicio **Indicadores:** NO2, NO3, Coliformes	I-III-IV-V-VI-VII	Por ausencia de la Unidad II, la Unidad III forma parte del Acuífero Freático. Al norte la Unidad IV se interrumpe facilitando el intercambio entre el Acuífero Freático y el Acuífero Semiconfinado Medio. con posibilidad de acceso de contaminantes a niveles explotados. Se recomienda no incrementar el número de captaciones. Control de efluentes.
5	III y V	16 (20,5%)	**Vulnerabilidad:** Alta **Fuentes Contaminantes:** Ninguno **Indicadores:** NO2, NO3, Coliformes	I-II-III-V-VI-VII	Unidades III y V en contacto por ausencia de Unidad Semiconfinante IV, conformando nivel acuífero de hasta 9 metros. Los indicios de contaminación en una zona de carga nula pueden vincularse al acceso directo de contaminantes al pozo o a la influencia de la zona 6.
6	I	27 (34,6%)	**Vulnerabilidad:** Extrema **Fuentes Contaminantes:** fugas en red cloacal, pozos negros, lavanderías **Indicadores:** NO3, NO2, Coliformes	I-III-V- VI-VII	Por ausencia de los niveles semiconfinantes II y IV las Unidades III y V forman parte del Acuífero Freático que alcanza hasta 17 metros de espesor. Es la zona con mayor riesgo de contaminación debido a la concentración de pozos, cargas contaminantes y cercanía a la interfase. Se recomienda no incrementar el número de pozos y disminuir régimen de explotación.
7	V y VII	6 (7,6%)	**Vulnerabilidad:** Alta **Fuentes Contaminantes:** saneamiento in situ **Indicadores:** NO2, NO3	Costa: I-IV-V-VI-VII Ruta: I-II-III-IV-VI-VII	Unidad V de poco interés para la explotación por su escaso espesor y desarrollo irregular. La Unidad VII (captada por un solo pozo) muestra signos de salinización asignable a niveles más profundos. Se recomiendan estudios hidrogeológicos hacia el norte para evaluar nuevas zonas de captación.

TABLA C

ZONAS 3, 4 y 6: en conjunto contienen el 64,5 % del total de pozos de abastecimiento. Soportan la mayor cantidad de actividades potencialmente contaminantes e incluyen las áreas de mayor densidad habitacional parcialmente cubiertas por cloacas. En el sector costero existe la posibilidad de fenómenos de intrusión salina. El uso de agua a partir de estas zonas deberá realizarse bajo un estricto monitoreo de su calidad.

ZONAS 2, 5 y 7: son las áreas con reservas de agua subterránea más cercanas a la localidad. Deberán ser utilizadas como zonas de captación para la instalación de nuevas perforaciones que complementen o reemplacen al sistema de abastecimiento existente, descartando aquellos sectores limítrofes con zonas comprometidas. Previamente es necesario generar mayor información hidrogeológica.

CONCLUSIONES

- De acuerdo a lo observado en el Mapa de Síntesis se desprende que el sistema de captación que abastece a la localidad de Pinamar se ha desarrollado atendiendo únicamente a las necesidades del servicio, dejando de lado la consideración del marco hidrogeológico.

- Como consecuencia de lo anterior el 65% de los pozos de abastecimiento se concentran en las Zonas 3, 4 y 6 donde los niveles semiconfinantes están ausentes o son discontinuos. Por otra parte esas zonas soportan la mayor cantidad de actividades potencialmente contaminantes e incluyen áreas de mayor densidad habitacional y cubiertas parcialmente por cloacas.

- Igualmente en la Zona 1, que presenta buenas perspectivas en relación al buen desarrollo del Acuífero Semiconfinado Medio (Unidad V) y a las características de los niveles semiconfinantes, se han instalado las lagunas de oxidación de líquidos cloacales lo cual la inhibe como área de captación.

- También se destaca la ubicación cercana de fuentes contaminantes y pozos de abastecimiento, lo cual revela la falta de planificación ambiental, situación particularmente riesgosa al tratarse de acuíferos de alta vulnerabilidad.

- El mapeo combinando una base hidrogeológica con la distribución de los servicios sanitarios (agua potable y cloacas) y de las fuentes potenciales de contaminación se constituye en un elemento fundamental y de bajo costo para el ordenamiento ambiental de la localidad.

BIBLIOGRAFÍA

GONZÁLEZ ARZAC, R.; VIZCAINO, A.; GARAY, R.; REMORINI, G.; PÉREZ SPINA, R y CAMPOS ALFONSO, F.; 1994. Estado actual de las fuentes subterráneas en Pinamar y Villa Gesell. Primera Etapa: Pinamar. Informe Final. Convenio Consejo Federal de Inversiones - Administración General de Obras Sanitarias. Inédito.