

**JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION  
DE LA CONTAMINACION DE  
AGUAS SUBTERRANEAS  
EN ESPAÑA**

**BARCELONA, 19 - 23 OCTUBRE 1981**

**TOMO I**

**Curso Internacional de Hidrología Subterránea**

91 CHS81-263

KD 3606  
ISA 263

71  
CIHS 81

71  
JA 81

# JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA

BARCELONA, 19 - 23 OCTUBRE 1981

International Association of  
Hydrogeologists and Hydrogeologists

TOMO I

Curso Internacional de Hidrología Subterránea

Comité de Edición.

Director:	Emilio Custodio	Dr. I.I.	CIHS/CAPO/ETSIIB-UPB
Colaboradores:	Andrés Galofré	Geólogo	CIHS/CAPO
	Eduardo Batista	I.I.	CIHS/SGOP
	Alfonso Bayó	Geólogo	CIHS/SGOP
	Lucila Candela	Geólogo	CIHS/ETS/CCP-UPB

Diseño de Portada:  
María Felisa Zurbano

Publicado por reproducción directa de los textos enviados por los autores.

©- Curso Internacional de Hidrología Subterránea. Barcelona.

Depósito Legal B-18763-1982  
Impreso en : G.R. -Valencia,558-Barcelona/26

Reunión convocada por:

Curso Internacional de Hidrología Subterránea.  
Patrocinado por:

Universidad Politécnica de Barcelona.  
Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental.  
Servicio Geológico de Obras Públicas.  
Confederación Hidrográfica del Pirineo Oriental.  
Escuela de Hidrología y Recursos Hidráulicos.  
D.G. Cooperación Técnica Internacional. MAE.  
Dep. P.T. i O.P. Generalitat de Catalunya.

que formó la junta provisional del Grupo Español de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos y la convocó para dar un marco apropiado a la primera asamblea general constituyente.

Organismos patrocinadores de las Jornadas y de la publicación.

- Caixa d'Estalvis de Catalunya.
- Dirección General de Obras Hidráulicas. Centro de Estudios Hidrográficos. MOPU.
- Centro de Estudios de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente (CEOTMA). MOFU.
- Departament de Política Territorial i Obres Públiques de la Generalitat de Catalunya.
- Dirección General del Medio Ambiente. MOFU.
- Instituto Geológico y Minero de España (IGME).MI.
- Instituto Reforma y Desarrollo Agrario (IRYDA).MA.
- Sociedad General de Aguas de Barcelona.

Con la colaboración de:

- Cámara Oficial del Comercio, la Industria y la Navegación de Barcelona.
- Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental. DGOM-MOPU.
- Confederación Hidrográfica Pirineo Oriental. MOPU.
- Escuela de Hidrología y Recursos Hidráulicos. IH-CSIC.
- Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales de Barcelona (UPB).
- INTECSA.
- Servicio Geológico de Obras Públicas. DGOH-MOPU.
- Universidad Politécnica de Barcelona (UPB).



Comité Organizador.

Presidente ----- Emilio CUSTODIO  
Vicepresidente ----- Alfonso BAYÓ  
Administrador ----- Eduardo BATISTA  
Secretario ----- Andrés GALOFRÉ  
Colaborador ----- Lucila CANDELA

Secretaría ----- María Felisa ZURBANO  
Carmina MARTIN  
María Teresa GAYÁN  
Eloísa ESTRUCH

Con la asesoría de los Sres.:

Isidro APARICIO, Aurelio DOMINGUEZ, José Antonio FAYAS, Rafael FERNANDEZ-RUBIO, Rafael HERAS, Francisco Javier ISAMAT, Manuel Ramón LLAMAS, Manuel MARTI RECOBER, Manuel MARTIN ARNAIZ, Andrés MURCIA, Segismundo NIÑEROLA, Jorge PORRAS, Andrés SAHUQUILLO, Antonio SENYÉ.

**JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION  
DE LA CONTAMINACION DE  
AGUAS SUBTERRANEAS  
EN ESPAÑA**

Modifica a la 2ª  
circular

C = conferenciante  
PG = ponente general  
M = moderador  
S = secretario

TEMARIO  
HORARIO

Octubre de 1981

Fecha	Sesión	Horario	Temario	
Lunes, 19 Mañana		9 a 11 11½ a 13	Recepción Inauguración y conferencia inaugural.- Aspectos generales de la contaminación de las aguas subterráneas.	C.- Manuel Ramón Llamas. UAM/CEOTMA
Lunes, 19 Tarde	1	16 a 17 17 a 18 18½ a 20	Contaminación de aguas subterráneas - por actividades agrícolas. Problemas - de reciclaje en riegos. Ponencias Mesa Redonda	PG.- Fidel Fernández Fábregas. OEH-IM M.- Borje Merti. INTECSA/ Grupo Trabajo Hidro- geología S.- Javier Barragan. Esc. Tec. Ing. Agrónomos Lérida
Martes, 20 Mañana	2	9½ a 10½ 10½ a 11½ 12 a 13½	Contaminación de aguas subterráneas - por residuos de población. El problema de los vertederos de basuras. Ponencias Mesa redonda	PG.- J. Antonio Ferrando. ADARO M.- Alfredo Iglesias. IGME S.- Segismundo Niñerola. Cfe Gral. Sondeos
Martes, 20 Tarde	3	16 a 17 17 a 18 18½ a 20	Contaminación de aguas subterráneas - por actividades industriales. El Pro- blema de los residuos industriales. Ponencias Mesa Redonda	PG.- Francisco Vileró. Consorcio Abastº aguas rio Llobregat, S.A. M.- Enrique Diaz. CAPO/ETSIIB S.- Joaquin Cantó. SGAB.
Miércoles, 21 Mañana	4	9½ a 10½ 10½ a 11½ 12 a 13½	Evaluación y causas de la contaminación por invasión de agua marina en los - acuíferos de la costa peninsular y en las áreas insulares. Ponencias Mesa redonda	PG.- Emilio Custodio. CAPO/ETSIIB M.- Antón Moreno Torres. ETSICCPM/CEOTMA S.- Alfonso Bayó. SGOP

Fecha	Sesión	Horario	Tema	Expositor
Miércoles, 21 Tarde	5	16 a 17 17 a 18 18½ a 20	Efectos sobre las aguas subterráneas de las actividades mineras. Medidas de control y prevención. Ponencias Mesa redonda	PG.- Rafael Fernández-Rubio, Univ. Granada M.- Sebastian Delgado, INTECSA S.- José M <sup>e</sup> Miralles, SGAB
Jueves, 22 Mañana	6	9½ a 10½ 10½ a 11½ 12 a 13½	Métodos de estudio para la detección y control de la contaminación de aguas subterráneas. Situación actual y aplicación futura. Ponencias Mesa redonda	PG.- Andrés Sahuquillo, SGGP M.- José-Antonio Fayes, SGGP S.- Eduardo Battista, SGGP
Jueves, 22 Tarde	7	16 a 17 17 a 18 18½ a 20	Métodos de protección de la calidad de las aguas subterráneas. Experiencia existente y posibilidades futuras. Ponencias Mesa redonda	PG.- Jorge Porras, IGME M.- Rafael Herras, CEH S.- Amable Sanchez, SGGP
Viernes, 23 Mañana	8	9½ e 10½ 10½ e 11½ 12 a 13 13 a 14	Régimen jurídico-administrativo en cuanto a contaminación y protección de las aguas subterráneas. Situación actual y perspectivas futuras. Ponencias Mesa redonda Clausura y conclusiones	PG.- Pedro de Miguel, CEOTMA M.- Manuel Martín Armáiz, GC S.- Isidro Aparicio, SGAB
Viernes, 23 Tarde		17	Asamblea General del Grupo Español de la AIH	

## PROLOGO.

Las aguas subterráneas, que constituyen una importante fracción de los recursos hídricos disponibles, presentan excelentes condiciones para todo tipo de uso, pero muy en especial para los dispersos, y para el abastecimiento de núcleos pequeños y medianos. Son además una reserva insustituible para emergencias y de seguridad, y la explotación controlada de los acuíferos contribuye eficazmente a regular las aportaciones pluviométricas. Ello es cierto para muchas áreas españolas, en especial en el Este, Sur, Centro e Islas.

Al no existir una legislación y normativa apropiada y faltar una adecuada conciencia a todos los niveles del papel esencial y vital de las aguas del subsuelo, se produce un uso incontrolado de los acuíferos y una utilización indiscriminada del territorio. Como consecuencia se están produciendo graves deterioros en la calidad de esas aguas subterráneas en muchas áreas españolas.

La lentitud en la aparición de los efectos y la poca o nula reversibilidad de las contaminaciones requieren de inmediato actuaciones preventivas, la creación de un estado de consciencia general del problema, y la instrumentación de los medios técnicos, administrativos y legales adecuados para la vigilancia y control.

En un momento en que se gestan nuevas leyes y reglamentaciones sobre aguas, tanto a nivel de Estado como a nivel de organismos autonómicos, ha parecido muy oportuno convocar unas jornadas para reunir los datos, conocimientos y experiencias existentes en España, y resaltar las lagunas y vacíos actuales, para con todo ello presentar elementos y propuestas de actuación, que se enlazarían con las conclusiones de II Simposio Nacional de Hidrogeología, con las comunicaciones a las dos últimas Asambleas Nacionales de Geodesia y Geofísica, y con las actividades del Curso Internacional de Hidrología Subterránea de Barcelona, que actúa como promotor, y así enmarcar adecuadamente la constitución del Comité Nacional de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos.

En dichas jornadas, con sus sesiones y mesas redondas, se han reunido notables aportaciones para el conocimiento y resolución de la problemática española. Se ha tratado de conseguir un número elevado de contribuciones, así como una gran amplitud de discusión, que se refleja en los resúmenes de las mesas redondas. El conjunto de todo ello constituye la presente publicación, que va acompañada de un resumen separado de amplia difusión, para así tratar de llegar a todos aquellos sectores, organismos, centros

y entidades que puedan ayudar, colaborar o incidir en la mejora de la situación actual y en la protección de nuestro patrimonio hídrico nacional, en beneficio de toda la sociedad y para seguir cumpliendo la cristiana obra de misericordia de dar de beber al sediento, sea éste persona física, regadío, ciudad, industria o empresa que ayude a que el hombre cumpla su papel en su pasar por la Tierra.

El lector deberá sacar de las conclusiones y discusiones, y del contenido de las ponencias, la postura que sea mejor, y por eso no se va a insistir aquí en notas, deducciones o apostillas, que sería fruto meramente personal del que suscribe este prólogo y por lo tanto sin valor general. No obstante, cabe señalar que la muestra no es homogénea y que hay regiones de España con problemas de contaminación de aguas que no han presentado comunicaciones ni datos por muy diversas circunstancias -imposibilidad de asistir, falta de tiempo para elaborar los datos, conocimiento tardío de estas jornadas y aún desconocimiento de que el problema existe-.

No es de extrañar la concentración de información procedente del sector costero de Catalunya dado que es una de las áreas, o quizás el área con mayores problemas actuales de agua en cantidad y calidad, en ella existe una larga tradición de estudios y además en ella se han ubicado estas Jornadas. Ello no quiere decir que los problemas de otras áreas sean mucho menores o mucho peor conocidos, y se espera que en futuras reuniones de este tipo se complete la panorámica española, o mejor dicho, se desea que no se pueda completar en cuanto a casuística de contaminación, porque ya se hayan tomado las medidas para evitarla, paliarla y sobretodo prevenirla.

En el programa antes reproducido se relacionan las sesiones y su organización. El simposio ha constado de:

- a) Sesiones de exposición de un determinado tema a cargo de un especialista de reconocido prestigio, que ha efectuado una ponencia general de síntesis y comentario de la situación española, más un glosario de las ponencias y notas técnicas que se refieren al tema, y que han sido presentadas a continuación de la ponencia general.
- b) Mesas redondas a continuación de las ponencias y notas técnicas, con libre discusión bajo la guía del presidente de la sesión, actuando como moderador. Un secretario ha realizado una síntesis comentada de esas mesas redondas, que se incluye en estas jornadas y que se considera que es una de las piezas clave.

Las comunicaciones se han agrupado en 8 secciones de acuerdo con su temática, si bien hay algunas de ellas que quedan a caballo de dos o más sesiones o que informan además sobre otro tema del que es principal. Por eso, en su presentación se consideró este hecho y algunos autores hicieron comentarios adicionales fuera de la sesión que les había sido asignada, y los ponentes generales y secretarios de mesa redonda recogen en ocasiones este hecho.

En estas actas se recogen todas las comunicaciones y notas técnicas presentadas y se añaden al final algunas adicionales que ayudan a completar la temática. Se presentan agrupadas por sesiones, incluyendo al final del espacio de cada sesión el resumen comentado de la mesa redonda.

Todos los documentos se reproducen directamente del soporte gráfico que ha presentado cada autor. Aunque se establecieron unas normas de preparación, ni siempre han sido totalmente respetadas, ni la calidad de los originales es buena, por lo cual la reproducción es en ocasiones defectuosa. El tratar de subsanar estas deficiencias hubiera supuesto un coste adicional excesivo y un retraso en la publicación que no quedaba justificado desde el punto de vista práctico.

El Director del Comité de Edición.

## INDICE GENERAL

Página

<u>Introducción</u> . . . . .	
<u>Conclusiones</u> . . . . .	
<u>Sesión Inaugural</u> . . . . .	
<u>Acto de Apertura: Palabras de E. Custodio</u> . . . . .	3
<u>Conferencia Inaugural: M.R. Llamas</u> . . . . .	9
<u>Sesión 1.- CONTAMINACION DE AGUAS SUBTERRANEAS POR ACTIVIDADES AGRICOLAS.</u>	
<u>Ponencia General.</u>	
<u>Fernández Fábregas, F. Contaminación de aguas subterráneas por actividades agrícolas. Problema de reciclaje en riegos</u> . . . . .	31
<u>Ponencias.</u>	
<u>Sánchez Moll, E. Los nitratos en los acuíferos costeros de Valencia. Su distribución en el espacio y en el tiempo</u> . . . . .	39
<u>Sánchez González, A., Varela, M. Contaminación producida por los riegos en las aguas subterráneas de la Plana de Castellón</u> . . . . .	53
<u>Castiella, J., Niñerola, S., Otamendi, A., Solé, J. Los nitratos y su evolución en el acuífero aluvial del Ebro y afluentes entre Logroño y Cortes</u> . . . . .	67
<u>Rodríguez Hernández, L., Álvarez Fernández, C., López Geta, J.A. Contaminación por nitratos en el acuífero detrítico de Gandía-Denia</u> . . . . .	83
<u>Arenas, M., Dichtl, L., Fernández Aller, R., García Lázaro, V., Pérez Castaños, A. Estudio de la contaminación de aguas subterráneas por fertilizantes y aguas</u>	

residuales en la comarca de los Llanos de Albacete.

97

Notas Técnicas.

Ocaña, L., Niñerola, S., Ruiz Celaa, C. La problemática de los contenidos de nitratos en las aguas subterráneas de la Llanura Manchega. . . . . . 113

Custodio, E. Consideraciones sobre la contaminación agrícola de las aguas subterráneas en Canarias. . . . . . 119

Sánchez González, A. Contaminación de aguas subterráneas en la Plana de Sagunto. . . . . . 125

Alonso Chicote, A., Mediavilla, C. Estado sobre la contaminación agrícola del acuífero costero entre Masnou y Premiá. . . . . . 131

López Vera, F. Contaminación por compuestos nitrogenados de origen múltiple de las aguas subterráneas de Madrid. . . . . . 137

Arqué Bertrán, S. La mejora de los regadíos de los conos aluviales de los ríos Corb y Cervera mediante la alimentación de las acequias en servicio, con aguas subálveas. . . . . . 143

Resumen de la mesa redonda de la sesión.

J. Barragán Fernández. . . . . 175

Sesión 2.- CONTAMINACION DE AGUAS SUBTERRANEAS POR RESIDUOS DE POBLACION.

Ponencia General.

Ferrando, J.A. Contaminación de aguas subterráneas por residuos de población. El problema de los vertederos de basuras. . . . . . 193

Ponencias.

Villarroya, F.I. El problema de los vertidos líquidos urbanos e industriales: algunas soluciones adoptadas



	Página
<u>en la región de La Mancha (Ciudad Real). . . . .</u>	209
Custodio, E. <u>Contaminación de aguas subterráneas en relación con los vertidos de basuras urbanas de Barcelona. . . . .</u>	223
López-Camacho, B., Octavio de Toledo, F. <u>Medidas de preservación de las aguas subterráneas ante la implantación de cementerios y vertederos. . . . .</u>	249
 <u>Notas Técnicas.</u>	
Martínez Alfaro, P.E., Octavio de Toledo, F. <u>Contaminación de las aguas subterráneas de Madrid por efecto de las actividades urbanas: nota técnica. . . . .</u>	255
López García, J., García de la Torre, J. <u>Las terrazas de la cabecera del Ebro y su valor como emplazamientos de vertido municipal: caso de Miranda de Ebro. . . . .</u>	259
Herráez, I. <u>Factores condicionantes de la contaminación de las aguas subterráneas por vertidos sólidos urbanos en el Area Metropolitana de Madrid. . . . .</u>	263
Fernández Ruiz, M.L. <u>Mapas de orientación al vertido de residuos sólidos urbanos. . . . .</u>	271
Petit, E. <u>Un caso excepcional de contaminación en zonas kársticas. Garraf. . . . .</u>	277
 <u>Resumen de la mesa redonda de la sesión.</u>	
S. Niñerola Pla. . . . .	281
 Sesión 3.- <u>CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS FOR ACTIVIDADES INDUSTRIALES.</u>	
 <u>Ponencia General.</u>	
Vilaró, F. <u>Contaminación de las aguas subterráneas por actividades industriales. El problema de los residuos industriales. . . . .</u>	291

Ponencias.

Candela, L., Custodio, E., Fernández-Rubio, R. Contaminación por boro en un área del sector occidental del delta del Llobregat. . . . . . 331

Custodio, E. Algunos aspectos de las contaminaciones crónicas de las aguas subterráneas en el entorno de Barcelona. . . . . . 349

Guardiola, J. La contaminación de las aguas subterráneas en el entorno de Barcelona. . . . . . 361

Matia, L., Viñals, E. Las aguas subterráneas que abastecen a Lloret de Mar. . . . . . 379

Notas Técnicas.

Valdés, L., Puiggari, L.M. Contaminación por cromo en el pozo de Inespo en Polinyà (Barcelona). . . . . 403

Sahuquillo, A. Vertidos de aguas residuales procedentes de la industria cerámica en el acuífero de la Plana de Castellón. . . . . . 409

Godé, L. Contaminación por cianuros en Alella (Barcelona). . . . . . 413

Caixeta, J.B., Fernandes Filho, J. Contaminación en La Pineda (Vila-Seca). . . . . . 417

González-Nicolás, J. Contenido en "metales pesados" y "nutrientes" en muestras de aguas subterráneas extraídas en pozos de la región de Castellón de la Plana. . . . . . 429

Resumen de la mesa redonda de la sesión.

J. Cantó Janer. . . . . 437

Sesión 4.- EVALUACION Y CAUSAS DE LA CONTAMINACION POR INVASION DE AGUA MARINA EN LOS ACUIFEROS DE LA COSTA PENINSULAR Y EN LAS

AREAS INSULARES.

Fonencia General.

Custodio, E. Evaluación y causas de la contaminación por invasión de agua marina en los acuíferos de la costa peninsular y en las áreas insulares. . . . . . 447

Fonencias.

Alvarez, C., Doblas, G., Iglesias, A. Aspecto hidrodinámico de la intrusión marina. . . . . . 507

Ferrer, J., Ramos, F.J. Un modelo quasi-tridimensional para el estudio de la intrusión salina en acuíferos costeros. . . . . . 525

Corominas, J., Custodio, E. Contaminación por nitratos e intrusión marina en el acuífero costero del Maresme (Barcelona). . . . . . 537

Benavente, J., Calvache, A., Fernández-Rubio, R., Pulido Bosch, A. Calidad de las aguas subterráneas en los acuíferos detríticos de la Provincia de Granada. . . . . . 553

Notas Técnicas.

Alvarez, C., Doblas, G. Aplicación de los aspectos hidrodinámicos de la intrusión marina a algunos acuíferos costeros de la cuenca del Júcar. . . . . . 565

Soler, C. Contaminaciones producidas en el acuífero costero del golfo. Isla de Hierro. Tenerife. . . . . . 567

Resumen de la mesa redonda de la sesión.

A. Bayó Dalmau. . . . . 573

Sesión 5.- EFFECTOS SOBRE LAS AGUAS SUBTERRANEAS DE LAS ACTIVIDADES MINERAS.

Fonencia General.

	Página
<u>Fernández-Rubio, R. Efectos sobre las aguas subterráneas de las actividades mineras. Medidas de control y prevención. . . . .</u>	579
 <u>Ponencias.</u>	
<u>Custodio, E., Queralt, R. Contaminación salina de los acuíferos del delta del Llobregat por vertidos de la minería potásica. . . . .</u>	605
 <u>Notas Técnicas.</u>	
<u>Galofré, A. Posibles orígenes de la salinización de algunas aguas superficiales y subterráneas en el área de Santpedor (Barcelona). . . . .</u>	623
 <u>Resumen de la mesa redonda de la sesión.</u>	
<u>J.M. Miralles Via. . . . .</u>	629
 <u>Sesión 6.- METODOS DE ESTUDIO PARA LA DETECCION Y CONTROL DE LA CONTAMINACION DE AGUAS SUBTERRANEAS.</u>	
<u>Ponencia General.</u>	
<u>Sahuquillo, A. Métodos de estudio para la detección y control de la contaminación de aguas subterráneas. Situación general y aplicación futura. . . . .</u>	639
 <u>Ponencias.</u>	
<u>Ruiz Celaa, C., Olivares, J. Contaminación de acuíferos por interconexión. Importancia del control estatigráfico de los sondeos. Caso del abastecimiento con aguas subterráneas a Ciudad Real. . . . .</u>	671
<u>Ramos, F.J. Aplicación del algoritmo de Kalman para la calibración de parámetros físicos asociados a contaminantes de tipo agrícola en acuíferos libres. . . . .</u>	691

Matia, L. Polución por ferrobacterias en aguas subterráneas. Un método útil y sencillo en su determinación. Consecuencias. . . . . . 699

Custodio, E. Técnicas radioisotópicas artificiales para estudios de la contaminación del agua subterránea. . . . . . 713

Notas Técnicas.

Arenas, M., García Lázaro, V. Calidad de aguas subterráneas en el Campo de Cartagena. . . . . . 741

Suñer, D. Aplicación de los organismos indicadores para la determinación biológica de la calidad de las aguas de una laguna con aportes subterráneos. . . . . . 745

Peláez, M.D. Metodología en el estudio geohidrológico de formaciones semipermeables. . . . . . 763

Herráez, I., Llamas, M.R., Rubio, P. Aplicación de modelos digitales a problemas de contaminación. . . . . . 771

Fernández Uria, A., Herráez, I., Llamas, M.R. Aplicación de modelos analíticos al estudio preliminar de la contaminación de aguas subterráneas por un vertedero de residuos sólidos urbanos de Madrid. . . . . . 777

Sastre, A., Pintado, J.L., Montero, F. Presencia y actividad de bacterias reductoras de sulfatos en las aguas subterráneas de la cuenca de Madrid. . . . . . 785

Resumen de la mesa redonda de la sesión.

E. Batista Piera. . . . . 797

Sesión 7.- MÉTODOS DE PROTECCIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS.

Ponencia General.

	Página.
<u>Forras, J. Métodos de protección de la calidad de las aguas subterráneas. Experiencia existente y posibilidades futuras. . . . .</u>	805
 <u>Ponencias.</u>	
<u>López Geta, J.A., Nieto, P. La red de vigilancia de la calidad de las aguas subterráneas en España. .</u>	831
<u>Viñals, E. El hierro y manganeso en las aguas subterráneas. Experiencias previas de depuración en el propio acuífero polucionado. . . . .</u>	841
 <u>Notas Técnicas.</u>	
<u>Ferret, J. Actuación del Ayuntamiento del Prat de Llobregat en la protección de los acuíferos del delta del Llobregat. . . . .</u>	863
 <u>Resumen de la mesa redonda de la sesión.</u>	
<u>A. Sánchez González. . . . .</u>	869
 <u>Sesión 8.- REGIMEN JURIDICO-ADMINISTRATIVO EN CUANTO A CONTAMINACION Y PROTECCION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS.</u>	
 <u>Ponencia General.</u>	
<u>De Miguel, P. Régimen jurídico-administrativo en cuanto a contaminación y protección de las aguas subterráneas. Situación actual y perspectivas futuras. . . . .</u>	877
 <u>Ponencias.</u>	
<u>Custodio, E. La protección de la calidad aguas subterráneas en su relación con la legislación y normativa. . . . .</u>	913

	Página.
<u>Resumen de la mesa redonda de la sesión.</u>	
I. Aparicio de Ferrater. . . . .	927
<u>Anejo: Directiva del Consejo de 17 de Diciembre de 1.979 sobre la protección de las aguas subterráneas contra la polución causada por sustancias peligrosas (80/68 CEE).</u> . . . . .	935
<u>Trabajos complementarios.</u>	
<u>Aguas subterráneas y contaminación de acuíferos. Diagnostico de vulnerabilidad de las aguas subterráneas por vertidos controlados.</u> Emilio Custodio. . . . .	949
<u>La protección de la calidad de las aguas subterráneas en la legislación española; presente y futuro.</u> Jorge Porras Martín. . . . .	977
<u>Notas sobre la contaminación de las aguas subterráneas en España.</u> M.R. Llamas. . . . .	995
<u>Perspectivas de las aguas subterráneas en el Pirineo Oriental (Cataluña, España) de cara al siglo XXI: urgencia en la actuación o degradación irreversible.</u> Emilio Custodio. . . . .	1031

## INTRODUCCION

El problema de la contaminación de las aguas subterráneas ni es nuevo, ni exclusivo de España. Otros países tecnológicamente y científicamente más desarrollados los sufren en iguales o peores proporciones, pero ello no es un consuelo, sino una advertencia para que escarmentando en cabeza ajena no caigamos en la misma piedra y no hipotequemos nuestro futuro. Un país escaso en recursos naturales como es España no puede permitirse el lujo de malgastarlos.

Es importante notar que en Estados Unidos, país en el que solemos mirarnos por sus logros en múltiples campos, también nos ofrece errores de los que aprender a evitarlos y enseñanzas de los fallos de un desarrollo abusivo. En ese país casi el 50% de la población se abastece de agua potable estraida del subsuelo. En un escrito de Gerald Meyer, hidrogeólogo del Servicio Geológico del Ministerio del Interior, publicado en el Anuario de esa institución de 1.980 (véase *Water Well Journal*, diciembre 1.981), dice que en los Estados Unidos la magnitud total de la contaminación del agua subterránea no es conocida y que el control completo de todas las fuentes de agua del subsuelo no será nunca ni económica ni físicamente posible. Por tanto, la tarea que deben realizar los hidrólogos, planificados y administrados es la de decidir que nivel de protección se debe esperar, aplicar y mantener.

Entre las diversas ideas contenidas se expone la de que ante las crecientes presiones sobre el territorio y los recursos de agua, que producen una multitud de problemas distintos que se superponen, las acciones de prevención son mucho más prometedoras que las curas. Una vez que el agua ha sido contaminada, ya tiene poca utilidad en términos prácticos y así, el deterioro de la calidad constituye una pérdida permanente de recursos hídricos, ya que el tratamiento del agua o la rehabilitación de acuíferos es impracticable hoy en día. Se hace necesario conocer la susceptibilidad del agua subterránea a sufrir degradación.

Una forma positiva de actuación en España es el aumento de formación a todos los niveles, desde la escuela primaria a la Universidad, y desde la familia a las asambleas multidisciplinares. Y además se debe formar expertos con urgencia, de modo que se les encuentre allí donde se requiera su actuación, y con medios suficientes, técnicos, estructurales y normativos. Y rompiendo de una vez con las tristes exclusividades de titulación, cuerpo u organismo que en nuestro país son una plaga, y léase la palabra plaga



en el sentido devastador que con frecuencia se manifiesta. Cada vez es más necesario disponer de centros especializados multidisciplinarios, en los que todo el que pueda ayudar a avanzar pueda colaborar con su propia formación de base y sus condiciones específicas.

Volviendo a Estados Unidos como país de referencia, según David W. Miller, vicepresidente de una prestigiosa firma de ingenieros consultores, el número de personas con especialización en el campo de las aguas subterráneas deberá más que decuplicarse en la presente década y deberá superar la fase actual en que mucha gente que trabaja en organismos públicos, empresas de ingeniería e industrias, y que profesionalmente deben tratar problemas de protección y contaminación de aguas subterráneas, no tienen una formación académica específica o no tienen la experiencia adecuada.

El número de personas a que alude es hoy de 3.500 a 5.000, es decir casi 20 por cada millón de habitantes. Con similar proporción, en España deberían haber 700, cifra que no se alcanza en un factor quizás de 10, y con el agravante de mucha mayor pobreza de medios, institucional y de apoyo.

Los 106 inscritos a estas Jornadas, el número de personas que han participado, y la presentación de 57 ponencias y notas técnicas es un aspecto esperanzador que se abre tras estas Jornadas, y cuyos patrocinadores y organizadores desearían ver hecho una realidad tangible. Aún se tardará en llegar a las cifras antes señaladas, y ello requerirá un gran esfuerzo, pero será necesario, sobretodo si se considera que España es un país en que el agua juega un papel más esencial que en otros países Europeos.

Las actividades mundiales en el campo de la protección y contaminación de las aguas subterráneas son muy numerosas y se reflejan en un elevado número de publicaciones y artículos en las revistas.

Es difícil reflejar una muestra representativa de esas actividades. Europa es el área geográfica a la que pertenece España por propia vocación, con la que hay que estar a la par y con la que los nexos se reforzarán cada día más, se materialice o no la solicitada anexión a la Comunidad Económica Europea. Por lo tanto es una buena referencia, por esas razones y por la intensa actividad que realiza en la protección y estudio de la contaminación de su patrimonio hídrico subterráneo.

Holanda, Alemania e Inglaterra son países pioneros en ese campo y han logrado avances verdaderamente notables, y el resto de países, incluyendo algunas áreas de la Europa del Este, van montadas en el mismo tren. Las normas de protección y calidad del agua

de la Comunidad Económica Europea son de obligatorio cumplimiento en su área de acción y por eso se incluyen con el resumen de la mesa redonda de la sesión octava.

El lector interesado en temas de protección y contaminación de aguas subterráneas en Europa puede consultar las siguientes publicaciones y actas de reuniones, que se ofrecen a título de muestra:

1.- Groundwater pollution: a working conference. Sep. 1.972. The Water Research Association. Medmenham, Marlow, Buckinghamshire. Inglaterra (Reino Unido).

Vol. 1.- Ponencias (invitadas). Hay 23

Vol. 2.- Casos reales. Hay 12.

Vol. 3.- Discusiones, contribuciones por escrito, adiciones a las ponencias y bibliografías.

2.- Groundwater quality, measurement, prediction and protection. Reading University Meeting. A Water Research Centre. Conference, U.K. 1.977. 874 págs. Recopilación de 42 comunicaciones, de las cuales 22 son invitadas.

3.- Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Marzo 1.977 (dominantemente pero no exclusivamente de ambiente nacional). Service Géologique National. Bureau de Recherches Géologiques et Minières. Orleans-la-Source. Francia.

Vol. 1.- Causas externas de polución (17 comunicaciones).

Vol. 2.- Condiciones naturales de propagación de las poluciones (27 comunicaciones).

4.- Quality of Groundwater. Proceedings of an International Symposium, Noordwijkerhout, The Netherlands. 1.981. Editado por W. Van Duijvenbooden, P. Glasbergen y H. Van Lelyveld, del National Institute for Water Supply, Leidschendam. Publicado por Elsevier (Amsterdam), 1.981. 1.128 págs. Contiene 154 comunicaciones.

5.- Groundwater pollution. J.J. Fried. Developments in Water Science nº4. Elsevier (Amsterdam) 330 págs. Texto académico, con un especial énfasis en modelos conceptuales de evaluación.

Con un ámbito más extenso, pero casi limitado a la lengua inglesa, se ha realizado la siguiente recopilación bibliográfica clasificada y ampliamente comentada:

Polluted groundwater: a review of the significant literature. 179 págs. D.K. Todd y D.E. Orren McNulty. Water Information Center. Huntington, New York.

La Asociación Internacional de Hidrogeólogos es especialmente activa en este campo, existiendo una Comisión para estudios de la Protección y Contaminación del Agua Subterránea, con dos grupos de trabajo, uno sobre los efectos de la agricultura y otro sobre la experiencia de protección en Europa. En Septiembre de 1.982 tendrá lugar en Praga una reunión internacional sobre el tema del primero de los grupos de trabajo.

En España las fuentes de información y de reunión de estudios son mucho más escasas, y ello ha sido uno de los motivos de la convocatoria de las presentes Jornadas. No obstante, se pueden citar las siguientes publicaciones, entre otras:

- Contaminación de las aguas subterráneas: tecnología, economía y gestión. Calvin, García de Oteiza, Nieto, Porras, Reyes, Deese, Kitamidis, Lenton y Wilson. IGME-FAO-MIT-FNUD. 1.975 (reedición 1.980). IGME-Madrid. 219 págs.

- Hidrogeología y recursos hidráulicos. Colección de ponencias presentadas en los Simposios Nacionales de Hidrogeología organizados por el Grupo de Trabajo de Hidrogeología. Hasta el momento se han publicado 6 vols., correspondientes a los simposios de Valencia y Pamplona.

- Hidrología Subterránea. Secciones 10 y 18. Editado por E. Custodio y M.R. Llamas. Ediciones Omega. Barcelona. 2 vols. 2350 págs.

Por otro lado, algunos organismos del Estado han publicado documentos de especial interés como:

Instituto Geológico y Minero de España. Informes sobre Calidad de las Aguas Subterráneas y Mapas de Orientación al Vertido de Residuos Sólidos Urbanos. Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental. Informes de varias zonas con problemas concretos, que dedican una atención especial a la contaminación.

Un hito importante ha sido también el Curso Internacional sobre Geoquímica y Contaminación de las Aguas Subterráneas, que bajo el patrocinio del CEOTMA se realizó en junio de 1.981 en el Departamento de Geología y Geoquímica de la Universidad Autónoma de Madrid.

El tema de la contaminación de aguas subterráneas ha sido mismo tratado en los varios Cursos de Hidrología que se imparten en España, dedicando al de Barcelona una especial atención.

Dado que existen algunos artículos de personas ligados a la organización de estas jornadas que amplian en algunos aspectos el tema aquí expuesto, pendientes de publicación en otras actas, se reproducen al final para que puedan ser comentadas sin esperar a que salgan a la luz pública.

E. Custodio.

Barcelona, febrero de 1.962.

CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA  ACTAS DE LAS SESIONES	SESION <b>0</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981		<input type="text"/> páginas

SESION DE INAUGURACION.

Palabras de apertura por el Presidente de la comisión organizadora.

Conferencia inaugural.



CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA	SESION <b>0</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981	ACTAS DE LAS SESIONES	<b>3 8</b> páginas

JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA.

Día 19 de Octubre de 1 981, lunes. Acto de inauguración.

Palabras del Presidente de la Junta Provisional del grupo español de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos y Director del Curso Internacional de Hidrología Subterránea, D. Emilio Custodio.

Distinguida presidencia, queridos amigos que vais a participar en estas Jornadas sobre Análisis y evolución de la Contaminación de Aguas Subterráneas en España.

El hecho de haber reunido en esta sala a casi un centenar de participantes y tener ya presentadas más de 50 ponencias y notas técnicas es un claro testigo de que el tema de la contaminación de las aguas subterráneas está ya presente entre nosotros y que las acciones para la defensa de nuestro patrimonio hídrico van tomando cuerpo.

Como se decía en la presentación que iniciaba el folleto anunciador de estas Jornadas, las aguas subterráneas constituyen una importante fracción de los recursos hídricos disponibles en España, y son la principal fuente de agua en muchas áreas Mediterráneas e insulares, y también en otras localidades, que aunque menos conocidas, no son menos importantes.

Ello es debido a que esta fase del ciclo hidrológico se presenta con características muy apropiadas para casi cualquier tipo de uso, y muy en especial para los dispersos, y para abastecer a pequeños y medianos núcleos urbanos, que son los más difíciles y costosos de servir. Ello es de gran importancia para conseguir que el nivel de vida se homogeneice en el territorio y se evite la despoblación de las comarcas y la masificación, deshumanización y conflictividad de las grandes y caóticas aglomeraciones urbanas, que aquí como en muchas partes del mundo no son más que el reflejo de una pobreza nacional y de una mala gestión del territorio. Bajo otro aspecto, los embalses subterráneos son en muchos casos una reserva de gran valor para atender a emergencias, fallos de suministro y acciones extraordinarias en casos de grave contaminación o de conflicto. Además son una pieza clave en una utilización racional de los recursos disponibles, en conjunción con las aguas superficiales, reutilización y desalinización y no es posible llegar a apurar los recursos de agua ya escasos en muchas áreas sin considerar su utilización integrada, ni tam-

poco lograr sin ellas un buen uso de los recursos económicos, y aquí vale aquello de que un país deja de ser pobre cuando sabe utilizar bien lo que tiene y que el pobre es muchas veces el que mal usa lo que dispone.

Sin embargo, el uso incontrolado de los acuíferos y una utilización inadecuada del territorio está produciendo graves deterioros en la calidad de esas aguas subterráneas en muchas áreas españolas, y desgraciadamente se tiene poca consciencia de que ello sucede, debido a la lentitud de los efectos y a la falta de observación directa, y en ocasiones a la carencia de medios de control e instrumentales y también, porque no, a un general desconocimiento del tema, cuando no, apatía hacia él.

Esos hechos y la baja o nula reversibilidad de las contaminaciones hace necesario que se prevenga en vez de confiar en la restauración posterior -ir detrás de los acontecimientos-, o en dejar el problema para los que nos sigan. Es un caso claro en el que hay que ir por delante de los problemas. En este campo existen diferencias de criterio importantes en relación que las aguas fluviales, y muchas veces esas diferencias no son suficientemente asumidas. Se hace necesario crear un estado general de consciencia del problema, así como crear, introducir y aplicar los medios adecuados para la administración, ordenación, vigilancia, control y gestión de las aguas subterráneas y de sus posibles contaminantes.

Estimamos, y por ello decidimos convocar estas Jornadas, que en un momento en que se gestan nuevas leyes y reglamentaciones sobre aguas, tanto por el Estado como por los organismos autonómicos, son oportunas y pueden ser una aportación importante al país y una ayuda y apoyo a los legisladores, administrativistas y administrativos, y al mismo tiempo producir un fructífero intercambio de ideas entre los técnicos con interés y responsabilidad en la materia.

Se pretende localizar y resaltar las lagunas y vacíos de conocimiento existentes actualmente en España, con el fin de elaborar y presentar propuestas concretas y positivas que prolongen y complementen las que ya se prepararon en el II Simposio Nacional de Hidrogeología, que tuvo lugar ahora hace casi dos años en Pamplona, y en las Asambleas Nacionales de Geodesia y Geofísica, la IV de las cuales concluyó hace poco más de dos semanas.

Un buen motivo para celebrar estas Jornadas es el de la convocatoria de la Asamblea General de los miembros del grupo Español de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos, en la que debe nombrar una Junta que sustituya a la provisional actual, después de aprobar sus estatutos particulares. El Curso Internacional de Hidrogeología Subterránea, que ha dado soporte a la Junta provisional,



previo acuerdo de sus organismos patrocinadores, ha dado el marco para la organización, aprovechando sus 15 años de experiencia y el disponer de una secretaria, a cuyos miembros se debe buena parte del éxito organizativo. Los defectos que se puedan encontrar no son suyos, sino míos, ya que la intención de reducir los gastos al mínimo para que la cuota de inscripción y la publicación pudieran estar al alcance de todos los interesados, puede haber introducido defectos o incomodidades.

Hemos tratado de conseguir una recopilación de información y de casos reales lo mayor posible, y de hecho lo alcanzado es notable. No obstante no se ha llegado a obtener todos los datos deseables porque los que los conocían no han podido finalmente disponer del tiempo suficiente para plasmarlos en papel escrito, aunque esperamos que esos datos afloren en las discusiones, y se puedan reflejar en las actas de las Jornadas.

Ciertas empresas y grupos no han autorizado la difusión de datos existentes o no los han facilitado por temor a que cierta información sea mal usada. Lamentamos que así sea, ya que como científicos y técnicos creemos que la transparencia produce a la larga más beneficios que perjuicios, y en este caso permite prevenir la enfermedad en vez de tratar de curar a un moribundo.

En las ponencias generales que inician cada una de las sesiones, se tratará de cubrir la panorámica actual de la forma más completa posible. Por eso se han encargado a especialistas en la materia, acompañados por moderadores y secretarios de sesión de reconocida categoría, todos ellos con un amplio espectro científico y técnico, ya que de la conjuntación interdisciplinaria esperamos obtener los mejores frutos.

Se ha previsto que en varias sesiones solo se presenten las ponencias que se han recibido dentro de plazo, ya que no hay tiempo para incluir las notas técnicas, pero éstas podrán ser objeto de un breve comentario durante la sesión. Todas ellas y otras que han llegado últimamente o que se esperan, y que por lo tanto no constan en el folleto de resúmenes, aparecerán en la publicación de las actas, que se prevé entre febrero y abril de 1982.

Estimamos que la parte más importante de cada sesión es la mesa redonda, o mejor sería llamarla discusión general, en la que se intentan cubrir en un documento que debe preparar el secretario de cada sesión con la ayuda del moderador y del ponente general, los siguientes objetivos generales:

a) Conocer la situación de la contaminación de aguas subterráneas en España, así como, su evolución y causas, según las zonas.

b) Establecer las bases para un mejor conocimiento y control de la vulnerabilidad a la contaminación de los acuíferos en España.

c) Mostrar la incidencia del tema en las cuestiones relacionadas con la ordenación del territorio.

d) Colaborar en la búsqueda de nuevas fórmulas jurídicas y administrativas para preservar en lo posible la calidad de las aguas subterráneas.

Creemos que es muy importante tenerlos en cuenta con el fin de llegar a un documento final que sirva para el futuro desarrollo y conservación del patrimonio hídrico nacional, y de utilidad a nuestros legisladores, administradores y políticos.

Deseamos que este documento final, en forma de separata, llegue a todos los interesados y a todos los con responsabilidad en el tema, para que los frutos puedan cubrir el amplio panorama que deseamos.

Quiero resaltar que estas Jornadas no se hubieran podido realizar sin la aportación económica de los organismos patrocinadores ni sin la asistencia humana y material de los organismos colaboradores.

Estos son:

- Caixa d'Estalvis de Catalunya.
- Centro de Estudios Hidrográficos. Dirección General de Obras Hidráulicas. MOPU.
- Centro de Estudios de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente (CEOTMA). MOPU.
- Conselleria de Política Territorial i Obres Públiques de la Generalitat de Catalunya.
- Dirección General del Medio Ambiente. MOPU.
- Instituto Geológico y Minero de España (IGME). MI.
- Instituto de Reforma y Desarrollo Agrario (IRYDA). MA.
- Sociedad General de Aguas de Barcelona.

Con la colaboración de:

- Cámara Oficial del Comercio, la Industria y la Navegación de Barcelona.
- Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental. DGOH. MOPU.
- Confederación Hidrográfica del Pirineo Oriental. MOPU.
- Escuela de Hidrología y Recursos Hidráulicos. IHCSIC.
- Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales de Barcelona. (UPB).
- Servicio Geológico de Obras Públicas. DGOH-MOPU.
- Universidad Politécnica de Barcelona (UPB).
- INTECSA. Madrid.

A sus directores vaya nuestro agradecimiento, que pongo de manifiesto a los queridos miembros de la presidencia, que representan a algunos de esos organismos. Quiero aquí excusar la asistencia del Presidente de la Caixa d'Estalvis de Catalunya, de la Directora General del Medio Ambiente y del Centro de Estudios Hidrográficos que han comunicado que por causas propias de sus cargos deben en estos momentos a compromisos que no han podido postponer. Así mismo quiero excusar al Rector Magnífico de esta Universidad, ya que una reunión le retiene.

Esperamos que nos puedan acompañar en el acto de clausura en el transcurso del cual se darán lectura a las conclusiones que entre todos elaboramos.

Creo que también debemos agradecer a la ETSIIB, cuyo subdirector nos preside, el acogernos en esta casa, cuna de muchas y brillantes iniciativas en Cataluña, y que tradicionalmente ha mostrado una amplia apertura hacia nuevas actividades y que desde hace mucho tiempo ha comprendido que todos los universitarios y técnicos deben trabajar aunados y no luchando entre sí en campos estériles.

Es justo hacer un paréntesis para presentar al conferenciante que nos ha hecho el honor de acompañarnos a este acto. Es el Dr. Manuel Ramón Llamas, a quien todos conocen por sus múltiples trabajos y realizaciones, y cuya personalidad ha traspasado numerosas veces las fronteras de España. Mucho podría decir de él y me quedaría corto, y por ello me voy a limitar a solo unos aspectos de su amplia y profunda personalidad. A él se deben, y creo que no es exageración, buena parte de las realizaciones en el campo de las aguas subterráneas en España, directa o indirectamente, que en sus casi 20 años de trabajo han sido muchos y notables, empezando en Barcelona, donde inició un núcleo de estudio dentro de la Administración Pública y en la Universidad, concretamente en esta misma Escuela. Muchos de los que trabajamos en España en el campo de la Geohidrología somos discípulos y colaboradores suyos, y si algunos frutos hemos dado es porque hemos sabido arrimarnos a buena sombra, su fértil sombra. Estas Jornadas son idea suya, aunque las hayamos plasmado otros, y fue él quien inició la restauración del Grupo Español de la AIH, y quien fundó el CIHS. Y ha sido él quien ha conseguido que poco a poco muchos técnicos y administradores hayan ido evolucionando hacia la idea de los recursos hidráulicos totales y al uso conjunto de aguas superficiales y subterráneas, ideas que ya empiezan a plasmarse en el quehacer español, quizás con retraso y aún con timidez, pero ahí están plasmados en un grupo de trabajo para los Planes Hidrológicos del Gobierno. Por ello nadie con más razón podría abrir estas Jornadas.

Creo que es necesario decir que en el marco del Grupo Español de la AIH, asociación de individuos con fines científicos y de intercambio de ideas y experiencias, podemos ayudarnos unos a otros, y con su desarrollo y revitalización daremos una vez más cumplido fruto a otra de las iniciativas del conferenciante.

Antes de acabar quiero una vez más resaltar que la realización material de estas Jornadas no hubieran sido posible sin la total dedicación del equipo de organización formado por los Sres. Bayó, Batista y Galofré, por la profesora Lucila y por las Srtas. Felisa, Carmina, Teresa y Eloísa, que van a seguir cuidando de que las cosas funcionen bien hasta el final.

CIHS / AIH-E  Barcelona 19-23 octubre 1981	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA  <b>ACTAS DE LAS SESIONES</b>	SESION <b>0</b>  <b>9 27</b> páginas
--	---	---

ASPECTOS GENERALES DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS  
 SUBTERRANEAS. SITUACION EN ESPAÑA.

Manuel Ramón Llamas Madurga.

Departamento de Geología y Geoquímica. Univ. Autónoma.  
 CEOTMA. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo.

Resumen. Esta ponencia constituye una introducción general al tema de las jornadas. En ella se ha procurado poner de relieve aquellos aspectos más característicos y/o nuevos de la contaminación de las aguas subterráneas. Se recuerda también la importancia de las aguas subterráneas y su relativo olvido oficial, especialmente en lo que se refiere a su protección. Finalmente se hacen algunas sugerencias sobre posibles líneas de acción para conseguir una protección más efectiva del patrimonio hídrico subterráneo en España.

INTRODUCCION

Excmos. e Ilmos. Sres., señoras y señores, amigos todos. Cuando mi buen amigo Emilio Custodio me pidió que diese la conferencia inaugural de éstas jornadas le dí inmediatamente mi respuesta afirmativa; y ello por varios motivos que paso a exponer seguidamente.

En primer lugar, por mi vinculación histórica y afectiva al Curso Internacional de Hidrología Subterránea, con el que siempre he colaborado, especialmente en sus primeros años de funcionamiento, durante los cuales viví en ésta extraordinaria ciudad Condal. De esos años guardo un gratísimo recuerdo. El reconocido y consolidado prestigio de que goza éste Curso es la garantía del éxito de estas Jornadas. Pienso que a nadie descubro un secreto si digo que el alma -y el cuerpo- de éste Curso es y ha sido siempre Emilio Custodio. Emilio une a su clara competencia profesional y a su extraordinaria capacidad de trabajo la poco corriente cualidad de saber lograr la colaboración de personas prestigiosas de los más variados sectores. Para convencerse de ello basta ver la relación de los ponentes generales, moderadores y secretarios de las distintas sesiones de estas Jornadas.

En segundo término he aceptado ésta invitación porque no hacerlo me parece que sería incongruente con lo que verbalmente expuse en Pamplona hace ahora casi exactamente dos años en una de las sesiones del II Simposio Nacional de Hidrogeología; a saber: que el problema de la contaminación de las aguas subterráneas es uno de los más relevantes entre los que tiene planteados hoy la Ciencia y la Tecnología de los Recursos Hidráulicos. Posiblemente alguno al oír esta afirmación haya pensado: ya está otra vez Llamas con su manía de las aguas subterráneas. Yo espero que las ponencias, comunicaciones y notas técnicas que se van a exponer aquí estos días van a poner de manifiesto en objetividad de mi anterior aseveración. Permítanme ahora que aporte algunos datos no referidos a España que contribuyan a enmarcar el contenido de éstas Jornadas en un contexto más amplio. De todos es sabido que la década de los 80 ha sido declarada por las Naciones Unidas como el "Decenio del Agua Potable y del Saneamiento", cuyo lema es "Agua limpia y saneamiento adecuado para todos en 1.990". El objetivo es ambicioso y no es seguro que se alcance pero, al menos, vale la pena intentarlo. Cada día, en los países subdesarrollados, cientos de millones de personas tienen que caminar varios kilómetros para transportar agua a las casas de dos mil millones de seres humanos, es decir, de la mitad de la humanidad actual. Este agua -superficial o subterránea- en general, está contaminada. Cada día mueren en esos mismos países unas 25.000 personas a causa de enfermedades hídricas y más de la mitad de las camas de los hospitales del mundo están ocupadas por personas con enfermedades relacionadas con el agua.

El Banco Mundial estima que la inversión para lograr la meta de éste decenio supone unos 300.000 millones de dólares, o sea, 30.000 millones cada año. Actualmente en esos países se gasta sólo unos 7.000 millones anuales en abastecimiento y saneamiento. Si se tiene en cuenta que el mundo gasta actualmente cada año más de 500.000 millones en armamento se ve que la cifra no es inasequible. Como dice Lehr (1981): ¡Cuánto mejor sería todo si los países desarrollados ayudaran a la gente menos afortunada que vive en el llamado Tercer Mundo facilitándoles agua potable en vez de armas!

Es posible que más de uno piense que los problemas sanitarios del Tercer Mundo no constituyen un tema especialmente relacionado con la contaminación de las aguas subterráneas en España. Bien, si vamos al otro extremo del espectro socio-económico, encontramos que el Council of Environmental Quality (CEQ) (1981) del Presidente de los Estados Unidos a principio del presente año declaró que las tres preocupaciones medio-ambientales prioritarias para la década actual en los EE.UU. eran: la desaparición de especies vegetales y animales,

la extensión de la desertización en el Oeste americano y la contaminación de las aguas subterráneas por sustancias químicas tóxicas. Como lógica consecuencia de ello, la Environmental Protection Agency de los EE.UU. ha elaborado recientemente una estrategia para la protección de las aguas subterráneas de los EE.UU. de la que volveré a hablar luego.

Otro dato digno de consignar es que el Sistema Mundial de Vigilancia del Medio Ambiente promovido por las Naciones Unidas incluye un programa de Vigilancia de la Calidad del Agua que de momento incluye 388 estaciones de control, de las que 87 corresponden a aguas subterráneas (cf. Helmer, 1981).

En resumen, el tema de la contaminación de las aguas subterráneas es importante en todos los países, tanto en los del Tercer Mundo como en los industrializados.

#### UTILIZACION DE AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA

Desde hace, al menos, diez o quince años se viene escribiendo de modo casi constante que las aguas subterráneas sirven para abastecer de agua potable a una tercera parte de nuestros conciudadanos y para regar un 20 ó 25% de los regadíos españoles; es decir, en la actualidad se atiende la demanda hídrica de unos 12 millones de personas y de unas 600.000 ha de regadío con aguas subterráneas. Conviene recordar que estas cifras globales españolas pueden ser engañosas, ya que en amplias zonas -especialmente en el área mediterránea-, las aguas subterráneas suponen más de la mitad de los recursos hídricos actualmente utilizados; en nuestras provincias insulares prácticamente la totalidad de los recursos hídricos son subterráneos. No obstante, no hay que olvidar que nuestra estadística adolece de falta de datos fiables. Hace cinco años, en la sesión de apertura del I Simposio Nacional de Hidrogeología tuve la ocasión de hablar en nombre del Comité Organizador del Simposio y lo hice con frases que no resisto la tentación de transcribir ahora (cf. Llamas, 1976). "La información disponible sobre los usos actuales del agua en España es claramente insuficiente. En estas condiciones resulta difícil realizar una adecuada política hidráulica. Esta situación podría y debería cambiar en plazo muy breve si el Gobierno a través del Instituto Nacional de Estadística o del organismo que corresponda tomase las medidas oportunas. El análisis detallado de la Estadística Hidráulica española ha sido objeto de una de las comunicaciones del Simposio. En síntesis, la situación es la siguiente: a) no existe ninguna publicación sistemática y periódica que informe sobre los distintos usos del agua en España ni sobre su origen (superficial, subterráneas, reutilización, desalación, etc.);

b) la terminología y la clasificación de los distintos usos utilizada en los trabajos dispersos, esporádicos o incompletos suele ser poco adecuada; c) no obstante, estas limitaciones, hay indicios claros de que España es el país de Europa Occidental que menor proporción de agua subterránea utiliza para atender su abastecimiento urbano, sin que ello se pueda atribuir a razones estrictamente físicas o hidrogeológicas". El Comité Organizador del II Simposio Nacional de Hidrogeología se pronunció sobre el tema en términos muy similares (cf. Delgado, 1979).

¿Cómo ha aumentado absoluta y relativamente la utilización de agua subterránea en los 15 ó 20 años últimos?. Temo que nadie puede decirlo con aceptable aproximación, dado el vacío estadístico antes mencionado. Sería interesante que los Planes Hidrológicos anunciados por el Gobierno contribuyeran a dar alguna luz sobre este tema.

No obstante, no me parece aventurado suponer que en los últimos lustros la utilización relativa de aguas subterráneas con respecto a la de superficiales haya aumentado sustancialmente. A ello puede haber contribuido tanto la progresiva difusión de la moderna tecnología de construcción de pozos y de sistemas de bombeo como la relativa paralización de las obras hidráulicas públicas clásicas, es decir, a base de aguas superficiales, a causa de la crisis económica. Por otra parte, el aumento en la extracción de aguas subterráneas parece un hecho normal en los países de tecnología avanzada. Así, en los EE.UU. la extracción pasó de casi unos 30 km<sup>3</sup> en 1945 a unos 120 km<sup>3</sup> en 1975, es decir, se cuadruplicó en 30 años (USEPA, 1980).

En muchas regiones áridas -tanto de los EE.UU. como de España- las extracciones superan la recarga media natural produciendo una progresiva reducción de las reservas de agua acumuladas durante siglos, lo que en la jerga al uso se suele denominar "minería del agua" o sobre explotación. En los EE.UU. se estima que el 25% de los volúmenes bombeados constituyen sobreexplotaciones. No conocemos cuáles puedan ser las cifras análogas en el caso español.

En cualquier caso, los datos anteriores parecen recomendar una vez más la urgencia de que la Administración Central o las autonómicas -a las que la Constitución atribuye el control de las aguas subterráneas- otorguen la debida importancia al conocimiento, vigilancia y protección de este vital recurso.



## PECULIARIDADES DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS.

En sus aspectos generales, las peculiaridades de la contaminación de las aguas subterráneas y la necesidad de su investigación han sido ya expuestas hace algunos años en España (cf., por ejemplo, Custodio, 1974; Llamas, 1974). Más que insistir en ellas voy a hacer hincapié en algunas características especiales puestas de manifiesto en época más reciente (cf. CEQ. 1981 b).

El agua subterránea ha sido habitualmente considerada como un recurso casi siempre impoluto. Sin embargo, datos recientes revelan el hecho de que en muchos sitios de los EE. UU. el agua subterránea está contaminada. Estas contaminaciones tienen causas muy diferentes e incluyen una variedad de sustancias, principalmente compuestos químicos orgánicos o inorgánicos. Algunos de éstos compuestos pueden producir riesgos para la salud humana que, al menos en los EE. UU., son inaceptables para el hombre de la calle. Yo supongo que después de las últimas intoxicaciones -graves o leves- acaecidas en España, no va a pasar mucho tiempo antes de que el ciudadano español sea más exigente en cuanto a la calidad del agua de abastecimiento público. El agua subterránea de los acuíferos poco profundos suele reunir condiciones de potabilidad ya que el suelo, a través del cual se ha infiltrado, suele eliminar o reducir gran parte de los contaminantes antes de que alcance la zona saturada. Con el tiempo, el agua suele alcanzar un equilibrio con los minerales de la matriz sólida del acuífero y de éste modo aumenta su salinidad. Por ello los acuíferos profundos, cuyas aguas suelen tener largos tiempos de residencia, con frecuencia contienen aguas salinas no adecuadas ni para el consumo humano ni para el riego. Esto puede ocurrir también en acuíferos someros si hay minerales relativamente solubles en su matriz sólida.

Sin embargo, se ha comprobado que ni el suelo físico, ni la actividad microbiológica que tiene asiento en él, destruyen un amplio conjunto de compuestos químicos, como son, por ejemplo, los compuestos organoclorados, productos sintéticos ampliamente usados en la industria. Además, una vez que el agua alcanza la zona saturada, poco suelen conseguir los procesos atenuantes de la contaminación si se trata, como es lo general, de un acuífero químicamente inerte, oscuro, con ambiente reductor y abiótico.

Como es bien sabido, el agua subterránea se mueve lentamente; por lo general, menos de una decena de metros por año, dependiendo de la permeabilidad y del gradiente hidráulico del acuífero. La inyección difusa o concentrada de un contaminante se mueve siguiendo fundamentalmente las líneas de corriente del agua subterránea y da origen a

un "penacho" de contaminación cuyas dimensiones dependen de la naturaleza del acuífero. En pequeña escala el fenómeno de la dispersión hidrodinámica es poco importante, pero la irregularidad de la permeabilidad y su posible anisotropía hacen que, en detalle, sea difícilmente predecible la trayectoria precisa del contaminante; de modo que el agua puede estar fuertemente contaminada en un sitio y dejar de estarlo a pocas decenas de metros de distancia en la horizontal o en la vertical.

La lentitud del movimiento del agua subterránea hace que se originen grandes desfases de tiempo -con frecuencia decenios o incluso siglos- entre el inicio de producción de la contaminación y su detección que casi siempre tiene lugar en un pozo de abastecimiento. Muchas veces, cuando se detecta la acción contaminante su causante ya no existe física y/o jurídicamente.

La detección de la contaminación es muy costosa. Se requieren sondeos numerosos y cuidados. La determinación química de ciertas sustancias contaminantes -especialmente de los compuestos orgánicos- requiere equipos complejos y muy costosos. De hecho en los estudios de contaminación una parte muy importante de su presupuesto se debe atribuir a la realización de dichos análisis químicos.

#### LOS AGENTES CONTAMINANTES

No voy a mencionar aquí las múltiples actividades humanas que causan o pueden causar la contaminación de las aguas subterráneas y que han sido descritas con relativo detalle en otras publicaciones españolas (cf. Custodio y Llamas 1976; FAO-IGME 1975). Prácticamente todas ellas van a quedar probablemente tratadas en una u otra de las ponencias generales de éstas jornadas.

Me voy a permitir, en cambio, llamar su atención sobre algunos de los aspectos, puestos de relieve en los documentos de la EFA (1980) y del CEQ (1981) anteriormente mencionados, y que quizá tienen mayor interés para los participantes en éstas jornadas.

Un primer factor a destacar, aunque sea algo sobradamente conocido por casi todos, es la gran importancia de las características hidrogeológicas de la zona cuyas aguas hay que proteger. Por ejemplo, un vertedero al que subyace una capa de arcilla de muy baja permeabilidad y de 100 m. de espesor supone un peligro de contaminación muy remoto para un acuífero situado bajo dicha capa de arcilla.

En segundo término quiero llamar la atención sobre la relativa carencia de estudios en relación con problemas de contaminación difusa que solía haber en el mundo hasta época muy reciente. Probablemente casi todos los asistentes saben que en Septiembre de 1.982, organizado por la AIH tendrá lugar en Praga un simposio sobre el "Impacto de las Actividades Agrícolas en la Cantidad y Calidad de las Aguas Subterráneas". Es probable que dicho Simposio -el primero internacional sobre el tema- constituya un hito importante en éste tema. También es interesante saber que la OCDE tiene en curso de realización un estudio sobre la contaminación difusa de aguas subterráneas en los Estados miembros de dicho organismo. Este es un problema de gran interés para España, donde el regadío juega un papel tan importante en nuestra economía agraria. Evidentemente también las actividades agrarias en el secano pueden afectar a las aguas subterráneas pero, por lo general, lo hacen de modo menos intenso. El Comité Organizador de éstas Jornadas me ha comunicado que una proporción relevante de las Comunicaciones y Notas Técnicas aquí presentadas se refieren a ésta temática.

En lo que se refiere a los residuos sólidos y líquidos, urbanos e industriales los estudios recientes, promovidos en buena parte por la EPA, han supuesto un avance importante. Pienso que muchos de ellos pueden constituir una excelente orientación para los que se deberán realizar en España en un futuro próximo. La EPA estimó que en 1978 se produjeron en los EE. UU. uncs 378 millones de toneladas de residuos sólidos y líquidos industriales. De ellos 57 millones eran peligrosos y se depositaban en vertederos y balsas que no cumplían las normas federales y por ello constituían una amenaza para la calidad del agua subterránea. Este volumen de residuos sólidos industriales se depositaba en cerca de 80.000 vertederos. Los residuos líquidos industriales iban a cerca de 26.000 balsas. El número de vertederos municipales activos era del orden de 16.000 y el de abandonados posiblemente era del mismo orden.

Otro aspecto significativo a tener en cuenta es el foco importante de contaminación que en los EE. UU. constituyen las fosas sépticas y los pozos negros. En su conjunto allí dan origen al mayor volumen de agua residual recargada a los acuíferos. El problema en algunos sitios puede haberse complicado más debido a que para la limpieza doméstica se usan productos que contienen entre otros compuestos, tricloroetilenc (TCE), bencenc o cloruro de metilo. Recientemente se ha visto que el TCE causa cáncer en los animales. El problema del TCE no sé si se ha planteado en España todavía pero son conocidos casos de epidemias causadas por filtraciones de pozos negros o fosas sépticas, especialmente en núcleos urbanos pequeños.

Como ya se ha dicho antes, el tema de los compuestos orgánicos tóxicos está tomando desde hace muy pocos años progresiva importancia en los EE. UU. La principal novedad de éste tema es que las concentraciones de éstos compuestos (algunos de ellos real o potencialmente cancerígenos) en las aguas subterráneas suelen ser superiores en varios órdenes de magnitud a las conocidas en las aguas superficiales. De hecho, numerosas captaciones de agua subterránea han sido clausuradas en los últimos años en EE. UU. a causa de tener concentraciones de dichos compuestos orgánicos varias veces superiores a los límites recomendados por la EPA (cf. CEQ, 1981 b). La preocupación eficaz por el tema de éstos compuestos orgánicos tóxicos ha sido hasta ahora casi privativa de los EE. UU. y de unos pocos países europeos como Holanda y Alemania. De hecho, algunos organismos de Sanidad de otros países parecen poner en duda la peligrosidad grave de dichos compuestos para la salud humana. Es un tema apenas considerado oficialmente en España hasta ahora y al que parece habría que prestar mayor atención, dada la especial sensibilidad creada recientemente en el hombre de la calle por el trágicamente famoso caso del aceite de colza adulterado.

LAS DIFICULTADES ESPECIFICAS QUE PLANTEA LA  
PROTECCION DEL PATRIMONIO HIDRICO SUBTERRANEO.  
LA ORDENACION DEL TERRITORIO.

Aunque sea muy brevemente, vale la pena recordar que la contaminación de las aguas subterráneas presenta algunas características que la separan de la de las aguas superficiales.

Quizá los tres aspectos más importantes son:

- a) es más difícil de detectar a tiempo.
- b) es muy difícil de corregir una vez descubierta.
- c) la estrategia de protección ha de ser preventiva más que curativa. Los focos contaminantes puntuales o difusos son muchos, y la prevención tiene que ir unida a la ordenación del territorio y la mejora de ciertas tecnologías que, a veces, poco tienen que ver con la explotación de los recursos hidráulicos.

En realidad, todas estas características derivan fundamentalmente del modo particular en que las aguas subterráneas se mueven. Las trayectorias y la velocidad de las partículas de aguas subterráneas vienen determinados en gran parte por la porosidad y permeabilidad de los suelos y de las rocas y, en general, siguen un régimen laminar.

Por ello, el "penacho" de contaminación de un foco contaminante -v.g. un pozo de inyección o un vertedero de basuras- suele tener unas dimensiones reducidas y no se extiende o dispersa por todo el acuífero. Como consecuencia de ello los pozos de explotación o de control de dicho acuífero pueden no detectar dicha contaminación si no da la casualidad de que caen en la trayectoria de una partícula que cruce dicho "penacho".

Por otra parte, como ya se recordó anteriormente la velocidad natural de las aguas subterráneas suele ser del orden de unas decenas de metros por año o menor, es decir del orden de  $10^5$  ó  $10^6$  veces menor que la de las aguas superficiales. Esto supone que con frecuencia pasan decenas de años desde que se produce una acción contaminante hasta que se detecta en algún pozo o manantial próximo.

La limpieza o restauración de una zona contaminada de un acuífero suele presentarse como un programa dificultoso y costoso. Por ello, el enfoque de la estrategia actual de los EE. UU. y probablemente de todo el mundo está en prevenir. No obstante, con el fin de "arreglar", en lo posible, aquellos acuíferos cuya contaminación sea ya conocida o se descubre en un futuro próximo, el Gobierno Americano ha establecido recientemente una consignación especial "El Superfondo" (cf. Pizzuto, 1981), cuya cuantía inicial es de unos 500 millones de dólares.

Los focos contaminantes puntuales o localizados aunque sean muy variados o numerosos (vertederos, escombreras, pozos de inyección, pozos abandonados, fugas de conducciones, etc.) admiten un tratamiento preventivo relativamente sencillo mediante la ordenación del territorio y la aplicación de nuevas técnicas adecuadas. En cambio, las actividades contaminantes de extensión superficial -como es el uso de fertilizantes o plaguicidas en la agricultura- van a ser más difíciles de tratar. Quizá la única solución tenga que consistir en un cambio en determinadas prácticas agrícolas.

#### SITUACION EN ESPAÑA

En el título de ésta conferencia que figura en el programa de las Jornadas se dice que yo voy a hablar de la situación en España. Voy a hacerlo muy brevemente y desde un punto de vista general ya que el tema va a ser desarrollado con detalle a lo largo de las ponencias genera-

les, comunicaciones y notas técnicas que van a ocupar estos cinco días de trabajo.

En primer lugar yo diría que al tratar del tema de la contaminación en la historia de la Hidrogeología española, los volúmenes con las Actas de éstas Jornadas marcarán un hito importante, quizá incluso más importante que el que supuso para la Hidrología Subterránea General el I Simposio Nacional de Hidrogeología que tuvo lugar en Valencia en 1976. En el II Simposio Nacional de Hidrogeología ya se notó un creciente interés por el tema de la hidrogeoquímica pero de hecho, como puso de manifiesto Custodio (1979), muy pocas comunicaciones versaron realmente sobre problemas de contaminación. Hace un año, organizado por la Unesco y el Comité Español para el Programa Hidrológico Internacional, tuvo lugar en Madrid el Simposio titulado "Agua Siglo XXI". Pienso que es interesante hacer referencia a dos documentos presentados en dicho Simposio. El primero es un folleto titulado "El Agua en España", editado por la Dirección General de Obras Hidráulicas, que fué distribuido a todos los participantes en el Simposio. En dicho folleto, que tiene 58 páginas, todo lo que se dice sobre la contaminación y la calidad de las aguas subterráneas son las ocho líneas que transcribo a continuación: "En cuanto a las aguas subterráneas cabe señalar que una gran parte de los acuíferos españoles más importantes e intensamente explotados están situados en el litoral, siendo frecuentes los problemas de salinización por intrusión marina, en todo el litoral mediterráneo, islas Canarias y Baleares. El estudio de las posibilidades de explotación real de éstos acuíferos costeros es uno de los problemas más interesantes planteados en nuestro país, para preservar la calidad de las aguas subterráneas".

Quizá en relativo descargo de esa parquedad informativa queda decir que, en ese mismo folleto, al tema de la calidad de las aguas superficiales sólo se dedican dos páginas. En cambio, al tema de la "Cirugía hidráulica" (léase transvases) se dedican ocho páginas. Ya se ve cuáles son los problemas que parecen ocupar prioritariamente la mente de los que llevan la política nacional de Obras Hidráulicas. Digo Obras Hidráulicas, y no Recursos Hídricos, porque pienso que a nivel estatal apenas si existe una política de Recursos. Índice de ello es que los planes hidrológicos -fuertemente recomendados en las conclusiones del I Simposio Nacional de Hidrogeología (cf. Llamas, 1976)- no se estructuraron hasta 1980. Cuando escribo éstas líneas todavía está por llegar a la mayoría de la comunidad científica -y no digamos al hombre de la calle- el primer avance de dichos planes. No es, pues, de extrañar que recientemente un representante cualificado del Colegio Nacional de Geólogos hablase en la prensa de "El olvido Oficial de las Aguas Subterráneas" (cf. Batllé, 1981).

El segundo documento del Simposio "Agua Siglo XXI" es un estudio de Custodio y mío en el que se procuró, con más o menos éxito, resumir casi toda la información pública de que pudimos disponer hace poco más de un año sobre la Contaminación de las Aguas Subterráneas en España (cf. Llamas y Custodio, 1980). Las Actas de dicho Simposio todavía no han sido publicadas, por ello dicho documento ha tenido poca difusión en España, pero un resumen relativamente extenso del documento ha sido realizado y difundido por la OCDE. En dicha comunicación se daba noticia de casi medio centenar de publicaciones, sobre Contaminación de Aguas Subterráneas en España. La mayor parte de ellas, como era de esperar, sobre Cataluña. Además, el tema específico de Cataluña fué tratado con mayor detalle en otra comunicación presentada al mismo Simposio por Custodio (1980).

Con posterioridad al Simposio "Agua Siglo XXI" me parece que son dignas de destacar en relación con nuestro tema las varias monografías o informes sobre la Calidad de las Aguas Subterráneas de distintas regiones que ha publicado el IGME, así como la continuación de la publicación de los mapas a escala 1/50.000 para la Orientación de los Vertidos de Residuos Sólidos Municipales. También tiene interés el anuncio de la puesta a punto de una red nacional de control de la calidad del agua subterránea, operada por el IGME, cuyos datos van a ser asequibles a todos.

Otro dato significativo es el hecho que, a pesar de las declaraciones gubernamentales sobre la necesidad de impulsar la energía nuclear en España, no parecen apenas existir -o al menos no parece que se hayan dado a conocer en las reuniones científicas públicas de los hidrogeólogos españoles- (cf. R. Paradenas y otros 1980) estudios sobre la incidencia de éstas acciones nucleares (desde la minería del Uranio a los cementerios nucleares de alta o baja actividad) en la biosfera a través de las aguas subterráneas. Esta grave laguna sólo es comprensible, aunque no justificable, por la confusa situación que ha tenido la política nuclear española en los últimos años. Es de esperar que el recientemente nombrado Consejo de Seguridad Nuclear adopte las oportunas medidas para resolver pronto y del modo adecuado ésta situación, que me atrevería a calificar de poco responsable, tanto por parte de la industria nuclear como por parte del Gobierno.

En el trabajo antes mencionado de Custodio y mío se hacía también ver la pobreza de instrumentos jurídicos con que cuenta la Administración para atacar y resolver los problemas relacionados con la protección del patrimonio hídrico subterráneo. Sobre este tema hablará en su momento el Dr. Pedro de Miguel, pero se puede adelantar que a nivel estatal, poco o nada se ha avanzado en relación con lo

que ese mismo autor escribió hace un año (de Miguel, 1980). El Reglamento de la Ley de 1975 sobre Desechos y Residuos Sólidos Urbanos, cuya promulgación parecía inminente según Enseñat (1980), todavía no ha aparecido en el B.O.E. El "gran debate nacional" sobre el nuevo Código del Agua del que nos hablaba el Director General de Obras Hidráulicas hace dos años, en la apertura del II Simposio Nacional de Hidrogeología (cf. Ruíz, 1979), parece haber muerto sin pena ni gloria.

Pero no todo el panorama legal es pesimista. En Junio de 1981 el Parlamento de Cataluña ha aprobado la Ley 5/1981 relativa a la evacuación y tratamiento de aguas residuales que es de esperar que sea muy eficaz. Además, es una Ley sin "hidroesquizofrenia", es de cir, considera tanto los problemas de las aguas superficiales como las de las aguas subterráneas. Ojalá las otras Autonomías promulguen pronto leyes similares.

Desde el punto de vista jurídico-administrativo otro jalón importante es el funcionamiento de la Comunidad de Usuarios de Aguas Subterráneas del Area Oriental del Delta del Río Llobregat. Digo funcionamiento, pues aunque la aprobación jurídica definitiva toda vía no parece haber sido formulada por la Dirección General de Obras Hidráulicas, esa Comunidad de Usuarios de hecho ya funciona y ha obtenido resultados importantes que serán expuestos con detalle en éstas jornadas.

#### ALGUNAS SUGERENCIAS PARA TRATAR DE CONSEGUIR LA PROTECCION DEL PATRIMONIO HIDRICO SUBTERRANEO ESPAÑOL.

No querría terminar ésta exposición sin proponer a los participantes en estas primeras Jornadas sobre la Contaminación de las Aguas Subterráneas españolas, algunas ideas que quizá sirvan como un primer punto de partida para elaborar unas conclusiones de ésta reunión, si es que se considera oportuna dicha elaboración.

Quizá más de uno piense que ello no vale la pena, que es una pérdi da de tiempo elaborar y hacer llegar esas conclusiones a los políticos y al gran público, que eso es "predicar en el desierto". Comprendo esa postura pues yo mismo he estado tentado a adoptarla no pocas veces. Sin embargo, pienso que no hay que ceder al desánimo a pesar de las aparentes o reales dificultades para hacer llegar nuestra preocupación responsable a nuestros conciudadanos. A la larga, si tenemos razón y sabemos decirlo del modo adecuado, nos -



escucharán, y nos harán caso, incluso en una proporción mayor de la que posiblemente esperábamos. Al preparar éstas líneas, he vuelto a leer las conclusiones del I Simposio Nacional de Hidrogeología y he podido comprobar con satisfacción que buena parte de lo que hace cinco años se propuso está ya realizado o en marcha.

Yo espero que lo que ahora se concluya, si se hace con el "seny" característico de ésta querida tierra catalana, será atendido con interés y prontitud, al menos en la parte cuya decisión pueda corresponder a la Generalitat de Catalunya.

#### OBJETIVO BASICO

En nuestro caso parece bastante transferible la meta propuesta por la EPA (1980) en su estrategia para la protección del patrimonio hídrico subterráneo de los EE. UU. Conviene saber, sin embargo, que el gobierno del Presidente Reagan, como consecuencia de su política general de reducir legislación o de "deregulación", tiene, de momento, congelada la puesta en práctica de ésta estrategia. La meta antedicha puede enunciarse como sigue:

"El objetivo a nivel nacional es evaluar, proteger y mejorar la calidad de las aguas subterráneas hasta el nivel necesario para los usos actuales y futuros de modo que se proteja tanto la salud pública como los sistemas ecológicos significativos".

Llamo la atención de que ésta meta incluye tres verbos principales:

- a) "evaluar", es decir, conocer con adecuada precisión el estado actual de nuestros acuíferos.
- b) El segundo verbo es "proteger". Ello significa que la calidad debe ser conservada no sólo para nosotros sino también para las generaciones futuras. Al mismo tiempo se reconoce que ésta protección no es "a ultranza" ya que puede haber distintos niveles de protección según el uso al que se destina cada acuífero. Por otra parte, no puede olvidarse que, dada la lentitud de las aguas subterráneas, en ocasiones el contaminante introducido hoy puede no emerger hasta siglos o milenios después.
- c) Finalmente el verbo "mejorar" hace referencia a la necesidad de actuar en algunos casos de contaminación ya conocidos y que vayan apareciendo en fechas próximas en los que se vea que la restauración es viable técnica y económicamente.

## ACCIONES PRINCIPALES

### A) Clasificación de Acuíferos.

El establecimiento de un sistema de clasificación de acuíferos y su aplicación a los distintos acuíferos españoles podría constituir el elemento clave del método de protección. Su realización ayudaría a distinguir las áreas cuya atención es más urgente, así como aquellas otras que son menos sensibles a acciones contaminantes. Este sistema reconoce que, por un lado, no todos los acuíferos tienen aguas de la mejor calidad y, por otro, que ciertos usos de los acuíferos no requieren el mismo nivel de calidad y pueden ser compatibles con una cierta contaminación.

La EPA (1980) no ha determinado todavía el sistema de clasificación de acuíferos, pero ha adelantado que en principio se basaría en los siguientes factores: usos presentes y futuros (razonablemente previsibles) del agua, rendimiento del acuífero, su vulnerabilidad y su valor en comparación con otros recursos hidráulicos existentes en la zona. Se clasificarán, en principio los acuíferos en tres grupos: a) acuíferos con usos humanos o ecológicos especialmente valiosos; b) acuíferos típicamente adecuados para proporcionar agua potable; y c) zonas con características hidrogeológicas especialmente adecuadas para atenuar la contaminación o en las que ciertas prácticas, aunque contaminen, se consideran necesarias y adecuadas. Se espera que la proporción de zonas que quedan en el grupo c) sea relativamente pequeña y que se determine mediante un procedimiento en el que el público tenga una importante participación.

Por lo que respecta a España, los estudios regionales realizados por el IGME y el MOPU, así como algunas tesis doctorales sobre Hidrogeología Regional, probablemente podrían proporcionar unos datos iniciales -o en algunos casos quizá suficientes- para establecer esa clasificación de acuíferos en un plazo razonable. Los mapas de orientación para el vertido de residuos sólidos urbanos del IGME también pueden constituir un elemento valioso para ésta tarea. Una importante fuente de datos para la región catalana está constituida por los estudios hidrogeológicos realizados por los alumnos de los quince Cursos Internacionales de Hidrología Subterránea desarrollados en Barcelona desde 1967.

## B) Niveles de Protección.

A cada tipo de acuífero le corresponderá un nivel de medidas de protección. A título ilustrativo y siguiendo de modo resumido también a la EPA (1980) se indican tres posibles tipos de niveles.

- a) Primer nivel.- Podría incluir una prohibición de establecer actividades que manejen residuos altamente tóxicos o peligrosos. Límites muy exigentes para actividades contaminantes difusas tales como nuevas fosas sépticas; se daría la mayor prioridad a eliminar los focos de polución existentes.
- b) Segundo nivel.- Podría consistir en limitar el número de nuevas instalaciones que utilicen residuos sólidos tóxicos o peligrosos y se les exigiría condiciones técnicas estrictas para el manejo y vigilancia de dichas sustancias. Se establecería un sistema de vigilancia y control de los focos, tanto de contaminación existentes potenciales como conocidos. Se exigiría las mejores prácticas de gestión (best management practices) para aquellas actividades contaminantes de tipo difuso, tales como la agricultura y la vivienda urbana.
- c) Tercer nivel.- Permitiría el establecimiento de instalaciones que empleasen sustancias tóxicas o peligrosas con condiciones menos estrictas que en el segundo nivel. También permitiría actividades de contaminación difusa. En conjunto, el enfoque se pondría en evitar que la contaminación originada pudiera emigrar a otra zona; para esto se exigiría un sistema de vigilancia muy estricto.

## C) Inventario de Focos Contaminantes Conocidos o Potenciales.

Quizá ésta sería una de las primeras tareas a realizar, tal como ya se sugirió hace un año en el Simposio Agua Siglo XXI (cf. Llamas y Custodio, 1980). Una buena pauta para la realización de dicho inventario puede obtenerse de los inventarios similares realizados por la EPA, algunos de los cuales sirvieron para la realización de un informe para el Congreso de los EE. UU. realizado por dicha Agencia (cf. USEPA, 1977) que ha constituido un paso muy importante en el camino para la preparación de la estrategia para la protección de las aguas subterráneas.

Es muy probable que, como consecuencia de dicho inventario, también se localicen en España no pocos focos graves de contaminación de aguas subterráneas que hasta ahora no son conocidos por no haber afectado todavía de modo conocido a la salud pública. Este conoci-

miento permitirá tomar las oportunas medidas correctoras o al menos preventivas, de modo que esas aguas contaminadas no continúen dañando a la salud pública o no lleguen a dañarla en un futuro más o menos próximo. Bajo el impulso del IGME, o de gobiernos autonómicos, en algunas regiones de España, p.e. en Mallorca, en Albacete, en Navarra, etc., ya se ha realizado un primer inventario de focos contaminantes. Parece que tendría gran interés la difusión de los correspondientes informes.

D) Establecimiento de una Primera Estructura Administrativa o Institucional.

No pocos organismos estatales tienen algún tipo de competencias relativas a las aguas subterráneas; por ejemplo: la Dirección General de Minas, la Dirección General de Obras Hidráulicas, el YRYDA, la Dirección General de Sanidad, etc. También tienen o pueden tener competencias importantes los Ayuntamientos y las Diputaciones. Es de prever que los entes autonómicos puedan tener atribuciones importantes en éste tema, incluso mucho más directas -y posiblemente más eficaces- que los organismos estatales. Sin embargo, no hay ningún organismo que tenga una responsabilidad conjunta ni tampoco existe aún una estructura mediante la cual se puedan coordinar sus actividades los distintos organismos estatales entre sí y con los gobiernos autonómicos y/o locales. Por ello es difícil no ya establecer un programa de prevención y corrección, sino incluso estimar las dimensiones reales del problema.

Posiblemente un modo de corregir, o al menos ensayar la corrección de éste vacío -por no llamarlo caos- administrativo, sería establecer un programa especial de investigación y desarrollo (I + D) dentro del marco establecido en la reciente convocatoria hecha por la Comisión Asesora de Investigación Científica y Técnica (BOE, 29 Junio 1981). Esta acción sería posiblemente más efectiva que improvisar a marchas forzadas una nueva legislación estatal. La nueva legislación estatal, que casi con seguridad será necesaria, surgirá como consecuencia madura de los estudios de ese programa de I + D. Ahora, sin embargo, parece mucho más importante conseguir una cooperación efectiva entre todos los distintos organismos de modo que trabajen juntos con el fin de conseguir fijar con claridad una meta común, una prioridad en los problemas urgentes y un plan realista a largo plazo para proteger el patrimonio hídrico subterráneo nacional. Si no se actúa así es muy probable que los entes autonómicos con problemas de contaminación más graves o con mayor responsabilidad se vean obligados a legislar sobre ésta mate

ria sin esperar a que exista una ley marco a nivel estatal. La ley 5/1981 de la Generalitat de Catalunya, mencionada anteriormente, constituye, en mi opinión, un ejemplo claro de lo que va a ocurrir en otras muchas regiones españolas.

#### CONCLUSION

- El tiempo que me ha sido asignado toca a su límite y he de finalizar. Yo resumiría mi parlamento en las siguientes conclusiones:
- 1º) Las aguas subterráneas constituyen un recurso muy importante para la vida económica de España y para la salud de los españoles.
  - 2º) La contaminación de las aguas subterráneas es un hecho real y puede dar lugar a problemas graves en España. Basta recordar que una buena parte de los españoles beben y cocinan con aguas subterráneas. Todavía existe prácticamente un "olvido oficial" de éste problema por parte del Gobierno.
  - 3º) La protección del patrimonio hídrico subterráneo, que debe ser más preventiva que curativa, y ha de ir unida a la política de ordenación del territorio.
  - 4º) Debería proponerse formalmente al Gobierno la preparación urgente de una estrategia para la protección del patrimonio hídrico subterráneo español. Esta estrategia, de la que me he permitido proponer a su consideración algunas posibles líneas, requiere la participación activa de organismos del Estado, de los entes autonómicos, de los gobiernos locales, de las Universidades, de los grupos profesionales y de los particulares.

Muchas gracias por su atención.

#### REFERENCIAS

Batlle, M. (1981) "El olvido oficial de las aguas subterráneas". El País, 6 de Mayo 1981, pág. 30.

Centro de Estudios Hidrográficos (1980) "El Agua en España". Dirección General de Obras Hidráulicas. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo, 58 pp.

Council of Environmental Quality (CEQ) (1981a) "News for Release" January 17, 1981.

Council of Environmental Quality (CEQ) (1981 b) "Contamination of Groundwater by Toxic Organic Chemicals" U.S. Government Printing Office. 84 pp.

Custodio, E. (1974) "La contaminación de acuíferos subterráneos". Agua nº 85, pp.32-47.

Custodio, E. (1979) "Potencia sobre Hidrogeoquímica y Contaminación". Actas del II Simposio Nacional de Hidrogeología. Pamplona. Vol. VI, pp. 91-108.

Custodio, E. (1980) "Perspectivas de las aguas subterráneas en el Pirineo Oriental (Cataluña, España) de cara al Siglo XXI. Urgencia en la actuación o degradación irreversible". Simposio Agua Siglo XXI. Madrid 8-13 Septiembre 1980 (preprint 34 pp.). Reproducido en Quaderns d'Enginyeria, vol. IV (1981) nº 1. pp. 93-113. Barcelona.

Delgado, S. (1979) "Conclusiones del Comité Organizador". Actas del II Simposio Nacional de Hidrogeología. Pamplona. Octubre 1979.

Enseñat de Villalonga, A. (1980) "Líneas generales sobre la política nacional de Recuperación de los Recursos a partir de los Residuos". Actas del Seminario "La Recuperación de Recursos de los Residuos". Soria, 8-11 Octubre 1980. Dirección General de Medio Ambiente. pp. 381-413.

Esteban Zolea, M.T. (1981) "La gestión de los residuos tóxicos". Simposio de la Asociación de Coordinadores del Medio Ambiente. Madrid 2-3 Abril de 1981 (preprint 10 pp).

F.A.O. - I.G.M.E. (1975) "Groundwater Pollution: Technology, Economics and Management". Massachusetts Institute of Technology. 311 pp. Versión española del Instituto Geológico y Minero de España (1976).

Helmer, R. (1981) "Un informe mundial de la vigilancia de la calidad del agua". La naturaleza y sus recursos. vol. 17, nº 1. pp. 8-15.

Howells, D.H. (1981) "Comments on a National Groundwater Protection Strategy". Groundwater, pp. 466-468.

Instituto Geológico y Minero de España (1980). Catálogo por palabras clave del Fondo Documental Generado por el IGME. Diciembre 1979.

Lehr, J. (1981) "Another day, another disaster". Water Well Journal, June pp.8.

Llamas, M.R. (1974) "Es preciso investigar más la contaminación de las aguas subterráneas". Contaminación y Prevención, vol. 3, nº 12, pp. 29-33.

Llamas, M.R. (1976) "Origen y finalidad del I Simposio Nacional de Hidrogeología". Actas del I Simposio Nacional de Hidrogeología. Valencia. vol. III, pp 5-15.

Llamas, M.R. y Custodio, E. (1980) "Notas sobre la contaminación de las Aguas Subterráneas en España". Simposio Agua Siglo XXI, Madrid 8-13 Septiembre 1980 (preprint, 35 pp.).

Miguel, P. de (1980) "Régimen jurídico para la protección de las Aguas Subterráneas". Documentación Administrativa. nº 187, Madrid. pp. 5-43.

Pizzuto, J.S. (1981) "Superfund - The U.S. Response". Symposium on Waste Disposal: The Challenge. Symposium of The International Association of Environmental Coordinators. Madrid 2-3 April 1981. Preprint, 14 pp.

Rodriguez Paradinas, A., Granero, J. y Lindblom, U. (1980) "Conceptos Metodologías y Programas básicos para el almacenamiento en España de Desechos Radiactivos de Alta Actividad". Jornadas Minerometalúrgicas. Huelva 22-27 Septiembre 1980. Publicación de la Compañía General de Sondeos, pp. 321-346.

Ruiz, Pérez, J. (1979) "Intervención del Director General de Obras Hidráulicas". Actas del II Simposio Nacional de Hidrogeología. Pamplona. Vol. VI, pp. 13-21.

U.S. Environmental Protection Agency (1977) "Waste Disposal Practices and Their Effects on Groundwater". The Report to the Congress, U.S. Government Printing Office, 514 pp.

U.S. Environmental Protection Agency (1980) "Proposed Groundwater Protection Strategy". Office of Water and Waste Management. U.S. Government Printing Office, 67 pp.





CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA  ACTAS DE LAS SESIONES	SESION <span style="border: 1px solid black; padding: 2px;">1</span>  <div style="border: 1px solid black; width: 50px; height: 20px; margin: 5px auto;"></div> páginas
Barcelona 19-23 octubre 1981		

**Sesión 1.- CONTAMINACION DE AGUAS SUBTERRANEAS POR ACTIVIDADES AGRICOLAS.**

Ponencia General.

Fernández Fábregas, F. Contaminación de aguas subterráneas por actividades agrícolas. Problema de reciclaje en riegos.

Ponencias.

Sánchez Moll, E. Los nitratos en los acuíferos costeros de Valencia. Su distribución en el espacio y en el tiempo.

Sánchez González, A., Varela, M. Contaminación producida por los riegos en las aguas subterráneas de la Plana de Castellón.

Castiella, J., Niñerola, S., Otamendi, A., Solé, J. Los nitratos y su evolución en el acuífero aluvial del Ebro y afluentes entre Logroño y Cortes.

Rodríguez Hernández, L., Álvarez Fernández, C., López Geta, J.A. Contaminación por nitratos en el acuífero detrítico de Gandía-Denia.

Arenas, M., Dichtl, L., Fernández Aller, R., García Lázaro, V., Pérez Castaños, A. Estudio de la contaminación de aguas subterráneas por fertilizantes y aguas residuales en la comarca de los Llanos de Albacete.

Notas Técnicas.

Ocaña, L., Niñerola, S., Ruiz Celaa, C. La problemática de los contenidos de nitratos en las aguas subterráneas de la Llanura Manchega.

Custodio, E. Consideraciones sobre la contaminación agrícola de las aguas subterráneas en Canarias.

Sánchez González, A. Contaminación de aguas subterráneas en la Plana de Sagunto.

Alonso Chicote, A., Mediavilla, C. Estado sobre la contaminación agrícola del acuífero costero entre Masnou y Premiá.

López Vera, F. Contaminación por compuestos nitrogenados de origen múltiple de las aguas subterráneas de Madrid.

Arqué Bertrán, S. La mejora de los regadíos de los conos aluviales de los ríos Corb y Cervera mediante la alimentación de las acequias en servicio, con aguas subálveas.

Resumen de la mesa redonda de la sesión. J. Barragán Fernández.

CIHS / AIH-E  Barcelona 19-23 octubre 1981	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA  ACTAS DE LAS SESIONES	SESION <b>1</b>  31 37 páginas
--	--	---

CONTAMINACION DE AGUAS SUBTERRANEAS POR ACTIVIDADES AGRICOLAS.

PROBLEMAS DE RECICLAJES EN RIEGOS.

Fernández Fabrega, Fidel

Ingeniero Agrónomo

Centro de Estudios Hidrográficos

RESUMEN : La agricultura y en especial, la agricultura intensiva desarrollada bajo riego, a fin de conseguir altos rendimientos de productos, precisa el empleo de grandes volúmenes de agua de riego, forzar las dosis de abonado tradicionalmente empleadas en secano, hacer uso de pesticidas y herbicidas, todo lo cual conlleva un desplazamiento de estos productos a capas inferiores del terreno y a la consiguiente contaminación de los acuíferos subterráneos.

La ganadería intensiva muy localizada y las industrias agrícolas, pueden ser también causa de acción contaminante puntual de los acuíferos subterráneos.

En el ciclo del agua, el agua subterránea constituye una parte importante del mismo como depósito regulador en el uso consuntivo de la misma.

La explotación adecuada de los acuíferos subterráneos permite en momentos determinados aportar el agua dulce que falta en los acuíferos de superficie en épocas de sequía dando continuidad a la demanda cada día más creciente en los países desarrollados o en vías de desarrollo.

La acción del hombre a través del proceso agrícola y ganadero es uno de los agentes que contribuyen de una manera más directa a la contaminación de las aguas subterráneas. Sin embargo así como la contaminación de las aguas superficiales es notoria y patente, para cualquier observador que pasea al borde de un cauce, esto no es visible en lo que atañe a los acuíferos subterráneos, siendo este uno de los aspectos más preocupantes del contexto ecológico, el de la contaminación de los recursos del agua subterránea.

Pero este problema, tiene un segundo parámetro que incluye notablemente en su enmascaramiento, cual es el retraso en la aparición de fenómenos de contaminación, ya que si bien, el agua de superficie se traslada a velocidades que se miden en metros por segundo, en cambio, y para más ocultación - la dinámica de las aguas subterráneas, acontece a velocidades muy pequeñas, - lo que tarda en poner en evidencia hechos que ocurrieron incluso años atrás.

Un desarrollo armónico es aquél que altera lo menos posible el medio natural, de ahí la importancia que tiene el modo de obtener dichos recursos, en nuestro caso el agua, no solo en cantidad adecuada para lograr este desarrollo, sino con la calidad apropiada y dentro de unos márgenes sanitarios adecuados.

El mantener tanto la cantidad como la calidad de nuestros recursos hídricos subterráneos, debe ser primordial en la política de ordenación territorial, para lo cual no se deben escatimar recursos en la investigación científica, para que ésta investigación pueda dar lugar a la aplicación de las técnicas adecuadas tendentes a defender dichos recursos.

Entendemos por contaminación de un agua la alteración de sus propiedades físicas, químicas, organolépticas y biológicas. En esta contaminación juega un importante papel la actividad agrícola, ya que altera las condiciones del medio natural. Esta contaminación agrícola es tanto más activa cuanto mayor sea la acción que sobre el medio efectuemos, tales como:

Incremento de los aportes de fertilizantes, máxime en la agricultura bajo riego, donde los aportes de materia orgánica y nutrientes en general es mucho mayor que en las explotaciones agrícolas de secano. El medio natural se ve distorsionado con este excesivo aporte de fertilizantes y si éstos no son de inmediato utilizados por la cosecha, quedan en el terreno en condiciones de ser arrastrados a las capas profundas del mismo, bien por el agua de lluvia, bien por el agua de riego.

El aporte de materia orgánica al suelo a través de la vegetación natural, es decir, sin intervención del hombre, dado su lenta transformación del estado amoniacal al nítrico, difícilmente dará contaminación por nitritos en un acuífero subterráneo. Por el contrario, si lo que estamos incorporando a un suelo agrícola es una alta dosis de estiércol y purín por Ha., gran parte de los mismos fácilmente lixiviables, pasarán a capas profundas, sobre todo en cierto tipo de terrenos, como pueden ser los muy arenosos o los que descansan sobre rocas fisuradas permeables y contaminarán los acuíferos subterráneos.

Desde el punto de vista geográfico cabe distinguir, dos formas de contaminación de las aguas subterráneas, como consecuencia de la actividad agrícola:

. Contaminación puntual, es decir, la que puede producir una explotación aislada, bien por un abonado inadecuado, o lo que es más probable, por una explotación ganadera mal aprovechada, y la calificamos de mal aprovechada por aquéllo de que si lo que pierde, que es lo que contamina, no es utilizado en la formación de un adecuado estiércol está desaprovechando un subproducto muy importante en toda explotación ganadera económicamente rentable.

. Contaminación extensiva o comarcal, que es la que se puede producir, y de hecho se produce, en una extensa zona o comarca, cual es el caso, de numerosas zonas del litoral mediterráneo español, donde debido a una agricultura progresiva e intensiva en la que se abusa tanto de los productos fertilizantes, como de los productos fitosanitarios en el tratamiento de las plagas.

Dentro de esta contaminación extensiva o comarcal, podemos incluir la contaminación que indirectamente se produce en la sobreexplotación de acuíferos, en las zonas costeras, produciendo intrusión marina. Este es un caso muy característico de nuestro litoral mediterráneo, en donde como consecuencia de la falta de recursos hídricos superficiales y la baja pluviometría de la zona, se han sobreexplotado los pozos. Esta baja pluviometría de la zona, ha provocado un déficit en la recarga de los acuíferos sobreexplotados, destruyendo el equilibrio existente entre el flujo de agua dulce y el de agua marina.

La constitución y características edafológicas de la zona regada hace que el comportamiento ante una misma acción alterante del equilibrio natural sea diferente.

Así no es lo mismo abonar un cultivo desarrollado sobre un perfil profundo y permeable, como puede ser un suelo de valle poco desarrollado, sin apenas diferenciación de horizontes como el practicar la misma acción sobre un suelo más viejo y más desarrollado, donde se marcan perfectamente los horizontes, donde existe por ejemplo un Bt (Horizonte B textural enriquecido en arcilla), en el que la permeabilidad es lenta y en donde actúan con más intensidad los fenómenos de absorción por el mayor poder retentivo de las arcillas, los fenómenos de adsorción catiónica de esas mismas arcillas, los fenómenos de cambio catiónico, la mayor dificultad de precipitación o incluso retención de carbonatos etc.

Las características edafológicas de los diferentes suelos hacen que los productos arrastrados por el agua al infiltrarse en el terreno, atraviesen horizontes más o menos oxidantes o reductores. Un horizonte permeable, en el que se producen fenómenos de oxidación y donde existe una activa acción biológica, puede actuar más eficazmente en la eliminación o disminución del efecto de los agentes contaminantes. Por el criterio en un horizonte "gley" C donde dominan los fenómenos de anacrobiosis es más difícil la eliminación de dichos contaminantes.

Los vertidos que a veces se hacen en pozos de deshechos de industrias agrícolas (vinícolas o almazaras), es un auténtico atentado al medio natural, ya que supone la entrada directa en el acuífero de sustancias altamente contaminantes.

El material madre del suelo juega un papel muy importante en la mayor o menor autodefensa de los acuíferos que subyacen a la explotación agrícola.

Si la explotación se encuentra en una zona caliza muy karstificada, donde la permeabilidad es alta, si los abonos o insecticidas arrastrados alcanzan los conductos de karstificación, rápidamente contaminarán el acuífero general de la zona. Por el contrario si la explotación agrícola esta asentada en una zona de aluvión, en una zona detrítica profunda en la que alternan capas de arcilla y arena hasta gran profundidad, la penetración será lenta y habrá tiempo para que se produzca la autodepuración.

Resumiendo podemos decir que la agricultura y en especial la agricultura intensiva bajo riego donde se emplean:

- Grandes volúmenes de agua
- Altas dosis de abonado
- Abundantes tratamientos fitosanitarios y de herbicidas
- Empleo de aguas elevadas procedentes de pozos próximos al mar
- Mantenimiento de una ganadería intensiva y localizada.

Los efectos de degradación del medio que se producen son:

- Aumento de la dureza del agua y de la concentración de bicarbonatos.
- Aumento de la salinidad por intusión marina al sobreexplotar el acuífero.
- El agua puede dejar de ser potable al sobrepasar los límites legales por el empleo de dosis excesivas de abono nitrogenado ya que se produce una movilización descendente del nitrógeno mineral.
- Alteraciones organolépticas en el agua por alcanzar el nivel freático el hierro, manganeso y otros metales pesados, como consecuencia de una insuficiente oxidación de la materia orgánica, procedente de una ganadería intensiva y localizada con vertidos incontrolados.
- Presencia en el agua de pesticidas que han alcanzado los acuíferos subterráneos, si los terrenos por los que pasaron no lo retuvieron. No debemos olvidar que ciertos pesticidas organoclorados como el endrin, el lindano y el D.D.T., son muy tóxicos, y para mayor desgracia son acumulativos en los tejidos de los mamíferos. Suelen ser poco solubles pero si alcanzan los acuíferos subterráneos pueden originar niveles peligrosos.

Una de las acciones, nunca bien ponderada de la materia orgánica es su poder retentivo para éstos productos favoreciendo su volatilidad, sin embargo, esta volatilidad es muy lenta, pudiendo persistir varios años en el suelo con la posibilidad de ser arrastrados a capas profundas. El poder de adsorción de ciertos tipos de arcillas montonorillonicas, hace que los retenga firmemente sin permitir el tránsito a capas inferiores.

Por el contrario los pesticidas organofosforados al no ser -- acumulativos en los tejidos su toxicidad es menor y si además se destruyen con mayor facilidad pueden emplearse con menos peligro de contaminación.

- Presencia en las aguas subterráneas de herbicidas arrastrados hasta allí causando malos olores y sabor desagradable, aunque algunos no sean tóxicos como los herbicidas a base de ácidos fenoxialquílicos.

## Resumen de las ponencias presentadas:

Las ponencias presentadas se centran principalmente en problemas y experiencias realizadas en la zona costera mediterránea, siendo escasas las comunicaciones que hacen referencia a zonas del interior de la península y muy pocas en la cuenca del norte. Esto no quiere decir que en el interior no ocurran o puedan ocurrir éstos fenómenos, sino que probablemente se les ha dedicado menor atención y estudio a los problemas de contaminación.

También es cierto que las zonas del interior, en general, no presentan una actividad agrícola tan potente como la faja costera mediterránea y ni los acuíferos subterráneos están tan explotados.

Se hace hincapié, en varias comunicaciones al problema cada día más patente de la contaminación de los acuíferos, por exceso de abonado así como, por el efecto correspondiente a la utilización de agua de riego recirculada.

Aguas que en principio, son bicarbonatadas cálcicas pasan a sulfatadas calcícas, por causa de la recirculación del agua de riego y acumulación del sobrante empleado como fertilizante, según citan los Sres. Chicote y Mediavilla, en su comunicación sobre el acuífero costero entre Masnou y Premiá.

Se señala en varias comunicaciones el fuerte aumento de la concentración de nitratos en las aguas subterráneas, como consecuencia del empleo de altas dosis de abonado en las zonas regables.

Se demuestra el carácter creciente de este tipo de contaminación durante los últimos diez años y en la comunicación dada por el Sr. Sanchis Moll sobre: "Los nitratos en los acuíferos costeros de Valencia, su distribución en el espacio y en el tiempo", se analiza la correlación con las lluvias en el período de tiempo de un año. En dicha comunicación, se analiza la variación del contenido del ion nitrato con la profundidad, estudiando la posible dinámica del acuífero de acuerdo, con las anomalías detectadas correlacionando su variación en el espacio.

La Plana de Castellón es estudiada por los Sres. Sánchez González y Varela Sánchez, en cuanto a la distribución espacial y evolución temporal de la contaminación de sus aguas subterráneas, haciendo referencia a los iones nitrato y sulfato, analizando la intensidad del reciclaje en las zonas regables a partir de pozos, así como el proceso bien patente de intrusión marina, debido a la sobreexplotación del acuífero de La Plana.

Se puso de manifiesto el problema de deterioro progresivo de la calidad de las aguas subterráneas, y los problemas sanitarios que se presentan, en tanto en cuanto son usadas para el abastecimiento de los núcleos urbanos.

No son solo las zonas costeras mediterráneas las afectadas por la contaminación de sus aguas subterráneas, sino también todas las zonas aluviales, que soportan una agricultura intensiva. En tal sentido los Sres. Castiella, Niñerola, Otamendi y Solé, presentaron una comunicación sobre la evolución del acuífero aluvial del Ebro y sus afluentes, entre Logroño y Cortes, analizando el problema que se presenta por la contaminación de nitratos procedentes de abonados agrícolas.

Otras formaciones geológicas, y no precisamente litorales, como pueden ser el cretácico y jurásico de la provincia de Albacete, son estudiadas por los Sres. Arenas, Dichtl, Fernández Aller, G<sup>o</sup>. Lázaro y Pérez Castañón, en cuanto a su contaminación, lo que hace suponer que éstos problemas es tan latentes por falta de estudio, en muchas zonas de nuestra península, donde se dan situaciones similares, sobre todo en zonas donde la concentración ganadera sea alta o existan vertidos urbanos o industriales.

Pero el problema de contaminación de las aguas subterráneas por prácticas agrícolas, no solo afecta a la península sino que, se presentan -- así mismo, como es lógico, en nuestras islas, en todos aquellos lugares que soportan una agricultura intensiva bajo riego. Tal parece ser el caso que se produce en la isla de San Miguel de la Palma, una de las islas menos áridas del archipiélago Canario, que sufre una notable contaminación en sus aguas subterráneas por potasio, así como, por causa de la agricultura de regadío intensivo, se produce una contaminación por nitratos y sulfatos, en Gran Canaria y Tenerife, según describe Custodio en su comunicación sobre "La contaminación agrícola de las aguas subterráneas de Canarias".

Parece ser interesante crear modelos matemáticos para el estudio de la contaminación, así como fijar una metodología de la obtención de datos como proponen los Sres. Rodríguez Hernández, Alvarez Fernández y Lopez Geta.

La solución a los problemas apuntados es difícil, las citadas comunicaciones, ponen de manifiesto el problema pero en general no dan soluciones.

Sin embargo, ya es un paso, analizar y estudiar las causas que son el origen de la contaminación de nuestras aguas subterráneas, porque conocidas las causas, se podrán poner los remedios.

De todo lo expuesto en esta Sesión N<sup>o</sup> 1, puede deducirse, que en la contaminación de las aguas subterráneas por actividades agrícolas, el mayor agente contaminante, es el exceso de abonado, unido al abuso de los volúmenes de riego empleados.

Asimismo, pueden ser causa de contaminación los pesticidas empleados en la lucha fitopatológica y la excesiva concentración de ganado, sin las debidas precauciones sanitarias en lugares puntuales.

Tampoco deben olvidarse, el efecto que como agentes contaminantes producen las industrias agrícolas, a través de sus vertidos en los ríos, o en zonas de lento o nulo desagüe.



La solución por tanto debe estar en :

- Controlar las dosis de agua de riego a emplear, substituyendo sistemas - que conllevan el uso de altos volúmenes de agua, por otros como son los sistemas de riego localizados.
- Empleo adecuado de los fertilizantes a fin de evitar su arrastre a capas profundas, sin ser empleados por el cultivo.
- Usar adecuadamente los pesticidas.
- Mejorar la situación sanitaria de evacuación de excrementos en las granjas y grandes concentraciones de animales, evitando la contaminación de acuíferos subterráneos.
- Cumplir la reglamentación de vertidos industriales agrícolas.



CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA  ACTAS DE LAS SESIONES	SESION <span style="border: 1px solid black; padding: 2px;">1</span>
Barcelona 19-23 octubre 1981		<span style="border: 1px solid black; padding: 2px;">39 51</span> páginas

LOS NITRATOS EN LOS ACUIFEROS COSTEROS DE VALENCIA.  
 SU DISTRIBUCION EN EL ESPACIO Y EN EL TIEMPO.

Emilio J. Sanchis Moll

Excma. Diputacion Provincial de Valencia

Resumen. Con los datos de dos áreas de la Provincia de Valencia, se analizan las posibles fuentes de aportación de nitratos a las aguas subterráneas. Se demuestra el carácter creciente de este tipo de contaminación durante la última década y se estudia la correlación con las lluvias en un periodo de tiempo de un año.

Asimismo se considera la variación del contenido del citado ión con la profundidad y se analiza la posible dinámica del acuífero de acuerdo con las anomalías que se han detectado relativas a la variación de su contenido en el espacio.

## 1. INTRODUCCION

Después de que indicamos en nuestros trabajos, Sanchis (1976), Sanchis et al. (1976), la elevada presencia de nitratos en las aguas subterráneas de los acuíferos costeros de la provincia de Valencia, el tema ha sido estudiado por Ramos (1977) y por Ferrer (1980) en dos tesis doctorales.

La importancia del excesivo contenido en nitratos radica en que la O.M.S. admite hasta un máximo de 45 mg/l en las aguas potables por los problemas de hemoglobinemia, el potencial cancerígeno de las nitrosaminas y algunos problemas de corrosión del estaño en la hojalata de los botes de conserva I.S.C.W.Q.T. (1974).

## 2. ORIGEN DE LOS NITRATOS EN LAS AGUAS SUBTERRANEAS

Las más importantes fuentes de nitrogenos son:

### 2.1. El nitrógeno del agua de lluvia

De acuerdo con Custodio y Llamas (1976), con Ferrer (1980) y con Martín (1979), podemos aceptar que el contenido en nitratos del agua de lluvia varía entre 0,12 a 3,6 mg/l. Asimismo el contenido de amoníaco, Martín (1979), varía entre 0,11 y 1,87 mg/l, siendo el contenido en nitritos prácticamente despreciable.

## 2.2. El nitrógeno de las aguas residuales urbanas

Davidsoik y Henry (1972), in Ferrer, consideran que el aporte en nitrógenos por persona y día es de 13,5 gr lo que equivale a 59,82 gr/persona/día de ión nitrato.

La contribución de las fosas sépticas en los aportes de nitrógeno es muy difícil de evaluar aunque se admite que provocan una emisión del nitrógeno en forma nítrica. Las plantas depuradoras de oxidación total darán como efluentes la forma de nitrógeno más oxidadas, es decir nitratos. Como consecuencia de ello la depuración de las aguas residuales urbanas nos lleva a un aumento del ión nitrato, en los cauces que transportan los efluentes depurados. Commoner (1973).

## 2.3. El nitrógeno de las aguas residuales industriales

Las cantidades de productos nitrogenados en los residuos industriales varía de un tipo de industria a otro. Las industrias que más cantidad de residuos proporcionan corresponden a los siguientes sectores: madera, papel, fertilizantes, productos químicos, hierro y acero, curtidos, textil, levaduras, almidón, azúcar y destilerías. Martin (1979).

## 2.4. El nitrógeno procedente de los fertilizantes

Aparte del uso de fertilizantes naturales, estiércol, mezcla de paja y orina o el propio aprovechamiento directo de aguas residuales urbanas o industriales, cada vez más en desuso, nos encontramos con que el cultivo intensivo necesita de aportes exteriores de fertilizantes a base de nitrógeno, fósforo y potasio.

En el área de cultivos citrícolas de la provincia de Valencia nos encontramos con que en las prácticas agrícolas tradicionales se vienen aplicando entre 2.000 y 2.500 Kg/ha/año de fertilizantes. De ellos, bastante más de la mitad, corresponden a abonos nitrogenados, bajo las formas de amoniaco, nitrato amónico, nitrato calcico, fosfato amónico, etc. El equivalente en nitrógeno aplicado es según Ferrer (1980) de 210 Kg/ha/año en frutales y 360 Kg/ha/año en huerta, frente a los 80 Kg/ha/año y 170 Kg/ha/año, consumidos respectivamente en aquellos cultivos. Mercado (1976) in Ferrer. Como consecuencia de ello queda disponible para su infiltración un exceso de 130 y 190 Kg/ha/año, ó lo que es lo mismo, expresado en kilogramos de nitratos, 576 Kg/ha/año y 842 Kg/ha/año.

El abonado de los cultivos citrícolas se produce en épocas muy variables. En general se aplica en dos o tres dosis repartidas desde marzo, en que se acostumbra a aplicar la primera, hasta noviembre. En los cultivos hortícolas el 90% de los fertilizantes se aplican en diciembre-enero, Ferrer (1980) y el resto repartido a lo largo del año.

### 3. EL AREA ESTUDIADA

Como modelo de lo que ocurre a lo largo de todo el Llano de Valencia en donde se superponen los depósitos cuaternarios sobre el tortoniense marino y los de estos, a su vez, sobre el mesozóico, vamos a describir las características del área de El Puig - Puzol (Fig. 1).

Asimismo trataremos los acuíferos costeros constituidos por calizas o dolomías mesozóicas sobre las que, ocasionalmente, se disponen de forma discordante materiales recientes. En la figura nº 1 presentamos el área de Puzol - El Puig en la que se puede apreciar cómo la acequia de Moncada atraviesa la zona de sur a norte. El contenido de nitratos en el área varía entre 30 ppm y 160 ppm, en los puntos inventariados con los nº 19 y 5.

Es de destacar un contenido creciente en nitratos a medida que nos acercamos a la costa hasta el momento en que nos aproximamos a la acequia de Moncada en donde se aprecia un progresivo descenso hasta alcanzar valores próximos a 80 ppm. Por lo tanto cabe suponer que los riegos con aguas procedentes de la acequia de Moncada provocan una contaminación por nitratos inferior a la provocada por los efectuados con aguas subterráneas.

#### 3.1. Características del agua de la acequia de Moncada

La acequia de Moncada deriva un caudal medio de  $4 \text{ m}^3/\text{s}$  del río Turia y que en 1.975 fueron según García (1979)  $3,526 \text{ m}^3/\text{s}$

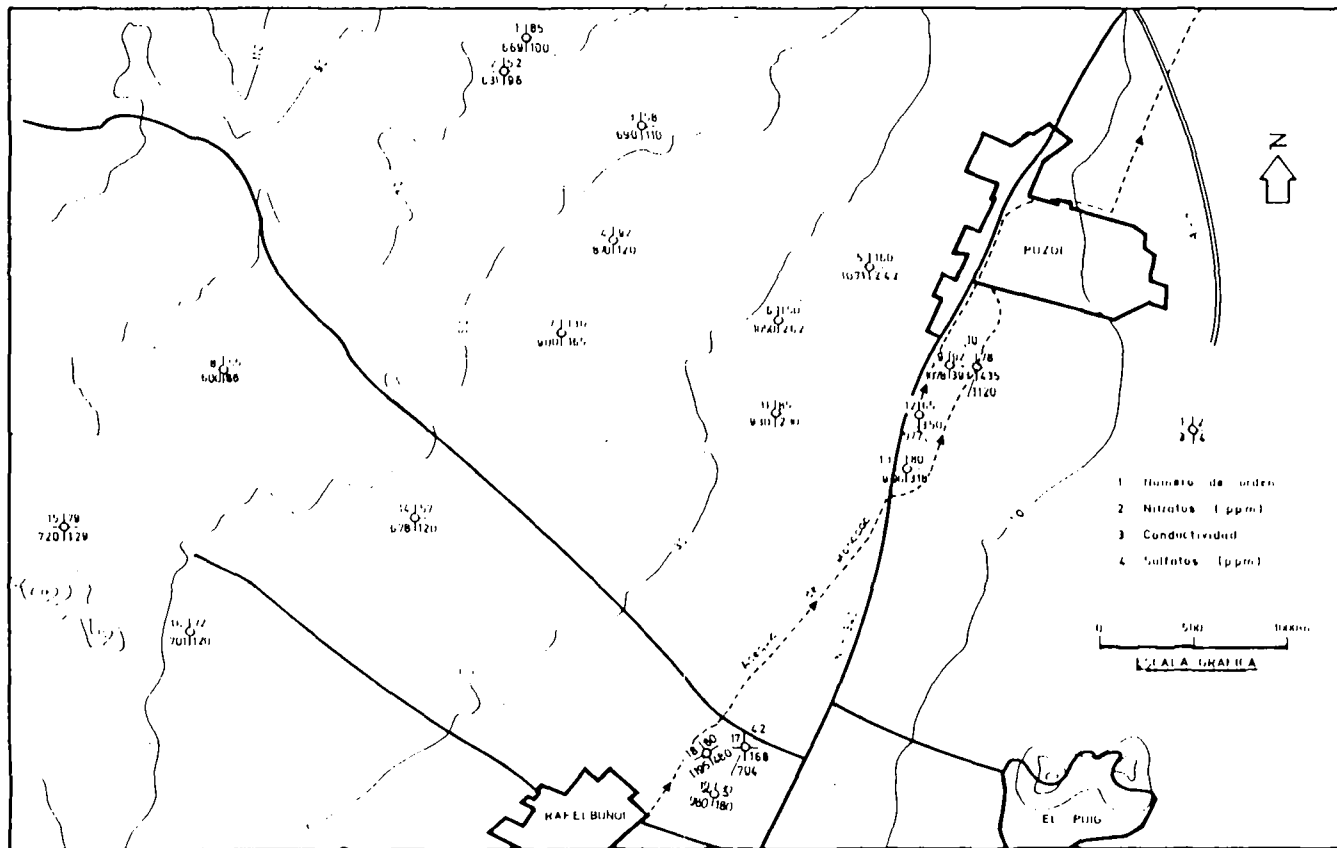
Recibe los vertidos urbanos de Paterna, Benimámet, parte de Burjasot, Godella, Rocafort, Masarrochos, Moncada, Alfara del Patriarca, Rafelbuñol y Puzol.

Por los trabajos de García (1979) y un muestreo realizado por nosotros concluimos que el agua de la acequia tiene un contenido en nitratos próximo a  $10 \text{ mg/l}$ , frente a  $6,5 \text{ mg/l}$  que daba como valor medio Catalán (1970). Es decir que en el plazo de 10 años ha habido un sensible incremento en las aguas de escorrentía superficial del Turia. También hemos realizado un muestreo continuo a las 10,14 y 18 horas entre los días 8 y 20 de enero de 1.980, siempre en el mismo lugar, que nos demuestra que el contenido en ión nitrato oscila entre 7 y  $13,5 \text{ mg/l}$  siendo el valor más frecuente de  $9 \text{ mg/l}$  y el de ión sulfato de  $275 \text{ mg/l}$ .

#### 3.2. Origen de los sulfatos

Un claro incremento en el contenido de los sulfatos se produce en las zonas regadas por las aguas de la acequia de Moncada. Evidentemente los  $280 \text{ mg/l}$  de éstas son muy superiores a los  $80-100 \text{ mg/l}$  de las aguas de los pozos situados aguas arriba pero, también es cierto, que son muy inferiores a los  $400-500 \text{ mg/l}$  (I.G.M.E. (1976) que tienen los pozos situados aguas abajo de la acequia. Es decir que además de la influencia que pueda tener la acequia de Moncada en concentrar el contenido en sulfatos de las aguas subterráneas de las áreas que riega hay que pensar, y

Fig. nº 1 Variación de nitratos en el espacio.



así lo confirma la perforación realizada en 1.977 junto al pozo de Aguas Potables de Puzol, en la existencia de yesos en la base de las gravas que constituyen el acuífero cuaternario.

De cualquier modo es destacable el hecho conjunto del descenso en contenido de nitratos y el aumento en sulfatos de las aguas subterráneas situadas aguas abajo de la acequia de Moncada, lo que coincide con un bajo contenido en nitratos y un alto contenido en sulfatos de las aguas de aquella.

#### 4. DISTRIBUCION DEL CONTENIDO EN NITRATOS

##### 4.1. Variación con la profundidad

Los contenidos en nitratos son más elevados en los acuíferos más superficiales que en los profundos. Incluso, dentro de un mismo acuífero, las partes más altas acostumbran a tener un contenido en nitratos superior. Esto es tanto más sensible cuanto mayor es la anisotropía vertical. Esto indica un origen gravitacional de la contaminación procedente de la superficie del suelo.

En Francia se ha llegado, según Martin (1979), a la siguiente concentración media según la profundidad:

Acuífero	<u>nº de observaciones</u>	<u>mg/l de NO<sub>3</sub></u>
Superficial	5.900	20,3
Segundo acuífero o más	980	11,3

El contenido en nitratos en función de la profundidad en un mismo acuífero según diversos casos viene dado por la figura nº 2:

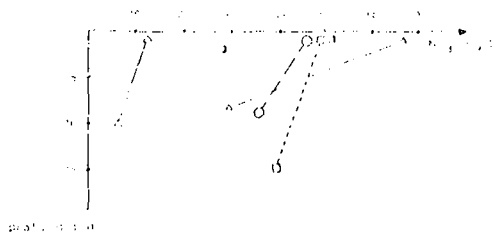


Fig. nº 2 Variación del contenido de nitratos con la profundidad en Francia, según Martin (1979).

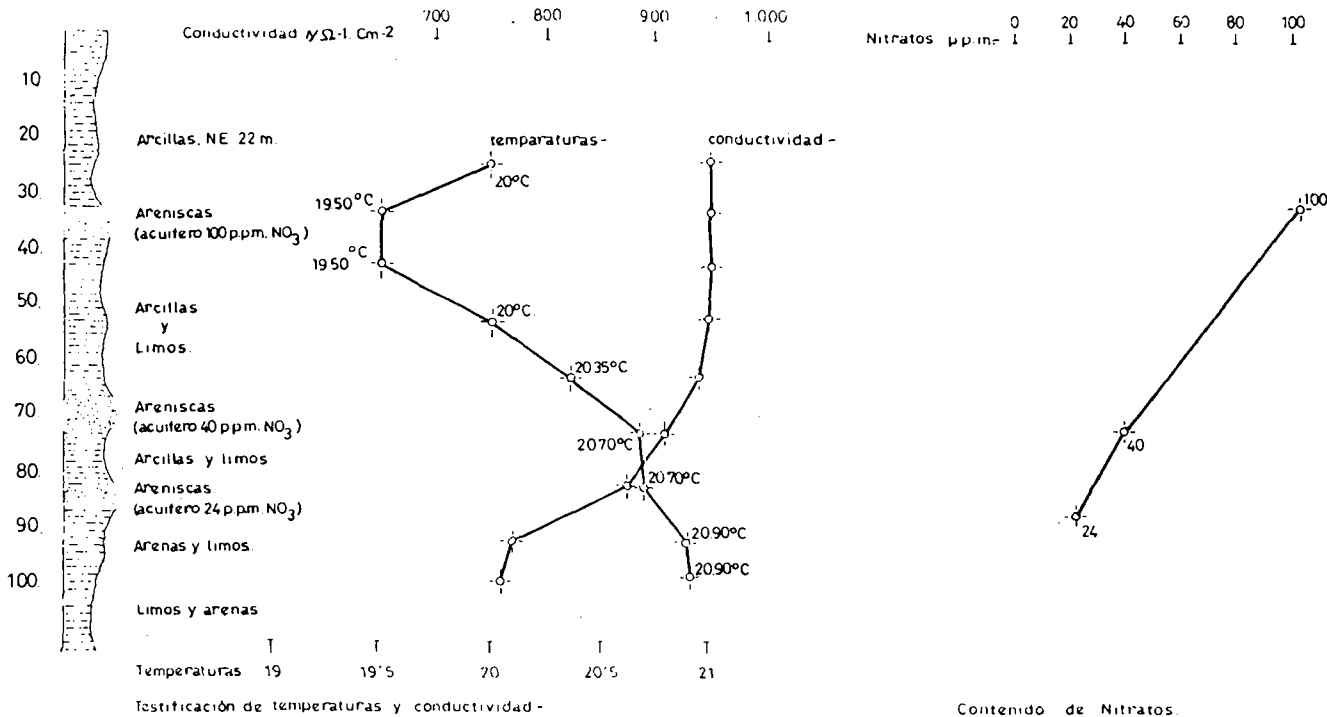


Fig. nº 3 Testificación de conductividad, temperaturas y variación de nitratos con la profundidad.



En la zona que nos ocupa, en una perforación situada en el tortoniense marino, hemos analizado la variación con la profundidad, en un mismo acuífero, lo que se refleja en la figura nº 3. Es de destacar que tanto la testificación de conductividad como de temperatura aportan claros indicios sobre la mejoría en la potabilidad del agua, lo que consideramos aplicable para trabajos en los que se intente localizar aguas con menores contenidos en nitratos. Hay que destacar en este caso la anisotropía vertical del acuífero creada por capas de limos y arcillas lo que, suponemos, favorece la mejora de la calidad con la profundidad.

En este caso las determinaciones del contenido en nitratos se hicieron después de los correspondientes bombeos habiendo, previamente, aislado los tramos permeables suprayacentes lo que nos da una calidad de información muy superior a cualquier otro método. En efecto, el del tomamuestras a distintas profundidades conduce a errores de bulto al no considerar posibles transferencias de agua de una parte del acuífero a otro ocasionados por diferencias de presión y concentración de sustancias disueltas.

Ferrer (1980) afirma que el valor medio de las concentraciones de nitratos en un acuífero es un 65% del valor del contenido de la parte alta del mismo lo que no parece coincidir con los trabajos de Dolonvee in Martin (Fig. 2) ni con el caso expuesto por nosotros en la figura 3.

#### 4.2. Variación con el espacio

Ya hemos dicho, al referirnos al área estudiada que, en general, se aprecia un aumento del contenido de nitratos a medida que nos acercamos a la costa. Esto es absolutamente lógico dado que el flujo es perpendicular a la línea de costa o, lo que es lo mismo, las líneas isopiezométricas son, aproximadamente, paralelas a aquella. Como consecuencia de ello las líneas de flujo procedentes de áreas sin riego y, consecuentemente, sin grandes dosis de fertilizantes, vendrán en dirección a la costa, y, a medida que se adentren en las áreas irrigadas, se irán cargando, paulatinamente, de nitratos. En general en el área ejemplificada, y en el transcurso de 10 kilómetros, se observa un incremento de 50 mg en el contenido de nitratos. Esto, evidentemente, no puede tomarse como una norma fija porque hay una gran influencia de diversos factores. Entre ellos cabe destacar el contenido en nitratos de las aguas de riego. Así el área regada por el pozo nº 8 de bajo contenido en nitratos generará inferiores a los ocasionados por el riego del pozo nº 5.

Es de destacar lo ya comentado sobre la manifiesta influencia de los riegos efectuados a partir de las aguas de la acequia de Noncada que reducen, de forma clara y manifiesta, el contenido en nitratos de las aguas subterráneas infrayacentes.

#### 4.3. Variación en el tiempo

La figura nº 4 da una serie de ejemplos de lo que ocurre en:

Francia según Delonvee in Martin (1979). En ellos se recoge, de modo manifiesto, un incremento del contenido en nitratos con el tiempo. Incluso, parece posible indicar que el aumento se acelera en los últimos años.

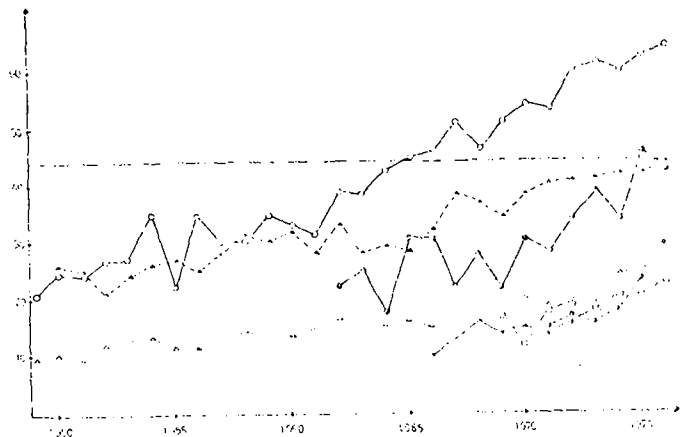


Fig. nº 4 Variación del contenido de nitratos en el tiempo en Francia, según Delonvee.

En la figura 5 damos una serie de datos históricos de la variación del contenido de nitratos de diversas captaciones; en la 5 a-2 se representa la de una captación situada en el tortoniense marino próxima al área hasta ahora ejemplificada junto a las precipitaciones de la misma época (5 a-1). La figura 5 b-1 y b-2, representa la variación en dos captaciones del área de Gándía situadas en calizas del cretácico superior próximas a la costa. De la captación del caso 5 a hemos estudiado, comparándolas con las precipitaciones, las variaciones en los años 1.974 y 1.979, lo que viene reflejado en la figura 5 c<sub>1</sub>-c<sub>2</sub> y 5 d<sub>1</sub>-d<sub>2</sub> respectivamente.

Del análisis de toda esta información deducimos, en primer lugar, el evidente incremento con el tiempo del contenido en ión nitrato de todos los puntos de los que se poseen datos históricos, lo que viene a coincidir con los datos anteriormente expuestos de la cuenca Sena - Normandía en Francia.

Si nos detenemos en el exámen de la figura 5 c<sub>1</sub>-c<sub>2</sub>, podemos comprobar un notable incremento del contenido de nitratos en el mes de marzo, una estabilización en los meses siguientes y nuevo incremento hacia final del verano y otoño para descender en diciembre. La interpretación de esta curva de acuerdo con la pluviometría superpuesta parece que responde al paso de la primera dosis de fertilizantes, aplicada en marzo, al acuífero de forma inmediata, debido a las fuertes precipitaciones que coinciden con

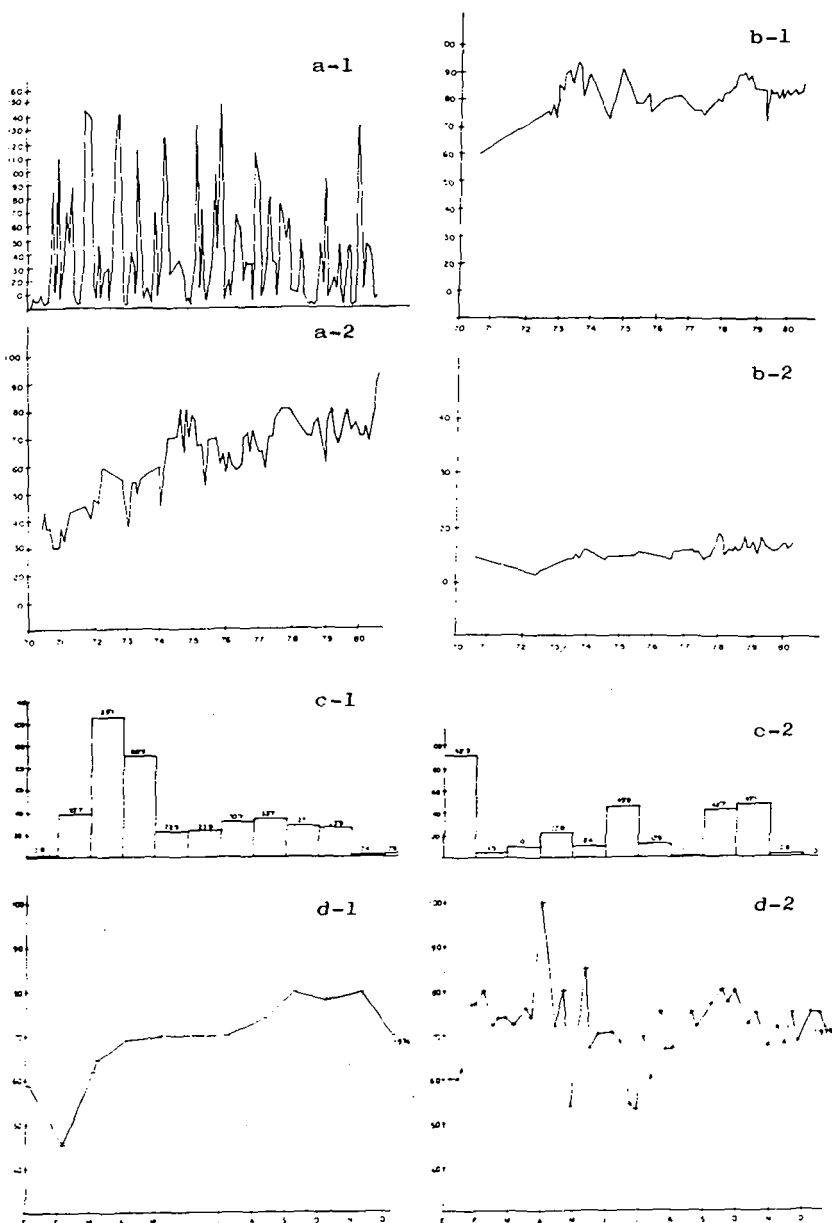


Fig. nº 5 Variación de nitratos con la profundidad.

esa época. La segunda dosis, la de verano - otoño, también es infiltrada rápidamente debido bien a las lluvias de verano - otoño, bien a los riegos de estío. En este sentido no hay que olvidar que un riego equivale a una cantidad de 70 - 90 l/m<sup>2</sup> de agua que se aplica cada 15 - 30 días, en ausencia de lluvias, según el tipo de cultivo y variedad. Realmente las épocas en que no llueve y además no se riega, que en éste caso correspondería a noviembre, diciembre y enero, es cuando aparece un descenso en el contenido de nitratos.

La figura 5 d que corresponde a la misma captación en una época más reciente, con mayor cantidad de datos, coincide con las apreciaciones anteriores. Un considerable aumento a finales del mes de marzo coincidiendo con el abonado de primavera y otro a final del verano coincidiendo con el de verano. La mayor diferencia correspondería al descenso de los meses de mayo, junio y julio en los que normalmente no se realiza abonado.

En el área de Gandía, figura 5 b1 - b2, se aprecia, tras un rápido ascenso en el año 1.973 que correspondió a un año seco, una clara disminución en el año 1.975 que correspondía a un año húmedo manteniéndose en esos niveles hasta mediados de 1.977 en que se registró un ascenso que duró hasta 1.979, lo que coincidió con otra época seca, manteniéndose en niveles altos hasta la actualidad. Para la explicación de esta evolución hay que tener presente que los pozos se sitúan en un acuífero cárstico con una notable y rápida influencia de las lluvias que son capaces de diluir el contenido de nitratos. En ausencia de éstas, suponiendo que se abona igual, los riegos con aguas subterráneas cargadas de nitratos provocan una concentración de éstos en el subsuelo.

## 5. DINAMICA DE LOS NITRATOS EN EL ACUIFERO

En la distribución espacial de los nitratos (Fig. 1) destaca, por su anormalidad, el pozo nº 19 en el que el contenido alcanza 30 mg/l frente a los 80 mg/l del pozo más próximo.

Algo similar ocurre con los pozos de Gandía cuyas variaciones en el tiempo vienen reflejadas en la figura 5 b1 - b2. En efecto ambos están en el mismo acuífero pero el más próximo a la costa no alcanza 30 mg/l mientras que el más alejado oscila alrededor de 80 mg/l.

Esta situación que, en principio, parece anómala se explica al considerar la dinámica del acuífero. La red del flujo pone en evidencia la presencia de un agrupamiento muy marcado de las líneas equipotenciales en las proximidades del área de drenaje Davis (1971). Allí, aquellas, imponen una cierta circulación profunda del agua que fluye por debajo de la línea de drenaje y hacia ella tal como se muestra en la figura nº 6. Este es el caso asimilable al área de Gandía, en donde se puede apreciar gráficamente (Fig. 6-a) que el pozo B, por "captar" líneas de flujo más profundas, tendrá un contenido en nitratos muy inferior al pozo A que sólo capta las superficiales. Sin embargo no es aplicable a la zona de El Puig (Fig. 6-b) que, aunque basado en el

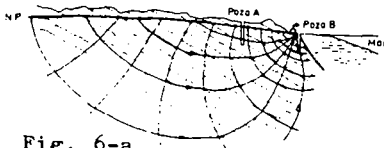


Fig. 6-a

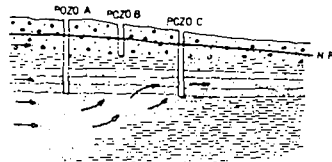


Fig. 6-b

mismo principio, tiene ciertas particularidades. En efecto, debajo de las areniscas tortonienses, hay un considerable espesor de limos arenosos de baja permeabilidad que constituyen, a efectos prácticos, un acuitardo que si, por un cambio lateral de facies, pasa a margas, como es el caso de El Puig se produce un ascenso forzado del agua del acuitardo hacia la superficie llegando a surgir o alimentando al acuífero suprayacente mejorando, sensiblemente, el contenido de nitratos como es el caso del pozo nº 17 de El Puig. En la figura 6-b se puede apreciar lo dicho anteriormente. El pozo A tendría un contenido en nitratos que sería mezcla de la parte superficial del acuífero (gravas) muy cargado en nitratos y de la parte más profunda (areniscas). Aunque se hubiera intentado captar el acuitardo no se hubiera conseguido un caudal apreciable. El pozo B tendría un contenido en nitratos muy superior al A puesto que sólo capta la parte superior del acuífero. El pozo C conseguiría un agua de mucha mejor calidad pues captaría la descarga del acuitardo al acuífero.

## 6. CONCLUSIONES

De lo expuesto hasta ahora se deduce que la variación del contenido de nitratos de las aguas subterráneas se debe de manera fundamental, a los fertilizantes. Esto es así por una mala administración de los mismos, dado que, por su inmediata disponibilidad, no se buscan o, mejor aún, no se aplican las técnicas encaminadas a limitar o a impedir las fugas de compuestos nitrogenados a los acuíferos al mismo tiempo que no se aprovechan íntegramente en los cultivos. En este sentido hay que destacar que el aplicar a riegos, aguas con contenidos en nitratos próximos a 200 mg/l se está administrando una importante dosificación de nitrógeno equivalente a 45 mg/l. En el riego de una hectárea se administrarán, suponiendo que se dan ocho riegos al año, un total de 216 Kg/ha de equivalente nitrógeno. Es decir bastante más del doble que consume el cultivo. Estamos pues ante un aspecto del problema de gran importancia que debe ser merecedor de estudios más profundos.

Como se sabe que las emigraciones del nitrógeno hacia el acuífero se producen bajo la forma de nitratos, en el momento en que el suelo entra en "drenaje", es decir cuando el agua aportada es

superior a la retenida por el suelo, lo que se produce no sólo en épocas de lluvias de otoño sino también en cada riego, dada la forma tradicional de riego "a manta" en la zona, nos encontramos con que el nitrógeno aportado por el agua de riego ya está en forma de nitratos y, en una gran proporción, se reinfiltran directamente al acuífero arrastrando, a su vez, los nitratos disponibles, no aprovechados, que se encuentran en el suelo.

Para conseguir evitar este problema hay que implantar sistemas de riegos localizados que, además de evitar la reinfiltración de agua irrigada, proporcionarían un mejor aprovechamiento de los nitratos del agua de riego con un importante ahorro de fertilizantes y una drástica disminución de la contaminación por nitratos.

En las áreas de descarga de los acuíferos el contenido en nitratos disminuye debido a que son zonas por donde, necesariamente, deben surgir las aguas más superficiales del acuífero y las más profundas, algunas de ellas muy antiguas y con contenidos en nitratos muy bajos.

Los modernos fertilizantes nitrogenados, Ferrer (1980), cubiertos de una capa de azufre, que liberan los nitratos a medida que el cultivo lo necesita, pueden ser un importante adelanto para evitar el incremento de la contaminación de nitratos.

Las aguas de la acequia de Moncada no son una importante fuente de contaminación por nitratos de las aguas subterráneas, dado que el contenido que poseen del citado ión no alcanza las 10 ppm. En realidad actúa como diluyente de la contaminación creciente producida por las zonas regadas con las aguas subterráneas

#### REFERENCIAS

- Acuña, J. et al. (1979) "Aspectos paleoecológicos del Tortoniense marino de la Cañada (Valencia)". Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. nº 77, pp 5 - 15. Madrid.
- Anónimo (1964) "Normas internacionales para las aguas de bebida" O.M.S. Ginebra.
- Anónimo (1967) "Código Alimentario Español". B.O.E. nº 2484 de 21/9/1967. Madrid.
- Anónimo (1974) International Standing Committee on Water Quality and Treatment. "Nitrates in water supplies". Report by. Aqua 1
- Anónimo (1976) "Estudio hidrogeológico para el abastecimiento de agua a Sagunto" Dirección General de Minas I.G.M.E. Inédito.
- Catalán, J. (1969) "Química del agua". Ed. Blume. Madrid.
- Comoner, B. (1973) "El círculo que se cierra". Ed. Plaza Janés, S.A. Barcelona.
- Custodio, E. et al. (1976) "Hidrología subterránea". Ed. Omega. Barcelona.
- Davis, S. et al. (1971) "Hidrogeología". Ed. Ariel. Barcelona.
- Ferrer, J. (1980) "Un modelo para el estudio de contaminantes de tipo regional en acuíferos libres". Tesis doctoral, E.T.S.I.C.C. P. de Valencia.

- Garcia, J. (1979) "La contaminación en las acequias de la huerta de Valencia". Ed. Del Cenia al Segura. Valencia
- Martí, P. (1977) "Río Turia, estudio de su caracterización química, dinámica de transporte y contaminación". Tesis doctoral Fac. Farmacia. Madrid.
- Martin, G. (1979) "Le problème de l' azote dans les eaux". Ed. Technique et Documentation. Paris.
- Mercado, A. (1976) "Nitrates and Chloride Pollution in Aquifers Regional Study with the aid of a unicelular model". Water Resources Researchs.
- Ramos, F.J. (1977) "Estudio de la contaminación por nitratos de aguas subterráneas. Aplicación a parte del acuífero cuaternario costero entre el barranco de Carraixet y el río Palancia en la provincia de Valencia". Tesis doctoral, E.T.S.I.C.C.P. de Valencia.
- Sanchis, E.J. (1976) "La contaminación de las aguas subterráneas en la provincia de Valencia". II Asamb. Nac. de Geod. y Geof. pp 1753 - 1770. Barcelona.
- Sanchis, E.J. et alters (1976) "Hidrogeología de la Muntanyeta dels Benisants". I Simp. Nac. Hidrog. Vol. I, pp 637 - 658. Valencia.





CIHS / AIH-E  Barcelona 19-23 octubre 1981	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA  ACTAS DE LAS SESIONES	SESION <span style="border: 1px solid black; padding: 2px;">1</span>  <span style="border: 1px solid black; padding: 2px;">53</span> <span style="border: 1px solid black; padding: 2px;">65</span> páginas
--	--	--

LA CONTAMINACION PRODUCIDA POR LOS RIEGOS EN LAS AGUAS  
 SUBTERRANEAS DE LA PLANA DE CASTELLON.

Amable Sánchez González y Manuel Varela Sánchez

Servicio Geológico de Obras Públicas

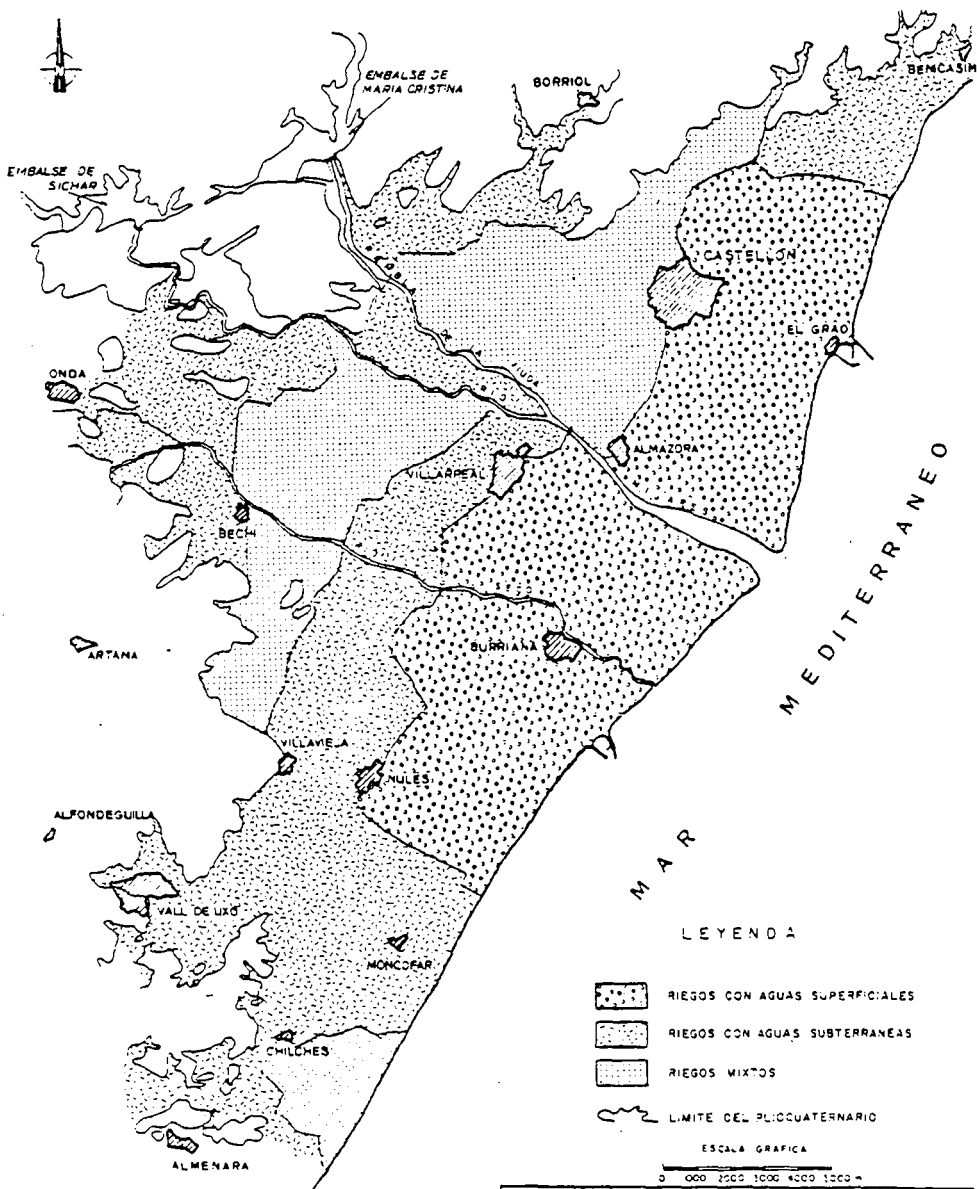
RESUMEN

Se describen la distribución espacial y evolución temporal de la contaminación de las aguas subterráneas en la Plana de Castellón, tomando como referencia los iones nitrato y sulfato. Se analizan la intensidad de reciclaje en zonas regadas a partir de pozos y el proceso de intrusión marina debido a la sobreexplotación del acuífero de la Plana. El consiguiente deterioro en la calidad de las aguas subterráneas y su incidencia en las fuentes de abastecimiento de los núcleos urbanos ubicados en la zona estudiada, son asimismo analizados en este trabajo.

INTRODUCCION

La Plana de Castellón es una comarca geográfica natural de unos 450 Km<sup>2</sup> de extensión, comprendida casi totalmente entre el nivel del mar y la cota 125. Su forma en planta reproduce notablemente la de un triángulo isósceles, cuyo lado mayor (40 Km) coincide con la línea de costa, estando los laterales determinados por el final de las estribaciones del Maestrazgo, al N. y del Espadán, al SO. El río Mijares discurre por el centro de la Plana en una longitud de unos 20 Km. (fig.1).

La superficie regada -naranjos- raya casi en las 40.000 has, de las que 13.000 lo son con aguas del Mijares, 17.000 con pozos, y el resto, con aguas de pozos y ríos, en proporciones dependientes de las condiciones hidrológicas de cada año.



CALIDAD DEL AGUA SUBTERRANEA  
EN LA PLANA DE CASTELLÓN

FIGURA Nº

1

DISTRIBUCION DE REGADIOS

El bombeo medio para riegos se estima en unos 115 Hm<sup>3</sup> año; otros 50 Hm<sup>3</sup>/año, extraídos igualmente del acuífero, se destinan a usos urbanos e industriales. (SGOP, 1977). A este intenso grado de explotación del embalse subterráneo se ha llegado a través de un proceso de crecimiento que se inició a principios de siglo, y continúa en la actualidad. Paralelamente se ha venido produciendo un progresivo deterioro de la calidad del agua subterránea que tiene su origen en diversas causas: intrusión marina en la zona sur, infiltración de aguas residuales, residuos sólidos y contaminación producida por los riegos. Este trabajo se ocupa de algunos aspectos de esta última, según datos recabados por el Servicio Geológico de Obras Públicas para diversos estudios e investigaciones que se remontan al año 1968.

En lo que sigue se expone la situación actual y la evolución reciente del contenido de las aguas subterráneas de la Plana en iones sulfato y nitrato, y se señalan las razones que a nuestro juicio explican la distribución en planta y en profundidad de dichos contenidos, relacionados con las características del flujo subterráneo en la Plana, esquematizadas en la siguiente tabla, correspondiente al período Oct.1972 - Sept.1976 (Varela, 1981).

Tabla 1	
ENTRADAS (Hm <sup>3</sup> /año)	SALIDAS (Hm <sup>3</sup> /año)
- Infiltración de la lluvia y de los r <u>ie</u> gos 125	- Bombeos 165
- Entradas subterráneas laterales 17	- Fuente del Molino 20
- Pérdidas del embalse de Schar 24	- Salidas subterráneas al mar 40
- Pérdidas del embalse de Maria Cristina 5	
- Pérdidas del río Mirjares (en el cauce) 22	
- Disminución reservas 32	

## EL CONTENIDO EN NITRATOS Y SU EVOLUCION RECIENTE

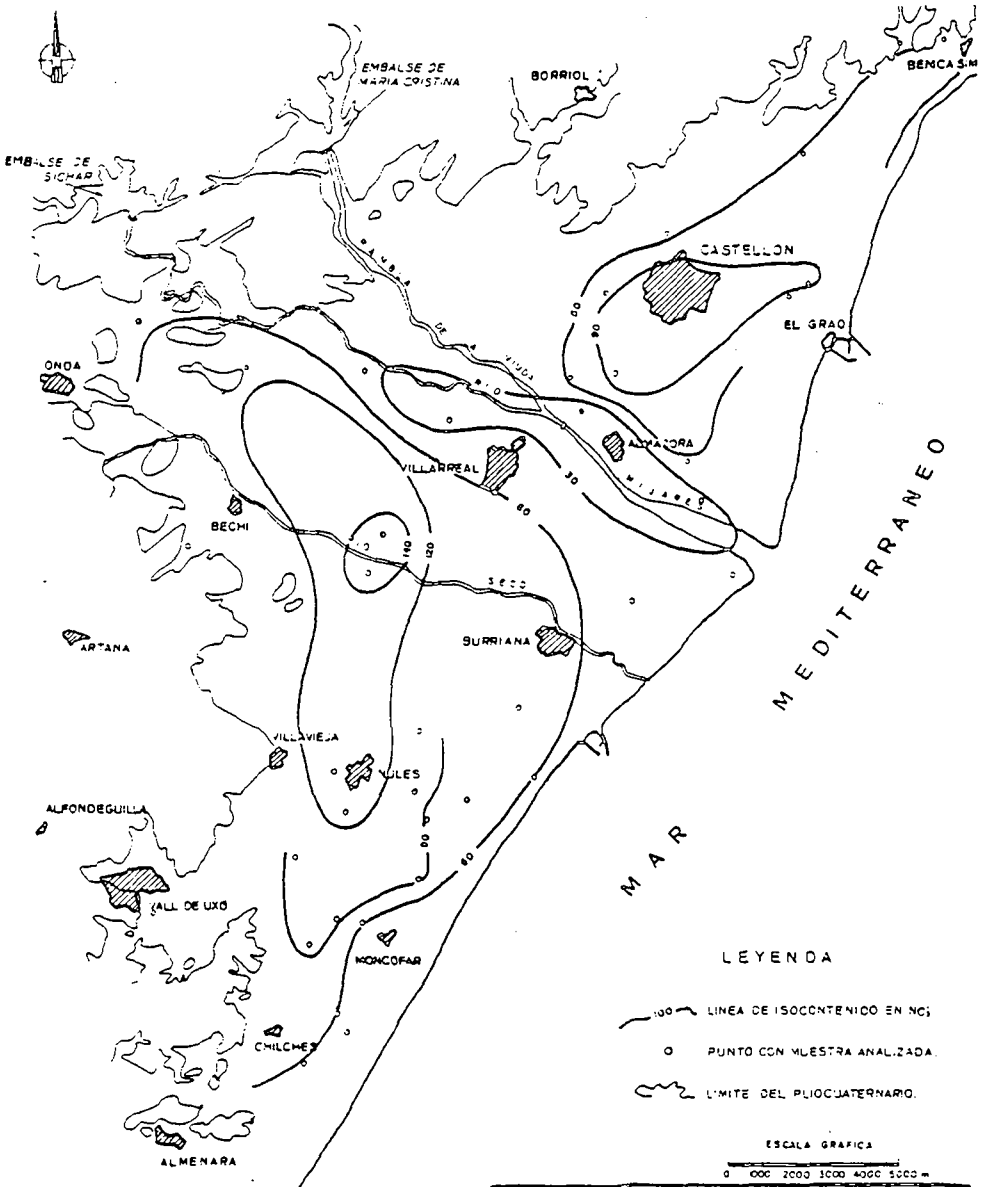
En la fig. 2 se refleja la distribución espacial del contenido en nitratos según los análisis de muestras tomadas entre noviembre de 1976 y marzo de 1977, en pozos o sondeos que interesan los acuíferos superficiales del pliocuaternario, o acuíferos calizos de los bordes, en contacto directo con los anteriores. A excepción de una franja de 1 Km. de anchura y unos 6 Km. de longitud, cuyo eje es el curso del río Mijares, en toda la Plana se observan contenidos netamente superiores a los admitidos por el Código Alimentario para las aguas sanitariamente tolerables (30 p p m )

Destacan dos zonas de máximos. Al Norte del río, la que coincide con los riegos tradicionales de Castellón-Almazora. Al Sur, la de los riegos con agua de pozos de Nules-Villarreal. El hecho de que en esta última se den concentraciones mucho más altas que en la primera puede explicarse porque en ella el reciclaje del agua subterránea es casi total, siendo prácticamente nulo o negativo el drenaje subterráneo hacia el mar en el tramo de costa Burriana-Chilches.

En cuanto a la franja que se extiende a lo largo del Mijares, su existencia sólo puede deberse a las pérdidas del río en ese tramo, que suponen un notable aporte de aguas carentes de nitratos. (Ver Tabla 1).

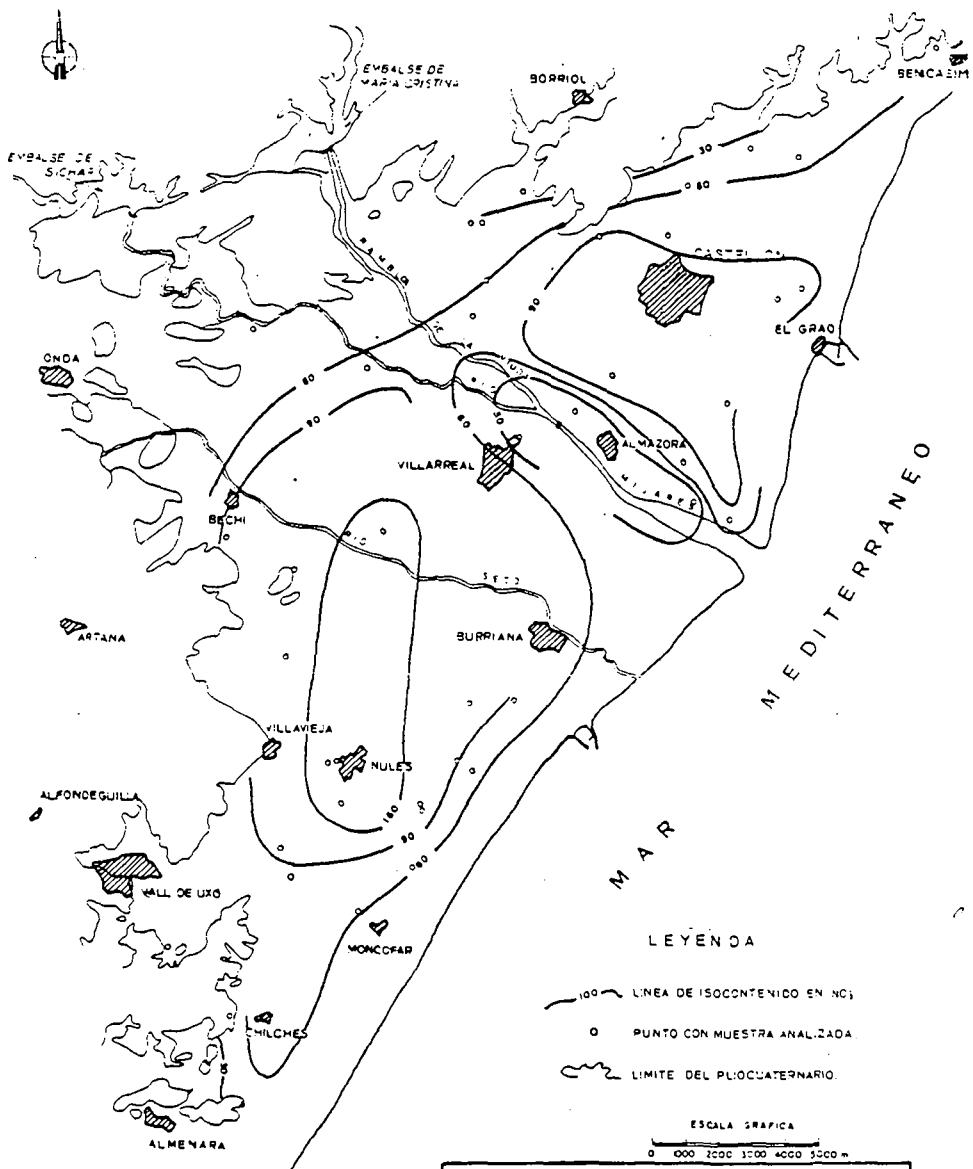
La situación correspondiente a Febrero-Abril de 1980 es la reflejada en la fig. 3. La estructura de las líneas de iso contenidos es la misma que en 1976, aun cuando se aprecie un empeoramiento significativo de la calidad del agua. En efecto, los contenidos máximos en las dos zonas más contaminadas, que eran en 1976 de 105 (Norte) y 142 (Sur), subieron en 1980 hasta 124 y 196 respectivamente. En toda la zona norte aumentan considerablemente las superficies con contenidos de 90 y 60 ppm, reducción dose en longitud "la isla del Mijares".

No cabe duda de que las adversas condiciones hidrológicas acaecidas en la Plana durante el período 1976-80 pueden explicar buena parte, o quizás la totalidad del aumento habido en el contenido de nitratos. A lo largo de esos cuatro años se redu jeron sustancialmente los aportes de aguas no contaminantes-pérdidas de embalses, del río, y agua superficial aplicada en los riegos-, y se extrajeron del acuífero cantidades superiores a lo normal. La hipótesis de señalar a la sequía como causa única del



**CALIDAD DEL AGUA SUBTERRANEA  
EN LA PLANA DE CASTELLON**

FIGURA N°	FECHA DE ANALISIS	<b>NITRATOS</b>
2	NOV. 1976 - MARZO 1977	



**CALIDAD DEL AGUA SUBTERRANEA  
EN LA PLANA DE CASTELLON**

FIGURA N°	FECHA DE ANALISIS	
3	MARZO-ABRIL 1980	NITRATOS

empeoramiento está ligeramente refrendada por la existencia de 13 análisis que datan de 1969, todos correspondientes a pozos situados entre Villarreal y Chilches. El escaso número de muestras no permite la elaboración de un mapa para esta fecha, pero en todo caso, se comprueba que los contenidos eran entonces intermedios entre los de 1976 y 1980, con valores máximos de 145 y 165 ppm, en los vértices de Nules y cauce del río Seco.

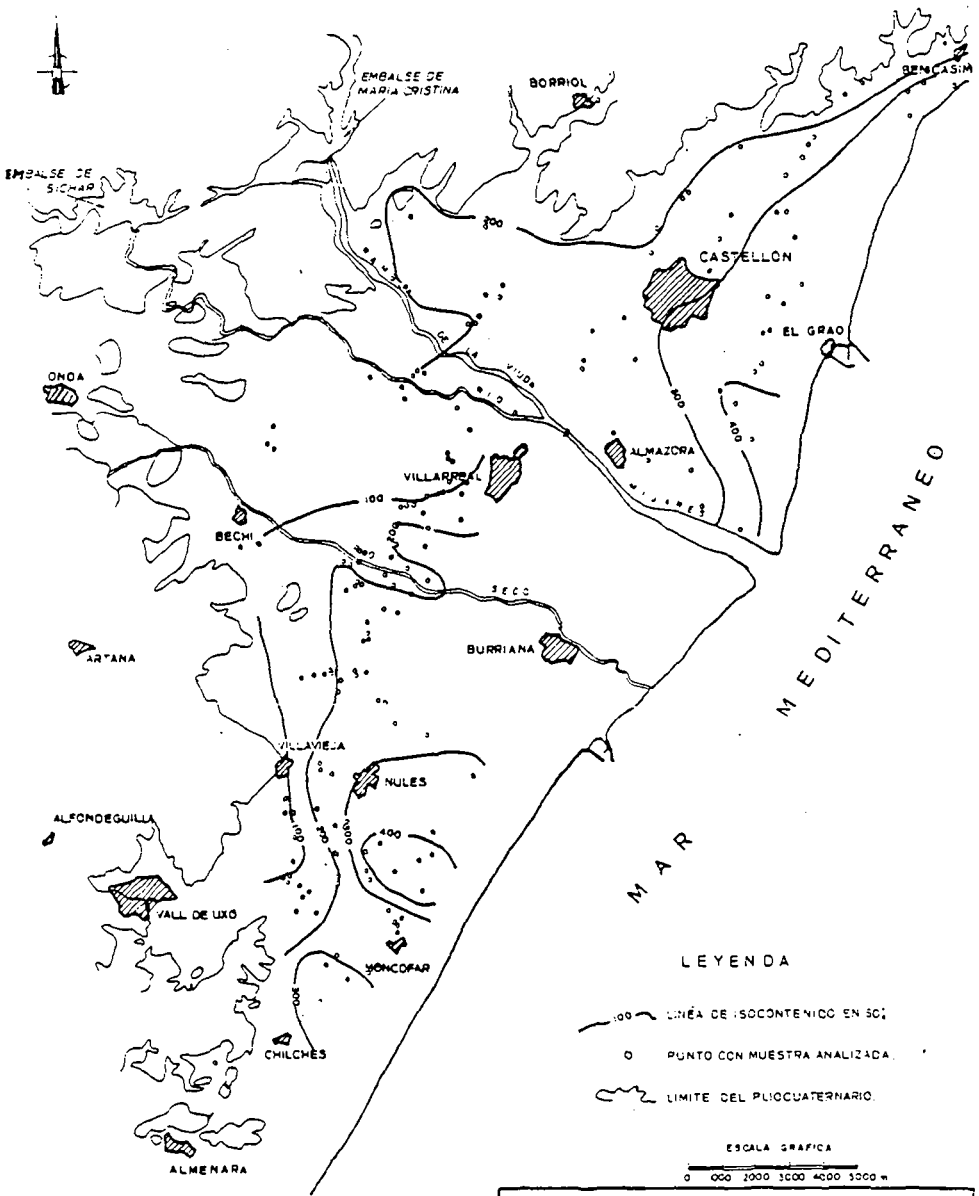
Un aspecto interesante del problema de los nitratos en la Plana de Castellón es el de la variación del contenido en función de la profundidad del agua. La información sobre este punto procede de 9 sondeos de reconocimiento realizados por el SGOP en el conjunto pliocuaternario. (SGOP, 1979). En los análisis de muestras tomadas a distintas profundidades se ha observado siempre que los niveles de detríticos más profundos -por debajo de 70 a 100 m de profundidad, según las zonas- albergan agua mucho menos contaminada que los superiores, detectándose concentraciones inferiores a 20 ppm, incluso en la zona de Nules. La positividad de este fenómeno, originado por la intercalación de potentes paquetes arcillosos entre los niveles de conglomerados, queda disminuída por la habitual mayor presencia de cloruros y sulfatos en dichos niveles inferiores.

#### LA EVOLUCION DE LOS SULFATOS

La figura 4 muestra las líneas de isocontenidos en ion  $\text{SO}_4^{=}$  en base a los resultados analíticos de las muestras, tomadas en octubre-noviembre de 1968 y en noviembre-diciembre de 1969. La primera campaña corresponde a la zona situada al Norte del río Mijares y la segunda a la zona comprendida entre el río y el límite sur de la Plana.

En la zona Norte, la curva de 200 ppm. se sitúa, en su mayor parte, a menos de 1 Km de distancia del borde septentrional de la Plana. Entre esa curva y la línea de costa se localizan las de 300 y 400 ppm. que presentan, en la zona del Mijares, una concavidad inversa a la de las curvas de nivel del curso del río. Las aguas del Mijares tienen un contenido medio en sulfatos de 250 ppm.

En lo que se refiere a la mitad sur de la Plana, las muestras analizadas proceden, en su casi totalidad, de la zona regada exclusivamente con pozos (ver fig. 1). La curva 200 aparece en la parte central desplazada hacia la costa con respecto a su homónima de la zona norte, y presenta una concavidad, en las proximidades del río Seco, análoga a la mencionada para el río



LEYENDA

- 100 — LÍNEA DE ISOCONTENIDO EN SO<sub>4</sub>
- PUNTO CON MUESTRA ANALIZADA
- ~ LIMITE DEL PLIOCUATERNARIO

ESCALA GRAFICA

0 500 1000 1500 2000 3000 m

CALIDAD DEL AGUA SUBTERRANEA EN LA PLANA DE CASTELLÓN		
FIGURA N°	FECHA DE ANALISIS	SULFATOS
4	OCT-NOV 1968 NOV-DIC 1969	



Mijares. En la zona de Nules-Moncófar-Chilches se alcanzan los valores más altos de sulfatos, comprendidos entre 300 y 500 ppm.

La situación a finales de 1976 - principios de 1977 se refleja en la fig. 5. Hay que resaltar dos hechos en lo referente a este período:

- las precipitaciones en el otoño de 1976 fueron muy superiores a la media.

- la superficie en regadío se ha visto incrementada considerablemente con respecto a 1969 en las zonas de Onda y Vall de Uxó.

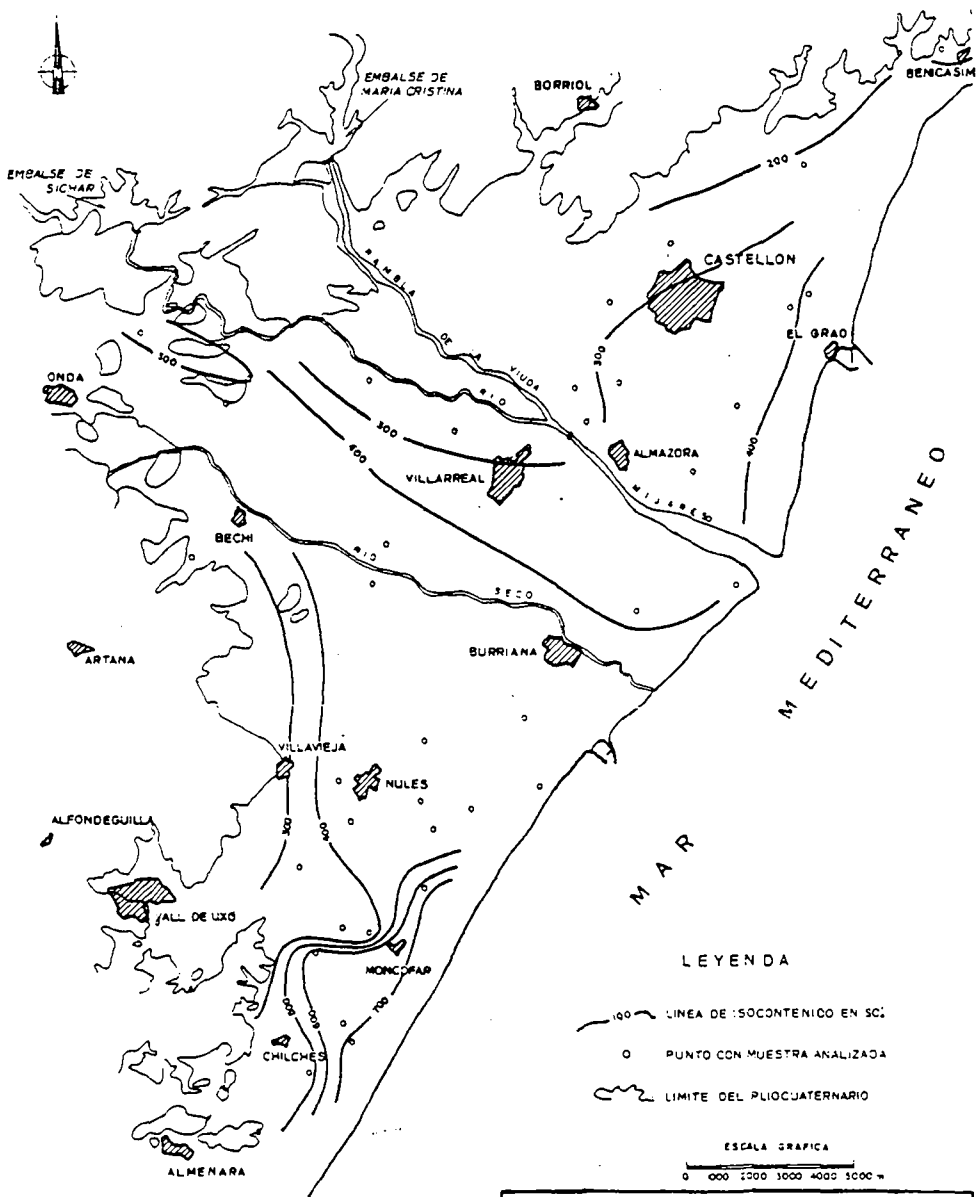
Los datos disponibles son en este caso menos numerosos que en el período anterior, aunque están distribuidos en el espacio de forma más homogénea.

En las proximidades del Mijares la estructura de las líneas de isocontenido es semejante a las de 1968, aunque la curva de 300 ppm aparece ligeramente desplazada hacia el Oeste.

Al sur del río Mijares, los valores superiores a 300 ppm. predominan, apareciendo al Este de Onda un núcleo con contenidos comprendidos entre 500 y 600 ppm. Se debe resaltar que en esta zona y hasta el oeste de Bechí, existen afloramientos de yacimientos del Keuper.

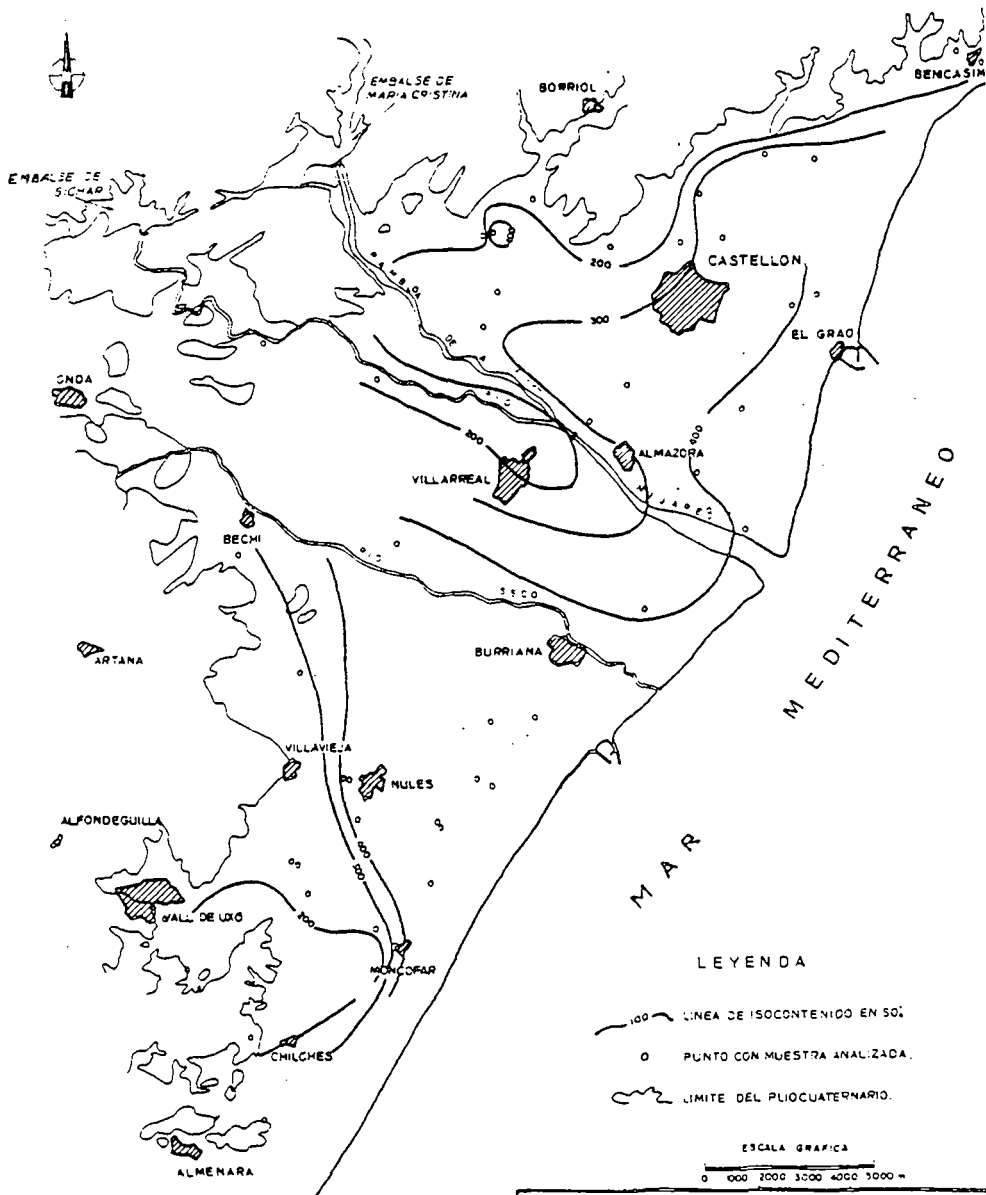
Es en el extremo sur de la Plana donde los sulfatos presentan valores más altos. En las proximidades de Moncófar y Chilches, en donde el reciclaje de aguas subterráneas para riego alcanza su mayor intensidad, las curvas de isocontenido muestran gradientes elevados. La proximidad de la interfaz costera explica en parte la magnitud de las cifras de sulfatos en esta zona.

La situación en marzo-abril de 1980 (fig.6) no presenta variaciones sensibles con respecto al período anterior, si se exceptúa un ligero desplazamiento de las isolíneas hacia la costa, en las zonas de Almanzora y Moncófar.



**CALIDAD DEL AGUA SUBTERRANEA  
EN LA PLANA DE CASTELLON**

FIGURA N°	FECHA DE ANALISIS	
5	NOV.1976-MARZO1977	SULFATOS



**CALIDAD DEL AGUA SUBTERRANEA  
EN LA PLANA DE CASTELLÓN**

FIGURA N°	FECHA DE ANALISIS	SULFATOS
6	MARZO-ABRIL 1980	

## CONCLUSIONES

1) El Contenido de nitratos y sulfatos en las aguas subterráneas de la Plana de Castellón revela la contaminación producida por los riegos de la zona. En el caso de los sulfatos son también factores contribuyentes los aportes de los ríos, una parte de las entradas subterráneas en el acuífero y la intrusión marina consiguiente a la sobreexplotación en algunas zonas próximas a la costa.

El intenso reciclaje, en especial en la zona Sur de la Plana, provoca una acumulación progresiva en amplias zonas de riego a partir de pozos.

2) La comparación entre las isolíneas evidencia un empeoramiento notable entre 1976 y 1980 para el ion nitrato y entre 1968 y 1976-1980 para el ion sulfato. El proceso de vaciado del embalse subterráneo entre 1972 y 1976 (a pesar de ser años hidrológicos medios en cuanto a precipitaciones) junto a la expansión de las zonas de riego, explican que no se haya alcanzado aún un punto de equilibrio en la calidad del agua subterránea, cuya degradación se prolongará probablemente durante algunos años.

3) Existen problemas considerables en cuanto al consumo en poblaciones abastecidas totalmente con aguas subterráneas. El contenido en sulfatos excede los límites admisibles en los núcleos urbanos del Sur de la Plana. Con respecto a los nitratos, la situación es en general preocupante, excepto en los casos de Castellón, Almazora y Villarreal.

Parece aconsejable, en base a lo expuesto anteriormente, proceder a la sustitución total o parcial de las fuentes de abastecimiento actuales por aguas del río Mijares, a fin de cumplir con las normas alimentarias vigentes.

## REFERENCIAS

Servicio Geológico de Obras Públicas (SGOP) (1977): Estudio Hidrogeológico de la Plana de Castellón. Estudio 12/77.

Servicio Geológico de Obras Públicas (SGOP) (1979): Sondeos en la Plana de Castellón. Informe interno SGOP.

Varela Sánchez, M. (1981): Análisis del flujo subterráneo en la Plana de Castellón mediante un modelo digital. Servicio Geológico de Obras Públicas. En prensa.



CIHS / AIH-E  Barcelona 19-23 octubre 1981	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA  ACTAS DE LAS SESIONES	SESION <span style="border: 1px solid black; padding: 2px;">1</span>  <span style="border: 1px solid black; padding: 2px;">67</span> 81 páginas
--	--	--

LOS NITRATOS Y SU EVOLUCION EN EL ACUIFERO ALUVIAL DEL  
 EBRO Y AFLUENTES ENTRE LOGROÑO Y CORTES

Javier Castiella<sup>+</sup>, Segismundo Niñerola<sup>++</sup>, Alberto Otamendi<sup>+</sup> y Jaime Solé<sup>+</sup>

+ Diputación Foral de Navarra

++ CGS, Compañía General de Sondeos, S.A.

Resumen. El propósito de esta comunicación es exponer la situación en la que se encuentran las aguas del --- acuífero aluvial del Ebro y afluentes, entre Logroño y Cortes, en lo que se refiere a la contaminación por ni tr at os, procedentes de las labores agrícolas.

A través del análisis de las aguas de 90 pozos, de los cuales 35 son de control periódico (desde 1975 a 1980), se ha constatado que las aguas del aluvial están, salvo en ciertas zonas próximas a los ríos, contaminadas por nitratos.

Que los nitratos evolucionan, por lo general, independientemente de los iones fundamentales, cuyas con cen tr aciones en el agua están relacionadas con las osc ila ciones de los niveles piezométricos.

Que los nitratos tienen una clara tendencia a dis mi --- n uir en el periodo considerado, mientras que los iones fundamentales permanecen más o menos constantes. Paradójicamente esta disminución de nitratos viene acompañada de un aumento de los fertilizantes nitrogenados.

CARACTERISTICAS DEL ACUIFERO

El río Ebro que discurre por los terrenos llanos de la Depresión - Terciaria, a la que da nombre, y que prácticamente hasta Castejón limita la provincia de Navarra con la de La Rioja, ha desarrollado un complejo sistema de terrazas, entre las que destacan por su -- enorme importancia hidrogeológica la terraza actual o llanura de - inundación, la terraza baja y, a veces, la inmediatamente supe--- rior, conocida como terraza de Cadreita, cuando se encuentra formando un mismo acuífero. Las alturas de estas terrazas sobre el -- río son de 0-5 m, de 5-10 m y de 10-20 m respectivamente. Las terra

zas altas, por el contrario, se presentan siempre suspendidas, dando acuíferos colgados, de mucha menor importancia.

También se ha considerado el acuífero aluvial asociado a los principales afluentes Ega, Arga, Aragón, Alhama y Queiles, en las zonas de confluencia con el Ebro.

El acuífero aluvial del Ebro, sobre el que se centra principalmente el estudio, tiene una extensión de 393 km<sup>2</sup>, de los cuales 235 - km<sup>2</sup> pertenecen a la provincia de Navarra, y los 158 km<sup>2</sup> restantes a la de La Rioja. La amplitud de estos terrenos permeables cuaternarios oscila entre 3 y 6 km. Cuando el acuífero comprende también la terraza inmediatamente superior, como en las zonas de Ribaforada, Tudela, Cadreita y Milagro, puede alcanzar los 8 km.

A pesar de los importantes cambios laterales de facies que pueden existir, estos depósitos aluviales presentan una secuencia vertical bastante sencilla que va desde las gravas y arenas gruesas, poco o nada consolidadas, en el fondo, hasta los limos y arcillas en la parte superior. El espesor de los distintos tramos de material grueso y fino es variable, dependiendo de la historia geológica del río en cada punto. Abundan los restos de antiguos cauces abandonados generalmente rellenos de sedimentos muy finos (limos y arcillas).

Por lo general, los depósitos aluviales del Ebro tienen un espesor comprendido entre 6 y 35 m.

Los materiales encajantes que forman la base del acuífero son, entre Logroño y Recajo, margas rojas con intercalaciones de areniscas y calizas, entre Recajo y Arguedas, evaporitas, y entre Arguedas y Cortes, margas rojas con intercalaciones de areniscas y calizas.

La transmisividad del acuífero aluvial del Ebro, dada la naturaleza del mismo, es muy variable. Por lo general, predominan las transmisividades altas (3000 a 10000 m<sup>2</sup>/día). Por eso, no es de extrañar que pozos abiertos de 10 a 15 m de profundidad, den caudales -- por encima de 100 l/s, con muy poco descenso de nivel.

De la observación de los gráficos de oscilación de niveles de los distintos pozos, se puede decir que no hay grandes "picos" en los mismos. Las máximas oscilaciones suelen estar entre 1 y 4 m.

En la zona de Ribaforada, Buñuel y Cortes, así como en Mendavia, -- los niveles máximos corresponden al estiaje, lo cual se explica --



por una intensa recarga procedente del retorno del riego, bajo -- ciertas condiciones del acuífero, que puede estimarse entre un 20 y un 30% del agua aplicada.

El sistema hidráulico acuífero-río, representa la situación normal de los ríos efluentes, o sea que drenan el acuífero, transformándose en influentes cuando se producen crecidas.

Por último diremos que la explotación de los importantes acuíferos aluviales desarrollados a lo largo del Ebro, y en las desembocaduras de sus principales afluentes, tiene una doble función. De un lado, la explotación en sí misma que puede permitir el abastecimiento y puesta en riego de grandes extensiones en una zona en que no existen acuíferos en profundidad, y de otro su contribución, aunque sea en un porcentaje quizá bajo, a la regulación de los ríos.

#### CARACTERISTICAS QUIMICAS DE LAS AGUAS

Atendiendo al criterio de los iones dominantes, las aguas del aluvial del Ebro se pueden clasificar, con carácter general, en tres grupos.

Entre Logroño y San Adrián son aguas sulfatadas bicarbonatadas cálcico sódicas, pudiendo tanto los bicarbonatos como el sodio ser dominantes; duras a extremadamente duras y mineralización notable (según la clasificación de Noisette).

Entre San Adrián y Ribaforada se le suma el carácter clorurado, llegando a veces a dominar el cloruro; duras y mineralización notable, a veces extremadamente duras y fuertemente mineralizadas.

Entre Ribaforada y Cortes, y en los afluentes Alhama y Queiles, las aguas del aluvial son sulfatadas cálcicas, y a veces también magnésicas (desde Tudela); extremadamente duras y fuertemente mineralizadas.

En el aluvial del Ega son sulfatadas cálcicas y, a veces sulfatadas cloruradas sódico cálcicas; extremadamente duras y fuertemente mineralizadas.

En los aluviales del Aragón y de la parte inferior del Arga (desde Funes), las aguas son bicarbonatadas cálcicas; dureza media a dura y mineralización notable.

Entre Falces y Funes, las aguas del aluvial del Arga son clorura--

das sódicas (a veces también bicarbonatadas cálcicas); duras y mineralización notable, excepto en los bordes que son extremadamente duras y fuertemente mineralizadas (Peralta, Falces ...).

Las aguas del río Ebro son, antes de Logroño, bicarbonatadas cálcicas, y después van de bicarbonatadas cálcicas a cloruradas sulfatadas bicarbonatadas sódico cálcicas, pasando por todos los estadios intermedios; entre Ribaforada y Cortes se va acentuando más el carácter sulfatado; dureza media y mineralización notable.

Las aguas del río Ega (desde Lerín) son aguas bicarbonatadas cálcicas y bicarbonatadas sulfatadas cloruradas cálcico sódicas; dureza media a duras y mineralización notable.

Las aguas del río Arga, en la confluencia con el Aragón (desde Funes), van de bicarbonatadas cloruradas cálcico sódicas a cloruradas bicarbonatadas sódico cálcicas y cloruradas sódicas; dureza media y mineralización notable.

Las aguas del río Aragón (desde Caparroso) son bicarbonatadas cálcicas, y después de la desembocadura del Arga son normalmente bicarbonatadas cloruradas cálcico sódicas aunque hay ocasiones en que domina claramente el carácter bicarbonatado y otras el clorurado; dureza media y mineralización ligera.

Las aguas del río Alhama, antes de la desembocadura en el Ebro, son sulfatadas cálcicas y sulfatadas cloruradas cálcico sódicas; duras y mineralización notable, a veces extremadamente duras y fuertemente mineralizadas.

Las aguas del río Queiles, antes de la desembocadura en el Ebro, son sulfatadas cálcicas; duras y extremadamente duras y de mineralización notable y fuerte.

Se puede afirmar que en la calidad química de las aguas del aluvial del Ebro y afluentes, influye no solo la litofacies del acuífero y de la roca encajante, sino también la recarga del río y la recarga por riego.

#### EVOLUCION DE LAS AGUAS (PERIODO 1975 - 1980)

La conductividad y la concentración de los iones fundamentales de las aguas subterráneas son, por lo general, más regulares que las de los ríos, aunque también en los pozos se observan con bastante frecuencia fuertes oscilaciones estacionales.

Las puntas máximas en conductividad y en los iones fundamentales corresponden a los niveles mínimos del acuífero que, por lo general, coinciden con el estiaje (Junio-Noviembre) y los mínimos en conductividad y en los iones fundamentales corresponden a los niveles máximos del acuífero (mayor dilución) que, por lo general, se dan en la época de grandes avenidas (Enero-Mayo, y a veces Junio). Siguen una evolución similar a las aguas de los ríos, en el sentido de que en éstos, las mayores concentraciones salinas se dan también en el estiaje, y las menores en la época de lluvias, cuando las aportaciones de los ríos son mayores.

No siempre se cumple, como se ha indicado al hablar de las características del acuífero, que los niveles máximos y mínimos, que son los que condicionan la menor o mayor concentración salina en las aguas del acuífero y de los ríos, coincidan con la época de las grandes avenidas y con la del estiaje, sino que por el contrario los niveles máximos se originan en el estiaje y los mínimos en invierno. Entonces la evolución de la conductividad y de los iones fundamentales es muy irregular. Las zonas en las que se observan estas anomalías son, dentro del acuífero aluvial del Ebro, entre Logroño y Mendavia y entre Ribaforada y Cortes, y en los acuíferos aluviales de los afluentes Ega, Arga, Cidacos y Alhama.

El contenido y la evolución de los nitratos siguen un ritmo, por lo general, independiente de los iones fundamentales (Figuras 1 y 2), posiblemente más relacionados con las épocas de abonado que con la oscilación de los niveles piezométricos, ya que los mayores contenidos en nitratos se han dado generalmente en las épocas de intenso abonado Enero-Febrero, Abril-Mayo, Agosto-Septiembre y Octubre-Noviembre.

El contenido y la evolución de los nitratos en las aguas del río Ebro, son también independientes de los iones fundamentales (Figura 3), y tampoco guardan relación con el contenido y la evolución de los nitratos de las aguas de los pozos del aluvial. La concentración es más baja que en las aguas del acuífero. En el Ebro, de los datos disponibles el valor máximo es de 40 mg/l. En los afluentes Arga, Aragón, Alhama y Queiles, las oscilaciones de los nitratos unas veces siguen las de los iones fundamentales, y otras no, pero en ningún caso parece que guarden relación con las fluctuaciones de los nitratos de las aguas subterráneas.

#### DISTRIBUCION DE LOS NITRATOS Y SU EVOLUCION

El acuífero aluvial del Ebro y afluentes presenta, en líneas generales, una sensible contaminación por nitratos procedentes de los

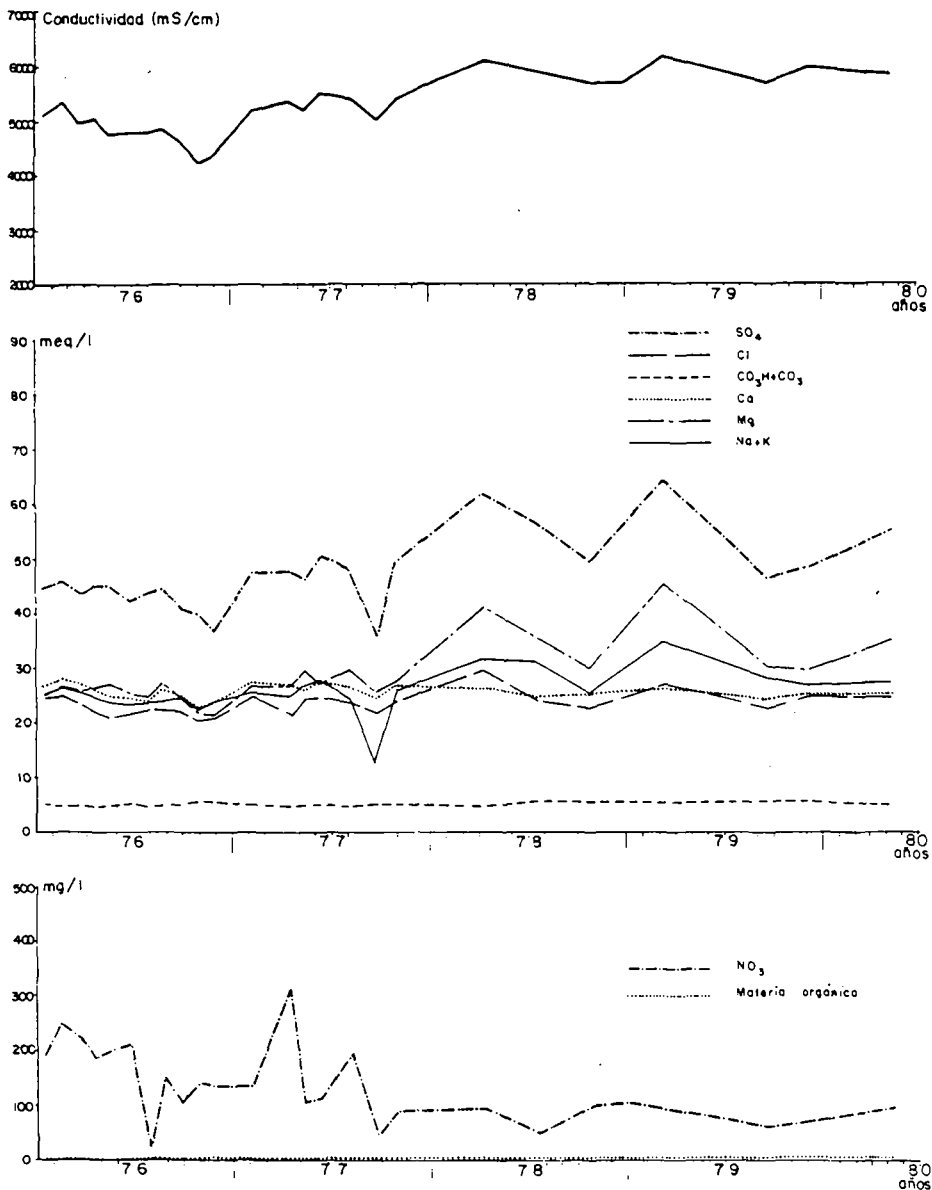


Figura 1. Evolución de la conductividad, iones fundamentales, e indicadores de contaminación (nitratos etc) Pozo nº 23104006. Mendavia.

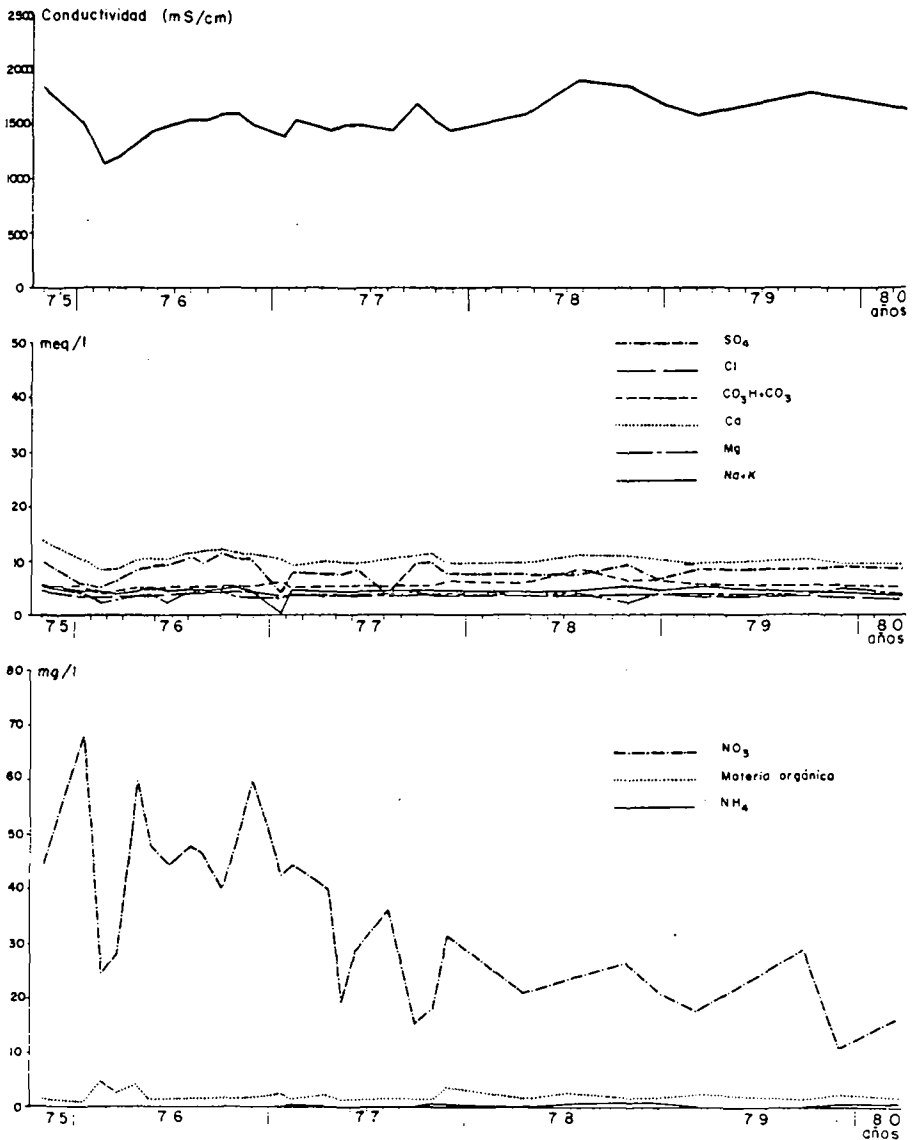


Figura 2. Evolución de la conductividad, iones fundamentales, e indicadores de contaminación (nitratos etc.) Pozo nº 26136003. Cortes.

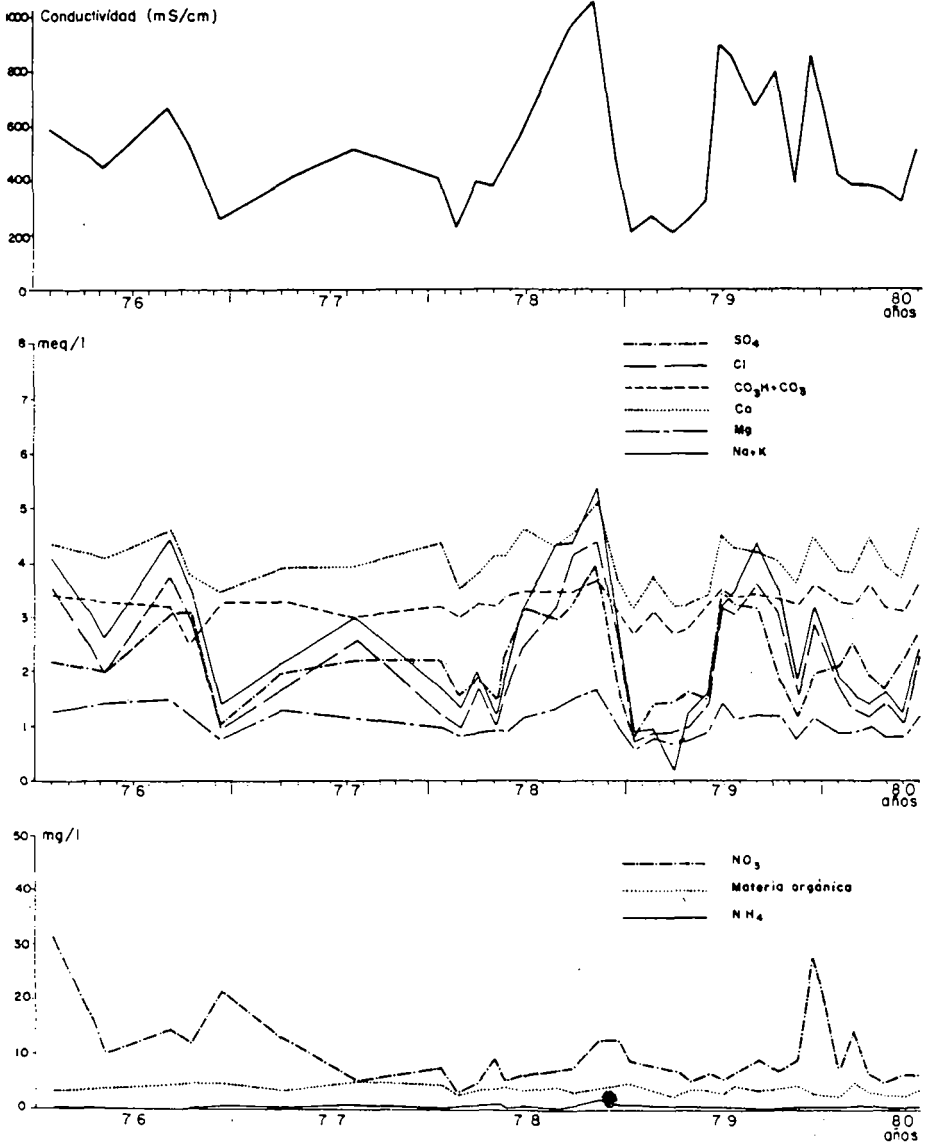


Figura 3. Evolución de la conductividad, iones fundamentales, e indicadores de contaminación (nitratos etc) Rio Ebro. Estación nº 94-105. Castejón

fertilizantes utilizados en las prácticas agrícolas. Como veremos más adelante, los nitratos siguen una clara tendencia decreciente en el periodo considerado.

Los nitratos, en sí mismos, son relativamente poco tóxicos, siendo fácilmente absorbidos y eliminados por el organismo adulto. Sin embargo, en todas las normas suele ponerse un límite al contenido de nitratos por dos razones, por ser indicadores de contaminación que, en el peor de los casos, puede ser fecal y llevar asociada gérmenes patógenos para la salud, y porque en los lactantes, bajo ciertas condiciones, pueden generarse nitritos por reducción bacteriana de los nitratos y producirse el problema de la metahemoglobine-mia.

La concentración en la que pueden aparecer casos de metahemoglobi-nemia está en torno a los 100 mg/l, aunque la cifra es muy contro-vertida.

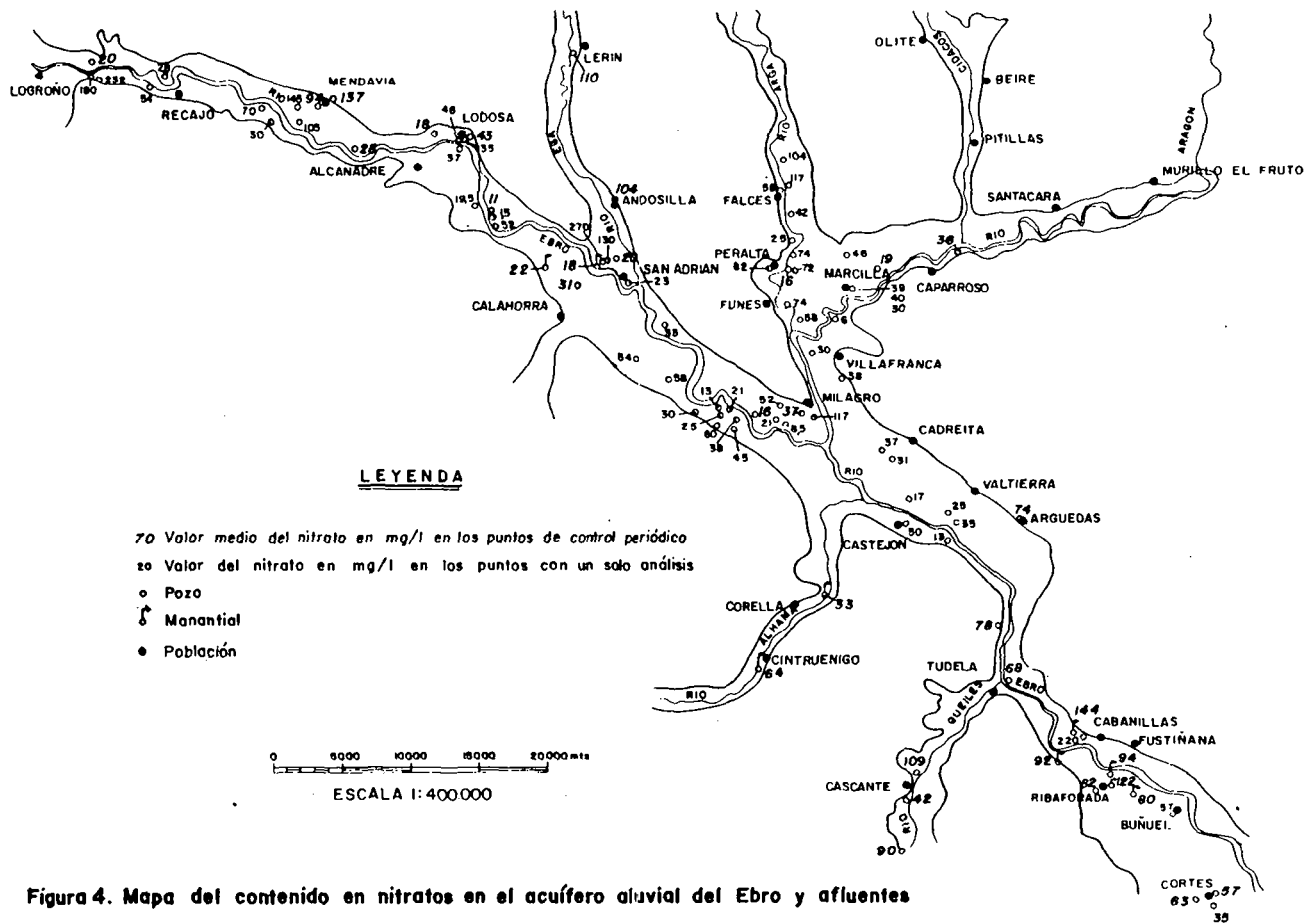
En lo que respecta al uso del agua para consumo humano, casi todos los países tienen en sus respectivas legislaciones alguna limita-ción para el contenido en nitratos:

Alemania (R.F.A.) .....	90 mg/l
Israel .....	90 "
Bélgica .....	76 "
U.S.A. ....	45 "
Francia .....	44 "
España .....	30 "
Suiza .....	20 "
Italia .....	10 "

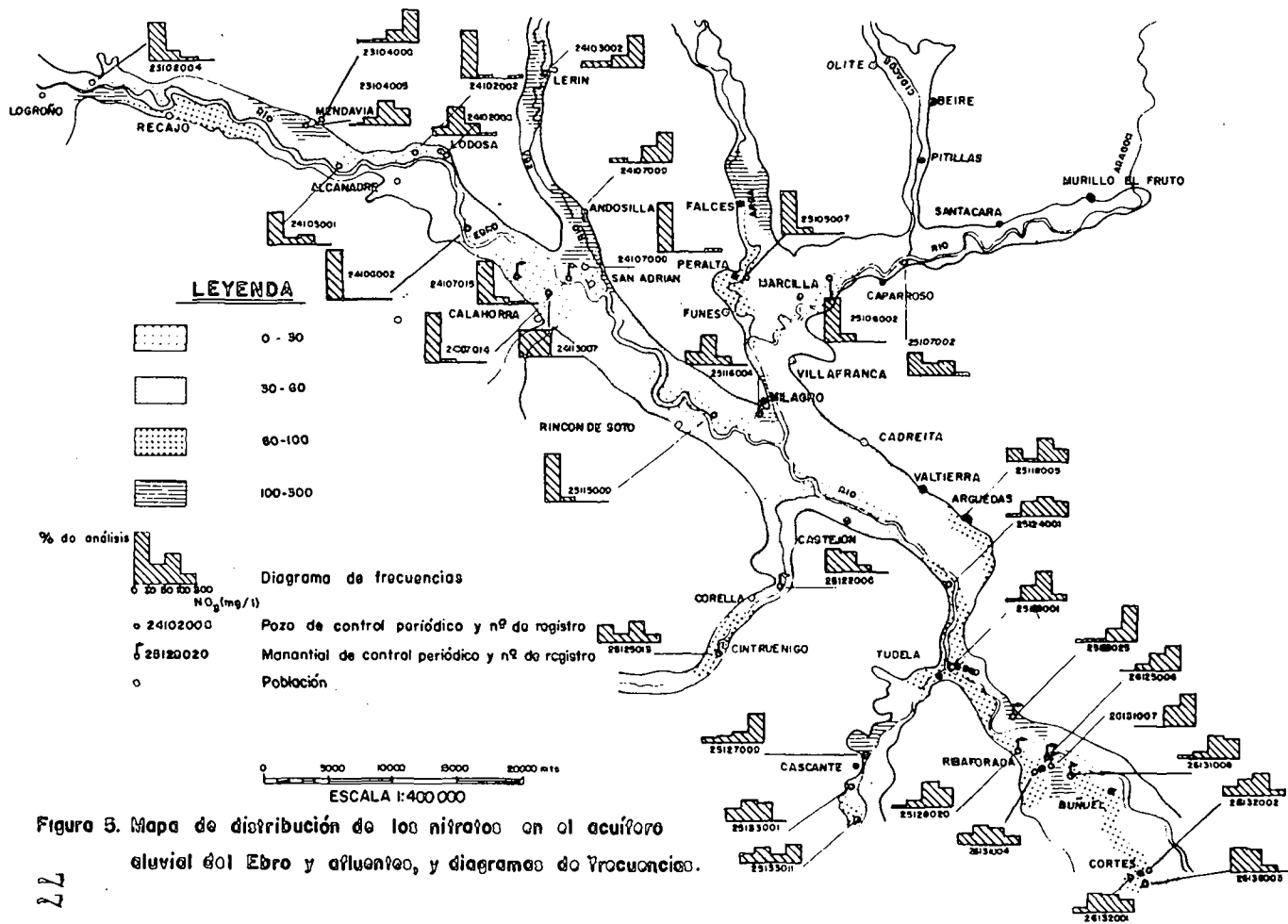
Las normas de la O.M.S. seguidas por Irlanda, Dinamarca, Finlan--dia, Austria, Nigeria, Sudáfrica, entre otros países, admiten has-ta 45 mg/l, y las directrices de la C.E.E. señalan 50 mg/l.

En España, el proyecto de reglamentación técnico-sanitario para -el abastecimiento, prevé modificar el actual límite de 30 mg/l, -fijado en el Código Alimentario y dejarlo también en 50 mg/l.

Los mapas adjuntos sobre el contenido y la distribución de los ni-tratos (Figuras 4 y 5) muestran en el acuífero aluvial del Ebro -dos zonas con una contaminación por nitratos muy importante. Nos referimos a las zonas de Logroño - Mendavia y Tudela - Cortes, -en las que los nitratos pueden sobrepasar los 100 mg/l. En el res-to del aluvial la contaminación es más ligera, presentando una --concentración comprendida entre 30 y 60 mg/l, aunque en las proxi-midades del río es normal encontrar valores inferiores a los 30 -mg/l.







En el aluvial del Ega, los niveles de nitratos son muy altos; en la mayoría de los casos superan los 100 mg/l.

En el Arga la contaminación por nitratos es también general, aunque con valores muy variables, siendo los más bajos los de la zona más baja del acuífero (a partir de Funes) con valores comprendidos entre 30 y 60 mg/l.

En el aluvial del Aragón la concentración de nitratos en las aguas es relativamente baja, estando comprendida entre los 30 y 40 mg/l, e incluso llega a quedar por debajo de los 30 mg/l, en las proximidades del río.

En el aluvial del Alhama, los niveles de nitratos no son excesivamente altos, siendo frecuente encontrar valores entre los 30 y los 60 mg/l, aunque en ocasiones pueden superar este último valor.

Por último, en el aluvial del Queiles la concentración de nitratos en las aguas es variable, pudiendo oscilar entre los 40 y los 100 mg/l.

Como puede observarse, la tónica general es que las aguas del aluvial del Ebro y afluentes están contaminadas por un exceso de nitratos que provienen del intenso abonado a que están sometidos los campos de cultivo. La contaminación es inquietante, y más teniendo en cuenta que estas aguas constituyen una importante reserva destinada al abastecimiento de un gran número de poblaciones de La Ribera navarra.

En general los nitratos tienen una clara tendencia a disminuir, en el periodo 75-80 (Figuras 1 y 2).

Durante los años 1976-77, los nitratos experimentan fuertes y abundantes oscilaciones y a finales del 77 y principios del 78 sufren un descenso, más o menos brusco, manteniéndose e incluso creciendo los iones fundamentales, y a partir de entonces tienden a estabilizarse o a disminuir suavemente, siendo las oscilaciones no tan fuertes y más esporádicas. Los nitratos de las aguas superficiales también tienen tendencia a disminuir, aunque con frecuentes fluctuaciones (Figura 3).

Paradójicamente se da la circunstancia de que los fertilizantes nitrogenados, tanto en forma nítrica ( $\text{NO}_3^-$ ) como en forma amoniacal (incluida urea) ( $\text{NH}_4^+$ ), han aumentado considerablemente, pasando en la forma nítrica de 3541 t. de nitrógeno en el año 1975 a 6133 t de nitrógeno en el año 1980 (Tabla 1 y Figura 6), y en forma amoniacal de 6260 t de nitrógeno el año 1975, a 11650 t de nitrógeno

**TABLA 4. Utilización de fertilizantes nitrogenados en Navarra en toneladas de nitrógeno**

(Datos suministrados por UTECQ que representan el 80% del total)

PRODUCTO	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980
SA 21%	1558	1599	1448	1515	1551	1355	1461	1447	1087	1016	1132
NAC 26%	2199	2324	2300	2243	2423	2476	2682	3375	4543	6469	6943
NA 33,5%	844	951	1055	1172	1276	1254	1413	1470	2850	2688	2056
UREA 46%	335	708	943	979	1099	984	1201	1301	2168	3413	2907
NSA 26%	1170	1229	1048	1334	1296	1229	1417	1527	2439	2220	2115
NAC 30%	0	0	0	0	0	0	0	0	209	168	89
COMP 7%	1492	1326	1387	1570	1959	1107	1170	1184	1352		
COMP 15%	480	578	619	698	797	784	813	882	1412	2383	2469
NC 15,5%	744	737	702	639	722	612	329	185	113	117	72
TOTAL (N)	8822	9452	9502	10150	11123	9801	10486	11371	16173	18474	17783
NITRICO (NO <sub>3</sub> )	3346	3442	3445	3588	3998	3541	3524	3817	5629	6288	6133
AMONICO (NH <sub>4</sub> )	5476	6010	6057	6562	7125	6260	6962	7554	10544	12186	11650

SA= Sulfato amónico

NAC= Nitrato amónico cálcico

NA= Nitrato amónico

NSA= Nitrosulfato amónico

COMP= Compuestos

NC= Nitrato cálcico

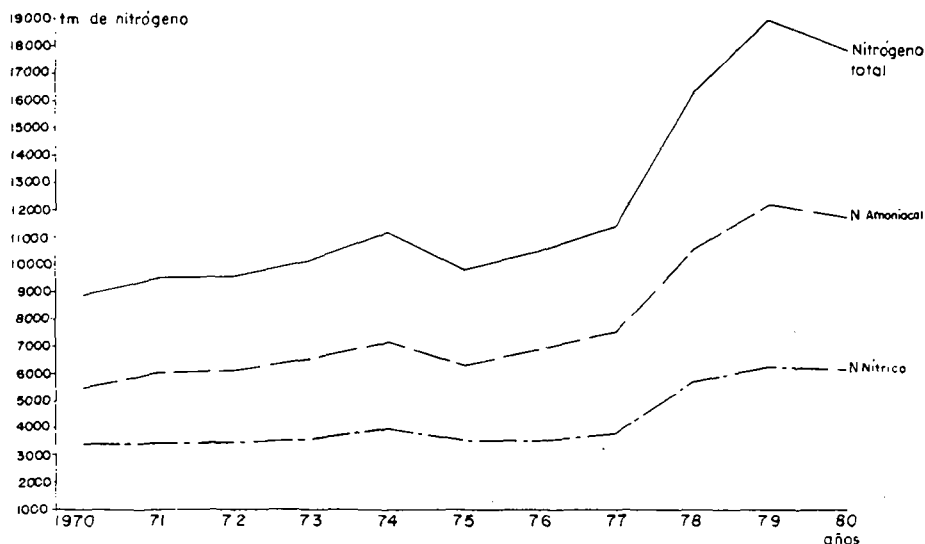


Figura 6. Evolución de los fertilizantes nitrogenados en Navarra

no en el año 1980 (cifras globales en toda Navarra).

A la vista de estos datos, resulta muy difícil en estos momentos - encontrar una explicación válida al progresivo descenso de los nitratos en las aguas del acuífero aluvial, si bien pensamos que para clarificar el problema se debe trabajar en estos sentidos:

- determinación y aplicación del tipo de fertilizante y de la cantidad de compuesto estrictamente necesario en el tiempo y los lugares adecuados; incidencia de la mejora de ciertas prácticas -- agrícolas, tales como la labranza, rotación de cultivos, etc.; - estudio del suelo, de las condiciones climatológicas, de la clase de cultivo, de las dotaciones de agua de riego, etc.
- efectos producidos por el progresivo cambio de determinados tipos de fertilizantes por otros, y por un mayor contenido de materia orgánica en el suelo. En la última década han ido disminuyendo paulatinamente el nitrato cálcico y el sulfato amónico, mientras que por otro lado han ido aumentando considerablemente el nitrato amónico, el nitrosulfato amónico y los compuestos, pero sobre todo el nitrato amónico cálcico y la urea.
- desnitrificación del suelo, a través de un proceso anaeróbico en el que las bacterias heterotróficas reducen los nitratos a nitrógeno molecular o hacia la forma amónica.

### CONCLUSIONES

- 1ª.- El acuífero aluvial del Ebro y afluentes, entre Logroño y Cortes, presenta, salvo en zonas próximas a los ríos, una sensible contaminación por nitratos procedente de los fertilizantes nitrogenados utilizados en las prácticas agrícolas.
- 2ª.- Los nitratos en las aguas subterráneas evolucionan, por lo general, de una manera independiente a la de los iones fundamentales, cuyas concentraciones están relacionadas con las oscilaciones de los niveles piezométricos.
- 3ª.- La concentración en nitratos en las aguas subterráneas ha disminuido en el periodo considerado (1975 - 1980), mientras los iones fundamentales permanecen más o menos constantes e incluso, a veces, experimentan un ligero aumento. Paradójicamente esta disminución de nitratos viene acompañada de un aumento - de los fertilizantes nitrogenados utilizados, tanto en sus formas nítricas como amoniacales.
- 4ª.- No se disponen en este momento de argumentos válidos para explicar este hecho, por lo que nos hemos limitado a señalar --

las siguientes hipótesis de trabajo:

- incidencia de la mejora de las prácticas agrícolas.
- implicaciones producidas por los cambios en el tipo de fertilizantes empleados y por el aumento de materia orgánica en el suelo.
- estudio del proceso de desnitrificación de los suelos.

#### REFERENCIAS

- Batlle, A., Castiella, J., Solé, J., Niñerola, S. e Iglesias, A. (1979) - El acuífero aluvial del Ebro y afluentes entre Logroño y Mequinzenza. II Simposio Nacional de Hidrogeología. pp 59-76.
- Black, C.A. (1975) - Relaciones suelo planta. Ed. Hemisferio Sur. Buenos Aires.
- Chaves, M., Troncoso, A., Romero, M. y Mazuelos, C. (1978) - Pérdidas por lavado de nitrógeno empleado como fertilizante en suelos de la Sierra Norte de la provincia de Sevilla. Anales de Edafología y Agrobiología C.S.I.C. Tomo XXXVII, nº 3-4, pp. 345-350. Madrid.
- Devillers, G. (1975) - Pollution des eaux par les residus d'engrais Informations chimiques 149.
- Diputación Foral de Navarra - CGS, Compañía General de Sondeos -- (1977) Proyecto Hidrogeológico de Navarra.
- Gros, A. (1976) - Abonos. Ed. Dunod. Paris
- Hem, J.B. (1970) - Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. Geological Survey. Washington.
- Organización Mundial de la Salud (1972) - Normas internacionales para el agua potable. Ginebra.
- Seoanez, M. (1977) - La contaminación agraria. Publ. del I.N.I.A. Madrid.
- Solé, J. Otamendi, A., Niñerola, S. y Castiella, J. (1979) - Características y calidad química de las aguas del aluvial del Ebro y sus afluentes en la provincia de Navarra. - II Simposio Nacional de Hidrogeología. pp 533-552. Pamplona
- Summers, P. y Riechmann, J.L. (1981) - Fertilización y ecología. - Rev. Fertilización nº 87, pp. 19-25. Madrid.



CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA	SESION <b>1</b>
Barcelona 19.23 octubre 1981		83 95 páginas
ACTAS DE LAS SESIONES		

CONTAMINACION POR NITRATOS EN EL  
ACUIFERO DETRITICO DE GANDIA-DENIA

RODRIGUEZ HERNANDEZ, Luis - EPTISA  
ALVAREZ FERNANDEZ, Ceferino- EPTISA  
LOPEZ GETA, José Antonio - IGME

En la siguiente comunicación se presenta la metodología para la obtención de datos en vista a la elaboración de un modelo matemático para el estudio de la contaminación por nitrato de las aguas subterráneas en el acuífero detrítico del Girona en la Plana de Gandía-Denia.

OBJETO DEL TRABAJO

Un aspecto importante para el establecimiento y utilización de un modelo matemático para estudiar la contaminación de las aguas subterráneas, es la obtención de datos fidedignos que permitan comprobar la bondad del modelo.

En el presente trabajo se indica una metodología para el estudio mediante modelo matemático, de la contaminación por nitratos en el acuífero detrítico del río Girona, para su futura utilización en el acuífero de Gandía-Denia. Se indica como se han obtenido y calculado los datos de entrada.

SITUACION DE LA ZONA

El acuífero detrítico del Valle del Girona (fig. 1), ubicado en la Plana de Gandía-Denia, ocupa una superficie de unos 50 Km<sup>2</sup>. El acuífero, libre y monocapa, está constituido por los aluviones -- del río Girona y el pie de monte creado a expensas de la erosión de los materiales cretácicos carbonatados circundantes. Los sedimentos serán pues, gravas, arenas, limos y arcillas, encontrándose la mayor proporción de fracción detrítica gruesa y clasificada en los alrededores del río Girona.

El acuífero es atravesado por el río Girona, que recoge las descargas del acuífero cretácico del borde NW. Este río es de régimen discontinuo y solo lleva agua en la época de lluvias (noviembre a febrero) y en abril, aunque su caudal puede llegar hasta  $10 \text{ m}^3$  (octubre de 1.974).

El balance hidráulico, establecido para el periodo: noviembre -- 1.973 - octubre 1.974, es el siguiente:

Entradas : - entradas laterales procedentes de los acuíferos cretácicos de Sierra del Mediodía y Castell de la Solana :  $6,3 \text{ Hm}^3/\text{año}$ .

- infiltraciones de regadíos :  $3,2 \text{ Hm}^3/\text{año}$

- infiltraciones de lluvia :  $20 \text{ Hm}^3/\text{año}$

Salidas : - bombeos :  $9,9 \text{ Hm}^3/\text{año}$

- salidas al mar :  $16,4 \text{ Hm}^3/\text{año}$

- otras salidas :  $3,2 \text{ Hm}^3/\text{año}$ .

Sus recursos son utilizados en un 50% para abastecimiento urbano, y el otro 50% para regar aproximadamente un tercio de las 4.500 - Ha. de cítricos que se ubican sobre el acuífero.

#### PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El inventario de puntos de agua en el acuífero detrítico del Girona, ha puesto de manifiesto la elevada concentración en ion  $\text{NO}_3^-$  de las aguas subterráneas en grandes áreas del acuífero. Esta concentración aumenta desde los bordes calizos ( $3$  a  $40 \text{ mg/l}$ ) hacia el centro del acuífero y, en general, en el sentido de la -escorrentía subterránea, alcanzando en algunos puntos valores de  $250 \text{ mg/l}$ .

Esta situación es debida, fundamentalmente, al uso de abonos nitrogenados, y se produce por exceso en el abonado, así como por la -costumbre de echar el abono en el agua de riego, el cual, en ocasiones, también se realiza en exceso.

Con el modelo matemático, se intenta evaluar especialmente la infiltración de contaminante, así como estimar la concentración de  $\text{NO}_3^-$  en el agua subterránea en las zonas para las que se carece -de datos; por otra parte se trata de evaluar los factores más determinantes (infiltración por lluvia y/o regadíos, situación de -la superficie piezométrica, etc.) que favorecen esta contamina- -ción, y ofrecer soluciones para paliar este problema.



## ASPECTO TEORICO DEL PROBLEMA

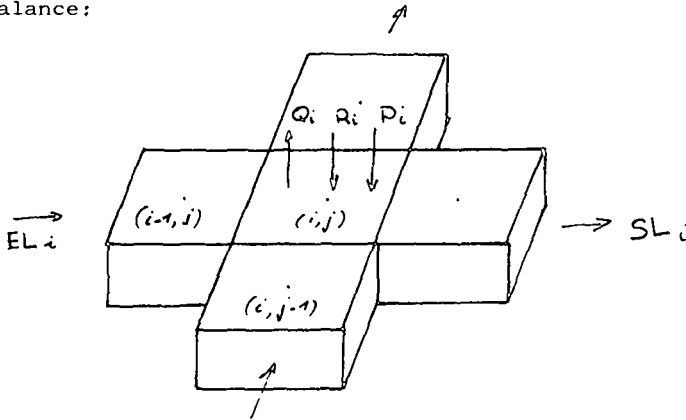
Se discretiza el dominio (ennuestro caso el acuífero) en una serie de mallas de dimensiones  $\Delta X$ ,  $\Delta Y$ . Para cada malla (i,j) se tiene:

$$M_t = V_t \cdot C_t \quad (1)$$

M = masa total de nitratos  
 V = volumen de agua en la malla  
 C = concentración media en la malla  
 t = tiempo

$$\delta : \frac{dM}{dt} = \frac{dV}{dt} \cdot C_t + \frac{dC}{dt} \cdot V_t = M_1 \quad (2)$$

Se puede también calcular la variación de masa, considerando el balance:



R = regadíos  
 P = lluvias  
 Q = bombeos  
 EL = entradas laterales  
 SL = salidas laterales

Se tiene :  $EL \text{ ó } SL = T \cdot \frac{\Delta h}{\Delta X} \cdot \Delta Y = QL$

$$y \quad \left( \frac{dM}{dt} \right)_1 = QL \times C_1 = M_2 \quad (3)$$

salidas de masa de nitratos por bombeo :  $-M_3 = -Q \cdot C_2$   
 entradas de masa de nitratos por regadíos :  $\alpha \cdot SR \cdot C_3 = M_4$   
 entradas de masa de nitratos por lluvia :  $\alpha \cdot \beta P \cdot C_4 = M_5$

entradas de masa debidas a los nitratos depositados en superficie  
 $W : M = \alpha (W - W_c)$

$W_c$  = nitratos eliminados por cultivos

$\alpha$  = coeficiente de perdidas de nitrógeno en la zona no saturada

B, S = porcentaje de agua que se infiltra

Se tiene :  $M_1 = M_2 - M_3 + M_4 + M_5 + M$

$$\text{ó} \quad M = M_1 - M_2 + M_3 - M_4 - M_5 \quad (4)$$

Si se discretiza el tiempo de 30 en 30 días, se tiene :

$$M_1 = A.S \left[ (h_t - h_{t-1}) - C_t + (C_t - C_{t-1})h_t \right] \cdot 10^{-3} \text{ Kg.}$$

$$M_2 = 30 \sum (\text{Text} \cdot \text{hext} \cdot \text{Cext} \cdot \frac{\Delta Y}{\Delta X}) \cdot 10^{-3} \text{ Kg.}$$

$$M_3 = 30 Q C_{ij} \cdot 10^{-3} \text{ Kg.}$$

$$M_4 + M_5 = A.\alpha \cdot (\delta RC_3 + \beta PC_4) 10^{-6} \text{ Kg.}$$

donde :

A = area de la malla en  $m^2$

S = coeficiente de almacenamiento en %

T = transmisividad en  $m^3/\text{día}$

h = piezometría en m

C = concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  en mg/e

Q = bombeos en  $m^3/\text{día}$

R = regadíos en mm/mes

P = pluviometría en mm/mes

$\Delta Y, \Delta X$ , = dimensiones de la malla en m.

Si se conocen todos los valores del segundo miembro de la ecuación 4, se puede calcular el valor de :  $\alpha(W - W_c)$ , es decir la entrada de nitratos debido a los abonos depositados en la superficie y que se presentan la cantidad en exceso de nitratos. Por otra parte, si se considera como valor máximo admisible de concentración en  $\text{NO}_3^-$  del agua subterránea, 30 mg/l, se puede calcular el valor máximo admisible de abonos.

#### APLICACION AL ACUIFERO DEL GIRONA

Se parte del modelo de flujo realizado por el IGME durante el P.I.A.S. Para cada malla y para diferentes instantes, un modelo de flujo da los siguientes datos: A, S, T, h, Q, R, P,  $\beta$  y  $\delta$ . Como no se conocen las variables  $\alpha$ ,  $C_3$  y  $C_4$ , los terminos  $\alpha(W - W_c)$  y  $M_4 + M_5$  se integran en la variable  $M_{ijt}$  = masa total de  $\text{NO}_3^-$  infiltrada en el acuífero.

En el instante inicial ( $t = 0$ ), cada malla del acuífero contiene una nueva  $m_{ij} = C_{ij} \cdot V_{ij}$ . Para cada incremento de tiempo se calcula la  $m_{ij}$  a partir de M1, M2 y M5; se compara el resultado con los datos de campo para el ajuste de  $\alpha$ , el tiempo de paso del agua al acuífero y el tiempo de ionización.

Se considera, para las mallas exteriores, una concentración constante durante todo el periodo de simulación que cubre el periodo febrero 1.974 - octubre 1.974.

#### ESTIMACION INICIAL DE LOS $m_{ij}$

##### Contaminación por abonado

Intervienen diversos factores : 1) El factor tipo de cítrico considera las variedades tempranas y variedades tardías. 2) La necesidad teórica de abonado crecen con la edad del cítrico y es máxima cuando éste se encuentra en plena producción. 3) Sobre el acuífero detrítico se regaban, en el año 1.974, 4.600 ha.; se calculó para cada celda el número de ha. de regadío. 4) Los abonos se han diferenciado en dos grupos según el nitrógeno vaya incorporado en forma nítrica o amoniacal. Para los abonos nítricos se ha supuesto que el ion  $\text{NO}_3^-$  no consumido por el cítrico se incorpora al acuífero y se distribuye uniformemente en él, con un desfase temporal respecto al momento del abonado igual al tiempo de paso  $t_p$ . Para los abonos amoniacales se ha realizado la misma hipótesis, pero el desfase temporal es igual al tiempo  $t_p$  más el tiempo de ionización  $t_I$ . 5) Para determinar  $t_p$ , se ha analizado para cada época de abonado, el tiempo que tarda el agua a infiltrarse al acuífero, observando la relación precipitación-respuesta piezométrica; el tiempo  $t_p$  se ha supuesto que es de dos meses en invierno y un mes en verano; se considera la reacción de ionización completa durante  $t_I$ .

Las necesidades anuales teóricas de abonos para los cítricos son las siguientes: -variedades tempranas : 230 Kg/ha. de N, en los meses de febrero y marzo; 180 Kg/ha de N en los meses de julio y agosto.

- variedades tardías: 65 Kg/ha. de N en febrero; 190 Kg/ha de N en julio y agosto; 140 Kg/ha de N en octubre.

En el año 1.974 se realizó, en la zona, el siguiente abonado: febrero-marzo : 250 a 300 Kg/ha de N; julio-agosto : 150 a 200 Kg/ha de N; octubre : despreciable.

Los tipos de abono más utilizados fueron :  $\text{NO}_3\text{NH}_4$  en el abonado de febrero y de julio para las variedades tardías;  $(\text{NO}_3)_2\text{C}$  en el abonado de julio para las variedades tempranas;  $\text{SO}_4(\text{NH}_4)_2$  en febrero para algunas variedades tardías.

El exceso de abonado se obtiene restando la cantidad de abono empleado de la cantidad teórica necesaria.

La masa de nitratos infiltrada procedente del abonado es igual - al exceso por el número de hectareas de regadio en plena producción. ( $4.600 \text{ ha} \times 0.85 = 3.910 \text{ has}$  en plena producción):

para los cítricos tempranos :  $3.910 \times 0,69 \times 710 \text{ Kg/ha NO}_3 = 1915.10^3 \text{ Kg}$

para los cítricos tardíos :  $3.910 \times 0,31 \times 820 \text{ Kg/ha NO}_3 = 994.10^3 \text{ Kg}$

La distribución temporal de la contaminación por abonado es : -- marzo :  $839.10^3 \text{ Kg}$  procedentes del abonado de febrero; mayo : --  $1.830,10^3 \text{ Kg}$ . procedentes de la oxidación del  $\text{NH}_4^+$  depositado -- en el abonado de febrero; septiembre :  $240.10^3 \text{ Kg}$  procedentes -- del abonado de julio.

La distribución de la contaminación en cada malla se calcula con siderando la superficie de regadio en producción en cada una de ella.

Masa de nitratos depositados sobre el acuífero por las lluvias

Considerando una concentración de  $\text{NO}_3^-$  en el agua de lluvia de - la zona de  $5 \text{ mg/l}$  (Pulido 1.979), y suponiendola constante a lo largo del año, se tiene una masa de : P.A.C =  $330.10^3 \text{ Kg}$ . de  $\text{NO}_3$  año.

La distribución interanual de P es :

	N	D	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O
%	24	23	0	7	6	12	1	2,5	1	2,5	5	16

Suponiendo que en octubre el cítrico tardío consume todo el nitrato aportado y despreciando las cantidades inferiores a  $25.10^3 \text{ Kg}$ , la distribución mensual porcentual de la contaminación es : noviembre 24%; diciembre : 23% y mayo 22% (el restante se - distribuye de manera despreciable en los demás meses.

La infiltración de nitratos en cada malla y para cada época es - igual a : A.P.C (siendo P la precipitación del mes).

Masa de nitratos depositados sobre  
el acuífero por regadíos

La masa de  $\text{NO}_3^-$  procedente del regadío se ha obtenido como suma de las masas procedentes del riego con agua del propio acuífero, de los acuíferos carbonatados de borde, del río Girona y de --- aguas residuales.

La masa total de  $\text{NO}_3^-$  igual a  $\Sigma$  Q.C asciende a  $850.10^3$  Kg/año.

La distribución temporal percentual es igual a la distribución interanual del riego:

	N	D	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O
%	0	0	0	5	5	5	10	20	20	20	10	5

Despreciando las cantidades inferiores a  $50.10^3$  Kg y suponiendo que en octubre todo el  $\text{NO}_3^-$  es consumido por el cítrico tardío, la distribución temporal percentual de la contaminación es : junio 10%; septiembre 60% y octubre 10%.

La masa de nitratos infiltrados en cada malla y diferentes épocas será :  $\Sigma a_i d_i C_i$  ( $a_i$  = superficie en regadío de la malla regada por el elemento  $i$ ;  $d_i$  = dotación en  $\text{m}^3/\text{Ha}/\text{año}$ ;  $C_i$  concentración en  $\text{NO}_3^-$ ). Para la estimación de  $a_i$ , se consideró que las diversas mallas son regadas por los pozos ubicados en ella; que cada pozo riega el número de hectáreas resultante de dividir la extracción anual por la dotación de riego; que si para una determinada malla se obtiene un exceso de agua disponible, este pasa a las celdas vecinas deficitarias; que si para una determinada malla se tiene un déficit de agua de riego, se utiliza el agua de las mallas más cercanas para compensarlo. La concentración de  $\text{NO}_3^-$  del agua procedente de los elementos de riego se supone para todos los meses constante e igual a la concentración de febrero de 1.974 (fecha de la toma de muestras); para aquellos elementos de riego en los que sea desconocida la concentración de  $\text{NO}_3^-$  del agua, se supone que ésta es igual a la de los elementos más próximos.

Masa total de nitratos introducidos al  
acuífero

Será la suma de las masas de  $\text{NO}_3^-$  procedentes del exceso de abono, agua de lluvia y de riego. Para todo el acuífero, y durante el periodo noviembre 1.973 - octubre 1.974 esta masa es del orden de  $4.000.10^3$  Kg.

## TANTEOS SUCESIVOS DE $mijt$

El cálculo de  $mijt$  se ha realizado suponiendo que :  $\alpha = 1$  (no existen pérdidas de nitrógeno en la zona no saturado); todas las mallas tienen la misma "capacidad de arrastre" del contaminante; el "tiempo de paso" es igual para todas las mallas;

las infiltraciones se producen totalmente en los meses correspondientes a las épocas de contaminación y que la conversión  $NH_4^+ \rightarrow NO_3^-$  se produce de forma completa durante el tiempo de ionización.

A partir de los resultados obtenidos con estas primeras hipótesis, se modifican  $\alpha$ ,  $t_I$  y  $t_p$  teniendo en cuenta:  $\alpha \leq 1$ ; a mayor precipitación <sup>y saturación</sup> mayor arrastre;  $t_p$  proporcional a la profundidad de la superficie piezométrica;  $t_p$  inversamente proporcional a las permeabilidades; etc....

## MASA DE NITRATOS AL INSTANTE INICIAL ( $mijt_0$ )

Para la determinación de  $mijt_0$  se determino previamente : el espesor saturado medio en cada malla y el volumen de agua contenido en cada malla.

No se observó variaciones de concentración de  $NO_3^-$  en función de la penetración del sondeo en el acuífero.

Algunos sondeos captan agua del acuífero y/o de la zona de mezcla se corrigió el valor de la concentración de  $NO_3^-$  de la siguiente manera : se determinaron los puntos afectados mediante las relaciones  $Mg/Ca$ ,  $Cl/CO_3H$ ,  $SO_4/Cl$  y los diagramas triangulares; para cada punto se determinó la posición y distribución en la zona de mezcla :

si  $Ca$  = concentración de ion cloruro en la zona del acuífero próximo al mar; se estimó igual a 150 mg/l.

$CA$  = concentración en ion cloruro para un sondeo con cota absoluta del fondo igual a -5 m. snm

$CB$  = idem con -15 m.

$CC$  = idem con -25 m.

$h$  = espesor del agua dulce

$P1, P2, P3$  = espesor saturado de un sondeo de cota absoluta del fondo igual a -5 m, -15 m y -25 m. snm

$C1, C2, C3$  = concentración en ion cloruro de la zona de mezcla que se extrae con  $P1, P2, P3$ .

Los valores de CA, CB y CC se obtienen de la red de control de la intrusión marina del IGME. Las incógnitas h, C<sub>1</sub>, C<sub>2</sub> y C<sub>3</sub> se resuelven mediante el sistema :

$$C_2 = (C_1 + C_3) / 2$$

$$hCa + (P_1 - h) C_1 = C_A \cdot P$$

$$hCa + \frac{(P_1 + P_3 - h) (C_1 + C_3)}{2} = C_B \frac{(P_1 + P_3)}{2}$$

$$hCa + (P_3 - h) C_3 = C_C \cdot P_3$$

Para un sondeo de espesor saturado P, se puede calcular la concentración C en ion Cl<sup>-</sup> del agua de la zona de mezcla. El volumen de agua dulce y de mezcla que extrae el sondeo están :

$$V \text{ acuífero} / V \text{ mezcla} = h / P - h$$

Suponiendo que la distribución de concentraciones de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en la zona de mezcla, sigue la misma ley lineal que para Cl<sup>-</sup>, desde un valor 0 en el mar hasta un valor x en el acuífero, se tiene :

$$N \cdot P = x \cdot h + x_1 (P - h)$$

con N : concentración en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> del sondeo "dato"

x<sub>1</sub> : concentración en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> del agua en el sondeo que se extrae.

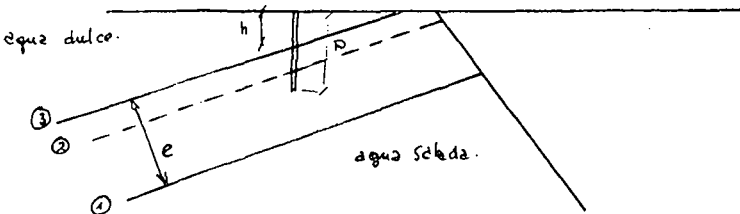
$$20000 - 150 = K_1 \cdot e$$

$$C - 150 = K_1 \cdot (P - h)$$

$$x - x_1 = K_2 (P - h)$$

$$x = K_2 \cdot P$$

de donde 
$$= x_1 \frac{(20000 - 150)}{20000 - C}$$



$$\textcircled{1} \quad \text{NO}_3^- = 0 - \text{Cl} = 20.000 \text{ mg/l.}$$

$$\textcircled{2} \quad \text{NO}_3^- = X_1 - \text{Cl} = -\text{C}$$

$$\textcircled{3} \quad \text{NO}_3^- = X_1 - \text{Cl} = 150 \text{ mg/l.}$$

e = espesor de la zona de mezcla

$K_1$  = Cte. de variación de la concentración en ion  $\text{Cl}^-$

$K_2$  = Cte. de variación de la concentración en ion  $\text{NO}_3^-$

La masa de nitratos  $M_{ij}$  se obtiene multiplicando el volumen de -- agua de la malla por el valor corregido de  $\text{NO}_3^-$ .

#### COMPLETADO DE DATOS

Para las mallas en las que no se disponía de datos se completaron éstos de la siguiente manera: Se comprobó que la masa de nitratos aumenta en el sentido del flujo según una función exponencial: --  $M_{ij} = M_0 e^{-d}$ , siendo  $M_0$  = masa de nitratos contenida en la celda próxima al borde de recarga (0,0),  $d$  = distancia de la celda (j,j) a la (0,0), según la línea de flujo se definió esta función para diversas líneas de corriente de manera a calcular el valor de las  $M_{ij}$  en las mallas sin datos.

#### SENSIBILIDAD DEL MODELO

La sensibilidad, en la mayor parte del acuífero, es baja, debido - al importante valor de la masa de nitratos contenida en las mallas; sólomente en las mallas con bajo contenido inicial de nitratos y - con variaciones interanuales importantes del espesor saturado, es buena la sensibilidad. En efecto, si se considera una malla con un contenido en nitrato de  $500 \cdot 10^3$  kg, un error de un 10% en las asignación del contenido en nitratos o en el cálculo del volumen de -- agua, supone un error de  $50 \cdot 10^3$  kg de  $\text{NO}_3^-$ , que puede representar el 50% de la contaminación infiltrada anualmente.

#### VALIDEZ DE LOS RESULTADOS DEL MODELO

El IGME, dispone desde el año 1.976 de una red para el control de la calidad del agua subterránea. Observando la evolución en el -- tiempo de la concentración en ion  $\text{NO}_3^-$  de los puntos situados en - el acuífero estudiado, se encuentran importantes variaciones anuales y una aparente tendencia al crecimiento. Se ha comprobado que existe, para los meses de otoño, una relación  $C = (h)$  entre la - concentración en  $\text{NO}_3^-$  y la cota piezométrica. Esta relación se explica si pensamos que los años hidrológicos en los que la cota -- piezométrica, con embalse recargado, es baja, el gradiente es menor, por tanto, para una misma permeabilidad la velocidad de flujo es menor, lo que produce una mayor recarga en  $\text{NO}_3^-$  de las aguas, para un mismo lapso de tiempo.



La evolución hiperanual de los elementos contaminantes del acuífero (abonado, lluvia, riegos) es aproximadamente constante; si no hay incrementos importantes de las explotaciones, el valor hiperanual del contenido en  $\text{NO}_3^-$  en las mallas, debe permanecer aproximadamente constante, aun cuando existan años con importantes incrementos debido a las sequías hiperanuales. Los resultados del modelo pueden ser por tanto válidos para definir la situación del acuífero durante un largo periodo de tiempo.

#### CONCLUSIONES

Un porcentaje importante del abono nitrogenado utilizado se infiltra al acuífero, lo que además de representar una pérdida económica para el agricultor, produce una contaminación de las aguas subterráneas.

Podría corregirse en parte esta contaminación racionalizando el sistema de riegos de tal forma que se tienda a eliminar la infiltración por regadíos con la consiguiente disminución del arrastre de nitratos. Por otra parte, si el abonado se realiza de forma -- fraccionada dentro del periodo de abonado, se disminuye la probabilidad de que las lluvias filtren parte del  $\text{NO}_3^-$  antes de que este pueda ser asimilado por el cítrico.

La contaminación permanece constante en el tiempo a escala hiperanual.

Los años secos producen un aumento de contaminación. Un incremento de las explotaciones en el acuífero detrítico y en el carbonatado, que en parte lo recarga, puede causar un importante aumento de la contaminación.

La sensibilidad del modelo es baja, por lo que los valores de  $\text{ij}$  que se obtengan solo representan un orden de magnitud.

#### AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a los Sres. Sobrino Julian y Bueno Dionisio la ayuda prestada.

#### REFERENCIAS

IGME (1.980) - Estudio de extracciones de agua subterránea para zonas agrícolas y localización de áreas de regadío, provincia de Alicante.

MINISTERIO DE AGRICULTURA (1.972) - Estadística de cultivos de la Provincia de Alicante.

PULIDO BOSCH A. (1.979) - Contribución al conocimiento de la hidrogeología del Prebético Nororiental - Memoria del IGME - Tomo 95.

RAMOS F. y ali (1.979) - Una aproximación en diferencias finitas para el estudio de la contaminación por nitratos de acuíferos no confinados - II Simposio Nacional de Hidrogeología - Pamplona.

RODRIGUEZ L. (1.980) - Establecimiento de una red para el estudio y control de la zona de mezcla en acuíferos detríticos costeros. Aplicación al acuífero de Javea - Jornadas Minero Metalúrgicas-Huelva.

IGME (1.975) - Modelo matemático de la Plana de Gandía-Denia.

IGME (1.975) - Los regadíos de la Cuenca Media y Baja del río - Júcar.

CAMARA SINDICAL AGRARIA (1.974) - Distribución de superficies cultivadas por Términos Municipales en la Provincia de Alicante.

IGME (1.975) - Hidrogeología del Sistema 50. Zona Sur.

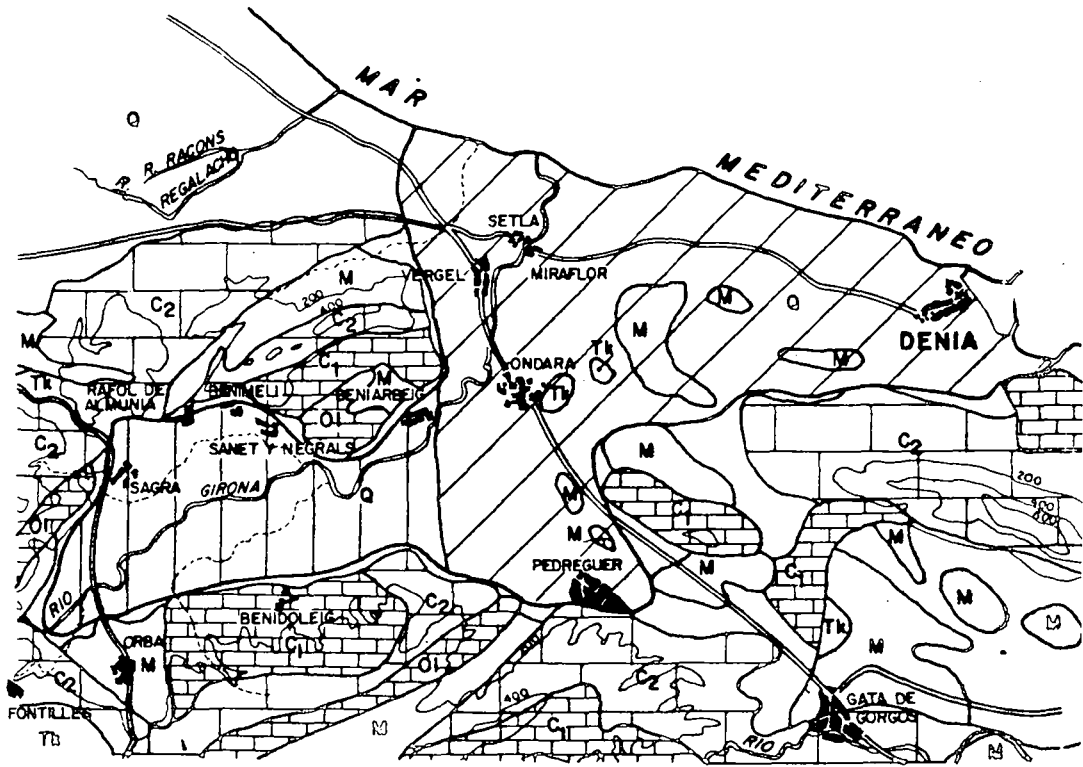


Fig. 1 ACUIFERO CUATERNARIO DEL VALLE DEL GIRONA ESCALA 1:100.000

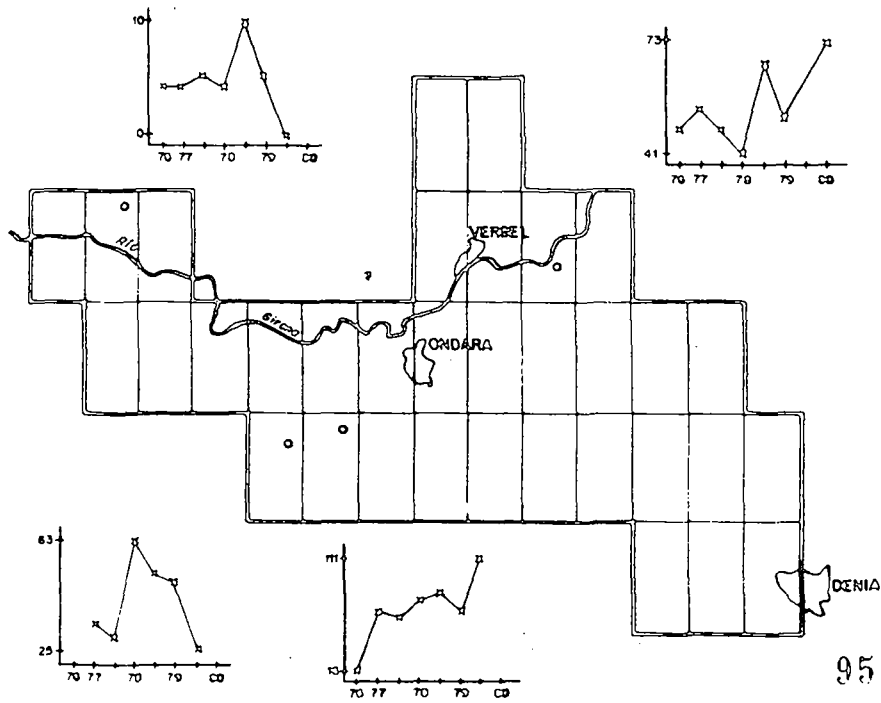


Fig. 2 DISCRETIZACION ESPACIAL Y EVOLUCION DE NITRATOS



CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA	SESION <b>1</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981	ACTAS DE LAS SESIONES	97 111 páginas

ESTUDIO DE LA CONTAMINACION DE AGUAS SUBTERRANEAS POR FERTILIZANTES Y AGUAS RESIDUALES EN LA COMARCA DE LOS LLANOS DE ALBACETE.

ARENAS CUEVAS M. (1); DICHTL SUBIAS L. (2); FERNANDEZ ALLER R. (3); GARCIA LAZARO U. (4); PEREZ CASTAÑOS A. (5).

(1) Ingeniero Agrónomo; (2) Licenciado en C. Geológicas; (3) Dr. Ingeniero de Minas; (4) Ingeniero Técnico Agrícola (5) Ingeniero de Minas.

El área de estudio abarca 1800 km<sup>2</sup> en la provincia de Albacete. El acuífero más vulnerable es el terciario cuaternario por ser el que presenta una gran parte de la zona con nivel de agua libre, a veces a menos de 2 m. Los acuíferos del cretácico y jurásico, sobre todo los de este último, libres en los bordes pueden presentar problemas de contaminación. Todo el sistema se comporta como un acuífero multicapa con conexión hidráulica entre sí. A pesar de que las dosis de abonado a nivel regional son bajas, las características de su aplicación, la sobredosis de riego y la cercanía del nivel piezométrico en algunas áreas a la superficie hacen que hayan aparecido problemas de contaminación por nitratos relacionados también con focos puntuales (ganadería estabulada, vertidos urbanos e industriales).

#### INTRODUCCION

La Empresa Nacional Adaro de Investigaciones Mineras, S.A. (ENADIMEA) ha realizado por encargo del Instituto Nacional de Industria (INI) en el año 1975, un estudio piloto de la posible contaminación de aguas subterráneas por el uso de fertilizantes y el vertido de aguas residuales. Se eligió un área en la que se conociera la infraestructura hidrogeológica y en la que especialmente no hubiera un claro predominio de focos puntuales derivados de vertidos industriales y urbanos.

Los Llanos de Albacete abarca un área de 1800 km<sup>2</sup> que está situada al Norte de esta provincia, incluye la capital (100.000 hab.), otros núcleos de población de relativa importancia como La Roda (12.000 hab.); Balazote (2.500 hab.); Barrax (2.500 hab.); La Gineta (2.500 hab.) y doce núcleos más de menor importancia con población superior a los 200 habitantes.

La zona de estudio rellenada con materiales terciarios y cuaternarios limita:

E-SE, afloramiento cretácico entre Chinchilla y Casas de Juan Núñez (formación Quesado-Franco y Benejama).

S, afloramiento jurásico, Dogger, entre Chinchilla y Pozuelo (formación Chorro).

S-SW, afloramiento de jurásico, Dogger entre Pozuelo y Munera (formación Colleras).

W-NW, divisoria de las cuencas superficiales de los ríos Júcar y Guadiana.

N-NE, cauce del río Júcar.

Características fundamentales de esta zona de estudio son:

- La no existencia de importantes cursos de aguas superficiales - que implica, que el suelo y por percolación los acuíferos se constituyen en medios receptores de las sustancias contaminantes, agravado por la topografía llana que dificulta el sistema de drenaje.
- Los recursos hídricos subterráneos son importantes y constituyen un pilar fundamental y condicionante para el desarrollo agrario e industrial de la zona. El volumen de recursos es del orden de los 200 hm<sup>3</sup>/año estimándose la reserva útil en unos 5000 hm<sup>3</sup>.
- Ser un área con un creciente desarrollo agrario. La superficie en regadío ascendía en 1975 a 17000 ha de regadío, con un crecimiento anual de un 20%. Las últimas estadísticas (1980) indican que ese índice de crecimiento no ha menguado, aumentando la superficie regada a 35000 ha en 1980. Como consecuencia de la implantación de nuevos regadíos a base de productos para forraje y pienso se ha incrementado considerablemente la instalación de granjas para ganado en estabulación.
- Crecimiento de un polígono industrial y existencia de industrias agrarias fuera del polígono con un constante aumento que puede incrementar en un futuro los problemas de posible contaminación de aguas subterráneas ya existentes.

#### CARACTERÍSTICAS DE LOS RECURSOS SUBTERRANEOS DE AGUA

El sistema hidrogeológico de Albacete, en el que se incluye completamente la Zona de Estudio es una unidad heterogénea formada por la superposición de varios acuíferos cuyo disposición de lecho a muro es como sigue:

- Acuífero Jurásico (formación Chorro-Colleras). Compuesto por dolomías y calizas liásicas con una potencia de 250-350 m. Es el más importantes y extenso del sistema, en la zona meridional es el único de interés. Por lo general se encuentra confinado debido al carácter impermeable de las formaciones suprayacentes. Su transmisividad media oscila entre 2500 a 12000 m<sup>2</sup>/día, pudiendo alcanzar, de forma espectacular, los 50000 m<sup>2</sup>/día.
- Acuífero Cretácico (formación Benejama y formación Quesado-Franco). Está formado por un tramo dolomítico (Turoniense) y uno calizo (Senonense). Su potencia varía entre 50 y 150 m. Está confinado en su mayor parte con características hidráulicas bastante semejantes a los acuíferos Jurásico. Presenta mayor desarrollo en los sectores norte y este.
- Acuífero Mioceno formado por calizas lacustres del Pontienne. En Los Llanos, es junto al Chorro, el acuífero más importante del sistema. Se encuentra libre en toda su extensión y alcanza una potencia máxima de 150 m en el centro de la zona. Su transmisividad llega en ocasiones a los 25000 m<sup>2</sup>/día tomando como media 1000 a 8000 m<sup>2</sup>/día.

Además con carácter local presentan cierto interés como acuíferos, las formaciones Colleras (techo del Dogger) en el borde SE, Carretas (base del Jurásico) en el borde suroeste y Gallinera (techo del Jurásico) en el borde norte-sureste.

El pliocuaternario presenta también interés como acuífero y es el más vulnerable por su localización y profundidad y por encontrarse

libre en toda el área de estudio como el Ponticense.

El funcionamiento hidrogeológico está condicionado por la presencia del río Júcar que drena el acuífero multicapa CHORRO-BENEJA MA-PONTIENSE generalmente a través de este último.

La recarga procede de la lluvia útil más los aportes exteriores que recibe tanto superficial como subterráneamente por el Norte y el Oeste. Los ríos Lezuza, Jardín, Quéjola y Cañada del Quintanar pierden su cauce en la llanura infiltrando sus aguas. Por otra parte merece destacar el drenaje del acuífero que va realizando - el denominado Canal del Salobral que se va juntando a otros canales y azarbes drenantes de las zonas donde el nivel de agua está más cerca de la superficie y forman lo que se denomina Canal de M<sup>a</sup> Cristina que riega algunos años hasta 400 ha en las cercanías de Albacete, al juntarse con los sobrantes de las aguas residuales de la población. Este canal hecho en el Siglo XIX fundamentalmente para saneamiento de la ciudad de Albacete no lleva actualmente sus aguas sobrantes al Júcar sino que se infiltran pasando la pedanía de Tinajeros.

La demanda de agua, en un 90% agrícola, es cubierta por los recursos pero a consecuencia del rápido incremento de superficies regadas se están produciendo problemas locales de sobreexplotación con bajadas irre recuperables de niveles.

#### FOCOS DE CONTAMINACION

La contaminación de recursos superficiales es observable y con ciertos parámetros de medida básicos se puede conocer la causa y la relación causa-efecto es inmediata, así como su estudio y análisis de las técnicas y medidas correctivas. Cuando el medio receptor de la contaminación son las aguas subterráneas, a través del suelo, ésta no es visible y sólo es observable a través de alguna captación o manantial. Dada la lenta circulación del agua en el subsuelo, salvo en terrenos muy karstificados puede tardar se mucho tiempo hasta que el problema sea perceptible. Si el foco ha sido continuo, la recuperación del acuífero llega a ser imposible o muy costosa, aunque se pare la causa durante años seguirá aumentando el nivel de contaminantes en las aguas.

Los focos de contaminación que afectan a los medios receptores (ríos, canales, suelo o aire) pueden dividirse en dos grandes grupos: puntuales y extensivos. En los primeros (residuos ganaderos, industriales, urbanos) el vertido se concentra en un punto o en una zona muy reducida, mientras que en los segundos (fertilizantes, pesticidas) la posible acción contaminadora se extiende a un radio considerable.

En el presente Estudio se ha considerado como foco extensivo el abonado nitrogenado y como focos puntuales los residuos urbanos, industriales y de explotaciones ganaderas.

#### Fertilizantes nitrogenados

Se ha realizado una cartografía e inventario de cultivos a escala 1/50.000 distinguiendo:

- uso de la tierra (superficie labrada, no labrada, abonada).
- demanda y origen del agua (regadío fijo con aguas subterráneas,

	ALBACETE			SALAZOTE			LA HERRERA			BARNAZ			FUENSANTA LA RODA MONTALCÓB			LAGINETA			VALDEGANGA			CARAS - NUÑEZ			LA FELIPA Dehesilla			TOTAL AREA ESTUDIADA		
	N en NO <sub>2</sub>	N en NH <sub>4</sub>	N total	N en NO <sub>2</sub>	N en NH <sub>4</sub>	N total	N en NO <sub>2</sub>	N en NH <sub>4</sub>	N total	N en NO <sub>2</sub>	N en NH <sub>4</sub>	N total	N en NO <sub>2</sub>	N en NH <sub>4</sub>	N total	N en NO <sub>2</sub>	N en NH <sub>4</sub>	N total	N en NO <sub>2</sub>	N en NH <sub>4</sub>	N total	N en NO <sub>2</sub>	N en NH <sub>4</sub>	N total	N en NO <sub>2</sub>	N en NH <sub>4</sub>	N total			
	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha			
Regadío (total de agua superficial)	42	39	81	26	45	75							4	4	8				4	2	6	1						79	90	169
Regadío (en superficie de agua superficial)				20	20	40	50	50	100																			70	70	140
Regadío (en agua subterránea)	200	140	474				14	12	26	14	17	31	6	6	12	1		2										27	37	64
Secano	450	590	1040	21	28	49	12	9	21	88	95	160	222	223	445	88	65	130	26	37	56	29	58	87	75	122	20	956	1047	2003
TOTALES	724	881	1605	68	83	162	76	71	147	75	112	17	221	229	450	96	68	132	30	39	54	26	58	87	75	122	20	1013	1267	2280

Cuadro nº 1: Dosis de fertilizantes empleadas. Resumen por término municipal



regadío fijo con aguas superficiales, regadío eventual con aguas superficiales).

- sistema de cultivo (grandes explotaciones, pequeñas explotaciones y huertas)
- tipo de productos cultivados (cereales de invierno, maiz, remolacha, alfalfa, vid, cebollas, etc.).

Se ha visitado a todos los almacenistas locales contrastando los datos que figuran en los partes mensuales; en los municipios y en la capital se han realizado visitas a las Cámaras Agrarias y a las distintas dependencias de la Delegación Provincial del Ministerio de Agricultura. También se ha tomado contacto con las grandes explotaciones agrarias que compran directamente los abonos sin pasar por los almacenistas de la zona.

La dosis media empleada es de 33 kg de nitrógeno por ha y año. Sólo se abona el 60% de la superficie labrada en secano (80000 ha). Esta superficie abonada no es la misma todos los años sino que en general va rotando. Prácticamente equivale a un abonado cada año, lo que dá una dosis neta de 20 kg de nitrógeno por ha y año. En las zonas de regadío se abona todos los años excepto en el cultivo de alfalfa u otras leguminosas, las dosis netas duplican la media. Las diferencias entre las distintas explotaciones de regadío son muy grandes, oscilan entre los 20 kg/ha/año en las que tienen mayoritariamente cultivo de alfalfa a 250 kg/ha y año en las explotaciones de manzanos.

La fórmula de fertilización es en general el 40% en forma nítrica y el resto en forma amoniacal, empleándose cerca del 50% de abonos complejos y compuestos, muy por encima de la media nacional. Los abonos más usados son el nitrato de chile, el sulfato amónico y el nitrato amónico del 20,5%, y los complejos 6-12-6, 12-24-8 y 15-15-15.

El aprovechamiento medio del abonado es del 70% para secano y alrededor del 50% para regadío, dada la cantidad de agua en exceso que se utiliza en los riegos.

La cantidad total de nitrógeno utilizado asciende a 3150 t/año. De ella la mitad se utiliza en el municipio de Albacete, que tiene una superficie abonada de 37.000 ha.

Las épocas de abonar son primordialmente el mes de febrero (cobertura) y el mes de octubre (sementera) que preceden o coinciden con los meses más lluviosos. En las áreas donde abundan los regadíos destaca también la punta del mes de mayo.

#### Vertidos industriales y urbanos

Se han inventariado en la zona de estudio diecisiete núcleos de población en los que se ubican prácticamente la totalidad de los habitantes (ver cuadro nº 2). El censo de industrias indica que hay 14 fábricas de embutidos, 6 mataderos, 62 bodegas, 2 elayotécnicas, 1 central lechera, 1 maltería, 1 papelería y 1 alcoholaria, la inmensa mayoría de ellas vierten al alcantarillado. En el cuadro nº 3 se desglosan las seis industrias que por su tamaño y potencial contaminante son significativas.

#### Vertido de explotaciones ganaderas

Se han inventariado todas las explotaciones ganaderas con más de quince cabezas. En total son 35 explotaciones con 22000 cabezas

NOMENCLATURA	POBLACION	Nº HABITANTES	FORMA Y LUGAR DEL VERTIDO
790 U-1	ALBACETE	88.000	En canal Nº Cristina, utilizándose para riego aguas abajo del vertido
790 U-2	BELAZOTE	2.500	Aguas decantadas pasando después a una acequia para usar en riego
790 U-3	AGUAS NUEVAS	2.000	Las aguas son conducidas por el alcantarillado a la planta depuradora y son usadas para riego antes de ser tratadas
790 U-4	EL SALOBRAL	1.600	Aguas negras vertidas en el caudal El Salobral
790 U-5	ARCAMON	800	De la depuradora a la Rambla de Argamón
790 U-6	LA BERGERA	500	Pozos negros en el casco urbano
790 U-7	SANTA AIA	250	Pozos negros y pozos de agua abandonados
790 U-8	LOS ANGIJES	210	Directamente a la calle y corrales, no hay pozos negros
742 U-1	LA RODA	11.696	La red de alcantarillado descarga en una toma a 500 m del casco urbano
742 U-2	FUENCENTA	662	La red de alcantarillado descarga libre inmiscúlose en el terreno cerca del río Júcar
742 U-3	MONTALVOS	282	No hay alcantarillado, las aguas son vertidas en sumideros y corrales
764 U-1	BARRAX	2.358	En pozos negros
765 U-1	LA GINETA	2.495	Sumideros particulares en las casas
766 U-1	VALDEGANGA	2.365	El 65% de las aguas pasan a la planta, el resto se vierte directamente al río Júcar
766 U-2	CASAS DE JUAN NUÑEZ	1.630	Pozos negros en el casco urbano
766 U-3	TINAJEROS	370	Red de alcantarillado, vierte en el canal Nº Cristina
766 U-4	LA FELIPA	350	Pozos negros

Cuadro nº 2: Localización de focos urbanos

NOMENCLATURA	DENOMINACION	PRODUCCION Y SU VOLUMEN	FORMA Y LUGAR DEL VERTIDO
790 I-1	MATADERO GENERAL FRIGORIFICO	3254 tm/año	El alcantarillado vierte al canal El Salobral
790 I-2	PAPELERA	3000-4000 tm/año	El vertido se hace directo en el canal María Cristina
790 I-3	MALTERIA	25000 tm/año	Alcantarillado sanitario de Albacete
790 I-4	CENTRAL LECHERA	4400000 l/año	Alcantarillado sanitario de Albacete
742 I-1	COOPERATIVA ALCOHOLERA	3500 m <sup>3</sup> /año	Alcantarillado sanitario de La Roda
742 I-2	DESTILERIA	240 m <sup>3</sup> /año	Alcantarillado sanitario de La Roda

Cuadro n° 3: Localización de los principales focos industriales

NOMENCLATURA	TERMINO MUNICIPAL	LOCALIZACIÓN	N° DE CABEZAS DE GANADO			
			BOVINO	OVINO	PORCINO	TOTAL
790 G-1	BALAZOTE	En el casco urbano			240	240
790 G-2	BALAZOTE	En el casco urbano			160	160
790 G-3	BALAZOTE	En el casco urbano			11	11
790 G-4	LA HERRERA	En el casco urbano			15	15
790 G-5	LA HERRERA	En el casco urbano			400	400
790 G-6	ALBACETE	Agua Nueva			125	125
790 G-7	ALBACETE	El Salobral			2.060	2.060
790 G-8	ALBACETE	El Salobral	158			158
790 G-9	ALBACETE	El Salobral		70		70
790 G-10	ALBACETE	Argamandó			150	150
790 G-11	ALBACETE	Argamandó			200	200
790 G-12	ALBACETE	Boyo Viejo	800			800
790 G-13	ALBACETE	Santa Ana	100			100
790 G-14	ALBACETE	Santa Ana			300	300
790 G-15	ALBACETE	Grupa Escuela de Capacitación	40	100	20	160
762 G-1	LA RODA	En el casco urbano	40	2.060		2.040
764 G-1	BARRAX	A 1 Km. carretera a La Roda		600		600
764 G-2	BARRAX	En el casco urbano			2.300	2.300
765 G-1	LA GINETA	Conjunto Explotac. Casco Urbano			670	670
765 G-2	LA GINETA	Lazabal			590	590
765 G-3	LA GINETA	Casa Zapata		1.100		1.100
765 G-4	LA GINETA	Casa Castro		500	100	600
765 G-5	LA GINETA	Casa Cantos		370		370
765 G-6	LA GINETA	Santa Catalina		700		700

Cuadro n° 4: Localización de focos ganaderos

NOMENCLATURA	TERMINO MUNICIPAL	LOCALIZACION	N.º DE CABEZAS DE GANADO			
			BOVINO	OVINO	PORCINO	TOTAL
765 G-7	LA GIBETA	En el casco urbano		1.200		1.200
765 G-8	LA GIBETA	En el casco urbano			1.000	1.000
766 C-1	VALDEGARRA	A 1 Km. de la carretera de Navarra			156	156
766 G-2	ALBACETE	Tinajeros			63	63
766 G-3	ALBACETE	Tinajeros			45	45
766 G-4	ALBACETE	Tinajeros			42	42
766 C-5	CHINCHILLA	La Felipa			30	30
766 G-6	ALBACETE	Tinajeros			300	300
766 G-7	C. DE J. RUIZ	En el casco urbano			600	600
766 G-8	ALBACETE	Tinajeros	209	1.560		1.769
766 G-9	VALDEGARRA	En el casco urbano			1.800	1.800

Cuadro n° 4: continuación

PUNTO	ACTIVIDADES OPERATIVAS				CARACTERÍSTICAS			CONCENTRACIONES DE CONTAMINANTES							VALORES DE REFERENCIA			OTROS		
	Actividad	Carga	Horario	Frecuencia	Nombre	Unidad	Medio	Metodo	NO <sub>x</sub>	SO <sub>2</sub>	CO	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>	NO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>	Metano	NO <sub>x</sub>		SO <sub>2</sub>	CO
01	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
02	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
03	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
04	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
05	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
06	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
07	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
08	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
09	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
10	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
11	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
12	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
13	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
14	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
15	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
16	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
17	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
18	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
19	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
20	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
21	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
22	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
23	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
24	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
25	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
26	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
27	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
28	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
29	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...
30	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	Local P...

Cuadro nº 5: Carga contaminante de los vertidos puntuales

(6% vacuno, 24% ovino y 70% porcino). Ver cuadro n° 4.

### Carga contaminante de los focos puntuales

En el cuadro n° 5 se hace un análisis de los focos puntuales según el vertido y su carga contaminante. El total de focos puntuales teniendo en cuenta el lugar de vertido, es decir que pueden sumar un solo foco, vertidos industriales, urbanos y ganaderos, es de treinta y tres.

El caudal vertido asciende a 30000 m<sup>3</sup>/día, de los que 23000 m<sup>3</sup>/día corresponden al núcleo urbano de Albacete. La carga en DBO<sub>5</sub> asciende a 8300 kg/día de la que más del 50% se vierte sin depurar.

### CALIDAD DE AGUAS

En el presente estudio se carece de datos históricos, por tal motivo las conclusiones tienen que ser forzosamente referidas a un momento dado y de carácter preliminar.

Con respecto a los parámetros a estudiar, si bien se han efectuado análisis de medida de pH, temperatura, oxígeno disuelto, conductividad, cloruros, nitratos, oxidabilidad al permanganato, así como análisis bacteriológicos, se ha fijado el contenido en nitratos como parámetro básico a escala regional y calidad bacteriológica como dato fundamental a escala puntual, referido especialmente a los pozos de abastecimiento urbano.

El número de puntos muestreados ha sido de 69; 52 correspondientes a captaciones de aguas subterráneas (pozos, sondeos y manantiales) y 17 a puntos de agua superficiales (acequias, canales y vertidos). Estableciendo la extensión aproximada de la zona de estudio en 1800 km<sup>2</sup> la densidad promedio de puntos de aguas subterráneas muestreadas corresponde a 1 muestra por 135 km<sup>2</sup>; sin embargo y atendiendo a la ubicación de las áreas de explotación, el muestreo se ha fijado en cuatro zonas: La Roda, Albacete, Balazote y Tinajeros y especialmente en las tres últimas.

Por lo que se refiere a los puntos muestreados en relación con el tipo de acuíferos captados, la mayoría corresponden al acuífero mioceno, y un menor porcentaje a los acuíferos jurásicos y cretácico. En cuanto a los usos de las aguas subterráneas analizadas, 18 puntos corresponden a abastecimientos urbanos (34,63%) 3 a abastecimientos industriales (5,82%) y 31 a usos rurales (agrícolas, ganaderos y domésticos) (59,6%).

De los 17 puntos muestreados en aguas superficiales, 2 corresponden a vertidos industriales, 1 a vertidos urbanos (Albacete), 8 al Canal de María Cristina, 1 al Canal del Acequión, 2 al Salobral, 2 al Canal Ojos de San Jorge y 1 a otro Canal.

Se han analizado 66 puntos, el pH, temperatura, conductividad, y oxígeno disuelto (todos estos parámetros medidos in situ); en 65, cloruros, nitratos y oxidabilidad al permanganato (analizados en laboratorio) y en 21 calidad bacteriológica (efectuado por el Instituto Provincial de Sanidad de Albacete).

Se ha dividido la zona de estudio en cuatro áreas que tanto por sus características hidrogeológicas como por los parámetros que afectan a la calidad pueden ser consideradas como subunidades diferenciales.

### Zona de Albacete-Aguas Nuevas-El Salobral

Tiene la zona 110000 habitantes, albergados en los núcleos urbanos de Albacete (95%), Aguas Nuevas, El Salobral, y Santa Ana, todas pertenecientes al municipio de Albacete. Cartográficamente está incluida en el 4º cuadrante de la hoja del MTN (1/50000) 790. Existen 10 explotaciones ganaderas con 300 cabezas de bovino, 170 de ovino y 3500 de porcino y 4 industrias de importancia (Matadero General Frigorífico, Papelera, Maltería y Central Lechera). La carga total de los focos puntuales es de 2890 kg/día de DBO<sub>5</sub> y 1250 kg/día de N.

Hay una superficie abonada de 36360 ha (el 10% de regadío) con una dosis media de 48 kg/ha.año de N que supone un volumen total de nitrógeno de 1570 t/año.

Se han hecho análisis de 8 puntos de aguas superficiales (canales) y 22 puntos de aguas pertenecientes al acuífero Ponticense (Mioceno) cuyo nivel freático, oscila entre 0 y 32 m, con un nivel medio de 12 m. El contenido en nitratos oscila entre 2 y 32 mg/l correspondiendo los máximos valores a áreas sin drenaje superficial. La contaminación por materia orgánica es debido fundamentalmente a las aguas residuales de Albacete, o las industrias y a las explotaciones ganaderas, que son junto a los fertilizantes las causas del alto contenido en nitratos.

Esta área es la más vulnerable teniendo en cuenta los altos niveles freáticos, la explotación de aguas existente y la prevista, para regadíos y ganadería. Existe un riesgo alto de contaminación bacteriológica en los abastecimientos para agua potable y un futuro riesgo de contaminación del acuífero superficial por nitratos. Se hace necesario regular el uso y tipo de fertilizantes, la utilización ahora excesiva, de agua para riego así como mejorar la calidad de los efluentes ganaderos e industriales.

### Zona de Balazote-La Herrera

Incluye los núcleos urbanos de Barrax, La Herrera, Balazote, Argamasón y Los Anguijes pertenecientes, los tres primeros a los municipios del mismo nombre y los dos restantes al municipio de Albacete. La población no llega a los 7000 habitantes y el censo gadero llega a las 5000 cabezas. La superficie abonada supera las 12500 ha, de las que la tercera parte es de regadío. La dosis media de 28 kg/ha/año y el volumen total de nitrógeno debido a los fertilizantes alcanza las 500 t/año.

La carga contaminante de los focos puntuales es de 900 kg/día de DBO<sub>5</sub> y de 180 kg/día de nitrógeno.

Se han hecho análisis en 12 puntos de agua pertenecientes a los acuíferos mioceno, cuaternario y jurásico. Se observa en el 1º de ellos, nivel freático a 6 m, un alto contenido en nitrato (36 mg/l en Balazote) con una tendencia a incrementarse.

Se ha detectado posible contaminación bacteriológica en los abastecimientos a Barrax (75 m, jurásico), Argamasón (65 m, jurásico) y Los Anguijes (27 m, acuífero mioceno cuaternario).

Esta zona especialmente en el área de Balazote, es muy vulnerable, dado el carácter superficial tanto del acuífero mioceno como del jurásico. Este último por su posterior carácter de cautivo en el



resto del área, debe ser prevenido de contaminación, ya que registra la mayor reserva de aguas de buena calidad del área de estudio.

#### Zona de La Gineta-La Roda

Existen los núcleos urbanos de La Gineta, La Roda, Montalvos y Fuen Santa con una población algo superior a los 15000 habitantes (80% en La Roda).

Los vertidos puntuales son, además de los provenientes de los cascos de población, los ganaderos, con un censo de 7900 cabezas (2% vacuno, 44% ovino y 54% porcino) y los correspondientes a algunas industrias de transformación de productos agrarios, entre los que destacan una alcoholera y una destilería ambas en La Roda.

Los vertidos ganaderos representan más del 70% de las cargas. El volumen total de estas asciende puntualmente a 3500 kg/día DBO<sub>5</sub> y 360 kg/día de nitrógeno.

La superficie abonada asciende a 30500 ha, con solo 300 ha en regadío. Las dosis de abonado son muy bajas (18 kg/ha/año de nitrógeno).

El volumen total de nitrógeno aportado por los fertilizantes asciende a 630 t/año.

Se ha realizado 8 análisis de calidad en pozos del acuífero pontiense, dándose muestras con más de 90 mg/l de NO<sub>3</sub>.

El drenaje de esta zona se efectúa hacia el río Júcar, distante de los focos puntuales más importantes 7 km. Dada esta distancia y la no existencia de otros cauces superficiales de drenaje todos los agentes contaminantes se infiltran en el terreno. Espectacular es el vertido de las aguas residuales de La Roda en que toda la red de saneamiento incluidas las aguas industriales y ganaderas confluye en una fosa a 500 m al S del casco urbano.

A pesar de las bajas dosis de abonado y de la existencia de zonas regables el contenido en nitratos es muy alto y rebasa los límites permisibles para aguas potables. Esto unido al riesgo de la contaminación bacteriológica son los problemas más importantes que presenta esta área.

#### Zona de Tinajeros-Valdeganga

Incluye las poblaciones Tinajeros (municipio de Albacete), La Felipa (municipio de Chinchilla del Monte Aragón), Valdeganga y Casas de Juan Núñez. La población supera los 5000 habitantes y la cabaña comprende 200 cabezas de bovino, 1500 cabezas de ovino y 3000 cabezas de porcino.

La carga contaminante puntual asciende a 920 kg/día de DBO<sub>5</sub> y 220 kg/día de nitrógeno.

La superficie abonada asciende a 12800 ha, de ellas el 6% en regadío, concentrado al NE de Tinajeros. La dosis real es de 32 kg/ha/año. En el regadío la dosis llega a los 80 kg/ha. año. El volumen total de nitrógeno aportado por los fertilizantes supera las 400 t/año.

Se han hecho 9 análisis de agua en el acuífero Ponticense y 9 en aguas superficiales (Canal de Doña María Cristina).

La parte más conflictiva es al Norte de Tinajeros donde se suma -

los efectos de los fertilizantes en la zona de regadío con la infiltración de las aguas residuales de Albacete portadas por el canal de drenaje de Doña María Cristina que a pesar de su cometido y de su cauce no lleva aguas hasta el río Júcar como se proyectó en el siglo pasado.

Las aguas de abastecimiento en Tinajeros y Valdeganga presentan - alta vulnerabilidad y existe un peligro real de contaminación del acuífero superficial (Pontiense).

### CONCLUSIONES

Las dosis de abonado son bajas en general pero la aplicación irregular de las mismas, y la gran leixiviación por los periodos y épocas de abonado y sobredosis de riego, junto a que el nivel saturado se encuentra a veces muy cerca de la superficie, conduce a que hayan aparecido ya problemas de sobredosis de nitratos, relacionados también con focos puntuales (ganadería estabulada y vertidos industriales).

Aunque la industria tiene poca importancia en la comarca existen 6 focos significativos, cuatro de ellos en Albacete (matadero, maltería, lechería y papelera) y dos en La Roda (alcoholera y destilería).

Considerando la falta de datos históricos, la importancia de los recursos de agua subterránea en el desarrollo de la comarca y los resultados de este ensayo preliminar, se recomienda:

- 1) Análisis periódicos de la red de puntos de agua analizados en el presente estudio.
- 2) Control sobre las dosis y tipos de fertilizantes usados.
- 3) Estudio y control de los efluentes de las explotaciones ganaderas.
- 4) Estudio de las fuentes de contaminación de los abastecimientos municipales.
- 5) Estudio de las posibilidades de reutilización de las aguas residuales para su uso en agricultura.
- 6) En la zona de Albacete-El Salobral se recomienda un estudio de detalle de su estado de contaminación, tanto de las aguas subterráneas como de los canales de drenaje, y sus posibles interrelaciones. También se recomienda la implantación y/o el control de funcionamiento de las estaciones para el tratamiento de aguas residuales.
- 7) Para las otras zonas se recomienda asimismo un tratamiento adecuado de las aguas residuales, de fundamental importancia en los núcleos urbanos de Balazote, La Roda y Albacete.

## RECONOCIMIENTOS

Este trabajo ha sido posible gracias a la colaboración y facilidades prestadas para la recogida de información y datos de base por parte de la oficina regional del Instituto Geológico y Minero de España, la Delegación Provincial del Ministerio de Agricultura y la Delegación Provincial del Ministerio de Industria y Energía. Mención especial merece el apoyo técnico facilitado por el Dr. Ingeniero Agrónomo D. Pablo Quintanilla Rejado, Jefe de la División Agraria Centro.

## REFERENCIAS

- Comité des problemes de l'eau (1973) La pollution des eaux par - l'agriculture et la sylviculture, O.N.U. Vienne.
- Instituto Geológico y Minero de España (1975) Investigación hidrogeológica de las Cuencas Altas de los ríos Júcar y Segura. Informe técnico n° 2: Unidad Norte- P.I.A.S., Madrid.
- Instituto Geológico y Minero de España (1980) El sistema hidrogeológico de Albacete (Mancha Oriental) Ministerio de Industria y Energía, Madrid.
- Senent Alonso M. y Ruiz Celaá (1974) Estudio hidrogeológico Alto Júcar-Alto Segura, SMAGUA, Zaragoza.
- Swedish International Development Authority (1972) Effects of intensive fertilizer use of the human environmet. F.A.O., Roma.

INTERNATIONAL COMMISSION ON  
FOR GOVERNMENT WATER SUPPLY



CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA	SESION <b>1</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981	ACTAS DE LAS SESIONES	113 118 páginas

LA PROBLEMÁTICA DE LOS CONTENIDOS DE NITRATOS EN LAS  
AGUAS SUBTERRANEAS DE LA LLANURA MANCHEGA

Luis Ocaña Robles<sup>+</sup>, Segismundo Niñerola Pla<sup>+</sup>, Carlos  
Ruiz Celaa<sup>++</sup>

+ CGS, Cia. General de Sondeos, S.A.  
++ Instituto Geológico y Minero de España

Resumen. En la Llanura Manchega, donde las aguas subte-  
rráneas han adquirido en los últimos años una gran im-  
portancia social y económica, las investigaciones lle-  
vadas a cabo por el IGME, han revelado la existencia -  
de concentraciones elevadas de nitratos en éstas, las  
cuales ponen de manifiesto la existencia de una conta-  
minación por prácticas agrícolas.

En la presente comunicación se determinan, de manera -  
general, en base a los 618 análisis realizados en los  
distintos años, las zonas de concentraciones anómalas,  
cuantificándose éstas hasta donde ha sido posible.

Con este trabajo se pretende presentar una problemáti-  
ca en cuya investigación es necesario proseguir.

#### INTRODUCCION

En una primera campaña de análisis realizada por el Instituto Geo-  
lógico y Minero de España en 1974, para conocer la realidad quími-  
ca de las aguas subterráneas de la Llanura, dentro del programa de  
la Investigación Hidrogeológica iniciada el año anterior, aparecie-  
ron contenidos altos en nitratos. Posteriormente, en años sucesi-  
vos, en análisis realizados, en la red de control, no específica -  
para estos problemas, se ha podido seguir, aunque de manera imper-  
fecta, la evolución de este problema.

En la Llanura, que se extiende sobre 5400 km<sup>2</sup> en la Cuenca Alta --  
del Guadiana, las aguas subterráneas se utilizan para el regadío -  
de más de 70000 ha y para el abastecimiento de la casi totalidad  
de los 300000 habitantes de la zona. Estas aguas proceden de dos -  
niveles acuíferos, uno superior formado principalmente por calizas  
mioplíocenas y otro inferior, que se localiza en la parte central  
y oriental, formado por varios acuíferos calcáreos mesozóicos.

La composición química de estas aguas es muy variable tanto temporal como espacialmente.

En el nivel acuífero superior las mineralizaciones son notables y las facies bicarbonatadas, bicarbonatadas sulfatadas, sulfatadas - cálcicas y calcio magnésicas, predominando las altas mineralizaciones y las facies sulfatadas en las áreas de influencia del Gigüela, Zancara y Azuer.

En el nivel acuífero inferior las mineralizaciones son también notables, y en sus facies predomina el bicarbonato sobre el sulfato y ambos sobre el cloruro. Son cálcicas o calcicomagnésicas.

#### ESTUDIO DE LOS DATOS

Se han considerado los datos relativos a la concentración de nitratos de los años 1974, 1976, 1977, 1979 y 1980. El número de análisis considerado ha sido de 328, 38, 97, 80 y 75 respectivamente.

El estudio básico se aborda mediante tratamiento estadístico independiente de cada conjunto anual de datos. Para cada uno de los años se han construido gráficas relativas a la distribución log-normal de las concentraciones de nitratos por el método usual de representar las frecuencias acumuladas de los intervalos correspondientes. Así se han obtenido los valores del fondo geoquímico y de las anomalías positivas. (Fig 1).

Comparando los valores del fondo geoquímico de cada uno de los años pueden determinarse cuáles son las variaciones de la concentración de nitratos en el tiempo.

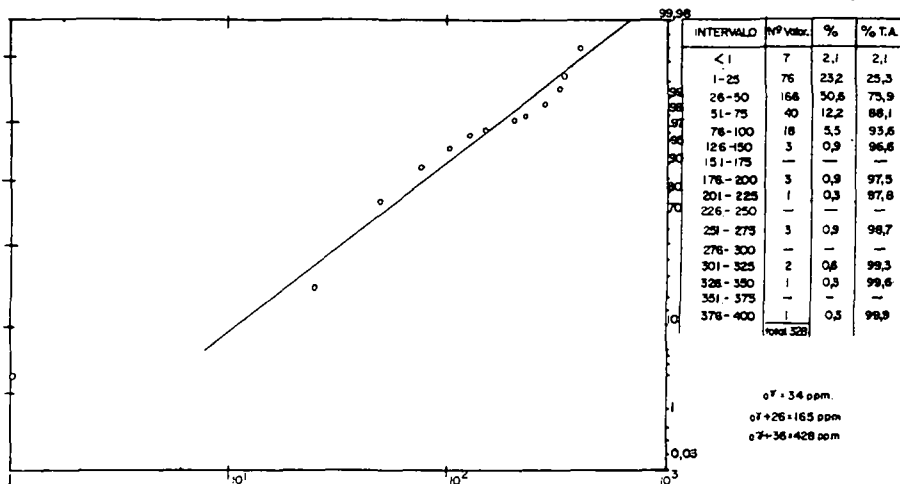
La segunda fase de este proceso de datos ha consistido en representar mapas anuales de isocontenidos del anión los cuales permiten visualizar las zonas con anomalías, así como si éstas mantienen su entidad.

La brevedad que exige esta comunicación solo permite incluir una de las cinco rectas y planos obtenidos. Se han escogido los correspondientes al año 1974 por ser el primero y más completo y en consecuencia el que ilustra de forma óptima la situación.

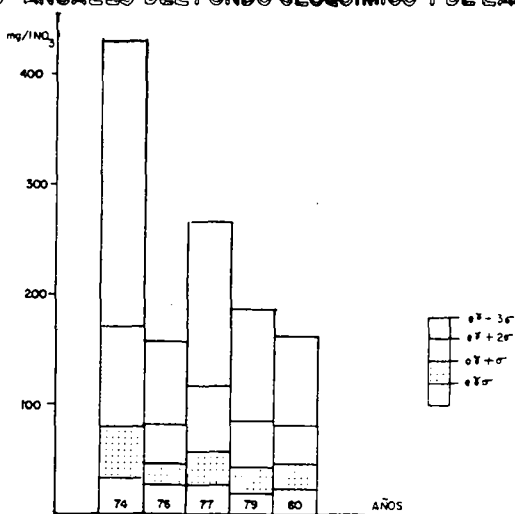
#### INTERPRETACION DE LOS RESULTADOS

El estudio citado ha permitido evaluar de forma cuantitativa el nivel de concentración de nitratos en la zona y años citados.

**FIG. 1 DISTRIBUCION LOG. NORMAL DE LA CONCENTRACION DENITRATOS(1974)**

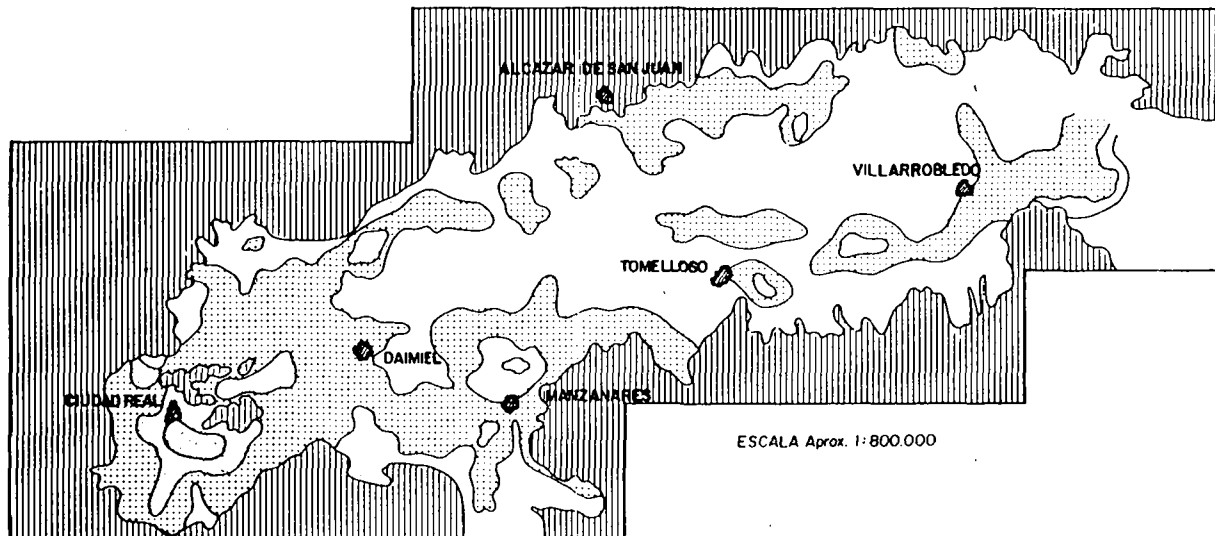


**FIG. 2 VALORES ANUALES DEL FONDO GEOQUIMICO Y DE LAS ANOMALIAS**

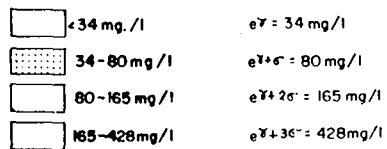


	74	76	77	79	80
$\sigma$	34	26	25	20	23
$\sigma + \sigma$	80	45	56	43	45
$\sigma^2 + 2\sigma$	165	82	115	85	83
$\sigma^3 + 3\sigma$	428	155	265	186	163

FIG. 3 MAPA DEL FONDO GEOQUIMICO Y ANOMALIAS DE NITRATOS DEL AÑO 1974



ESCALA Aprox. 1:800.000





En la figura 2 se comparan los valores anuales del fondo y de las anomalías. Se ve claramente que existe un descenso en la concentración de nitratos entre 1974 y los años siguientes, un nuevo descenso parece existir entre el 77 y el 79 y una estabilización aunque con oscilaciones en los restantes, si bien deben tenerse en cuenta el número de datos, especialmente los del año 76 que son poco representativos.

En los tres últimos años se observa que los fondos geoquímicos se mantienen estables, con una oscilación poco acusada. Asimismo, se produce un progresivo descenso en los límites de las anomalías. Otro hecho destacable lo representa el que el valor de 30 mg/l, fijado por el Código Alimentario Español como límite de concentración tolerable no constituye en ningún caso un valor anómalo, si no que por el contrario, en cualquiera de las poblaciones se encuentra incluido en el fondo geoquímico (el 53% de los datos tratados supera los 30 mg/l de nitratos).

Los mapas de isolíneas constituyen otro de los puntos de interés. Se han podido determinar varias zonas con contenidos anómalos del anión cuya presencia es constante aunque con diferente intensidad en todos los planos. Estas zonas se pueden ver en la figura 3.

En cuanto a la presencia de estos nitratos atribuibles, sin duda a prácticas agrícolas, parece entreverse que su localización corresponde, en muchos casos, a zonas con grandes áreas en regadío, con recirculación del agua, aunque no siempre, con baja permeabilidad. Las oscilaciones en el contenido no parecen tener una relación directa con las cantidades de abonos nitrogenados utilizados, pues aunque no se han reunido datos específicos parece que en la zona, como en el resto del país, las cantidades de abono nitrogenado utilizado por ha han aumentado.

#### CONCLUSIONES

De lo dicho anteriormente se puede concluir:

- En la Llanura Manchega existe una contaminación de las aguas subterráneas, debida a prácticas agrícolas, que se ha puesto de manifiesto por la elevada concentración de nitratos en las mismas.
- La concentración de nitratos en las aguas es variable, produciendo un descenso generalizado de ésta entre los años 1974 y los posteriores sin que se conozcan cuales son las causas que lo han producido. En cualquier caso, el contenido en nitratos sigue siendo elevado.

- Los valores altos de nitratos se localizan en zonas definidas, -- más o menos constantes, a lo largo de los años, relacionadas, -- aunque no siempre, con la intensidad de las extracciones y con -- la baja permeabilidad del acuífero.
- Con la presente nota, se ha pretendido poner de manifiesto un -- problema existente en las aguas subterráneas de la Llanura, el -- cual se considera necesario estudiar exhaustivamente.

#### REFERENCIAS

Niñerola, S., Torrens, J. (1976) "Las aguas subterráneas de la -- Llanura Manchega. Aspectos Hidroquímicos". I Simposio Nacional de Hidrogeología (Vol II) pp 1064-1077.

Niñerola, S., Torrens, J., Villanueva, E. (1979) "Las aguas subte -- rráneas de la Cuenca Alta del Guadiana. Características Hidroquími -- cas Generales". II Simposio Nacional de Hidrogeología. pp 599-620.

Ministerio de Agricultura (1979) Anuario de Estadística Agraria.

CIHS / AIH-E  Barcelona 19-23 octubre 1981	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA  <b>ACTAS DE LAS SESIONES</b>	SESION <b>1</b>  119   124 páginas
--	---	---

## CONSIDERACIONES SOBRE LA CONTAMINACION AGRICOLA DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN CANARIAS

Emilio Custodio. Dr. Ing. Ind. Curso Internacional de Hidrología Subterránea. Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental. ETSIIB-LIN. Universidad Politécnica de Barcelona.

Resumen. La agricultura de regadío intensivo de las islas menos áridas de Canarias parece ser el origen de una notable contaminación de las aguas subterráneas con nitratos y sulfatos y en el caso de la isla de San Miguel de la Palma con potasio. La situación más clara es la de Gran Canaria. En Tenerife las observaciones solo permiten evaluar parcialmente el fenómeno debido a la captación de agua preferentemente con galerías a cotas altas. Es de notar que aguas que no pueden tener contaminación agrícola ni humana, incluso a profundidades de varios centenares de metros, pueden contener hasta más de 10 mg/l de  $\text{NO}_3^-$  e incluso alcanzar 20 mg/l.

### CONSIDERACIONES GENERALES

La agricultura Canaria es intensiva y depende en una elevada proporción de la posibilidad de regar, con la única excepción de los cultivos en arenados en Lanzarote y en gaviás en Fuerteventura.

La escasez de agua y un elevado precio, sobretudo en Gran Canaria, hace que en general se alcancen eficiencias de riego notables. Ello no evita que para mantener el lavado de sales del terreno exista un excedente de riego que en buena parte o en su totalidad se infiltra y recarga al acuífero general.

Ese agua de infiltración tiene una salinidad elevada y además arrastra fertilizantes, que en general se aplican abundantemente. El resultado esperable es que bajo y aguas abajo de las zonas de regadío se encuentre un cierto aumento de la salinidad, principalmente en cloruros y sulfatos y el contenido en nitratos llegue a ser elevado.

La situación real es más compleja puesto que:

- a) es posible transportar el agua a grandes distancias mediante redes de tuberías y canales, y efectuar mezclas de las mismas, con lo que el retorno de riego no es necesariamente un agua -

local subterránea concentrada por evaporación.

- b) en algunos lugares se utilizan aguas municipales residuales depuradas, en especial para riego del tomate (el plátano necesita aguas de superior calidad), siendo la principal instalación actual la del entorno de Las Palmas. En algunos casos especiales se llegan a emplear aguas con una reducción de salinidad por ósmosis inversa.
- c) pueden existir notables contribuciones naturales de ión nitrato, cuyo origen parece estar en la abundancia de leguminosas entre la flora nativa, capaces de sintetizar nitrógeno y luego liberarlo en un suelo a veces poco desarrollado. Este aporte natural parece que puede llegar a 10 mg/l, e incluso superar 20 mg/l de  $\text{NO}_3^-$  (Custodio 1981).
- d) cuando la captación se hace por galería, ésta suele penetrar varios centenares de metros bajo la superficie del terreno y varias decenas, o incluso algunas centenas de metros bajo el nivel freático regional, con lo que la posible contaminación llega muy retrasada y en todo caso con una amplia dispersión. Ello hace que la llegada de un contaminante tarde mucho en ser apreciable, y hoy los efectos aún son incipientes a pesar de que la cantidad de los mismos penetrada pueda ser grande.

Debe destacarse que muchos análisis químicos realizados fuera del proyecto SPA-15 han tenido solo un objetivo de determinar calidad para uso agrícola o determinar ciertos componentes tóxicos - agrícolas (B) o a la población (C), pero no contienen información sobre nitratos y otros compuestos nitrogenados (Fernández-Caldas et al. 1980, 1976, 1974).

#### SITUACION EN GRAN CANARIA

En Gran Canaria es donde la contaminación agrícola, unida a la de población, es más clara, dado que la superficie dedicada al riego es muy extensa y hasta cotas de más de 500 m, ya que buena parte del agua disponible procede de pozos.

Se está realizando un estudio geoquímico de detalle y los datos elaborados aún no están disponibles, pero los datos parciales, apoyados en las elaboraciones del proyecto SPA-15 (1975) y provisionales del autor revelan que aparece una clara elevación de ión nitrato a lo largo de los valles, con frecuencia acompañada de un claro aumento del ión sulfato, en especial en la porción NE. Se alcanzan fácilmente valores de 50 mg/l de  $\text{NO}_3^-$ , y localmente hasta 100 mg/l.

El relieve viene marcado por una red radial de profundos barrancos en cuyo fondo y parte final están los cultivos, con interfluvios poco ocupados, donde los efectos son menos sensibles, en parte quizás por la mayor profundidad del nivel freático y por la

mucho menor densidad de información. En las zonas llanas costeras los altos contenidos en nitratos son grandes, así como en nacientes a cotas bajas, que son manantiales nuevos alimentados por retornos de riego.

En áreas del sur de la isla, en zonas no cultivadas y áridas, se pueden encontrar en las aguas más de 10 mg/l de  $\text{NO}_3^-$ .

Muchas aguas infiltradas modifican su composición catiónica de acuerdo con la naturaleza de la roca volcánica (Custodio, 1981; Fernandopullé 1979, 1975).

#### SITUACION EN TENERIFE

La morfología de Tenerife es muy diferente de la de Gran Canaria y en general las empinadas laderas del edificio central de Las Cañadas están mucho menos abarrancadas que en Gran Canaria, la disposición de los materiales es preferentemente de sucesivos recubrimientos.

Así, las áreas de regadíos, aunque se pueden extender por encima de los 500 m de altura, quedan relativamente próximas al litoral. Por otro lado, buena parte de las aguas disponibles proceden de galerías que penetran profundamente en el macizo.

Ello explica porque la importancia de la contaminación agrícola es menos aparente. Las galerías drenan aguas bajo zonas poco o nada utilizadas para riegos, y los retornos de riego recargan acuíferos próximos al litoral, con frecuencia poco o nada aprovechados, y por lo tanto sin información.

A ello se suma el elevado contenido en ión nitrato que las aguas pueden tener naturalmente, como se mencionó al principio (Custodio, 1981), aún a profundidades de varios centenares de metros, lo que dificulta el reconocimiento del nitrato de origen agrícola.

En el área de La Grotava-Puerto de Cruz, y algunos nacientes del área de San Juan de La Rambla y de Santa Úrsula se encuentran aumentos de salinidad no naturales y los nitratos pueden superar 40 mg/l.

En el área de la Laguna, en el acuífero colgado allí existente, los nitratos pueden llegar a 50 mg/l, pero son principalmente de origen urbano, ya que el vertido se hace en pozos negros.

El aporte volcánico de nitrógeno mineralizado, principalmente como  $\text{NH}_4^+$ , es solo muy ocasional y de escasa relevancia.

#### SITUACION EN SAN MIGUEL DE LA PALMA

Los datos hasta ahora elaborados no permiten apreciar la importancia de la contaminación por nitratos de origen agrícola, aunque ésta parece existir claramente en Tazacorte y Los Llanos de --

Aridane. Muchos datos antiguos carecen de la determinación de nitratos. En breve se estudiarán los datos más recientes. En trabajos realizados por Jiménez (1972) y por Davis (1974), al tratar de identificar el origen de las aguas del tramo final del barranco de las Angustias y Tazacorte, se encontró que el agua tenía un incremento notable de  $K$  y  $SO_4$  de origen agrícola.

En ese área se aplica potasa entre los fertilizantes, y se tienen relaciones  $rNa/rK$  menores que 10 normalmente, lo que hace suponer que el  $K$  sea de contaminación por lavado del fertilizante aplicado. No obstante se requiere un estudio de detalle para ver si es en efecto una contaminación o un efecto litológico de rocas con alto contenido en silicatos potásicos.

Respecto al ión sulfato, su origen agrícola parece claro al comparar la relación  $rSO_4/rCl$  de las aguas de galerías, en zonas altas sin regadíos con las aguas de pozos en zonas donde hay cultivos intensivos.

#### SITUACION EN LANZAROTE

En Lanzarote no hay regadíos propiamente dichos y buena parte de los cultivos se hacen en enarenados, que utilizan muy eficientemente la escasa lluvia y la condensación nocturna. En esos lugares - posiblemente la recarga anual es casi nula.

En las galerías del macizo de Famara llegan a encontrarse hasta 5 a 10 mg/l de  $NO_3$  (Custodio, 1973, 1974, Custodio y Saénz Oiza, 1972), donde no hay ni cultivos ni casi ocupación humana. Parece proceder de la pobre vegetación natural y de animales silvestres. En el resto de la isla la situación es similar, excepto en el valle de Harfa, donde se pueden alcanzar 190 mg/l, pero el origen es doméstico. Es de destacar, que en coincidencia con lo observado en Tenerife y Gran Canaria, las aguas, sin causa aparente de contaminación, pueden llegar a tener pequeñas cantidades de nitritos, y a diferencia con ~~las~~ islas, hasta 5 mg/l de  $NH_4$ , siendo frecuentes valores hasta 3 mg/l, excepto en las galerías de Famara donde el contenido es inapreciable. El origen no está suficientemente aclarado.

#### SITUACION EN FUENTEVENTURA

Aún no existen datos elaborados que permitan llegar a conclusiones, pero la situación parece relativamente similar a la de Lanzarote. No obstante, la existencia de muchos cultivos en gaviás (escalones rellenos en los barrancos para retener el agua y cultivar encima) hace presumir que la situaciones de contaminación están muy localizadas.

#### SITUACION EN LA GOMERA

Aunque no se han elaborado en detalle los datos químicos, no parecen existir problemas destacados salvo quizás en la parte inferior de

los valles de La Villa (San Sebastian), Hermigua, Valle Gran Rey y quizás Valleumbroso ( Vallehermoso).

#### SITUACION EN EL HIERRO

La única zona agrícola de interés es la de El Golfo, donde existe una notable red de sondeos de explotación y piezométricos (estos últimos instalados y mantenidos por el S.G.O.P.), que parecen señalar algunos problemas de elevado contenido en nitratos, hasta 40 - 50 mg/l, con una distribución aparentemente poco coherente, ya que en áreas próximas los nitratos pueden pasar de valores relativamente elevados a prácticamente cero, como sucede en Frotera.

En ciertos casos la representatividad de las muestras es dudosa, y no es posible adelantar conclusiones hasta la finalización de un estudio ya muy avanzado ( C. Soler, comunicación personal). En uno de los sondeos se encuentran valores de 100 mg/l de NO<sub>3</sub>, pero su origen es poco claro por ahora. A los problemas de contaminación agrícola se suman los de intrusión marina por ascensos salinos, y probablemente también por penetración horizontal.

#### REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Custodio, E. (1978).- Geohidrología de terrenos e islas volcánicas. Instituto de Hidrología y Centro de Estudios Hidrográficos. Madrid. 303 pags.
- Custodio, E. (1973).- Estudio hidrológico de la isla de Lanzarote. Proyecto Canarias SPA-15. Gobierno Español- UNESCO. 150 pags. (interno).
- Custodio, E. (1974).- Contribuciones al conocimiento geohidroquímico de la isla de Lanzarote (Islas Canarias, España). Simposio Internacional sobre Hidrología de Terrenos Volcánicos. Arrecife de Lanzarote. MOP-UNESCO-PNUD. 26 pags. (en edición).
- Custodio, E., Saenz Oiza, J. (1972).- Estudio hidrológico del Macizo de Famara, Lanzarote. MOP, Dirección General de Obras Hidráulicas. Las Palmas- Barcelona. 263 pags. (interno).
- Custodio, E. et al. (1981).- Estudio hidroquímico de Tenerife. Cabildo Insular de Tenerife y Servicio Geológico de Obras Públicas. Tenerife- Las Palmas. 130 pags.+ 2 vols. (interno).
- Davis, S.N. (1974).- Chemical Character of return irrigation water in tropical volcanic islands. Environmental Geology, 1975, pags. 69-73. Springer - Verlag, New York.
- Fernández-Caldas, E., Pérez-García, V. (1969).- The subterranean waters of Tenerife- I: origin and chemical characteristics. Talanta, vol. 16, pags. 1067 - 1078. Pergamon Press.

- Fernández-Caldas, E., Pérez-García, V., Borges, A. (1970).- Las aguas subterráneas de Tenerife II. Anales de Edafología y Agrobiología. Vol. XXIX, nº 3-4, Madrid, Pags. 193 - 207.
- Fernández-Caldas, E., Bravo, T. (1970).- Las aguas subterráneas de la isla de La Palma: características químicas y geoquímicas. Anales de Edafología y Agrobiología. Vol. XXIX, nº 5-6, Madrid, pags. 354 - 367.
- Fernández-Caldas, E., Pérez-García, V. (1974).- Características químicas de las aguas subterráneas de las Islas Canarias Occidentales (Tenerife, La Palma, Gomera y Hierro). Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Centro de Edafología y Biología Aplicada de Tenerife. Santa Cruz de Tenerife.
- Fernandopullé, D. (1974).- Chemical classification of groundwater and factors influencing hydrochemistry in Gran Canaria Island. Simposio Internacional sobre Hidrología de Terrenos Volcánicos. Arrecife de Lanzarote. MOP-UNESCO-PNUD. (en edición)
- Fernandopullé, D. (1975).- La minerelisation des eaux souterraines en terrains volcaniques: le cas des îles Canaries. III Congreso Internacional de Aguas Subterráneas. Palarmo. ENI-ESA.
- Gonfiantini, R. (1973).- Isotope study of Canary Islands: final report. Estudio Científico de los Recursos de Agua de las Islas Canarias. Gobierno Español-UNESCO-PNUD. 22pags. (interno).
- Gonfiantini, R. (1974).- Environmental isotope investigation in Canary Islands groundwater. Simposio Internacional de Terrenos Volcánicos. Arrecife de Lanzarote. MOP-UNESCO-PNUD. (en edición).
- Jimenez, J. (1972).- Informe hidrológico de la isla de La Palma. Curso Internacional de Hidrología Subterránea. Barcelona. (interno).
- SPA-15. (1975).- Informe técnico final del Estudio Científico de los Recursos de Agua en las Islas Canarias. Gobierno Español-UNESCO-PNUD. 5 vols. Centro de Estudios Hidrográficos. Madrid.



CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA  <b>ACTAS DE LAS SESIONES</b>	SESION <b>1</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981		<b>25 129</b> páginas

## CONTAMINACION DE AGUAS SUBTERRANEAS EN LA PLANA DE SAGUNTO

Amable Sánchez González

Servicio Geológico de Obras Públicas

### RESUMEN

Se presentan en este trabajo dos figuras ilustrativas del contenido en sulfatos y nitratos de una zona de la provincia de Valencia, las cuales revelan una contaminación notable, producida por el empleo de abonos en los riegos. Se añade también un resumen de datos bacteriológicos que, junto a los anteriores subrayan la gran dificultad de encontrar aguas aptas para el consumo humano en el cuaternario de Puzol-Sagunto-Los Valles.

### INTRODUCCION

La zona a que se refieren estas notas es una franja litoral de 17 Km. de longitud, entre Puzol y Almenara, y unos 5 Km. de anchura. En el centro de la misma se halla la ciudad de Sagunto, junto al río Palancia. En la parte superior se ensancha hacia el interior, por la comarca de Los Valles.

Depósitos cuaternarios aluvionares de hasta 120 m. de espesor rellenan un relieve inferior, mal conocido en cuanto a espesores y materiales infrayacentes, presumiblemente integrado por las mismas formaciones triásicas que limitan la plana hacia el interior.

Exceptuando algunos cerros calizos como el que sirve de base a la fortaleza de Sagunto, los núcleos urbanos y los recintos siderúrgicos de Sagunto, la zona está regada en su práctica totalidad: al sur con la acequia del Moncada (río Turia), en el centro con aguas del Palancia (casi 5.000 has.), y al norte con el manantial de Quart.

El bombeo de agua subterránea tiene lugar fundamentalmente al norte del río. Sólo en Los Valles, por encima de la CN-340, se extraen unos 18 Hm<sup>3</sup>/año, con los que se complementan las aportaciones del manantial de Quart, se riegan las zonas exclusivas de pozos y se abastecen las poblaciones. También se utiliza agua subterránea para complementar el caudal de la acequia Mayor de Sagunto, normalmente insuficiente para atender sus riegos.

La información contenida en esta Nota procede de un Estudio regional de recursos hidráulicos (SGOP, 1977), realizado por el Servicio Geológico de Obras Públicas, y dos Informes Hidrogeológicos para abastecimiento de Puzol y Canet de Berenguer (SGOP, 1978) y (SGOP, 1979). Los correspondientes datos de campo se obtuvieron en distintas fechas del período 1975-78. Desgraciadamente, los datos no proporcionan una cobertura espacial completa de la zona.

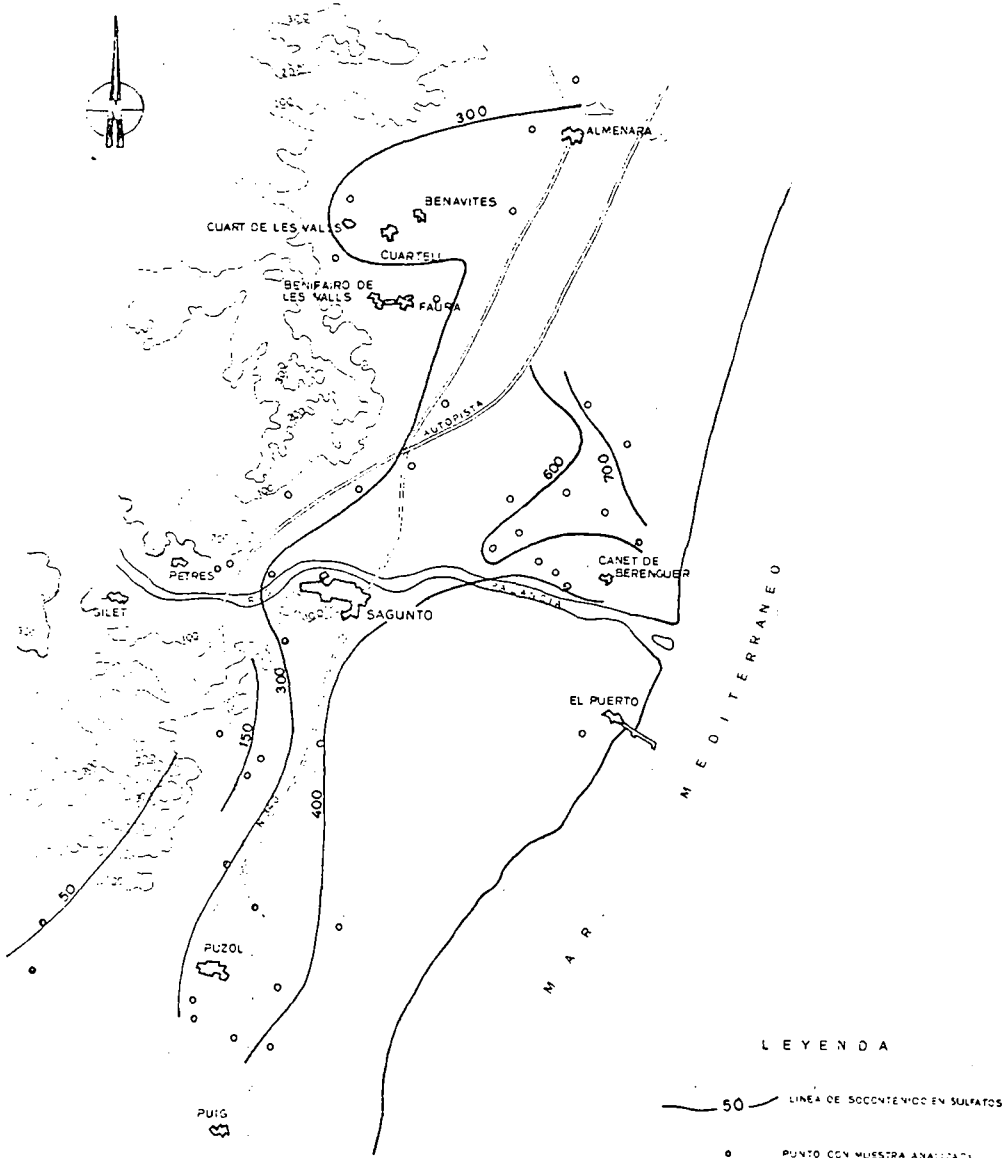
Sin embargo, se ha considerado que ponen de relieve la existencia de un proceso de degradación de la calidad del agua que ha llegado ya a límites inadmisibles desde el punto de vista sanitario y, en consecuencia, merece la pena su publicación.

#### CALIDAD QUIMICA

Las figuras 1 y 2 recogen la variación en planta del contenido en sulfatos y nitratos del agua subterránea, según análisis efectuados en las fechas antes descritas.

Por lo que se refiere al contenido en sulfatos, puede apreciarse que en la subzona norte, el agua que afluye subterráneamente al cuaternario posee ya una 300 ppm., debido probablemente a que ha circulado por calizas y dolomías jurásicas o del Muschelkalk, ambas influenciadas por los yesos del Keuper. Por ejemplo, el manantial de Quart aporta sulfatos en proporciones variables entre 240 y 440 ppm., según el caudal surgente, con una media de unas 350 ppm. El contenido de las aguas del río Palancia es desconocido, pero no debe ser inferior a 200-250 ppm., dadas las características geológicas de su cuenca.

Siguiendo con la subzona norte, entre la CN-340 y la costa, la concentración de los sulfatos se duplica rápidamente, hecho que se presume debido al empleo de abonos sulfatados y al reciclaje del agua subterránea. En efecto, durante todo el año 1976 pudo observarse en este área una amplia depresión piezométrica por debajo del nivel del mar, con cotas hasta de -6 m; sin embargo, no puede hablarse todavía de un problema de intrusión marina, puesto que el contenido en ión cloro de nueve pozos muestreados estaba comprendido entre 50 y 120 ppm.



LEYENDA

- 50 LINEA DE SOCCORRIMENTO EN SULFATOS
  - PUNTO CON MUESTRA ANALIZADA
- ESCALA GRAFICA
- 

FIGURA - 1

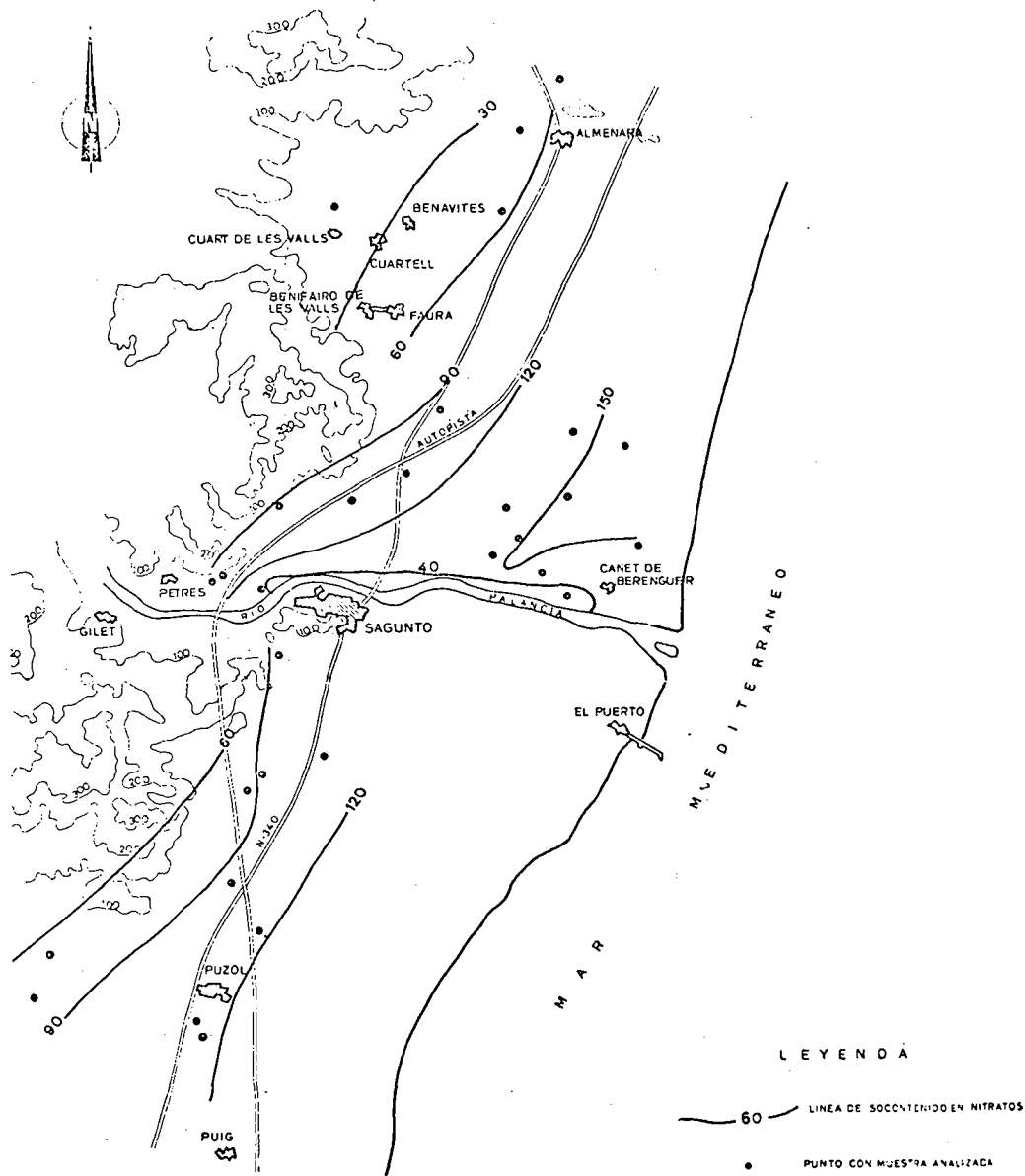


FIGURA.- 2

Al Sur del Palancia, el contenido en sulfatos en las zonas de borde es mucho menor, porque la alimentación procede en buena parte de las areniscas del Bunt. Pero como en el caso anterior, por debajo de la CN-340 se alcanzan en seguida los 400 ppm. Dado que aquí los bombeos no son tan intensos -riegos de la acequia de Moncada- sabe suponer que la causa del rápido incremento está en el empleo de abonos.

La fig. 2 ilustra perfectamente la contaminación en nitratos producida por los riegos. Sólo en el borde de Los Valles pueden encontrarse concentraciones alrededor de 30 ppm. También en la orilla norte del Palancia se han encontrado dos pozos con sólo 38 y 35 ppm. respectivamente, lo cual pudiera deberse a la recarga inducida por las esporádicas avenidas del río.

#### OTRAS CARACTERISTICAS

Se cuenta con análisis completos del agua de 18 pozos de los términos municipales de El Puig, Puzol, Sagunto y Canet de Berenguer. En todos se observó la presencia de nitritos y nitrógeno amoniacal. El contenido en materia orgánica varía entre 0,7 y 0,9 mg/litro, excepto dos pozos en que es superior a 1,5. En el 50% de las muestras se detectaron aceites y grasas.

El recuento total de bacterias anaerobias supera en 7 casos el máximo de 100 colonias por c.c. establecido para aguas potables. Respecto al título colibacilar, se supera en 13 pozos el límite correspondiente, y en 3 se detectó *Escherichia Coli*. En dos pozos se encontraron asimismo estreptococos fecales.

#### REFERENCIAS

Servicio Geológico de Obras Públicas (SGOP) (1977): Estudio hidrogeológico de la Plana de Sagunto y de las cuencas media y baja del Barranco de Ca - rraixet.

Servicio Geológico de Obras Públicas (SGOP) (1978): Informe sobre posibilidades de captación de aguas subterráneas para abastecimiento de Puzol.

Servicio Geológico de Obras Públicas (SGOP) (1979): Informe sobre las posibilidades de captación de aguas subterráneas para el abastecimiento de Canet de Berenguer.



CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA	SESION <b>1</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981	ACTAS DE LAS SESIONES	<b>131 136</b> páginas

ESTUDIO SOBRE LA CONTAMINACION AGRICOLA Y MARINA DEL ACUIFERO COSTERO ENTRE MASNOU Y PREMIA.

Alberto Alonso Chicote y Carlos Mediavilla Laso.  
Participantes en el XV C.I.H.S. 1.981.

Resumen. Se hace hincapié en la problemática, cada día más patente, de la contaminación del acuífero por exceso de abonado y recirculación de agua de riego.

El aprovechamiento del agua subterránea en la zona costera entre Montgat y Premiá es fundamentalmente para regadío. Se centra el balance en la zona de regadío entre Masnou y Premiá de Mar, que a su vez es la zona con mayores problemas por desarrollo de la contaminación. La recirculación de agua de riego es del 50%.

La intrusión marina ha sido tratada mediante el balance de cloruros, considerando la parte de superficie de regadío afectada por intrusión marina a lo largo de una franja paralela a la costa. Se deduce que la transmisividad media que encuentra en el mar en su penetración es aproximadamente de  $0,1 \text{ m}^2/\text{día}$ , lo que parece señalar la presencia de sedimentos poco permeables en la costa.

Las aguas, que en principio son bicarbonatadas cálcicas, pasan en los terrenos de regadío a sulfatadas cálcicas, por recirculación del área de riego y acumulación del sobrante empleado como fertilizante. Un balance de nitratos para unas condiciones dadas da una idea de los fuertes aumentos de concentración de nitratos,  $245 \text{ kg/ha.año}$  de  $\text{NO}_3^-$ , que apoyan la idea de que prácticamente no se va agua al mar en esa zona, como indica ya la piezometría.

Datos de 1 977 muestran valores en las concentraciones de cloruros, sulfatos y nitratos bastante parecidos a los actuales y no menores. Se cree que esto es debido a que aquellos datos corresponden a finales de verano, cuando la recarga de los acuíferos es mínima. Ello provoca una gran influencia del agua proveniente de recirculación del riego muy cargada en sales, por lo que hay un aumento apreciable de la contaminación del agua extraída en esa época del año.

## INTRODUCCION

Se exponen en esta nota técnica resultados del informe "Estudio de las aguas subterráneas en la franja costera comprendida entre Montgat y Premià". Realizado para el XV C.I.H.S. 1 981.

La evolución de la piezometría, intrusión marina y calidad química se siguieron a través de los trabajos realizados por Dichtl (1.967) Fernández y Salinas (1.970), Marqués y Parrança (1.973) y más recientemente Corominas.

La hidrografía de la zona está constituida por rieras y torrentes, que bajan desde la cordillera litoral, con dirección NW-SE y de corta trayectoria. En la zona destacan las rieras de Alella y Teiá. No presentan corriente permanente ya que solamente llevan agua luego de precipitaciones intensas y continuas y de corta duración, que en esta zona coincide con los meses de septiembre y octubre y en un clima típicamente Mediterráneo.

Las oscilaciones del nivel del mar durante el cuaternario han jugado en el modelado de formas y depósitos de materiales en la depresión costera, al pie de la cordillera litoral que se constituye como substrato granítico originado en el plegamiento herciniano.

## HIDROLOGIA.

Pueden distinguirse las siguientes unidades acuíferas:

- 1) Acuífero en granito alterado (sauló). Su porosidad, espesor y transmisividad están en función del grado de alteración del granito. El espesor oscila entre 10 a 40 m y la T entre 10 a 20 m<sup>2</sup>/día.
- 2) Acuífero en Formación costera. Desarrollado en la faja de arenas de playa formada por las oscilaciones del nivel del mar durante el Plioceno y Cuaternario. Esta formación está constituida por capas, alternando desde arcillas hasta arenas, según los datos de penetración realizados por la empresa Geotecnia. La T oscila entre 500 a 1000 m<sup>2</sup>/día, porosidad 20% y espesor variable.
- 3) Acuífero en aluviones de riera. Cuaternario, bien desarrollado en las rieras de Alella y Teiá. Riera de Alella con espesor de 10 a 30 m (en la desembocadura), T 100 a 200 m<sup>2</sup>/día y porosidad 20%. Riera de Teiá con espesor 10 a 30 m, T 400 m<sup>2</sup>/día y porosidad 20%.

### Funcionamiento conjunto del sistema.

En el acuífero de granito alterado las pendientes de las superficies piezométricas son del 8 al 12 % a pesar de lo cual el caudal



circulante es bajo debido a la pequeña T, y a los pozos y galerías que drenan este acuífero. Esto hace que la recarga de este acuífero al de la formación costera se reduzca en gran medida. La profundidad de la lámina de agua está entre 20 y 25 m.

El acuífero de la formación costera, con gran densidad de pozos, tiene sus niveles piezométricos por debajo del nivel del mar, esto hace que no exista flujo al mar y sus aguas no tengan renovación. Su principal recarga proviene de los acuíferos de aluviones de riera que llegan a estar en contacto directo, lo que permite que los niveles piezométricos se eleven lo suficiente para que exista un caudal de agua que vaya al mar, ejerciendo así esa función de lavado, control de la contaminación e intrusión marina.

La evolución de la superficie piezométrica desde 1.970 no parece haber variado.

#### Balance.

Realizado entre Masnou y Premiá de Mar por ser en principio la zona con mayores problemas de contaminación. El aprovechamiento del agua subterránea es casi exclusivamente para el regadío de 145 ha.

Según datos climatológicos de precipitación y E.T.P., y suponiendo que por ser de regadío la reserva está siempre llena y que todo excedente se infiltra, se obtiene una infiltración de 100 mm y un consumo de 350 mm del riego.

Como salidas se considera el agua bombeada para riego, suponiendo que la piezometría hallada es la real y que existe una depresión piezométrica que impide que se pierda agua al mar.

Para una superficie de regadío de 145 ha y un promedio de 35 riegos anuales con una dotación de 200 m<sup>3</sup>/ha por riego, se obtiene una salida de 7000 m<sup>3</sup>/ha, aproximadamente 14 m<sup>3</sup> como salidas totales.

Las entradas en la zona por infiltración se elevan a 145.000 m<sup>3</sup>, y por recirculación de agua de riego (la cantidad que se riega menos la parte que se consume) 3500 m<sup>3</sup>/ha lo que equivale a una recirculación del 50%.

La diferencia entre entradas y salidas se cubren con aporte de los acuíferos de aluviales (Teiá principalmente), y zonas adyacentes como el acuífero de granito alterado, e incluso el agua que pueda penetrar del mar si bien es casi despreciable como se verá posteriormente.

En resumen, habrá una entrada de  $2500 \text{ m}^3/\text{ha}$ , o bien  $0,35 \text{ hm}^3$  en toda la zona.

### Intrusión marina.

Mediante el análisis aproximado de la cantidad de agua de mar que penetra en el acuífero efectuando un balance de cloruros.

Se considera una franja paralela a la costa de 2 km de longitud por 0,5 de anchura, afectada por intrusión marina y sometida a fuerte explotación agrícola. Se supone que la recarga en su mayor parte es de agua de escorrentía, por tanto con un contenido en cloruros no muy diferente al de lluvia.

Para una hectárea promedio de la zona se obtiene:

Volumen de agua =  $7000 \text{ m}^3 + 13 \cdot 0,15 \cdot 10000$  (agua suspendida en el terreno no saturado) =  $27000 \text{ m}^3$ . Suponiendo un promedio de 13 m de espesor no saturado y un coeficiente de retención de 0,15.

Llamando:

$c_1$  = concentración en cloruros del mar.  $20000 \text{ gr/m}^3$ .

$x_1$  = cantidad de agua de mar que penetra en un año.

$c_0$  = concentración en cloruros del agua de lluvia.  $10 \text{ gr/m}^3$ .

$x_0$  = recarga en un año.  $2500 - x_1$

F = volumen de lluvia caída en un año.  $587 \text{ mm/m}^2 = 5870 \text{ m}^3/\text{ha}$ .

$\Delta_c$  = incremento en la concentración de cloruros. Comparando datos de 1.970 y 1.981  $\Delta_c = 60 \text{ ppm}$ . Luego  $n = 11$  años.

Haciendo el balance se obtiene:

$$V \cdot \Delta_c = (x_1 \cdot c_1 + c_0(x_0 + F)) \cdot n$$

$$2700 \cdot 60 = 11 (x_1 \cdot 20000 + 10 (2500 - x_1 + 5870))$$

De donde  $x_1 = 4 \text{ m}^3/\text{ha}$  y año. Para 100 ha, cada año penetran  $400 \text{ m}^3$  de agua de mar.

Luego en 2 km de costa serán  $200 \text{ m}^3/\text{km}$  costa y año.

Con esto se calcula la transmisividad media que encuentra el mar en su penetración según  $q = T \cdot i$

$$\text{Donde } q = \frac{0,2}{365} \text{ m}^3/\text{m} \cdot \text{día}; \quad i \approx 1/200; \quad \text{luego } T \approx 0,1 \text{ m}^2/\text{día}.$$

De aquí se puede deducir que existe una serie de sedimentos impermeables que aíslan los tramos permeables del mar. De ser así, el

problema de este acuífero no está en la intrusión marina, sino en la nula renovación y continua reutilización de sus aguas, causa de la progresiva salinización.

#### CALIDAD QUIMICA Y CONTAMINACION.

Estas aguas son bicarbonatadas cálcicas, pasando a sulfatadas cálcicas en las zonas de regadío por recirculación y acumulación del sobrante usado como fertilizante. En zonas con niveles deprimidos, el problema de la recirculación se agudiza por falta de renovación del agua y el de la intrusión marina que provocan fuertes concentraciones de sulfatos y cloruros. Por las mismas causas, las concentraciones de nitratos son muy elevadas, de tal manera que puede considerarse como agua no potable, superior a 45 ppm. Son aguas con mucho calcio, con una dureza superior a 300 ppm de  $\text{CO}_3\text{Ca}$ , lo que también las hace no potables.

#### Contaminación de nitratos y sulfatos.

Haciendo con los nitratos un balance similar al efectuado con los cloruros, y suponiendo que el agua de lluvia tiene una concentración nula en nitratos se obtiene:

$$V \cdot \Delta_c = \delta \cdot n$$

Donde  $V = 27000 \text{ m}^3$

$\Delta_c = 100 \text{ g/m}^3$  de aumento de concentración de nitratos en 11 años.

$\delta$  = gramos de nitrato que se infiltran por ha cada año, por exceso de abonado.

$$\delta = \frac{V \cdot \Delta_c}{n \cdot \text{año}} = \frac{27000 \cdot 100}{11} = 245000 \text{ g/ha} \cdot \text{año} = 245 \text{ kgNO}_3^- \text{ por ha y } n \text{ año.}$$

Estos fuertes aumentos en la concentración de nitratos parecen apoyar la idea de que prácticamente no se va agua al mar en esa zona, como ya indica la piezometría.

Los sulfatos han seguido un ritmo de aumento semejante al de los nitratos, con ordenes de magnitud de 100 ppm, por lo que se les puede aplicar lo anteriormente expuesto.

El acuífero de granito alterado también muestra aumentos de 50 a 100 ppm de nitratos y sulfatos. La explicación en este caso podría ser la baja transmisividad, un abonado excesivo y que desde 1.970 hacia acá ha hecho su aparición el nitrato y sulfato de exceso de abonado. Así, suponiendo un espesor saturado de 25 m, un coeficiente de

retención de 0,30 y una dotación de riego  $0,7 \text{ m}^3/\text{m}^2$  . año. Se obtiene un tiempo de tránsito por la zona no saturada:

$$t = \frac{25 \cdot 0,30}{0,7} = 10,7 \text{ años.}$$

#### CONCLUSIONES.

El acuífero de la formación costera está en una situación estacionaria, en cuanto a piezometría, con niveles bajo el nivel del mar, que unido al aporte en sales por recirculación del agua de riego e intrusión marina, provocan una progresiva salinización de acuífero y un peligro de salinización del suelo.

Los acuíferos de los aluviones de las rieras de Teiá y Alella presentan una buena recarga y elevada transmisividad, los que les permite ser la principal fuente de recarga del acuífero de la formación costera.

En el acuífero de granito alterado no parece que hayan descendido los niveles desde 1.970. Hay un fuerte ascenso de las concentraciones de nitratos y sulfatos en zonas de riego agrícola. Es de suponer que estos aumentos continúen, ya que aunque disminuyan ahora las dotaciones en el abonado, se retardaría 10 años para que empezara a bajar el ritmo de crecimiento.

El agua de esta zona no es potable para el consumo humano tanto por un alto contenido en nitratos como por su elevada dureza.

Aumentar la infiltración en los acuíferos de aluviones de las rieras mediante pequeñas presas de materiales sueltos en las zonas altas, que retengan el agua de escorrentía, y disminuir la dotación de nitratos y sulfatos en los abonos, parecen ser las medidas más sencillas y urgentes que habría que aplicar como paso previo a un estudio mucho más detallado que afronte directamente toda la gran problemática de la cada día más evidente contaminación por actividades agrícolas.

CIHS / AIH-E  Barcelona 19-23 octubre 1981	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA  ACTAS DE LAS SESIONES	SESION <b>1</b>  137 141 páginas
--	--	---

CONTAMINACION POR COMPUESTOS NITROGENADOS DE ORIGEN  
 MULTIPLE, DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS DE MADRID.

López Vera, Fernando

Departamento de Geología y Geoquímica. Univ. Autónoma  
 de Madrid.  
 Sección de Investigación de Recursos Hidráulicos. C.S.  
 I.C.

Resumen. En Madrid y sus alrededores se ha detectado  
 la contaminación de sus aguas subterráneas por compues  
 tos nitrogenados, tanto en los acuíferos aluviales co  
 mo en los del Terciario detrítico.  
 El origen de la contaminación es múltiple, tanto natu  
 ral como antrópico.

INTRODUCCION

El nitrógeno en sus diversos estados de oxidación ha sido identi  
 ficado como el más común de los contaminantes de sus aguas. Su  
 presencia en las aguas de bebida puede causar graves daños a la  
 salud: cianosis infantil, perturbaciones en el crecimiento, e in  
 gerido con cierta continuidad se ha manifestado como activo car  
 cinógeno por la posibilidad del nitrato en reducirse a nitrito  
 en su recorrido gastrointestinal con la consecuente formación de  
 nitrosaminas (Silver et al. 1980).

El nitrógeno es un elemento muy abundante en la atmósfera y la  
 biosfera, tanto en forma orgánica como inorgánica. Junto a esto,  
 la gran movilidad de algunos de sus compuestos y la facilidad pa  
 ra formarlos con características químicas muy diversas como  $\text{NH}_4^+$ ,  
 $\text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$  (ag) proteínas y amino ácidos, urea  $\text{NH}_2\text{-CONH}_2$ , hidroxi  
 lamina  $\text{NH}_2\text{OH}$ ,  $\text{N}_2$  gas, nitritos  $\text{NO}_2^-$  y nitratos  $\text{NO}_3^-$ ; así como la  
 formación de iones complejos que suelen estar presentes en verti  
 dos industriales como el ión cianuro  $\text{CN}^-$  hacen que el nitrógeno  
 sea un elemento omnipresente.

La gran variedad de fuentes de contaminación por compuestos nitro

genados hace que su determinación sea un problema complicado. En esta nota técnica avanzamos algunos datos sobre el origen de la contaminación de las aguas subterráneas de Madrid por compuestos nitrogenados, tema del que nos ocupamos desde que detectamos este tipo de contaminación (López Vera, F. y Marcos Cuadrado, R. 1981).

### CARACTERISTICAS HIDROGEOLOGICAS

Los acuíferos que tratamos son el Terciario detrítico en los alrededores de Madrid (fig. 1) y los aluviales y terrazas de los ríos.

El Terciario detrítico es una formación arcósica arcillosa con algunos cantos de cuarzo, gneis y granito depositados desde el Mioceno al Plioceno, en un ambiente continental de abanico aluvial que se acuña desde el borde de la sierra hacia Madrid sobre los yesos infrayacentes. Datos geológicos, hidrogeológicos y geoquímicos pueden verse en López Vera, F. (1977 a, b, c y d), López Vera, F. y Moreno de Guerra, R. (1979), López Vera, F. et al. (1981) y López Vera, F. y Marcos Cuadrado, R. (1981).

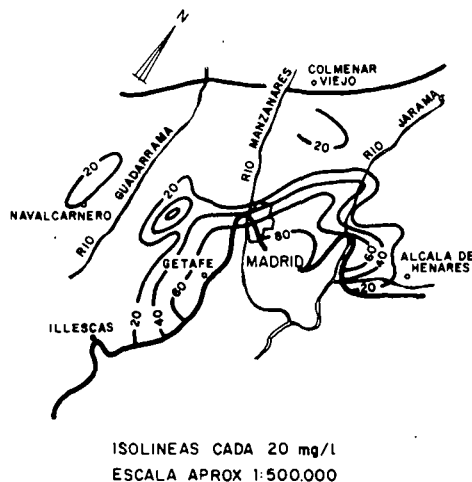


Fig. 1. Esquema de isoconas de  $\text{NO}_3^-$  en la zona estudiada.

Los acuíferos aluviales y los ríos se encuentran completamente contaminados por lo que no pueden utilizarse para uso doméstico. el extremo SE del acuífero del Terciario detrítico presenta valores altos de nitratos cuyo origen revisamos a continuación.

## ORIGEN NATURAL DE LOS NITRATOS

En el acuífero del Terciario detrítico se observa un fondo general de unos 10 mg/l de  $\text{NO}_3^-$  que, sin lugar a dudas, es de origen biológico y/o geológico. Este se produce por el lavado de los nitratos aportados a los horizontes del suelo por la descomposición de las plantas leguminosas y otras formas de fijación del  $\text{N}_2$  atmosférico. Las plantas leguminosas crecieron con gran probabilidad en esta zona desde el Mioceno inferior; esto lo prueba el que aguas de 25.000 años (BP) de antigüedad presenten bajos contenidos de nitratos y que los valores obtenidos de  $\delta_{13}$  estén entre -9‰ y -19‰, que corresponden a plantas de ciclo fotosintético (C.A.M.) tipo al que pertenecen la mayor parte de las leguminosas (López Vera et al. 1981). Pero lógicamente la densidad de cobertura vegetal debió ser muy baja como corresponde a un medio árido.

En la fig. 1 se observa también cómo los contenidos más altos están asociados al borde de los afloramientos del Terciario detrítico que corresponde a las facies de playa de los abanicos aluviales, Facies a las que pueden ir asociados nitratos. López Vera, F. y Marcos Cuadrado, R. (1981).

En efecto, Calderón, S. (1910, pág. 5 a 11) cita con numerosas referencias la existencia en los alrededores de Madrid, de explotaciones de nitrato potásico o salitre y de nitrato sódico, situando las principales explotaciones en Vallecas y recogiendo referencias de Proust (1799) y Prado (1864) que alabaron su pureza, aunque es difícil obtener referencias actuales.

R.A. Bernes (1971) demuestra que químico-físicamente es posible la formación de nitratos a partir de nitrógeno atmosférico en medios oxidantes y alcalinos como el que nos ocupa. Teniendo en cuenta que la presión del  $\text{N}_2(\text{g})$  es 0,8 atm. y su actividad es  $10^{-3,3}$  mol/l; en forma resumida podemos poner:  $\text{N}_2(\text{g}) \longrightarrow \text{N}_2(\text{ag})$   
 $\text{N}_2(\text{ag}) + 6\text{H}_2\text{O} \longrightarrow 2\text{NO}_3^- + 12\text{H}^+ + 10\text{e}^-$   
Si bien este proceso es muy lento puede ser activado por la acción biológica.

## ORIGINADO POR ACTIVIDADES ANTROPICAS

La actividad antrópica puede presentar multitud de formas de contaminación con compuestos orgánicos. La más conocida y extensa es la originada por actividades agrícolas y residuos animales. Siendo estas fuentes muy variables según el tipo de explotación y forma de aplicar el tipo de abono utilizado.

Ahora bien, según Porter, K.S. (1980), citando a otras fuentes, pone de manifiesto que en primer 1,50 m de profundidad queda retenido el 50% de los nitratos y en profundidad sigue decreciendo hasta por debajo del 40% del nitrógeno original. Por lo que son raros

los contenidos superiores a 30 mg/l en las contaminaciones de este origen, a no ser que exista una recirculación continua durante un largo período de tiempo. En la zona estudiada, por otra parte, la actividad agrícola es reducida, centrándose la mayor intensidad sobre los aluviales.

Siguiendo a Porter, L.S. (ibid), concentraciones por encima de 30 mg/l son frecuentes en concentraciones urbanas de gran densidad. En Madrid existen muchos pozos negros y las pérdidas de la red de alcantarillados y colectores pueden ser del orden del 30% o superior. En el caso de las fosas sépticas, según la misma fuente, el nitrógeno que pasa a través de ellas se reduce en un 16% aproximadamente. A esto hay que añadir la falta de dilución por la reducida infiltración en la ciudad.

La producción humana de nitrógeno es alta, se estima entre 4 y 5 kg/año, en Madrid; a esto hay que añadir la existencia de varios centenares de miles de perros y gatos que producen 1 y 0,8 kg/año, respectivamente, de nitrógeno. Otra fuente adicional de contaminación urbana son los campos de césped que son abonados anualmente con truba o mantillo y los fertilizantes empleados en los parques públicos. La incidencia en Madrid por los vertederos de residuos sólidos domésticos parece ser reducida (López Vera, F. 1978).

La contaminación de origen comercial e industrial es difícil de evaluar debido a que utilizan la mayor parte de las veces conductos de evacuación urbanos; sin embargo, son numerosas las industrias como las de plástico, muy extendidas, que emplean grandes volúmenes de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  en sus procesos.

#### CONCLUSIONES

En las aguas subterráneas de Madrid se ha reconocido diversas fuentes de contaminación por nitratos, como son:

- Procesos biológicos y geológicos, naturales, que son responsables de la existencia de un fondo regional de unos 10 mg/l de nitratos. Y la concentración de nitrato potásico y sódico en las zonas correspondientes a depósito de playas o facies terminales del Terciario detrítico, con la consecuente alta contaminación de las aguas subterráneas en estas zonas.
- La contaminación producida por actividades agrícolas y residuos animales adquiere importancia en los aluviales y en zonas puntuales.
- Una importante fuente de contaminación la forman las pérdidas en la red de colectores de las aguas residuales domésticas, la presencia de animales y diversas actividades urbanas como el abonado de céspedes y jardines.
- La contaminación de origen comercial e industrial se considera importante pero difícil de evaluar.



Esperamos que en un próximo trabajo podamos presentar una cuantificación de estas fuentes de contaminación.

#### AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Dr. Ordóñez de la Univer. Complutense sus sugerencias sobre el origen del nitrógeno sedimentario.

Asimismo al Prof. Llamas la lectura y sugerencias al manuscrito y a la Srta. María José Campos su mecanografiado.

#### BIBLIOGRAFIA

- Bernes, R.A. (1971) Principles of Chemical Sedimentology. Mc Graw-Hill. Book Company.
- Calderón, S. (1910) Los minerales de España. 2 tomos. 550 págs. Edit. Eduardo Arias. Madrid.
- López Vera, F. (1977 a) Modelo de sedimentación de los materiales detríticos de la Fosa de Madrid. Rev. Las Ciencias. Madrid. T. XLII, nº 4. pp.257-266.
- López Vera, F. (1977 b) Hidrogeología regional de la cuenca del río Jarama en los alrededores de Madrid. Memorias del I.G.M.E., nº 91. 227 pág. más planos.
- López Vera, F. (1977 c) Estudios geológicos e hidrogeológicos sobre la Fosa media del Tajo.
- López Vera, F. (1977 d) Geoquímica de las aguas del Terciario detrítico de la Fosa de Madrid en relación con el flujo subterráneo. Estudios Geológicos, v. 33. pág.525-534. C.S.I.C. Madrid.
- López Vera, F. (1978) Incidencia de los vertidos de residuos sólidos urbanos en la contaminación de las aguas subterráneas del área metropolitana de Madrid. Boletín Informativo Medio Ambiente nº 8. pág.71-82. C.I.M.A. Dic. 1978. Madrid.
- López Vera, F. y Moreno de Guerra, R. (1979) Identificación de las anomalías hidrogeoquímicas de la cuenca de Madrid. Memorias II Simposio Nacional de Hidrogeología. Pamplona. pág.725-733.
- López Vera, F., Lerman, J. & Muller, A.B. (1981) Madrid Basin Aquifer: Preliminary Isotopic Reconnaissance. Journal of Hydrology (en prensa). Amsterdam.
- López Vera, F. y Marcos Cuadrado, R. (1981) Contaminación de las aguas subterráneas por compuestos nitrogenados en los acuíferos detríticos de la Fosa de Madrid. Rev. Techniterrae (en prensa). Madrid.
- Porter, K.S. (1980) Evaluation of Sources of Nitrogen as Causes of Groundwater Contamination in Nassar County, Long Island. Rev. Ground Water, vol. 18, nº 6. pp.617-625.
- Silver, B.A. & Fielden, J.R. (1980) Distribution and Probable Source of Nitrate in Ground Water of Paradise Valley, Arizona. Rev. Ground Water, vol. 18, nº 3. pp.244 a 251.



CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA	SESION <b>1</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981	<b>ACTAS DE LAS SESIONES</b>	143 173 páginas

LA MEJORA DE LOS REGADIOS DE LOS CONOS ALUVIALES DE LOS RIOS CORB Y CERVERA MEDIANTE LA ALIMENTACION DE LAS ACEQUIAS EN SERVICIO CON AGUAS SUBALVEAS.

Autor: Salvador Arqué Bertran.

Ingeniero Técnico Agrícola de la Comunidad General de Regantes de los Canales de Urgel.

Resumen: La escasa dotación de agua de los regadíos de Urgel en relación con el creciente desarrollo agrícola de la zona, ha obligado a los agricultores a alcanzar altas cotas en la eficiencia de los factores de distribución y aplicación de los caudales disponibles, incluso mediante el reciclaje de las aguas utilizadas, percoladas en parte al subsuelo formado por gravas y arenas en el sector de los conos aluviales de los rios Corb y Cervera, se estudia la calidad de las aguas alumbradas y su mejor utilización.

### I.- DESCRIPCION GENERAL

La gran cubeta lacustre de la depresión ibérica presenta pocas alteraciones tectónicas en las comarcas catalanas de La Segarra y El Urgell, cuyo conjunto forma una gran sábana topográfica que se extiende desde el límite de la provincia de Barcelona hasta el Segre, descendiendo en suave pendiente, más pronunciada en el sector de La Segarra.

La configuración actual del terreno se debe a la acción dinámica del agua que ha excavado una túpida red de torrentes, estructurados principalmente en los amplios valles de los rios de Altet, Cervera y Corb.

A expensas de los arrastres torrenciales, en el sector oriental de mayor pendiente, se han formado los suelos fluviales de los

conos de deyección de los ríos Corb y Cervera o Dondara, ya en pleno llano de Urgel, en los cuales los bancos de rocas, gravas, arenas y limos alcanzan espesores de varios metros, ocupando zonas muy amplias cruzadas de E. a O. por los valles que han excavado los ríos de Altet, Verdú y Canals-2. El espesor de los mantos detríticos disminuye paulatinamente hasta formar depósitos de llanuras de inundación, con predominio de la arena y el limo sobre las gravas.

Las partículas detríticas son angulares, prueba de su origen aluvial-torrencial.

Debajo de los mantos y bancos detríticos aparecen margas y arcillas de sedimentación, en estratificación horizontal poco permeable. De esta forma los referidos bancos constituyen un acuífero de sumo interés en un sector que carece casi por completo de aguas subterráneas aprovechables, así como de cauces naturales con caudal permanente.

El acuífero es alimentado principalmente por el exceso de agua empleada en el riego de las fincas, no retenida por la capacidad de campo de los suelos. También la porción de las precipitaciones atmosféricas no escurrida superficialmente contribuye a alimentar el acuífero. Los caudales aportados por los ríos Corb y Cervera a sus respectivos conos aluviales no son de consideración generalmente excepto cuando se producen grandes tormentas capaces de arrancar avenidas de agua, las temidas "rubines", las cuales contribuyen a la recarga del acuífero e, incluso, llegan a colmarlo por completo en ocasiones.

#### I.1.- Cono Aluvial del Corb:

El cono de deyección del Corb arranca del punto de coincidencia de los límites territoriales de Belianes, Sant Martí de Maldà, Preixana y Bellpuig. Su abanico abarca una amplia zona delimitada al Sur por el desagüe o arroyo Canal-2, de los regadíos de Urgel, al Norte por el río de Verdú o desagüe Corb y al Oeste por la gran llanura de inundación que se extiende desde el eje Miral-

camp-Fondarella-Palau-Liñola hasta los confines de los términos de Vilanova de la Barca y Alcoletge.

El cono de deyección del Corb ocupa en la zona regable de Urgel las siguientes extensiones:

<u>Término municipal</u>	<u>Superficie (Ha )</u>
Arbeca	1.080
Vilanova de Bellpuig	1.120
Bellpuig	490
Castellnou de Seana	70
Golmés	1.650
Miralcamp	740
Mollerusa	670
Vila-sana	410
El Palau d'Anglesola	<u>250</u>
<u>Total . . . .</u>	<u>6.480 hectáreas</u>

El eje del abanico queda definido, aproximadamente, por el trazado de la 3ª acequia principal.

La profundidad o espesor del manto detrítico es variable, pudiendo alcanzar los 10 y más metros, sin que se hayan rebasado los quince en ninguna de las excavaciones practicadas hasta el momento.

#### I.2.- Cono Aluvial del Cervera.

Tiene su arranque en el término de Anglesola, al Norte de la población. Inmediatamente abre su abanico y se extiende por el Norte hasta el río de Altet y por el Sur hasta el arroyo de Montperler o desagüe Corb-10. Por el Oeste, como en el caso anterior, el espesor de los depósitos aluviales se va adelgazando hasta enlazar con la gran llanura de inundación a partir del eje Tarrós-Ivars d'Urgell-Castellnou de Seana.

El cono aluvial del Cervera ocupa en la zona regable de Urgell

las extensiones siguientes:

<u>Término municipal</u>	<u>Superficie (ha )</u>
Anglesola	1.430
Claravalls	330
Aguilella	200
Tornabous	460
Puigvert de Agramunt	140
Tarrós	110
Barbens	430
Bellpuig	800
Ivars d'Urgell	490
Castellnou de Seana	<u>510</u>
<u>Total . . . . .</u>	<u>4.900 hectáreas</u>

El eje central del abanico aluvial lo define, aproximadamente, la 2ª acequia principal del canal de Urgell.

El espesor de los depósitos es algo menor, en general, que en el cono del río Corb.

### I.3.- Zona intermedia entre los dos conos descritos:

Entre los valles excavados por el río de Verdú o desagüe Corb y el de Montperler o desagüe Corb-10, se encuentra una zona de depósitos aluviales procedentes de las dos cuencas y de las vertientes comprendidas entre ambas.

En ella encontramos importantes depósitos detríticos, los cuales se extienden desde el N.O. de la población de Bellpuig hasta el límite del término de Vila-sana. Estos depósitos cierran la cubeta endorreica del "Fontandó", cruzada por la carretera de Bellpuig a Barbens.

Las superficies comprendidas en esta zona son las siguientes:

Bellpuig	360 ha	
Castellnou de S.	760 "	.... Total 1.140 ha

El acuífero es menos abundante en esta zona al tener una superficie de alimentación más reducida.

## II.- LOS REGADIOS DE LOS CONOS ALUVIALES DE LOS RIOS CORB Y CERVERA.

Los regadíos de esta zona se han desarrollado junto con los regadíos restantes de los canales de Urgell, si bien sus características peculiares han dado lugar a un sector muy diferenciado.

El suelo abarca la gama comprendida entre arenas gruesas, arenas finas y limos, en diferentes proporciones, si bien predominando siempre las arenas.

El espesor del suelo es variable, desde unos decímetros hasta un metro o más. Su calidad depende del balance granulométrico del mismo, en general más favorable en los sectores que han recibido mayores aportaciones de materiales de la acción torrencial en las cuencas de los ríos expresados.

El suelo es permeable y su capacidad de campo variable en relación con los componentes de aquél.

La permeabilidad estabilizada de estos suelos oscila entre 20 y 150 mm. por hora y la capacidad de campo entre el 6 y el 15 por cien. El punto de marchitamiento va del 3 al 7 por cien.

La aplicación del agua es, salvo excepciones, por escorrentia.

Este sistema de riego es poco apto para realizar una correcta dosificación del agua. Sería preciso ajustar muy bien los factores de permeabilidad del suelo, dosis a aplicar, módulo de riego y extensión de la parcela. Este ajuste se realiza según unas fórmulas, (Crevat y otros), cuyo desarrollo no está al alcance de la mayoría de los agricultores. Por otra parte los resultados hallados no son adaptables, generalmente, a la forma y dimensiones de las fincas ni a las de las parcelas ideales en cuanto a obtener

la máxima rentabilidad de la maquinaria y de la mano de obra.

El subsuelo está formado predominantemente por gravas y arenas muy permeables, de 100 a 350 cm por hora. Su profundidad varía entre unos decímetros y unos quince metros. Debajo se encuentran las estratificaciones impermeables.

La eficiencia del riego es reducida en estos terrenos. Existen importantes pérdidas por infiltración a profundidades no alcanzadas por las raíces. De esta forma se alimenta el acuífero y se mantiene la activa circulación de agua que tiene lugar en el mismo.

De una manera natural, por gravedad, este acuífero alimenta a los desagües de su periferia cuyos caudales son aprovechados intensivamente en el riego de la zona baja del llano.

A partir de finales de los años sesenta, empezaron a establecerse captaciones in situ para la mejora de los regadíos de la zona de los conos aluviales de los ríos Corb y Cervera, mediante bombeo y galerías con salida a nivel. De esta forma se hace un verdadero reciclaje del agua aplicada en exceso en las operaciones de riego.

Las dotaciones de base de los regadíos de Urgel, de unos 0,40 l/s y ha, se incrementan con el agua reciclada y se consigue un turno de riego de menor duración, y en consecuencia, un incremento en los rendimientos agrícolas de la zona.

### III.- CALCULO DE LOS CAUDALES QUE ALIMENTAN EL ACUIFERO

Los ríos Corb y Cervera que llevan caudales continuos hasta el arranque de la zona de acumulación de detritos, contribuyen generalmente en poca proporción a la recarga del acuífero. En ciertas ocasiones, cuando se producen las tan temidas "rubines" su aportación es tan grande que se produce la saturación de toda su capacidad. Este caso, afortunadamente, es poco frecuente, de ma-



nera que al ser aprovechadas para el riego las aguas de estos rios arriba de la zona que venimos estudiando, no las tenemos en cuenta para los efectos prácticos de su influencia en el acuífero en las épocas en que éste es intensivamente explotado para la mejora de riego que hemos mencionado.

Tendremos en cuenta únicamente las aportaciones atmosféricas y las procedentes de las operaciones de riego del propio sector.

La profundidad media del suelo se estima en sesenta centímetros el volumen medio de agua aplicado en cada hectárea se ha calculado en 1.200 m<sup>3</sup>. Sabiendo que en cada riego se eleva la humedad del suelo en un seis por ciento (en volumen), por término medio en el sector, hallamos que el volumen de agua retenido por el suelo a disposición de las plantas es:

$$\frac{10.000 \text{ m}^2 \times 0,6 \text{ m} \times 6}{100} = 360 \text{ m}^3$$

o sea que se aplica en exceso en cada riego un volumen de agua de:  
1.200 - 360 = 840 m<sup>3</sup>  
que representa el 70 por cien del total.

Considerando que si se pierde por evaporación un 10 por cien y por otras causas otro diez por ciento, queda un 50 por ciento del volumen de agua disponible que pasa a la recarga del acuífero.

Entre abril y mediados de septiembre el volumen medio por hectárea de agua procedente del riego que recibe el acuífero es de:

$$\frac{165 \text{ días} \times 0,40 \text{ l/s y ha} \times 86.400}{2 \times 1.000} = \underline{2.851,20 \text{ m}^3}$$

La aportación pluviométrica al acuífero se estima en la décima parte del valor total de la precipitación anual, o sea en unos 400 m<sup>3</sup>. por hectárea que se suman a los hallados anteriormente, resultando una recarga anual por hectárea de:

$$2.851 + 400 = \underline{3.251 \text{ m}^3/\text{ha}}$$

Siendo la superficie total de la zona estudiada de 12.520 hectá-

reas, el volumen total medio de la recarga, es de:

$$12.520 \times 3.251 = 40.702.520 \text{ m}^3 = 40,7 \text{ hm}^3.$$

#### IV.- EXPLOTACION DEL ACUIFERO

Hasta época muy reciente el acuífero no ha sido explotado con cierta intensidad.

Como antecedentes podemos citar multitud de pozos para abastecimiento de agua potable a las masías y torres del sector, e incluso a agrupaciones como la del pueblo de Seana, junto a Barbens.

Mayor importancia revisten las afloraciones en las trincheras construidas para el aprovechamiento del salto de agua de La Forestal de Urgel, en el cauce de la 3ª acequia principal y en la ubicación de la casa de máquinas y terrenos aledaños, aprovechadas para el abastecimiento de la población de Mollerusa, lugar, por otra parte, ameno y muy frecuentado en verano gracias a la existencia de estas aguas y del entorno vegetal que propician.

Las captaciones realizadas por la misma Sociedad Industrial antes citada en el término de Mollerusa para su abastecimiento en la zona, son ya un claro indicio de las posibilidades del acuífero.

En Gólmés, desde muy antiguo, se venía explotando una profunda trinchera que conducía el agua por gravedad, a nivel, hasta una acequia situada aguas abajo. ("Sèquia del Horta").

Ya en época más reciente, hacia la década de los cincuenta, el Sr. Romá de Miralcamp construyó un pozo cerca de la divisoria de este término con el de Vilanova de Bellpuig, consiguiendo mejorar los riegos de la finca de su propiedad e incluso los de otras fincas, mediante prestación de las aguas captadas.

La explotación intensiva del acuífero mediante bombeo y captaciones por gravedad se ha desarrollado por un lado paralelamente al incremento de las necesidades de riego debidas a la intensifica -

ción de los cultivos y por otro para completar las dotaciones servidas por el canal a partir de su estricta modulación por la Comunidad de Regantes. El proceso se ha desarrollado entre los años 1.968 y 1.975. Las obras realizadas a partir de esta fecha han tenido por objeto la mejora e instalación definitivas de los pozos construidos con anterioridad.

Las captaciones estudiadas, al servicio de las Colectividades de regantes, son las siguientes:

<u>Colectividad nº</u>	<u>Término</u>	<u>Captación nº</u>	<u>Caudal l/s</u>
13	Arbeca	1,2 y 3	50
10	Miralcamp	4 y 7	245
10	Golmés	9' y 9''	65
10	Vilanova de B.	5,6,8,11,13 y 14	274
11	Golmés	9 y 10	50
11	Palau	12	55
8	Bellpuig, Sur	14'	25
8	Seana	15	25
7	Bellpuig, N	14''	20
4	Seana	16	65
4	Anglesola	17	50
2	Anglesola	20	13
2	Barbens	18 y 19	100
2	Aguilella	21	13
2	Tornabous	22 y 23	100
<u>Total caudal captado</u>			<u>1.150 l/s</u>

Se ha comprobado que los mínimos caudales se dan en primavera mientras que en verano los caudales son los máximos. Ello nos indica una vez más que la recarga del acuífero se debe principalmente a los caudales utilizados en exceso para el riego. Insistimos en ello ya que este hecho se ha comprobado en todas las captaciones estudiadas; los caudales, por tanto, son crecientes a lo largo de la temporada de riegos, alcanzándose el máximo al final de la misma, precisamente cuando todas las tierras han sido regadas repetidamente, a pesar de la explotación a que ha estado sometido el acuífero.

La explotación del acuífero se hace de mediados de junio a finales de agosto, desde que ha habido una recarga suficiente hasta el final del período en que las necesidades de agua son superiores a la aportación que los cultivos reciben del canal de Urgel.

El volumen de agua extraída del subsuelo cada temporada de riego para alimentar a la red de acequias de los conos aluviales de los ríos Corb y Cervera, es aproximadamente:

$$\frac{1.150 \text{ l/s} \times 77 \text{ días} \times 86.400 \text{ s}}{1.000} = \underline{7.650.720 \text{ m}^3}.$$

este volumen de agua recuperado, representa solamente el 18,8 por cien del volumen de recarga que ha recibido el acuífero.

Ello implica perfectamente dos cosas:

1º. Que el caudal de los pozos y captaciones no disminuya sino todo lo contrario, durante el tiempo en que se realiza su explotación durante la temporada de riegos.

2º. Que la repercusión de los nuevos aprovechamientos en el caudal de los desagües que discurren o nacen en la periferia de la zona estudiada, haya sido prácticamente nula, no afectando apreciablemente a los aprovechamientos existentes en estos cauces.

#### V.- CALIDAD DEL AGUA EXTRAIDA DEL ACUIFERO

Las características que deben tenerse en cuenta para determinar la calidad del agua de riego, son:

- a) Concentración total de sales solubles.
- b) Concentración del sodio y su relación a la de calcio más magnesio.
- c) Contenido de carbonatos y bicarbonatos.
- d) Concentración de boro y otras sustancias tóxicas.

Al no constar antecedente alguno de que el apartado d) incida en la calidad del agua de esta zona, hemos limitado nuestra investigación a los apartados a), b) y c) y también el pH, a la dureza

y al contenido en potasio, cloruros, sulfatos y nitratos, en buena parte procedentes de las dosis de abonado aplicadas a los suelos.

La concentración de sales se ha estimado por conductividad eléctrica en milimhos ( $EC \times 10^3$ ), sabiendo que, aproximadamente

$$\text{p.p.m.} = 640 \times EC \times 10^3$$

Los iones se expresan en miliequivalentes por litro.

El detalle de los análisis realizados puede consultarse en el cuadro nº 3.

#### V.1.- Criterios de la calidad de las aguas de riego empleados en este estudio: Valoración de las muestras estudiadas.

En la valoración de un agua de riego intervienen un gran número de factores. Algunos ofrecen un carácter intrínseco con valores poco variables. Son:

La concentración de sales solubles.

La concentración de sodio.

El índice SAR.

La concentración de otros iones.

Son criterios extrínsecos:

La permeabilidad de los suelos a regar.

La tolerancia de los distintos cultivos.

La frecuencia de los riegos.

El porcentaje de agua de riego en exceso empleada para el lavado del suelo.

Efectuaremos una primera valoración de las aguas que tratamos de estudiar basándonos en sus cualidades intrínsecas.

Para ello tenemos en cuenta:

- a) El diagrama para la interpretación del valor de un agua de riego. (Circular nº. 784 del Dep. Agric. de U.S.A.)
- b) El diagrama de clasificación de un agua de riego tomado del manual nº. 60 del Dep. de Agric. de U.S.A.

- c) El cuadro de clasificación de agua para riego en uso por la Universidad de California, Davis, y por el departamento de aguas de Israel.
- d) Las directrices para interpretar la calidad del agua para el riego de la F.A.O.

Ver cuadros 4,5,6 y 7 del apéndice.

En todos los casos el riesgo de sodio es bajo, mereciendo agua la clasificación de excelente.

El riesgo de salinización es bajo también. Resultan excelentes las muestras tomadas en los pozos nº. 1,2,10,14,15,17 y la muestra testigo tomada en el canal de Urgel. Resultan de buena a aceptables las muestras de los pozos: 3,4,5,6,7,8,11,12,13,16,18, 19,20,21,22 y 23.

En lo que respecta al riesgo de cloruros, todas las muestras en que se ha hecho su análisis resultan excelentes, excepto la núm. 3 y la número 20 en que es aceptable.

El contenido de sulfatos oscila entre 1,1 meq /l y 9,5 meq /l resultando las muestras de aceptables a excelentes.

Resumiendo podemos decir que las muestras que a continuación se relacionan, pueden utilizarse sin precauciones especiales:

<u>Muestra nº.</u>	<u>Término</u>	<u>Partida</u>
1	Arbeca	Plana
2	Arbeca	Plana
10	Golmés	Codís
14	Vilanova B.	Masos
15	Seana	Bosch
17	Anglesola	Casas de Barbens

Las demás debemos estudiarlas y valorarlas a través de las condiciones extrínsecas de su empleo.

En primer lugar la permeabilidad del suelo que recibe el agua de riego.

Para ello utilizamos el gráfico del apéndice nº. 8 (también del Dep. de Agric. de U.S.A.) en el que se clasifica el agua según el riesgo de salinidad en suelos con diferente permeabilidad.

Este riesgo es medio en el caso de las muestras siguientes:

<u>Muestra nº.</u>	<u>Término</u>	<u>Partida</u>
3	Arbeca	Coladors
4	Miralcamp	Bellfort
5	Vilanova Bell.	Plana
6	Vilanova B.	Fondos
7	Miralcamp	Plana
8	Vilanova B.	Planes
11	Vilanova B.	Cadiretes
12	Palau de Ang.	Hospitalet
13	Vilanova B.	Freixes
16	Bellpuig.	Seana (Bosch)
18	Barbens	Creueta
19	Barbens	Montargull
20	Anglesola	Torta
21	Barbens	Aguilella
22	Tornabous	Plana
23	Tornabous	Poble

A continuación consideramos la tolerancia de las plantas que se cultivan en los regadíos de la zona, para decidir sobre la conveniencia de utilizar las muestras anteriores, teniendo en cuenta que la concentración de sales en el extracto de saturación del suelo en tierras de textura gruesa como las de la zona que estudiamos, tiende a ser de 2 a tres veces mayor que la del agua de riego.

Según este criterio, vemos que la tendencia de concentración de salinidad en cada una de las muestras es:

<u>Muestra n<sup>o</sup>.</u>	Concen. de sales en la muestra EC x 10 <sup>3</sup>	Tendencia de la concentración en el extracto de suelo EC x 10 <sup>3</sup>
3	1,5	4,50
4	0,84	2,52
5	0,90	2,70
6	1,20	3,60
7	1,15	3,45
8	1,00	3,00
11	1,20	3,60
12	1,10	3,30
13	1,05	3,15
16	0,84	2,52
18	1,32	3,96
19	1,72	5,16
20	1,60	4,80
21	0,94	2,82
22	1,10	3,30
23	1,50	4,50

La tolerancia relativa a la salinidad de los cultivos más frecuentes en la zona es la siguiente:

Concentración en el extracto de suelo EC x 10 <sup>3</sup>	Cultivos resistentes a las diferentes concentraciones de sales
16	Cebada, remolacha azucarera
12	Trebol, alfalfa, ray-gras
10	Viña, trigo, avena, sorgo, maiz, lino, girasol.
8	Tomate, brocoli, pimiento, lechuga, patatas, zanahorias, cebollas, guisantes
5	Peral, manzano, ciruelo, almendro, melocotonero, fresa



habas y otros pocos), en los sectores alimentados por las captaciones 3,6,7,11,18,19,20 y 23. Las circunstancias de aplicación de dichas aguas en los cultivos expresados deberían modificarse ligeramente ajustando la mezcla con las aguas procedentes del canal de Urgel a la proporción indicada.

#### VI.- NECESIDADES DE LIXIVIACION DEDUCIDAS DE LOS ESTUDIOS MAS RECIENTES SOBRE ESTE TEMA.

Basándose en los estudios de Bernstein, Rhoades, Francois y otros, el Comité de Consultores de la Universidad de California recomienda una reducción de los valores de necesidades de lixiviación obtenidos mediante la aplicación de equilibrio salino estable empleada anteriormente.

Este concepto de lixiviación reducida debería aplicarse en condiciones de riego por aspersión frecuente y en riego por goteo, no ofreciendo suficiente garantía cuando se producen intervalos largos entre riegos al entrar en juego de manera dominante el efecto osmótico debido a la salinidad sobre la fuerza con que el agua es retenida por el suelo.

También puede aplicarse este concepto en riegos frecuentes de superficie.

Las fórmulas son:

a) Para riego frecuente de superficie:  $LR = EC_w / (5EC_e - EC_w)$

Donde: LR, es requerimiento de lixiviación.

EC<sub>w</sub>, conductividad del agua de riego.

EC<sub>e</sub>, valor de la salinidad del suelo que no queremos rebasar al objeto de que su incidencia en el rendimiento no supere el 10 % del rend. máximo.

b) Para el riego por aspersión y por goteo:

La fórmula recomendada es:

$LR = EC_w / 2EC_e \text{ máx.}$

siendo el EC<sub>e</sub> máximo recomendado, igual a 1.

Los resultados obtenidos para las aguas alumbradas en las distintas captaciones, utilizadas sin mezclar con las del canal de Urgell, son:

Muestra	Concentración de sales EC x 10 <sup>3</sup>	Fracción necesaria de lixiviación, en riego por aspersión y goteo para E <sub>Ce</sub> = 1
1	0,60	0,30
2	0,65	0,325
3	1,50	0,75
4	0,84	0,42
5	0,90	0,45
6	1,20	0,60
7	1,15	0,57
8	1,00	0,50
9	1,00	0,50
10	0,46	0,23
11	1,20	0,60
12	1,10	0,55
13	1,05	0,52
14	0,70	0,35
15	0,62	0,31
16	0,84	0,42
17	0,65	0,32
18	1,32	0,66
19	1,72	0,86
20	1,60	0,80
21	0,94	0,47
22	1,10	0,55
23	1,50	0,75
Muestra testigo del canal de Urgell	0,40	0,20

## VII.- CONCLUSION

Hemos procurado definir las características del acuífero de los conos aluviales de los ríos Corb y Cervera y establecer las condiciones mínimas de garantía en que deben utilizarse las aguas avenadas, tanto para el sistema actual de aplicación como para los modernos sistemas de aspersión y goteo.

Se deduce que la calidad para riego de las aguas alumbradas es de regular a excelente, pudiendo emplearse en todos los cultivos, con las precauciones recomendadas.

Destaca la riqueza en nitrógeno de estas aguas, de 4 a 8 veces la de la muestra testigo procedente del canal de Urgell. Sin duda el incremento de contenido en nitratos de las aguas avenadas se debe a la fracción arrastrada por el agua de lixiviación de los abonos nitrogenados empleados en los cultivos.

El potasio, en cambio, no ofrece una diferencia considerable respecto de la muestra testigo, prueba de que al combinarse las sales solubles aplicadas como abono con los materiales del suelo, forman compuestos insolubles, al igual que sucede con el fósforo.

Entre los elementos procedentes principalmente de los depósitos aluviales y de las estratificaciones lacustres inferiores, encontramos los iones siguientes:

El magnesio se encuentra en las aguas de alumbramiento en proporción de hasta siete veces más que en la muestra testigo. Contribuyen, por tanto, las aguas alumbradas al enriquecimiento del suelo en este elemento, del que se halla generalmente tan faltado.

El calcio se encuentra en las aguas alumbradas en proporción de hasta 3,5 veces más que en la muestra testigo.

El sodio, hasta 6 veces más.

Los cloruros, hasta 7,5 veces más.

Los sulfatos, hasta 8,5 veces más.

Los bicarbonatos, hasta 2,5 veces más.

El peligro de acumulación en el suelo de dichos iones, puede atajarse fácilmente mediante el empleo en el riego del porcentaje de lixiviación que proceda en cada caso.

Con el sistema de riego actual, este lavado se realiza normalmente, debiendo ajustarse libremente en algunos casos, si queremos cumplimentar las hipótesis más desfavorables, (cultivos muy sensibles).

Al implantarse los modernos sistemas por aspersión y goteo, las dosis de riego deberán ajustarse a las necesidades de lavado según la fórmula:

$$\text{Necesidad neta de agua} = ET / (1 - LR)$$

en que ET, es la demanda de evapotranspiración del cultivo  
LR, es la fracción de lixiviación necesaria.

Mollerusa, octubre de 1.981

## A P E N D I C E

### DATOS MANEJADOS PARA LA REDACCION DEL PRESENTE ESTUDIO.

---

#### INDICE:

- Cuadro nº 1.- Relación de los alumbramientos de aguas subterráneas, en servicio, de los conos aluviales de los ríos Corb y Carvera.
- Cuadro nº 2.- Datos referentes a la explotación  
2.A.- Caudales aportados y zona beneficiada.
- Cuadro nº.3.- Datos de los análisis
- Cuadro nº.4.- Diagrama para la interpretación del valor de un agua de riego.
- Cuadro nº.5.- Diagrama para la clasificación de un agua de riego.
- Cuadro nº.6.- Clasificación de aguas para riego en uso por la Universidad de California, Davis, y el departamento de aguas de Israel, Publicada por "Tahal-Water Planning for Israel LTD." Tel-Avid, 1.965.
- Cuadro nº.7.- Directrices para interpretar la calidad del agua para el riego. (Del Manual "Calidad del agua para la agricultura". FAO. Roma 1.976.)
- Cuadro nº.8.- Clasificación del agua basada en el riesgo de salinidad, en relación con la permeabilidad relativa del suelo.  
  
Clasificación del agua basada en riesgo de sodio, en relación con la permeabilidad relativa del suelo.
- Cuadro nº.9.ª Relación entre el porcentaje de sales en el suelo, la presión osmótica y la conductividad eléctrica del extracto de saturación, según contenido de humedad en el suelo.

C I A D R O N.º. 1

RELACION DE LOS ALUMBRAMIENTOS DE AGUAS SUBTERRANEAS, EN SERVICIO, DE LOS CONOS ALUVIALES DE LOS RIOS CORB Y CERVERA.

Alumbramiento N.º.	Zona	Término municipal	Partida	Finca n.º.	Colectiv. N.º.	Síndico
1	Corb	Arbeca	Plana	277-d	13	Arbeca
2	id.	id.	id.	292-d	id.	id.
3	id.	id.	coladors	639-d	id.	id.
4	id.	Miralcamp	Bellfort	229-230	10	Miralcamp
5	id.	Vilanova	Plana	216-i.	10	Vilanova
6	id.	id.	Fondos	324-i.	10	id.
7	id.	Miralcamp	Plana	58-b	10	Miralcamp
8	id.	Vilanova	Planes	234-1	10	Vilanova
9	id.	Golmés	Figuera	1.243	11	Mollerusa
9 <sup>a</sup>	id.	id.	id.	1.127	10	Golmés
9 <sup>b</sup>	id.	id.	Vedats	733	10	id.
10	id.	id.	Codfs	1.016	11	Mollerusa
11	id.	Vilanova	Cadiretes	283	10	Vilanova
12	id.	Palau Ang.	Hospitalet	442	11	Palau
13	id.	Vilanova	Freixes	197-d	10	Vilanova
14	id.	id.	Masos	165-d	10	id.
14 <sup>a</sup>	id.	Bellpuig	Masos	1.487	8	Bellpuig
14 <sup>b</sup>	Intermed.	Id.	Pla de C.	715	7	Castellno
15	Cervera	Seana	Bosch	200	8	Seana
16	id.	id.	Cuadra	17	4	Barbens
17	id.	Anglesola	Prat	307, 2 <sup>a</sup> z.	4	Casas Bar
18	id.	Barbens	Creucta	varias	2	Barbens
19	id.	id.	Montargull	v rias	2	id.
20	id.	Anglesola	Torta	101, 1 <sup>a</sup> z.	2	Anglesola
21	id.	Barbens	Aguilella	52	2	Aguilella
22	id.	Tornabous	La Plana	108	2	Tornabous
23	id.	id.	Poble	137	2	Tornabous

CUADRO N° 2

DATOS REFERENTES A LA EXPLOTACION

2.A.- CAUDALES APORTADOS Y ZONA BENEFICIADA

Alumbramiento N°.	Orificios que alimenta	Superficie beneficiada has.	Caudal medio 1/s.	Tiempo diario horas	Estación con mayor caudal
1	2ª bra. bis A-3	197	20	24	verano
2	id.		20	24	id.
3	2ª bra. A-3, C.	149,7	20	12	id.
4	Alimentador Plana	505	165	24	id.
5	Mod. A-3, C.	296,7	16,5	24	id.
6	id.		65	24	id.
7	7ª bra. A-3, C.	228	80	24	id.
8	1ª A-3, 3ª, M. A-3, 3ª y 1ª A-3, C.	337	50	24	id.
9	3ª bra. A-3, 3ª	209	25	24	id.
9'	2ª bra. A-3, 3ª	93	27	24	id.
9''	2ª A-2, 3ª, 2ª bis A-2, 3ª, y 3ª A-2, 3ª	543	80	24	id.
10	4ª A-2, 3ª	188	25	24	id.
11	Mod. A-2, 3ª	387,5	65	24	id.
12	Riegos Canal Urg. demarcación Palau	657,8	55	12	id.
13	5ª I-2 C. y 1ª A2, 3ª	325	13	8	id.
14	id. id.		50	24	id.
14'	3ª bra. I-2, C.	169	25	24	id.
14''	4ª bra. C-2 y 1ª E-2	746,66	20	24	id.
15	5ª bra. C-2, Can.	304	25	9	id.
16	Mod. A-2, 2ª.	631,5	65	24	id.
17	2ª bra. A-2, Can.	118	50	12	id.
18	Colect. 2, demarcación de Barbens	269	50	24	id.
19	id.		50	24	id.
20	7ª bra. P, Can.	92,7	27	11	id.
21	4ª bra. P	130	65	8	id.
22	1ª bra. bis P, C.	378	70	24	id.
23	id.		70	24	id.

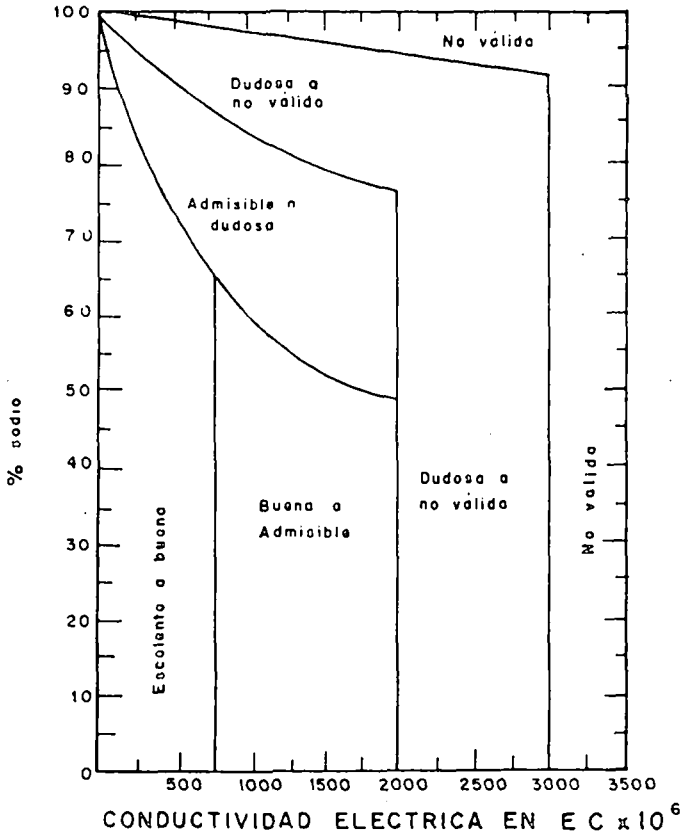
ALUMBRA- MIENTO N°.	DATOS									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Ph	8,4	8,3	8,0	7,2	7,3	7,4	7,2	7,2	7,2	7,6
Mat. sól. disueltas p.p.m.	322	368	1.094	682	590	838	928	684	700	412
Conductiv. EC x 10 <sup>3</sup>	0,60	0,65	1,50	0,84	0,90	1,20	1,15	1,00	1,00	0,46
Dureza ° HD	14,5	16,2	35	22,7	23,9	31,6	31,2	24,9	25	12,3
Calcio meq./l.			7,5	5,5		6,8	7,0	5,4		3,7
Magnesio meq./l.			4,9	2,6		4,4	4,2	3,5		0,7
Sodio meq./l.			3,7	1,1		1,8	1,9	1,5		0,6
Suma Ca, Mg, Na. Meq/l.			16,1	9,2		13,0	13,1	10,4		5
Bicarbonatos Meq./l.			4,9	4,4		4,3	4,4	4,2		4,5
Ind: SAR			1,48	0,55		0,76	0,80	0,71		0,40
Adj. SAR			3,77	1,28		1,86	2,01	1,67		1,03
Potasio Meq./l.			0,08	0,06		0,03	0,07	0,05		0,03
Cloruros Meq./l.			3,00	0,7		1,5	1,4	1,1		0,4
Sulfatos Meq./l.			8,4	2,4		5,0	6,3	4,5		1,1
Nitratos Meq./l.			30	30		30	20	20		0
CLASE	C-2	C-2	C-3 S-1	C-3 S-1	C-3	C-3 S-1	C-3 S-1	C-3 S-1	C-3	C-2 S-1



ALUMBRA- MIENTO N <sup>o</sup> .	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
DATOS										
Ph	7,3	7,4	7,3	7,7	7,2	7,0	7,6	7,0	7,0	7,2
Mat. sól. disueltas p.p.m.	788	748	672	430	536	584	556	1.078	1.510	1.184
Conductiv. EC x 10 <sup>3</sup>	1,2	1,1	1,05	0,7	0,62	0,84	0,65	1,32	1,72	1,6
Dureza ° HD	29,9	26,3	24,7	16,7	17,8	23,3	18,3	36,4	48,5	40,6
Calcio meq./l.		6,4		3,8			4,6	8,4		9,5
Magnesio meq./l.		3,0		2,2			1,9	4,6		5,0
Sodio meq./l.		1,3		1,0			0,7	2,3		3,4
Suma Ca, Mg, Na. Meq/l.		10,7		7			7,2	15,3		17,9
Bicarbonatos Meq./l.		5,1		5,1			5,0	4,5		4,6
Ind. SAR		0,60		0,57			0,39	0,9		1,26
Adj. SAR		1,86		1,34			1,05	2,30		3,22
Potasio Meq./l.		0,3		0,05			0,02	0,07		0,07
Cloruros Meq./l.		0,9		0,6			0,6	1,5		2,1
Sulfatos Meq./l.		3,8		1,7			1,7	7,2		9,5
Nitratos Meq./l.		40		30			30	0		30
CLASE	C-3	C-3 S-1	C-3	C-2	C-2	C-3	C-2 S-1	C-3 S-1	C-3	C-3 S-1

ALUMBRA- MIENTO N°. / DATOS	21	22	23	Testigo agua del canal de Urrutia						
Ph	7,9	7,4	7,2	7,7						
Mat. sól. disueltas p.p.m.	608	696	1.020	200						
Conductiv. EC x 10 <sup>3</sup>	0,94	1,1	1,5	0,4						
Dureza ° HD	21,7	26,3	37,3	9,6						
Calcio meq./l.	5,7			2,8						
Magnesio meq./l.	2,0			0,7						
Sodio meq./l.	1,7			0,6						
Suma Ca, Mg, Na. Meq/l.	9,4			4,1						
Bicarbonatos Meq./l.	4,6			2,0						
Ind. SAR	0,87			0,40						
Adj. SAR	2,04			0,70						
Potasio Meq./l.	0,04			0,05						
Cloruros Meq./l.	1,3			0,4						
Sulfatos Meq./l.	3,6			1,1						
Nitratos Meq./l.	20			5						
CLASE	C-3 S-1	C-3	C-3	C-1 S-1						

DIAGRAMA PARA LA INTERPRETACION DEL VALOR DE UN AGUA DE RIEGO



A falta de medida de conductividad electrica  $EC \times 10^6 \times 0,64 =$  p.p.m de solidos totales disueltos  $\frac{EC \times 10^6}{100} =$  p.p.m de aniones o cationes.

Circular num. 784 del Departamento de Agricultura de Estados Unidos.

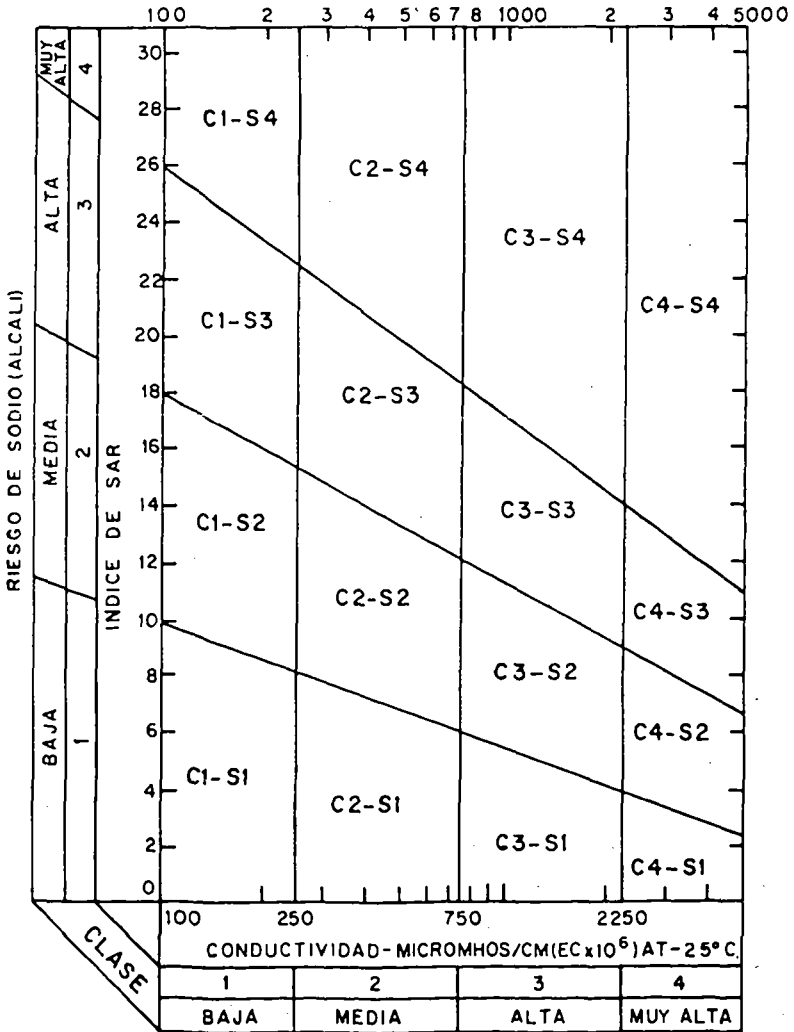
C U A D R O N°. 5

DIAGRAMA PARA LA CLASIFICACION DE UN AGUA DE RIEGO

( Del manual n°. 60 del Dep. Agricultura de U.S.A.)

C, riesgo de salinización

S, riesgo de sodio (alcalinización)



RIESGO DE SALINIDAD

C U A D R O N°. 6

CLASIFICACION DE AGUAS PARA RIEGO EN USO POR LA  
UNIVERSIDAD DE CALIFORNIA, DAVIS, Y EL DEPARTA-  
MENTO DE AGUAS DE ISRAEL, PUBLICADA POR "TAHAL-  
WATER PLANNING FOR ISRAEL LTD." TEL-AVID, 1.965.

=====

Clase	Salinidad milimohos por cm.	Alcali SAR	Boro p.p.m	Cloruros Meq./l.	Bicarbonato Meq./l.
I (Excelente)	0,75	3	0,5	2	2
II (Aceptable)	0,75-1,75	3-6	0,5-1	2-4	2-5
III (Marginal)	1,75-3	6-11	1-3	4-8	5-8
IV (No utilizable)	3	11	3	8	8

DIRECTRICES PARA INTERPRETAR LA CALIDAD DEL AGUA PARA EL RIEGO

TIPO DE PROBLEMA	GUIA DE CALIDAD DEL AGUA			
	Unidades	No hay Problema	Problema creciente	Problema grave
<b>SALINIDAD (afecta a la disponibilidad de agua para la planta)</b>				
ECw	mmhos/cm	< 0,7	0,7 - 3,0	> 3,0
<b>PERMEABILIDAD (afecta a la tasa de infiltración del suelo)</b>				
ECw adj SAR <sup>1</sup>	mmhos/cm	> 0,5	0,5 - 0,2	< 0,2
Montmorillonita - Smectita		< 6	6 - 9 <sup>2</sup>	> 9
Illita - Vermiculita		< 8	8 - 16 <sup>2</sup>	> 16
Kaolinita - Sesquioxidos		< 16	16 - 24 <sup>2</sup>	> 24
<b>TOXICIDAD IONICA ESPECIFICA (afecta a cultivos sensibles)<sup>3</sup></b>				
<b>Sodio (Na)</b>				
Riego Superficial	adj SAR	< 3	3 - 9	> 9
Riego por Aspersión	meq/l	< 3	> 3	
<b>Cloruro (Cl)</b>				
Riego Superficial	meq/l	< 4	4 - 10	> 10
Riego por Aspersión	meq/l	< 3	> 3	
<b>Boro (B)</b>				
	mg/l	< 0,7	0,7 - 2,0	> 2,0
<b>EFFECTOS DIVERSOS (afecta a cultivos susceptibles)</b>				
Nitrógeno (NO <sub>3</sub> -N o NH <sub>4</sub> -N) <sup>4</sup>	mg/l	< 5	5 - 30	> 30
Bicarbonato (CO <sub>3</sub> H) con aspersores	meq/l	< 1,5	1,5 - 8,5	> 8,5
pH			[Gama normal 6,5 - 8,4]	

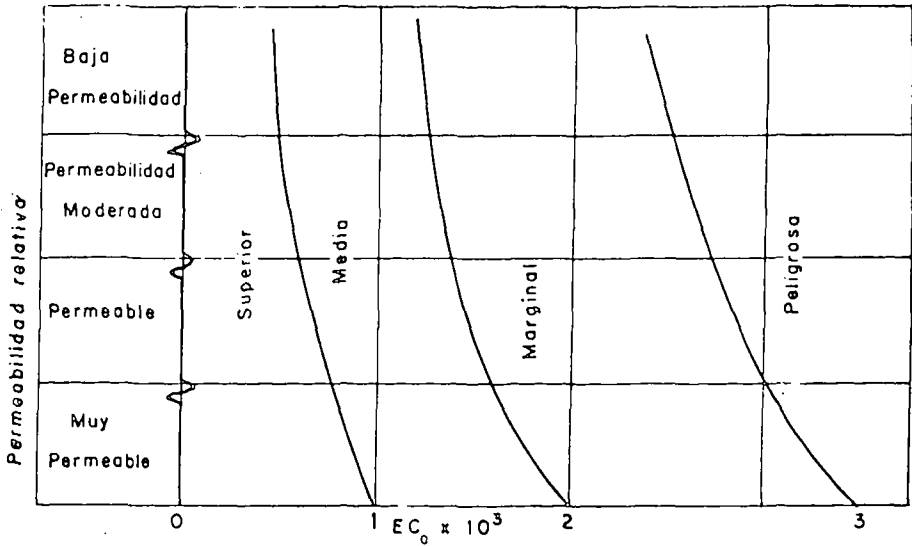
- 1 Para los procedimientos de calculo ver Tabla 3. Los valores presentados se refieren al tipo dominante de mineral arcilloso en el suelo. (Ratlings, 1966 y Rhoads, 1975).
- 2 Utilícese la gama inferior si ECw < 0,4 mmhos/cm, la gama intermedia si 0,4 < ECw < 1,6 mmhos/cm, el límite superior si ECw > 1,6 mmhos/cm.
- 3 La mayoría de las plantaciones arbóreas y plantas leñosas ornamentales son sensibles al sodio y al cloruro (usar valores indicados). La mayoría de los cultivos anuales no son sensibles (usar las Tablas de tolerancia de salinidad [Tabla 4]).
- 4 NO<sub>3</sub>-N significa nitrógeno en forma de NO<sub>3</sub> mientras que NH<sub>4</sub>-N significa nitrógeno en la forma NH<sub>4</sub>. Ambos figuran como Meq/l.

Símbolos y Abreviaturas	
ECw	= conductividad eléctrica del agua de riego
adj SAR	= relación de absorción de sodio ajustada
mmhos/cm	= milimhos/cm
mg/l	= miligramos por litro
meq/l	= miliequivalentes por litro
pe eq.	= peso equivalente
ppm	= partes por millón

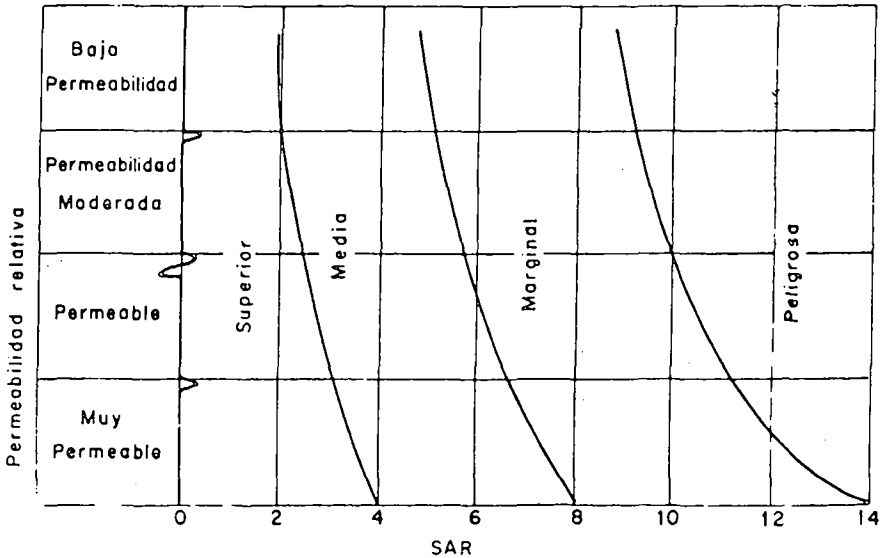
Conversiones	
meq/l pe.eq.	= mg/l
mg/l	= ppm
mmhos/cm	= 640 mg/l
meq/l	= 10 - mmhos..

( Del Manual " Calidad del agua para la agricultura". FAO. Roma, 1.976)

Clasificación del Agua basada en el riesgo de Salinidad



Clasificación del Agua basada en riesgo de sodio

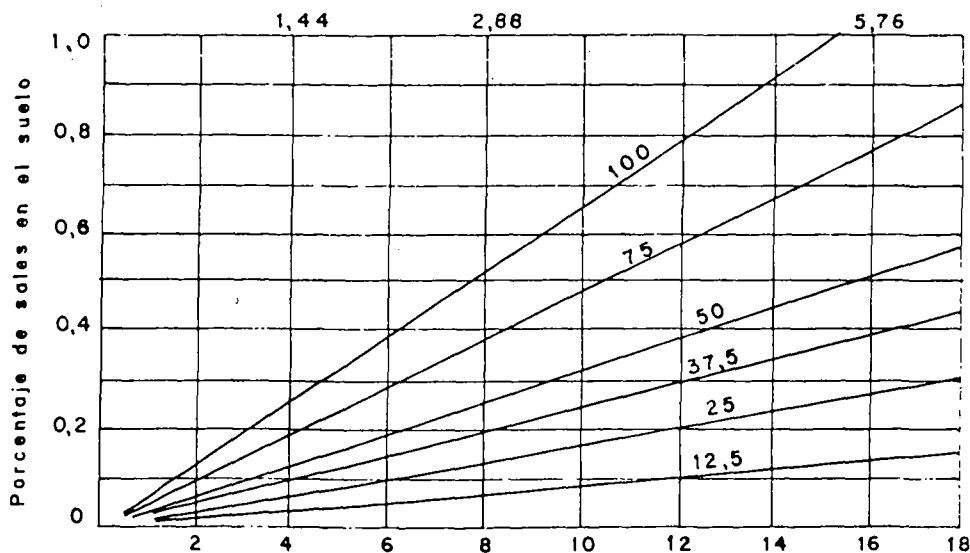


Nota: Al interpretar los análisis debe tenerse en cuenta que la concentración de cada constituyente en la solución del suelo tiende a ser de 3 a 6 veces la que posee el agua de riego según la permeabilidad del mismo. Los terrenos de la zona estudiada son muy permeables, por lo que se estima que dicha proporción tiende a ser igual a 3, aproximadamente.

C U A D R O N<sup>o</sup>. 9

Relación entre el porcentaje de sales en el suelo, la presión osmótica y la conductividad eléctrica del extracto de saturación, según contenido de humedad en el suelo.

Presión osmótica del extracto de saturación (atmosferas)



Conductividad eléctrica  $EC \times 10^3$  en el extracto de saturación mili-ohms/cm.



CIHS / AIH-E  Barcelona 19-23 octubre 1981	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA  ACTAS DE LAS SESIONES	SESION <b>1</b>  175 189 páginas
--	--	---

RESUMEN DE LA MESA REDONDA SOBRE: "CONTAMINACION DE AGUAS SUBTERRANEAS POR ACTIVIDADES AGRICOLAS. PROBLEMAS DE RECICLAJE EN RIEGOS".

Presentada por Javier Barragán Fernández

### INTRODUCCION Y MOTIVACION:

Es evidente la importancia de las aguas subterráneas en el cómputo global de los recursos hídricos de que dispone el hombre: Como nos ha dicho en la presentación de estas Jornadas el profesor LLamas, aproximadamente 12 millones de españoles se abastecen de agua notable de los embalses subterráneos y unas 600.000 ha. de tierra se riegan con este tipo de aguas. (Ello representa 1/3 de la población y de un 20% a un 25% de las tierras en riego respectivamente).

Por otro lado, y desde el punto de vista de la calidad, el proceso hidrodinámico a que se encuentra sometida el agua al moverse en el medio poroso (suelo) produce una mejora para el consumo humano, respecto a las aguas de otra procedencia.

Sin embargo, y a diferencia de las aguas superficiales cuyos problemas de contaminación son fácilmente observables, las aguas subterráneas no los muestran con rapidez. Como el flujo del contaminante es normalmente laminar, puede pasar mucho tiempo, (años e incluso siglos), desde que entra el contaminante en el suelo hasta que es captada su presencia en algún pozo.

Por desgracia una vez contaminado un acuífero el proceso es prácticamente irreversible, fundamentalmente por razones económicas.

Estas peculiaridades que comentamos de las aguas subterráneas, y el hecho de ser usadas cada vez con mayor frecuencia en nuestro país, hacen del tema de su contaminación un desafío al que nuestra sociedad debe dar una respuesta adecuada.

Como fuentes posibles de contaminación de las aguas subterráneas deben incluirse diversas actividades humanas que de un modo u otro producen una agresión al medio natural. El origen de estas fuentes de contaminación puede ser: agrícola, urbano, industrial, etc.

En esta mesa redonda se ha abordado el tema de la contaminación

de las aguas subterráneas por actividades agrícolas, dejando pa  
ra mesas sucesivas las otras causas de contaminación.

En el presente resumen pretendemos exponer lo que fué dicha me  
sa redonda y los aspectos más interesantes de la misma. Como -  
preámbulo realizamos unas cuantas consideraciones básicas del -  
problema de la contaminación por prácticas agrícolas.

### ASPECTOS BASICOS:

Para situar el verdadero papel que las prácticas agrícolas pue  
den jugar en la contaminación de las aguas subterráneas, y del  
medio ambiente en general, algunos aspectos básicos de las mis  
mas y ciertas cifras pueden ayudarnos:

#### Productividad - ecología: equilibrio

En España aproximadamente el 55% de su superficie se utiliza en  
prácticas agrícolas, 3/4 partes de las cuales son de cultivos -  
intensivos y el resto está ocupado por pastos y prados.

Durante el intervalo de tiempo comprendido desde 1959 a 1979 la  
población española ha aumentado en 7.000.000 de personas, y ha  
tenido que ser la producción agraria quien hiciera frente al -  
problema de garantizar la dieta alimenticia de todos los españo  
les (que en la actualidad sobrepasan los 38.000.000 de personas).

Para poder garantizar esa alimentación sólo se podía lograr, a  
demás de incrementando la superficie de cultivo, aumentando de  
un modo incesante los rendimientos de las zonas cultivadas.

El tratar de obtener estos rendimientos crecientes en la agri -  
cultura ha obligado a que las técnicas agrícolas hayan perturba  
do la situación de equilibrio natural de los ecosistemas en don  
de actúan. De un modo general "han contaminado el medio".

Es obvio que para conseguir los objetivos propuestos ha habido  
la necesidad de incrementar de un modo incesante el empleo de -  
fertilizantes, purines, insecticidas, herbicidas, etc. Si debe  
aumentarse la producción deben consumirse mayor cantidad de es  
tos productos: y ello lleva de la mano naturalmente a un mayor  
riesgo de contaminación.

En España, a pesar de ser uno de los países europeos que menor  
cantidad de fertilizantes utiliza, se ha producido un incremen  
to espectacular en los últimos años: Así por ejemplo, respecto  
del nitrógeno, utilizado normalmente en forma de nitratos, se -  
ha pasado de 5,4 kg/ha/año en 1950 a 46,8 kg/ha/año en 1978. La  
del fósforo, en forma de  $P_2O_5$ , ha pasado de 9,4 a 25,6 en el -  
mismo intervalo de tiempo. Y el potasio, en forma de  $K_2O$ , de  
3,3 a 16,1 kg/ha/año.

Utilizando el isótopo N-15 como trazador, y en el caso concreto del nitrógeno, podemos realizar el balance de un abono nitrogenado aportado al suelo. Este es orientativamente:

Nitrógeno inmovilizado por la materia orgánica .....	20 ÷ 30%
" asimilado por la microfauna autótrofa ....	0,1 ÷ 0,2%
" perdido por escorrentia .....	Trazas
" perdido en forma gaseosa .....	10 ÷ 20%
" perdido por lavado .....	2 ÷ 8%
" extraído por el cultivo .....	40 ÷ 60%

(Ese porcentaje de N lavado, aplicado a las cantidades de abono, es el agente que nos puede contaminar el agua subterránea).

El balance anterior está realizado con experiencias en cultivos de secano. En regadío caben esperar mayores pérdidas por lavado, ya que se abona más y se utilizan mayores volúmenes de agua. Sin embargo no hay que olvidar que el tipo de suelo juega un papel decisivo.

En definitiva, y a la luz de los datos anteriores, consideramos que el sector agrario debe conseguir en el futuro aumentar la productividad agrícola, ganadera y forestal procurando que la perturbación o contaminación sobre el medio sea mínima. Es necesario ese compromiso entre la productividad y la ecología.

#### Necesidades de nutrientes: papel de la planta

Desde una perspectiva económica, dado el rápido aumento del precio de los productos derivados del petróleo y que encarece fuertemente los fertilizantes inorgánicos, es importante al determinar las necesidades nutritivas de las plantas que estas se adapten lo más perfectamente posible al ciclo de extracciones del cultivo, tanto en épocas como en cantidades.

Es necesario conocer las cantidades de fertilizantes requeridas, fundamentalmente nitrógeno (N), fósforo ( $P_2O_5$ ) y potasio ( $K_2O$ ), así como los momentos en que las necesita la planta, para poderlas aportar al suelo de forma que se garantice su máximo aprovechamiento. Evitaremos de este modo que exista un exceso de abono en el suelo cuando no lo necesite la planta, con el riesgo de lavado del mismo, así como carencia de este en momentos de consumo punta.

Ciertamente que el anterior es un objetivo ambicioso que no puede cumplirse al 100%. Sin embargo es una tendencia a seguir, que permite un aprovechamiento adecuado de los nutrientes por la planta, un ahorro económico importante y un menor riesgo de contaminación por lavado (con agua de lluvia o de riego).

Para hacernos una idea del orden de magnitud de los abonos que pueden ser lavados por las lluvias, diremos que las producidas

en nuestro país en invierno después de los abonados de sembrera (que suelen darse a los cultivos extensivos), producen un lavado de N que oscila desde un 5%, del total aportado, para lluvias de 100 m/m, a un 50% para lluvias mayores de 300 m/m, dependiendo fundamentalmente de la estructura del suelo y de la profundidad del mismo explorado por las raíces .

Analogamente a lo anterior, las lluvias que suelen tener lugar entre los dos abonados de sembrera, y que suelen darse del 15 de Enero al 15 de Marzo, dan origen a lavados de los nutrientes. El N perdido varía ahora entre un 10% y un 50% de la aportación para casos análogos a los anteriores y según el tipo de suelo.

Estas cantidades "lavadas" tienen interés tanto desde el punto de vista de posible contaminación de acuíferos como de cantidad de abono a sobreañadir para equilibrar la dosis del cultivo.

### Manejo del agua: su eficiencia

Refiriéndonos al caso concreto del cultivo en riego, otro aspecto básico a considerar debe ser el de manejo del agua. Manejo que adquiere características muy diferenciadas según el sistema de riego empleado así como del drenaje que disponga el terreno cultivado.

Tanto los abonos como los fitosanitarios dados a un cultivo, y sea cual fuere la forma de hacerlo, se encuentran mas o menos rápidamente en el suelo. Una vez allí, cada vez que se riega (o llueve), pueden ser arrastrados por escorrentía superficial hasta un cauce fluvial o bien ser introducidos en el suelo por infiltración.

Si la cantidad de agua suministrada por infiltración es superior a la que el suelo puede almacenar hasta su "capacidad de campo", el exceso percola en profundidad y se llama agua "de lavado", pudiendo arrastrar los contaminantes a través del medio no-saturado hacia el acuífero en un proceso mas o menos lento.

Estos lavados deben evitarse para lograr una mayor eficacia en el aprovechamiento del agua. Un buen estudio edafológico del suelo junto con una estimación adecuada de la evapotranspiración del cultivo son los mecanismos adecuados .

Sin embargo, cuando en la zona de raíces se han acumulado suficiente cantidad de sales como para dificultar por efecto osmótico la entrada del agua en las mismas, el lavado hay que provocarlo para desplazar las sales en profundidad. En un buen calendario de riegos deben prevenirse estas dosis de lavado .

Desde este punto de vista, de la eficiencia del riego y del "lavado", cada sistema de riego es distinto. El riego "a manta",

que es el mas extendido en nuestro pais, tiene eficiencias de aprovechamiento del agua del 45 al 75%, pudiendo ser la mitad agua de lavado. Le sigue a continuación el riego por aspersión en donde la eficiencia está por el 80% o 85% y los lavados son bastante menores. El riego por goteo es sin duda el que logra un mayor aprovechamiento, pues pone el agua solo en la zona de raices, con una eficiencia del 90 ó 95% y practicamente sin lavado. Es un riego de "poca dosis de agua pero aplicada muy frecuentemente". Esto permite la utilización de aguas de una peor calidad ya que debido al lavado continuo y localizado en la zona de raices que el sistema provoca, son toleradas por las plantas. En estos sistemas son necesarios lavados generales del terreno, p.e. "a manta", para eliminación de sales de vez en cuando. Otra ventaja importante de los riegos localizados y de aspersión es que permiten la aplicación de los abonos y fitosanitarios con la propia agua de riego, con el consiguiente ahorro de productos, uniformidad en su aplicación y disminución del riesgo en su uso (en los tóxicos).

#### Efectos más importantes producidos por el agua contaminada por prácticas agrícolas

Son varios los problemas que puede crear un agua contaminada. Analizaremos los mas importantes, comenzando con los de tipo sanitario:

- El nitrógeno N, que generalmente se encuentra en forma de nitratos, en altas concentraciones puede producir metahemoglobinemia al no poder eliminar los nitratos que entran en el sistema sanguíneo. Esta enfermedad adquiere mayor gravedad en los lactantes hasta de 4 meses, quienes por ausencia de la enzima "diapcrasa" no pueden reducir la hemoglobina oxidada por los nitratos. En los países europeos, para evitar dicho riesgo, se limita el contenido de nitratos en el agua a unos 50 p.p.m. En España el Código Alimentario pone un tope de 30 p.p.m. para el agua potable.

Aunque no ha sido confirmado plenamente, parece existir un riesgo potencial cancerígeno en el uso excesivo de nitratos: En los vegetales, a partir de los nitratos y de aminas secundarias, se producen unos compuestos de nitritos llamados "nitrosaminas", que están en muchos alimentos y que parecen ser fuertemente cancerígenas (cancer de estómago).

- El fósforo, P, es un elemento contaminante de las aguas y causante de la "eutrofización" de los lagos. Sin embargo el P proveniente del abonado de los terrenos agrícolas es solo un 5 ó un 10% del total de P presente. Las causas fundamentales de la presencia del P son las deyecciones humanas y los detergentes. In

cluso el agua de lluvia puede aportar cantidades de ese orden .

- Existen por supuesto otros muchos compuestos, orgánicos e inorgánicos, que pueden crear problemas al contaminar las aguas subterráneas, tales como los herbicidas, insecticidas, fungicidas etc. Todos ellos son conocidos con el nombre genérico de pesticidas. Existe muy poca información acerca de la contaminación que de las aguas subterráneas pueden hacer los pesticidas arrastrados por las aguas de "lavado". También los pesticidas pueden provocar efectos tóxicos sobre los cultivos y afectar a las bacterias nitrificantes del suelo.

Debe recordarse que el pesticida tiene una capacidad de resistir en el suelo, a lo largo del tiempo, dada por la expresión:

$$R = \frac{Dx(1-x^n)}{1-x}, \text{ siendo:}$$

R, la cantidad de residuo que queda al cabo de n años.

D, la dosis de pesticida dada cada año y que se supone fija.

X, el tanto por uno de persistencia anual.

Entre otros factores el tipo de riego influye sobre la persistencia de los pesticidas en el mismo. Así por ejemplo la TRIFLURALINA es un herbicida cuya persistencia se ha comprobado es menor con riego por aspersión que con riego por surcos.

Los modernos sistemas de pulverización para la aplicación de pesticidas, o bien la utilización del riego por goteo, permiten disminuir las dosis aplicadas, aumentando la eficacia y mermando su peligrosa toxicidad, al tener que manejarlos mucho menos tiempo.

Los análisis sobre este tipo de compuestos se realiza generalmente por cromatografía de gases y otras técnicas que hoy por hoy podemos considerarlas costosas. Ello es una dificultad más en el proceso de obtener información sobre el tema.

Por último debe recordarse, dentro de la dinámica que el pesticida sigue en el suelo, que una parte del mismo se volatiliza, otra es descompuesta por la luz, otra sufre una degradación química o biológica, otra queda absorbida por los coloides del suelo, otra percola fuera del alcance de las raíces y una última es absorbida por las plantas.

A veces tan perjudiciales o más que los propios pesticidas lo son ciertas sustancias que aparecen en el proceso de fabricación y que están presentes en el producto comercial. Por ejemplo el TCDD, una clorodioxina no degradable por la luz en el suelo y muy poco en soluciones acuosas; No es absorbida por las plantas y es muy persistente en el suelo .

Algunos organoclorados (como el DDT, endrina, etc.) son de efectos acumulativos en el organismo.

- Las aguas subterráneas contaminadas también pueden tener unos

efectos nocivos sobre los cultivos cuando son usadas como aguas de riego. Estos efectos pueden concretarse en:

- a) Al aumentar el contenido en sales del agua del suelo disminuye la capacidad de las plantas para su absorción, aspecto que incide directamente en la disminución de la cosecha.
- b) Existen en las aguas elementos tóxicos para las plantas.
- c) Un terreno regado con altas concentraciones de Na y que no esté convenientemente drenado puede llegar a perder completamente su estructura y no ser apto para el cultivo.

#### Otras fuentes de contaminación de aguas subterráneas, no extensivas:

Hasta ahora hemos venido analizando dentro del campo de las actividades agrícolas aquellas que podían constituir una posible causa de contaminación de las aguas subterráneas y que actuaban sobre amplias zonas. Era el caso de la fertilización y tratamientos de extensos campos de cultivo: Los acuíferos situados debajo están potencialmente sometidos a una contaminación a más o menos largo plazo.

Sin embargo existen otros focos de contaminación mucho más localizados, a los que se denomina puntuales, y en los que a veces llega rápidamente la contaminación al acuífero, por verter por ejemplo los purines de una granja directamente en un pozo. (Es este un caso que se da generalmente con la ganadería en régimen de estabulación en lo referente a la evacuación de excrementos).

También es una contaminación puntual el caso de almacenamiento de abonos o pesticidas que por una mala protección pueden percolar en suelo después de una lluvia intensa.

Ahora bien, existe la posibilidad en muchos casos de granjas de aprovechar los purines de las mismas como fertilizantes. Así por ejemplo, el "lísier" de cerdo (mezcla de heces, orines y aguas de lavado) contiene una gran proporción de elementos fertilizantes. Para evitar las posibilidades del mismo basta recordar que producen del orden de 3,5 kg/animal/día.

No todo el "lísier" puede ser utilizado como fertilizante. Parte del mismo ha de someterse a un proceso de depuración para evitar posibles contaminaciones. Sin embargo el costo de dicho proceso no es muy gravoso para granjas de tipo medio o grande.

#### Problemas de reciclaje en riegos:

En zonas donde escasea el agua es una práctica corriente reciclar el agua de riego, una vez infiltrada, para volver a regar.

Esto conlleva a un progresivo deterioro de la calidad de las aguas. La concentración de contaminación irá en aumento, y a pesar de los posibles lavados que puedan preverse para el suelo, podrá llegarse a unas condiciones de no utilización para las plantas, por acumulación excesiva de sales. Sin embargo puede ser una cierta posibilidad de uso si fuera posible mezclar dicha agua con otras de mejor calidad provenientes de cursos superficiales (canales o ríos).

## DESARROLLO DE LA MESA REDONDA

Una vez realizadas las consideraciones anteriores pasamos a resumir las conclusiones más interesantes de las sucesivas intervenciones que se produjeron. Con objeto de organizar el debate, y evitar en lo posible la reiteración de cuestiones, el moderador organizó una serie de puntos-guía. Resumimos el debate para cada uno de ellos:

### 1 - Localización geográfica de los problemas de contaminación.

Un repaso somero sobre las comunicaciones y notas técnicas presentadas en las Jornadas, pone de manifiesto la existencia de problemas de contaminación por prácticas agrícolas en todo el cinturón mediterráneo, desde las comarcas catalanas hasta las costas granadinas (zonas de Maresme, Castellón, Sagunto, Valencia, Gandía, Denia y Granada). Todas estas zonas se caracterizan en general por tener núcleos urbanos con una gran densidad de población, que en algunos de ellas se ve muy incrementada en verano por el fenómeno del turismo. Existe un gran consumo de aguas subterráneas para la industria, abastecimiento humano y agricultura.

También se han presentado comunicaciones que ponen de manifiesto la existencia de contaminación de aguas subterráneas en zonas interiores tales como los aluviales del Ebro (Logroño) los llanos de Albacete, llanura de la Mancha, y en el Urgell (Lérida), así como en el territorio insular (Canarias), por prácticas agrícolas.

Es evidente que a pesar de la escasa información disponible existen en nuestro país zonas, tanto costeras como del interior, con características análogas a las anteriores y con las mismas prácticas agrícolas. Por lo tanto los problemas de contaminación deben existir en ellas.

En algunos lugares no se ha detectado la contaminación, pero quizás el contaminante está de tránsito y no ha llegado todavía al acuífero.

En todos los lugares de donde se tiene información, solo se tie



ne de los nitratos. Del resto de contaminantes no existe información.

En general, al poner en regadío una zona, con el consiguiente aumento de las dosis de abonado aplicadas, aumentan los contenidos en  $\text{NO}_3$  de las aguas subterráneas. Sin embargo en la zona de Navarra, de donde se presenta una comunicación, sucedía al revés. El Sr. Solé indica como después de puesto el regadío - han disminuido los nitratos.

En las zonas costeras, con problemas de salinización, para poder cultivar algo hay que utilizar mucha agua (salina) para que haya un lavado suficiente que a su vez obliga a un aumento de fertilizantes, con el consiguiente costo económico y deterioro de la calidad.

En alguna de las ponencias se observa una clara correlación entre los sulfatos y nitratos debido a su origen (fertilizante). Sin embargo no lo están con los cloruros, que provienen del agua del mar .

## 2 - Identificar las principales causas de contaminación:

La experiencia recogida en España, aunque escasa, permite establecer como causas de contaminación de las aguas subterráneas: Por un lado las contaminaciones de carácter no puntual, que se producen por lavado de los fertilizantes que se dan en extensas superficies.

Por otro, están las contaminaciones de carácter puntual, como la producida por la ganadería estabulada o por los desechos de las poblaciones rurales. Como planteó el moderador, Sr. Martí, sería más adecuado hablar de la contaminación del "medio rural", en lugar de contaminación por prácticas agrícolas.

El Sr. Arqué indicó cómo en zonas gravosas del Urgell se producen contaminaciones por el uso abusivo de "ourines" , con importantes fracciones de agua de lavado: Es mayor la importancia de la fracción de lavado y la permeabilidad del suelo, según él, - que la dosis de abonado.

El Sr. Muñoz planteó como causa fundamental la forma de aplicar el fertilizante y no la cantidad del mismo aplicada. Exuso la importancia " del don de la oportunidad" en la aplicación del fertilizante: no se debe dar al suelo más nutrientes que los - que la planta puede absorber en cada momento. El conseguir un conocimiento adecuado en este tema y la puesta en práctica de - ello por el agricultor permitirá por un lado un ahorro real de fertilizantes, por otro incrementos de la producción hasta un - 20% y por último una menor contaminación de los acuíferos.

El Sr. Gonzalez, expuso la importancia de otra fuente de conta-

minación: los pesticidas (herbicidas, insecticidas, etc.). Hizo notar el hecho de que no se había presentado ninguna comunicación sobre este tema. Planteó como posible explicación la necesidad que hay, para estos análisis, de equipos sofisticados, personal especializado etc.

Indicó también que dada la peligrosidad de alguno de ellos (por no ser degradables, ser acumulativos en el organismo, etc.) sería fundamental su estudio. Debería hacerse un esfuerzo importante. Deberían conocerse los elementos orgánicos que existen en el agua subterránea. Debería hacerse un inventario de elementos nocivos.

El Sr. Oliveres indicó cómo en la Mancha se había pasado de 40.000 ha de regadío en 1974 a 80.000 ha actualmente. Ha aumentado el contenido de nitratos en las aguas subterráneas. Sin embargo, con la información de que se dispone, no se puede afirmar que sea debido al incremento de abonado.

El Sr. Llamas indicó cómo más que los regadíos, como causa de la contaminación, es la utilización de los fertilizantes quien la provoca. En los cultivos de secano también se puede producir contaminación por efecto del lavado de las lluvias. Indicó también la importancia del parámetro "permeabilidad del terreno" en el problema. Incluso la lluvia puede realizar su aportación de nitratos. Se trata pues de un problema con diversos aspectos hidrogeológicos.

### 3 - Conocimiento en España de estos problemas:

El moderador, Sr. Martí, planteó como antes del año 1967 en España no se hablaba de los nitratos. Es a partir de entonces cuando aparece la cifra de 30 p.p.m. como límite de  $\text{NO}_3$  para el agua potable en el Código Alimentario Español.

Entre 1970 y 1975 se empieza a hablar de los nitratos pero solo desde el punto de vista de calidad. A partir de esta fecha se habla de los nitratos desde la doble perspectiva: calidad/contaminación. Hasta la fecha son solamente análisis descriptivos. No se ha profundizado en ellos.

También planteó: ¿Qué se conoce de la zona no-saturada? ¿Qué información se tiene de una zona de tan vital importancia?

El Sr. Custodio puso de manifiesto la carencia absoluta de datos. No existen datos o no son fiables. No existen modelos de flujo. Realmente no se puede decir con propiedad si los nitratos aumentan o disminuyen. Indicó también que el Fe y el Mn pueden ser problemas de grave contaminación.

Realmente se dispone de muy poca información. Respecto a la zona no-saturada no existe en España ninguna. Y en Europa poca.

Son los ingleses los primeros que han desarrollado esta temática a partir del año 1975 con dos programas de investigación: Uno en el "Water Research Centre" y el otro en el "Institute of Geological Sciences". El objetivo de estas investigaciones sobre "La influencia de los cultivos sobre la calidad de las aguas subterráneas" la han concretado en 3 aspectos:

- Determinar la extensión de la contaminación por nitratos en los acuíferos principales y fundamentalmente en la zona no-saturada.
- Evaluar los procesos y tasas de transferencia de contaminantes potenciales del agua subterránea, provenientes desde la superficie del suelo, a través de la zona no saturada.
- Estimar las tendencias futuras en cuanto a las concentraciones de nitratos, mediante un modelo matemático.

La "Central Water Planning Unit" del "Department of the Environment" coordina los trabajos.

El Sr. Llamas planteó al respecto que en Septiembre de 1982 se va a realizar en Praga la primera reunión a nivel europeo para tratar el tema de "la contaminación de aguas subterráneas por prácticas agrícolas".

Indicó también que la semana del 2 al 6 de Noviembre de este año se va a realizar un Seminario anglo-español en Madrid, en el CECTMA, con investigadores ingleses y españoles. Además indicó que se va a poner en marcha un proyecto de investigación conjunta: Se planteará una granja experimental sobre un acuífero de características hidrogeológicas conocidas y se estudiarán las posibles correlaciones sobre ellas de los vertidos de la granja. Es una experiencia planteada en 4 ó 5 años de tiempo.

Indicó también el gran interés de conocer lo que pasa en la zona no-saturada. Los contaminantes, en su lento camino hacia el acuífero, se encuentran en la zona no-saturada.

Por otro lado indicó también que hasta el momento todos los modelos de flujo existentes son bidimensionales. En su opinión muchos aspectos poco claros de la contaminación deberán plantearse tridimensionalmente para su resolución.

El ponente, Sr. Fernández, planteó el problema de los métodos de riego empujados y su incidencia en la fracción de lavado. En nuestro país, que se riega principalmente "a manía", se manejan grandes cantidades de agua que provocan fuertes lavados de los nutrientes. Deberá tenderse hacia otras formas de riego. Quizás el riego localizado sea una posible vía de solución pues produce una gran eficiencia del riego con un lavado prácticamente nulo.

Se planteó, por el Sr. Muñoz, que no es fácil cambiar una técnica

ca de riego que funciona desde hace muchos años. Que además - del problema económico, el riego por goteo es muy caro, está el problema de mentalización del agricultor. Además, dijo, el riego no es siempre dañino. Para justificarlo planteó el caso para dójico de La Puebla de Alfinden, situada en el aluvial del Ebro, en donde la desaparición de una zona de regadio al crearse un polígono industrial trajo aparejado el empeoramiento de la calidad del agua. El aporte de sales procedentes de niveles salinos miocenos, al no ser diluido por los excedentes de agua de riego, han incrementado la salinidad desde 2-3 gr/l, en el año 1975 a 8-9 gr/l en 1981 .

El Sr. Salgot indicó que se estaba olvidando el papel de la planta en la prevención de la contaminación por nitratos. Dijo que en U.S.A. los límites de aplicación de nitratos, tratando la protección de acuíferos, se daba en función de las cantidades de nitratos que pueden eliminar los cultivos y que son variables a lo largo de su periodo vegetativo.

Ciertamente está por un lado el cultivo, con sus necesidades de nutrientes variables a lo largo del tiempo. Por otro el tipo de suelo y su estructura que van a permitir una mayor o menor percolación del agua de lavado. Y por último el sistema de riego que va a facilitar el exceso de agua que transporte el contaminante desde el suelo al acuífero. Deberán coordinarse del mejor modo posible los tres factores. Respecto de los sistemas de riego por goteo y absorción, se indicó la posibilidad de suministrar los abonos y pesticidas con el agua de riego lo cual, además de conseguir un reparto mucho más uniforme, elimina los riesgos de manejo de estos productos, algunos de los cuales son tóxicos.

El Sr. Barba planteó que aunque lo que se estaba diciendo le parecía muy bien que se estudiara la zona no-saturada, que se hicieran modelos tridimensionales, etc. , desde el punto de vista del investigador con soluciones para un medio o largo plazo, pero que a él como técnico le urgían las soluciones a muy corto plazo. Y una de las preguntas, sin respuesta en muchos casos, y de urgente solución para captaciones de agua potable, es la de distribución de los contaminantes en la zona saturada. Respuestas a cuestiones como estas permitirían tomar decisiones técnicas mucho más racionales.

#### 4 - Importancia del problema en España

A la luz de las comunicaciones y notas técnicas presentadas, así como de las intervenciones hechas, se puede afirmar que en estos momentos estamos ante un verdadero y grave problema. En algunas de las recomendaciones que se hacen a la Administración en las ponencias, se indica como en acuíferos concretos ya se ha sobrepasado en mucho los límites de contaminantes permitidos

para el agua potable.

Por otro lado la tendencia tecnológica actual hace preveer que estamos ante un proceso progresivo de contaminación. De no ponerse los medios adecuados de control y prevención -lo cual - lleva un tiempo- puede convertirse en un proceso irreversible.

El problema es importante en el presente y en el futuro se prevee será grave, adquiriendo en ciertas zonas el dramatismo de ser vital.

El Sr. Custodio planteó su sospecha de que no se tiene conocimiento de lo nocivos que son algunos elementos que están en el agua. Pero allí están y siguen incrementándose.

Preguntó su opinión al respecto de los representantes del mundo sanitario que estaban en la reunión: ¿Qué importancia real tienen los nitratos para la salud?

Se plantean diversos casos clínicos de enfermedades, producidas por nitratos en clínicas españolas. Hay quienquita importancia al tema. Sin embargo, a pesar de no ser muchos los casos conocidos, desde un punto de vista médico, parece ser un problema muy serio.

El moderador, Sr. Martí, plantea la cuestión de si ¿podría estimarse el orden de superficie de acuíferos contaminados por - prácticas agrícolas?

Esto permitiría cuantificar en cierta manera, la gravedad del - problema. Sin embargo, aunque flote la sospecha de que puede - ser un gran porcentaje del total, nadie dio cifras.

#### 5 - Necesidades de actuación futura:

Respecto de este punto se centró el debate en 3 aspectos: planes de estudio, redes de control y metodología de análisis.

En cuanto a necesidades de planes de estudio o cursos de postgrado sobre estas temáticas hidrogeológicas las necesidades mínimas parecen estar cubiertas.

Respecto a las redes de Control el Sr. Custodio indicó la im - portancia de su existencia. Expresó que no pueden sacarse conclusiones con pocos datos dispersos. A veces no es fiable ni - el método empleado, ni la persona que lo realiza.

En cuanto al aspecto de análisis de contaminantes el Sr. Gonza - lez indicó:

- Que en España existen hoy día normas de obligado cumplimiento para los análisis.
- Que para los nitretos existen varios métodos de análisis, y que según el método empleado y otros iones presentes pueden dar diferencias del orden del 5% al 10%
- Que más importante que el método empleado, es la toma de mues

tras, su conservación y el tiempo que tarda en analizarse. El contenido en nitratos puede variar un 100% por estas causas.

- Que existen laboratorios de organismos oficiales preparados para analizar compuestos orgánicos. Y la técnica de cromatografía de gases está bastante extendida en Departamentos Universitarios.
- Los costos reales de este tipo de análisis son muy importantes, tanto por lo sofisticado de los aparatos como por la especialización del personal. Pero dada la importancia del tema de la "contaminación" deberían cobrarse precios políticos, suvencionándolos el Estado, los Entes Autonómicos o las Corporaciones.

Desde el punto de vista económico, no es lo mismo un análisis cualitativo que uno cuantitativo. Existen en el agua del orden de 500.000 compuestos orgánicos, de donde surge la imposibilidad de un análisis exhaustivo.

En U.S.A. comentó el Sr. Llamas únicamente se analizan del orden de 200 (los más importantes) y que en caso de sobrepasar los límites tolerados deciden la prohibición de la utilización del agua.

Se acabó la sesión con el planteamiento por parte del moderador de dos cuestiones:

Por un lado, si servirán las redes de piezómetros existentes en el país, teniendo en cuenta el carácter tridimensional del problema.

Por otro, haciendo una reflexión sobre la necesaria colaboración entre los técnicos agrónomos e hidrogeólogos, para abordar de un modo global este caso de contaminación de aguas subterráneas por prácticas agrarias.

### RECOMENDACIONES

Las recomendaciones generales que podríamos extraer de los debates realizados son:

- Respecto a las técnicas agrarias:
- a) Determinar las dosis de abonado y su aplicación, siguiendo lo más posible el ritmo de absorción por el cultivo.
- b) Elección del sistema de riego más adecuado al tipo de suelo y de cultivo, intentando rebajar las dosis de "lavado".
- c) Considerar los sistemas localizados como posible alternativa para ahorro del agua y fácil manejo de los fertilizantes. Posibilidades de la fertiirrigación.
- d) Mezcla del agua reciclada, con otras de mejor calidad, antes de su nuevo uso.

- Respecto a toma de datos y análisis.
- f) Obtención del máximo de información fiable.
- g) Utilización de las redes de piezómetros.
- h) Toma de muestras, conservación y análisis adecuados.
- i) Preocupación por otro tipo de contaminante como los pesticidas, el Fe o el Mn.
- j) Coordinación entre técnicos agrarios e hidrogeólogos.

Lleida, 27 Noviembre 1.981





CIHS / AIH-E  Barcelona 19-23 octubre 1981	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA  ACTAS DE LAS SESIONES	SESION <b>2</b>  <input type="text"/> páginas
--	--	--

**Sesión 2.- CONTAMINACION DE AGUAS SUBTERRANEAS POR RESIDUOS DE POBLACION.**

Ponencia General.

Ferrando, J.A. Contaminación de aguas subterráneas por residuos de población. El problema de los vertederos de basuras.

Ponencias.

Villarroya, F.I. El problema de los vertidos líquidos urbanos e industriales: algunas soluciones adoptadas en la región de La Mancha (Ciudad Real).

Custodio, E. Contaminación de aguas subterráneas en relación con los vertidos de basuras urbanas de Barcelona.

López-Camacho, B., Octavio de Toledo, F. Medidas de preservación de las aguas subterráneas ante la implantación de cementerios y vertederos.

Notas Técnicas.

Martinez Alfaro, P.E., Octavio de Toledo, F. Contaminación de las aguas subterráneas de Madrid por efecto de las actividades urbanas: nota técnica.

López García, J., García de la Torre, J. Las terrazas de la cabecera del Ebro y su valor como emplazamientos de vertido municipal: caso de Miranda de Ebro.

Herráez, I. Factores condicionantes de la contaminación de las aguas subterráneas por vertidos sólidos urbanos en el Area Metropolitana de Madrid.

Fernández Ruiz, M.L. Mapas de orientación al vertido de residuos sólidos urbanos.

Petit, E. Un caso excepcional de contaminación en zonas kársticas. Garraf.

Resumen de la mesa redonda de la sesión: S. Niñerola Fla.



CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA	SESION <b>2</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981		193 208 páginas

### ACTAS DE LAS SESIONES

CONTAMINACION DE AGUAS SUBTERRANEAS POR RESIDUOS DE PO  
BLACION. EL PROBLEMA DE LOS VERTEDEROS DE BASURAS.

Juan Antonio Ferrando López-Cordón

Director Adjunto al Director General de la Empresa Na  
cional Adaro de Investigaciones Mineras, S.A.

Resumen. La contaminación de las aguas subterráneas cau  
sada por los vertederos controlados, es debida a su in  
correcto diseño y operación. Se analiza en esta ponencia  
la problemática del vertido controlado, de la pro  
ducción de lixiviados y de las medidas de prevención -  
de la contaminación.

#### 1.- INTRODUCCION

La O.C.D.E. define a los Residuos Sólidos como aquellas materias -  
generadas en las actividades de producción y consumo, que no han  
alcanzado en el contexto en el que son producidas ningún valor eco  
nómico. Esta falta de valor económico, ha concretado el ámbito de  
estudio de los residuos a tres aspectos fundamentales:

- Aspectos relativos al tratamiento, bien por eliminación, bien -  
por aprovechamiento de los residuos.
- Aspectos relacionados con los efectos de los residuos antes y  
después de su tratamiento en el medio ambiente.
- Aspectos relacionados con las posibilidades de recuperación de  
materias primas de los residuos.

Estos tres aspectos por su íntima relación, van a ser tratados en  
la sesión de hoy.

Los residuos independientemente de su origen urbano, industrial o  
agrícola, introducen una alteración en el medio natural y crean un  
cierto grado de deterioro ambiental, que abarca, desde los aspec  
tos estéticos a los tóxicos, con esencial incidencia en algunos ca  
sos en los acuíferos que se encuentran bajo las zonas donde se eli  
minan.

Los residuos sólidos urbanos españoles, también denominados residuos de población, incluyen el siguiente grupo de actividades productoras:

- domiciliarias
- comerciales y servicios
- sanitarias
- limpieza viaria, zonas verdes y recreativas
- abandono de animales muertos, muebles, enseres y vehículos
- industriales y de construcción, agrícolas y ganaderos, que se producen en zonas clasificadas con arreglo a la Ley del Suelo, como urbanas o urbanizables.

Los vertederos de residuos sólidos urbanos pueden admitir, con limitaciones, cualquiera de estos residuos a excepción de los sanitarios, que necesitan un tratamiento especial.

La composición de los residuos sólidos urbanos, es heterogénea y muy variable. El nivel de vida de la población, la situación geográfica, la estación del año, etc. son algunos de los factores que influyen en la composición.

Esta en España suele oscilar entre los siguientes límites:

	<u>% sobre base húmeda</u>
Metales .....	2,5 - 6
Vidrio .....	2,5 - 10
Cenizas e Inertes .....	2 - 6
Orgánicos .....	30 - 60
Cartón-papel .....	15 - 30
Plásticos.....	3 - 12
Textiles .....	1,2 - 3
Madera .....	0,1 - 4
Gomas .....	0,1 - 1
Cueros .....	0,1 - 1

La humedad de los residuos españoles es muy variable, considerándose se como normal, valores de un 40-60% de humedad.

La densidad de los residuos españoles es muy baja, considerándose como habituales valores entre 0,1-0,2 t/m<sup>3</sup>.

Como quedó antedicho la generación de los residuos sólidos es una consecuencia de toda actividad humana. En el caso concreto de los residuos sólidos urbanos su producción está ligada al entorno urbano; el grado de desarrollo de las actividades que en él tienen lugar, incide de forma directa cuantitativa y cualitativamente en los residuos que se generan. Así pues, se puede decir que existe una estrecha interdependencia entre producción de residuos y calidad de vida. Un segundo factor que influye muy directamente en la generación de residuos sólidos es el grado de concentración urbana del punto generador. Las grandes concentraciones urbanas son causa de una mayor cantidad de producción de residuos, produciéndose el caso contrario en áreas de baja densidad de población, generalmente con actividades socio-económicas menos desarrolladas.

Teniendo en cuenta esta circunstancia se pueden agrupar los municipios españoles en siete niveles de población para su mejor estudio.

- Nivel 1 - Municipios con población mayor a 1.000.000 habitantes.
- Nivel 2 - Municipios con población entre 1.000.000 y 500.000 habitantes.
- Nivel 3 - Municipios con población entre 500.000 y 100.000 habitantes.
- Nivel 4 - Municipios con población entre 100.000 y 50.000 habitantes.
- Nivel 5 - Municipios con población entre 50.000 y 25.000 habitantes.
- Nivel 6 - Municipios con población entre 25.000 y 20.000 habitantes.
- Nivel 7 - Municipios con población menor de 20.000 habitantes.

De la encuesta se han obtenido los siguientes índices de generación, en kg/hab/día, para los diferentes niveles de población:

- Nivel 1 - 0,751
- Nivel 2 - 0,658
- Nivel 3 - 0,632
- Nivel 4 - 0,689
- Nivel 5 - 0,675
- Nivel 6 - 0,707

De la relación anterior puede observarse que a partir del nivel 4 no existe una correlación lógica y decreciente como demuestra la experiencia y como se presenta para los niveles 1, 2 y 3. Esta anomalía puede ser debida a dos circunstancias: a) falta de control en los pesos de los residuos que se generan en el municipio, muchas veces por falta de medios y b) variaciones estacionales de población, como puede ocurrir en zonas turísticas con grandes movimientos demográficos.

Para el nivel 7, municipios de menos de 20.000 habitantes, se ha estimado el índice de generación en 0,500 kg/hab/día por experiencias en otros Estudios.

Partiendo de los valores anteriores, obtenidos de la muestra, y extrapolando a los diferentes municipios, según su nivel de población, se llega a los cuadros de producción que se presentan.

De lo anterior pueden obtenerse las siguientes conclusiones:

- Los residuos sólidos urbanos generados en España, año 1978, alcanzaron la cifra de 8.027.747 t., para una población total de 36.026.319 habitantes, lo que equivale a una producción de 0,610 kg/hab/día.
- Del total de los residuos generados 3.342.566 t/año eran producidos en capitales de provincia, por una población de 13.008.840 habitantes, lo que equivale a un índice de generación de 0,704 kg/hab/día. El resto 4.685.181 t/año son generados por 23.017.479 habitantes, que viven fuera de la capital de provincia, lo que supone un índice de generación de 0,578 kg/hab/día.
- Lo anterior equivale a decir que el 41,64% del total de los residuos sólidos urbanos son generados en capitales de provincia y

GENERACION DE R.S.U. POR PROVINCIA

EN 1/año

Año: 1978

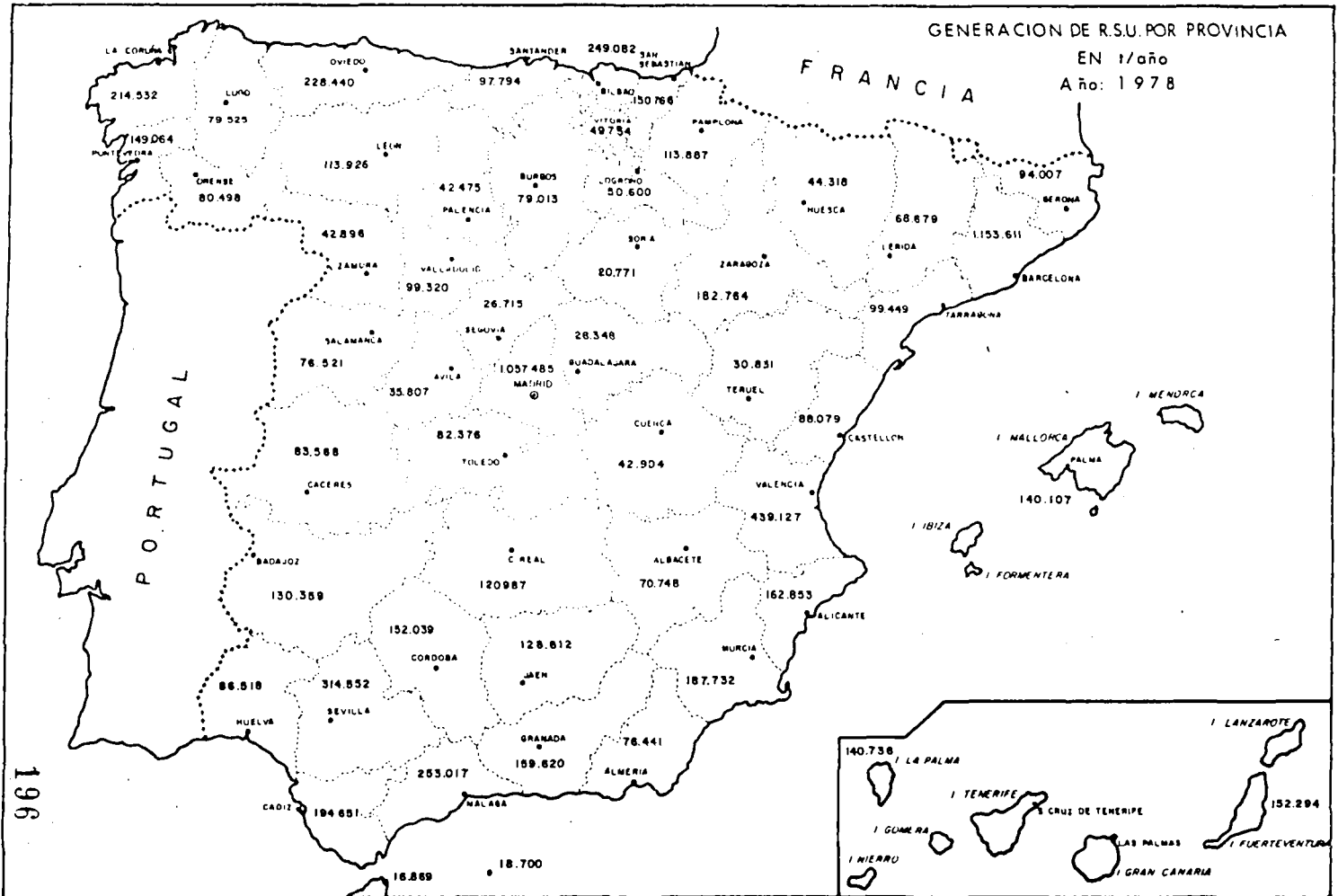


Figura 4

GENERACION DE R.S.U. POR PROVINCIAS  
EN Kg/hab./día  
Año 1978

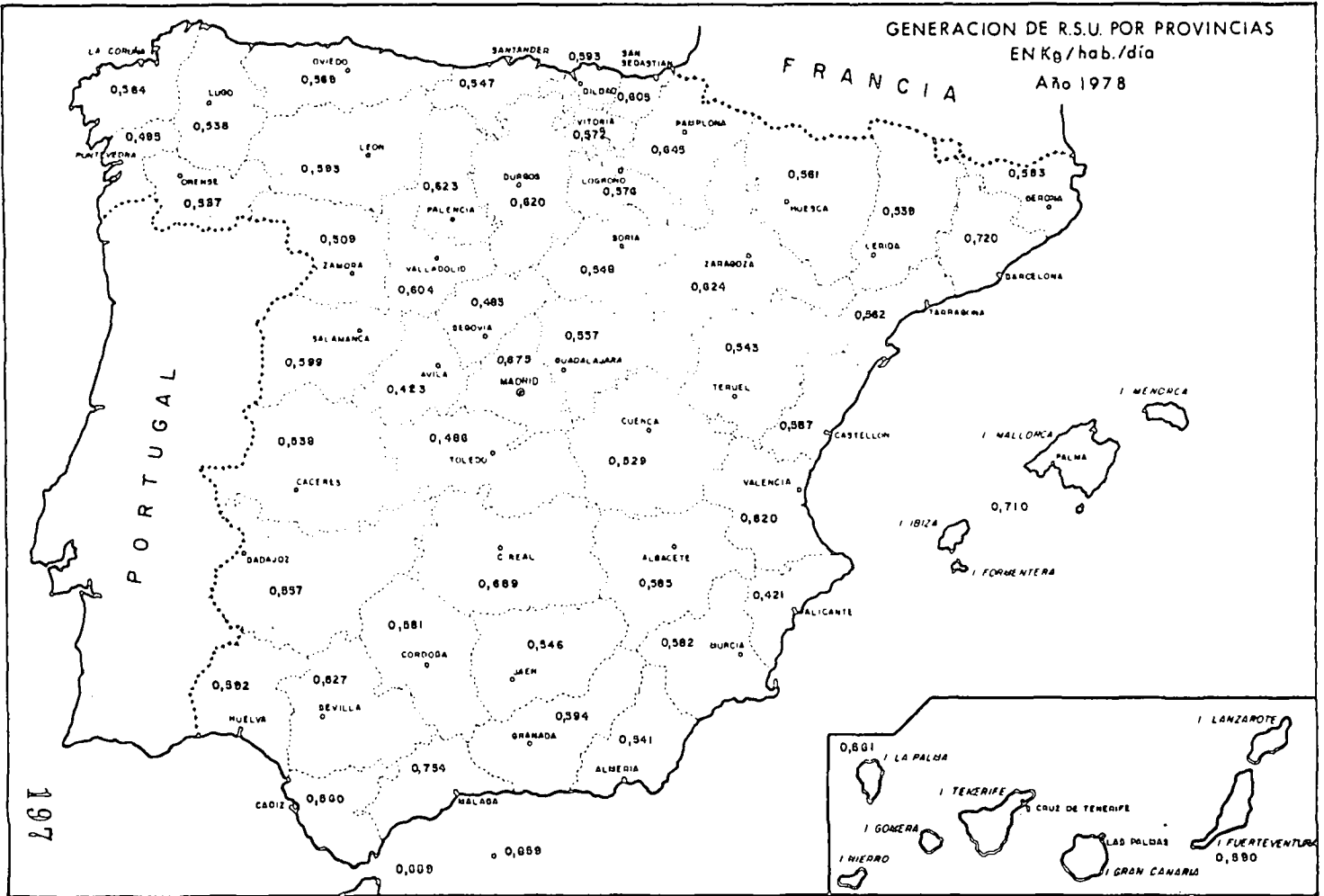


Figura 5

197

la población generadora supone el 36,11% del total.

- Los índices generados de residuos alcanzan los siguientes valores medios:

. Capital de Provincia .....	0,704 kg/hab/día
. Media nacional .....	0,610 kg/hab/día
. Población no residente fuera de capital de provincia .....	0,578 kg/hab/día

En una evaluación teórica efectuada para conocer qué residuos llegaban a las 10 cuencas hidrográficas españolas, obtuvimos estas cifras:

Pirineo Oriental - más de 1.000.000 de t/año. Ello suponía - unas 66 t/km<sup>2</sup>/año, lo que da idea de la magnitud del problema.

Guadiana - más de 250.000 t/año. Ello supone unas 4 t/km<sup>2</sup>/año que como podrá observarse es enormemente inferior a la cantidad antes obtenida.

Estas dos cuencas hidrográficas, son los dos extremos de la evaluación efectuada.

Desde el año 1970, en el que se puede afirmar que no existían prácticamente vertederos controlados ni otros sistemas de tratamiento, se ha producido un fuerte aumento de la tecnología y tratamiento de los residuos.

La historia de este aumento es en síntesis la siguiente:

En los años posteriores a la década de los 60, España empezó a ser productor de residuos similares a los actuales, al ir sustituyendo lentamente las escorias y cenizas de los residuos por papel, plástico y materias orgánicas.

Estos residuos, además de ser más numerosos en volumen que los anteriores, huelen, arden mal, atraen roedores, mosquitos, no desaparecen por la única acción de los agentes meteorológicos, se producen en zona de aumento de población como Barcelona, Madrid, Bilbao, Valencia, etc. y originan el problema de qué hacer con ellos.

El problema en su principio, se resolvió echándolos en emplazamientos lo más cercanos posible a los núcleos urbanos y cubiertos a la vista. Este sistema, no era satisfactorio no solamente por las causas apuntadas, sino porque los emplazamientos se llenaban de residuos, como es el ejemplo de las canteras de gravas, pequeñas vaguadas, etc., y había que buscar nuevos lugares.

Aparece en ese momento, la casi imposibilidad de adquirir terrenos cerca de las poblaciones, por los precios especulativos, lo que obligó a buscar terrenos más alejados de las poblaciones o a verter únicamente en terrenos de propiedad municipal.

En los municipios turísticos, generalmente pequeños, con poca capacidad técnica y económica e incluso con gran escasez de terrenos, el problema se agrava por los incrementos estacionales de población.



Ante esta problemática, aparecen soluciones puntuales y generales como los Planes Directores de Residuos, cuyo objeto es buscar soluciones al tratamiento y/o eliminación de residuos de acuerdo a las características puntuales de una zona, provincia o región.

Así, los Planes Directores de Canarias, Baleares, Alcoy, Valencia, Murcia, El Ferrol, Seo de Urgel, presentan soluciones al problema de tratamiento de residuos, dejando la solución definitiva en manos de los responsables directos (Mancomunidades, Municipio, Gobierno Autónomo, etc.) de la gestión de los residuos.

Paralelamente a la implantación de Planes Directores y a la instalación de tratamientos en zonas puntuales, se va realizando un inventario de los vertederos de residuos sólidos existentes en España.

Se han inventariado provincias como Madrid, Toledo, Cádiz, Segovia, Huelva, Guadalajara, Cuenca, Tenerife, Mallorca, Navarra, Alicante, Valencia, etc., lo que constituye una base de partida para los Planes Directores y para el conocimiento de los problemas que estos vertederos plantean.

La Ley de 1975, sobre Desechos y Residuos Sólidos Urbanos, ha contribuido de forma sustancial junto a las imposiciones ecológicas y ambientalistas, a impulsar las medidas encaminadas a la protección del medio ambiente y a la recuperación de las materias primas contenidas en los Residuos.

El problema del tratamiento y/o eliminación de los residuos sólidos urbanos es tan complejo que se puede asegurar que no existe ningún proceso único ideal y utilizable para cualquier caso.

Las condiciones locales y del entorno de los lugares de generación obligan a adoptar soluciones muy diversas al problema. No obstante, actualmente se dispone de un conjunto de tecnologías que convenientemente utilizadas pueden aportar soluciones satisfactorias tanto desde el punto de vista medio ambiental, como desde el punto de vista económico.

A continuación se describen sucintamente los sistemas más generalizados:

- Vertido libre o incontrolado: Se entiende por tal la deposición de los residuos sobre el terreno, sin control, tanto de las consecuencias que puedan producir sus lixiviados sobre las aguas superficiales o subterráneas, como por contaminación ambiental.

Son abundantes las emisiones de humos, así como la gran cantidad de moscas y roedores en su entorno.

Su localización no siempre es buena y pueden llegar a ocasionar incendios en el área donde están ubicados.

- Vertido controlado: Los vertederos sanitariamente controlados con zonas de almacenamiento de residuos sobre el terreno, realizados de forma que se eviten molestias y riesgos para la salud pública, durante las operaciones de vertido y después de su clausura.

- Vertido controlado con trituración previa: Sistema similar al anterior, en cuanto a la deposición de los residuos se refiere, a los que previamente se ha sometido a un proceso de trituración - al objeto de disminuir su volumen y aumentar la capacidad del vertedero. Se alcanzan mayores grados de compactación y cabe la posibilidad de poder recuperar algunos de los componentes de los residuos (chatarra, por ejemplo). Encarece los costes de inversión y explotación, pero puede ofrecer ventajas, con respecto al sistema anteriormente descrito.

En las diapositivas que se presentan a continuación podrán observar, cual es la situación del vertido de residuos en algunos municipios españoles. Se trata de vertidos incontrolados en el sentido ambiental y controlado en el sentido institucional, pues los residuos se vierten de esta forma conscientemente.

Estos vertederos en el caso más optimista serían unos 8.000, que es el número aproximado de municipios españoles. La realidad es que existen gran cantidad de vertederos, diseminados a lo largo de los diferentes núcleos de poblaciones, que hacen que este número sea muy superior.

- Plantas de producción de compost: Se entiende por plantas de compost aquellas que tienen por objeto obtener, mediante la fermentación controlada de residuos orgánicos, fertilizantes y productos regeneradores de las características físicas y químicas del suelo. El producto final deberá reunir las características de uniformidad, granulometría, carencia de productos extraños y porcentajes de contenido de C/N y humedad exigidos por el Ministerio de Agricultura.
- Incineración: La incineración, aplicando el término a los residuos sólidos urbanos, es un proceso de combustión que transforma la fracción combustible de los residuos en productos gaseosos y un residuo sólido inerte (escorias) de menor peso y volumen que el material original. Necesita un proceso auxiliar para el tratamiento de escorias (vertido).

Ofrece la ventaja de necesitar poco espacio para su instalación y puede hacerse incluso dentro del núcleo urbano.

Puede ser aprovechada la energía generada por la combustión, para producir vapor de agua o electricidad.

- Reciclado: Proceso que tiene por objeto la recuperación de los componentes que contienen los residuos de forma directa o indirecta.

La concentración selectiva, de componentes, por operaciones mecánicas, neumáticas, eléctricas, etc., llevan a disponer de una serie de productos capaces de ser incorporados al ciclo de consumo.

Entre los productos que pueden tener un valor potencial de los contenidos en los residuos destacan:

- Papel-cartón.
- Plásticos.
- Fracción magnética.
- Vidrio.
- Materia orgánica.

La escasez de materias primas y energía puede hacer a este proceso interesante económicamente al mismo tiempo que evita la aportación al medio ambiente de gran proporción del volumen total de los residuos.

De la encuesta realizada por la Dirección General de Tecnología y Seguridad Industrial (Ministerio de Industria y Energía) se pueden inventariar los siguientes sistemas de tratamiento utilizados en España: vertido incontrolado, vertido controlado, vertido controlado con trituración, compostaje, incineración sin recuperación de energía, incineración con recuperación de energía y reciclado.

<i>Sistemas de tratamiento</i>	<i>Capacidad de tratamiento /año</i>	<i>% Respecto a la producción nacional</i>
V - Vertido Controlado	915.000	11,4
V <sub>1</sub> - Vertido Controlado. Trituración	897.000	11,2
C - Compostaje	778.700	9,7
I - Incineración	510.000	6,3

En el cuadro anterior pueden observarse los siguientes puntos:

- De los 8.027.747 t/año de residuos sólidos urbanos generados en España se puede decir que se tratan con garantía 3.100.700 t/año, lo que equivale a un 38,6% repartido de la siguiente forma:
  - . Vertido controlado: 11,4%.
  - . Vertido controlado c/trituración: 11,2%.
  - . Plantas de compostaje: 9,7%.
  - . Plantas de incineración: 6,3%.
- El resto de los residuos, 61,4%, no recibe ningún tipo de tratamiento, siendo depositados en vertederos incontrolados.

## 2.- PROBLEMÁTICA DE LOS VERTEDEROS DE RESIDUOS

En España, el número de vertederos controlados en funcionamiento es creciente, pero todavía escaso.

Un vertido controlado es, fundamentalmente, una obra de ingeniería, en la que los residuos son colocados en el terreno, compactados para disminuir su volumen y cubiertos con material de recubrimiento apropiado para minimizar los riesgos de contaminación de las aguas, aire, etc.

### V - VERTIDO CONTROLADO

IDENTIFICACION PLANO	MUNICIPIOS	CAPACIDAD t/dia
V <sub>1</sub>	BARCELONA	2 000
V <sub>2</sub>	CORUÑA LA	1 50
V <sub>3</sub>	LEON	1 20
V <sub>4</sub>	SALAMANCA	1 20
V <sub>5</sub>	SANTA CRUZ DE TENERIFE	3 00
V <sub>6</sub>	VALLADOLID	1 80
V <sub>7</sub>	VITORIA	1 80
TOTAL		3 0 50

TRATAMIENTO POR VERTIDO CONTROLADO 915.000 t/año  
% RESPECTO A LA PRODUCCION R.S.U. NACIONAL - 11,4

### V<sub>T</sub> VERTIDO CONTROLADO CON TRITURACION

IDENTIFICACION PLANO	MUNICIPIOS	CAPACIDAD t/dia
V <sub>T-1</sub>	BARACALDO	1 8 0
V <sub>T-2</sub>	BILBAO	3 5 0
V <sub>T-3</sub>	IRUN	4 0
V <sub>T-4</sub>	MADRID	2 3 0 0
V <sub>T-5</sub>	SANTANDER	1 2 0
TOTAL		2 9 9 0

TRATAMIENTO POR VERTIDO CONTROLADO CON TRITURACION 897.000 t/año.  
% RESPECTO A LA PRODUCCION R.S.U. NACIONAL - 11,2

### C - PLANTAS DE COMPOSTAJE

IDENTIFICACION PLANO	MUNICIPIOS	CAPACIDAD t/dia
C <sub>1</sub>	ALCAZAR DE SAN JUAN	50
C <sub>2</sub>	ALICANTE	1 6 0
C <sub>3</sub>	CASTELLON DE LA PLANA	1 1 0
C <sub>4</sub>	CIUDAD REAL	5 5
C <sub>5</sub>	ELCHE	1 0 0
C <sub>6</sub>	JAEN	7 0
C <sub>7</sub>	JEREZ DE LA FRONTERA	1 9 0
C <sub>8</sub>	LORCA	4 0
C <sub>9</sub>	MADRID	2 2 0
C <sub>10</sub>	MAHON	3 0
C <sub>11</sub>	MURCIA	1 5 0
C <sub>12</sub>	ORIHUELA	5 5
C <sub>13</sub>	PALMAS DE GRAN CANARIA	2 0
C <sub>14</sub>	PUERTO REAL	2 2 0
C <sub>15</sub>	SEVILLA	4 5 0
C <sub>16</sub>	TARRAGONA	1 4 0
C <sub>17</sub>	VALENCIA	4 1 5
TOTAL		2 4 7 5

TRATAMIENTO COMPOSTAJE 778.700 t/año  
% RESPECTO A LA PRODUCCION R.S.U. NACIONAL - 9,7

### I - INCINERACION

IDENTIFICACION PLANO	MUNICIPIOS	CAPACIDAD t/dia
I <sub>1</sub>	BARCELONA	1 0 0 0
I <sub>2</sub>	IGUALADA	6 0
I <sub>3</sub>	MONCADA	6 0
I <sub>4</sub>	MONDRAGON	8 0
I <sub>5</sub>	PALMA DE MALLORCA	3 0 0
I <sub>6</sub>	VIGO	2 0 0
TOTAL		1 7 0 0

TRATAMIENTO POR INCINERACION 510.000 t/año.  
% RESPECTO A LA PRODUCCION R.S.U. NACIONAL - 6,3

Si se produce la contaminación de las aguas subterráneas, es por que la operación de los vertederos controlados no es únicamente el acto de tapar los residuos y evitar los malos olores.

Si se diseña, opera y clausura un vertedero de forma técnicamente correcta, la contaminación de las aguas, no debe producirse.

No obstante, la realidad es que en la construcción de un vertedero controlado, se menosprecian datos tan importantes como:

- Composición del material de recubrimiento.
- Datos pluviométricos de detalle.
- Cálculo de la producción de lixiviados.
- Grado de compactación del residuo.
- Hidrogeología de detalle del punto de vertido.

Ello, conlleva, que se realiza un vertedero que estéticamente es correcto, pero que puede producir contaminación, de la que vamos a tener conocimiento con frecuencia, cuando el vertedero ha sido clausurado.

En las diapositivas siguientes vamos a ver los dos tipos de vertederos más frecuentes (existe un tercer tipo mixto que no presenta interés).

- Tipo zanja, consistente en rellenar una zanja previamente excavada. Esta puede ser como máximo de 10-12 m de ancho, siendo la profundidad función del material excavado y de las características hidrogeológicas de la zona. Periódicamente, la zanja es rellena con el mismo material extraído, tras una previa compactación y cubierta.

Este sistema que no es frecuente en España, se utiliza en pequeñas poblaciones que sufren aumentos temporales de población.

Esta modalidad, aún sin ningún conocimiento hidrogeológico de la zona, sin saber las características del terreno, etc., es siempre menos contaminante de las aguas subterráneas que un vertedero libre, pues reduce al menos las escorrentías superficiales.

- Tipo área, es el más empleado y consiste en la ocupación de una superficie natural del tipo ladera, barranco, llano, etc., con compactación y cubrición de los residuos.

Los vertederos controlados de Barcelona, Madrid, Vitoria, León, Baracaldo, etc., han adoptado este sistema, completándolo con una cierta metodología de tratamiento de lixiviado.

El lixiviado como ustedes saben, es un líquido formado por la interacción agua-residuo rico en elementos orgánicos contaminantes.

El agua entra en contacto con el residuo y forma lixiviado por los caminos siguientes:

- Agua infiltrada a través del material de recubrimiento, bien por precipitación directa, bien por escorrentía superficial.
- Agua que inunda la base del vertedero por elevación de los niveles freáticos subyacentes.

- Agua existente en la zona de vertido o caída durante las operaciones de vertido.

Los residuos con bajo contenido en humedad (20-30%) no producen lixiviados por sí mismos, no siendo este el caso de los vertidos nacionales que con un 50-60% de humedad los producen con facilidad.

La composición de los lixiviados, no puede ser generalizada, ya que depende de las características de los residuos, del sistema de vertido y de las condiciones hidrogeológicas.

Lo que caracteriza a los residuos es su:

- composición (orgánico, inorgánico, soluble, insoluble, degradable, no degradable)
- condiciones dentro del vertedero (temperatura, humedad, ph, redox, edad).

Las características del sistema de vertido son:

- tipo de compactación
- características del material de recubrimiento (permeable, no permeable, espesor, etc.).
- granulometría, tamaño, etc., en función al grado de trituración a que ha sido sometido.

Las características hidrogeológicas son:

- las normales de un sistema hidrogeológico, formado por múltiples capas horizontales con variaciones bruscas de permeabilidad en sentido vertical.

Cuando se realiza el proyecto de un vertedero controlado, normalmente, el contratista no tiene un gran interés en conocer las características hidrogeológicas del lugar, no obstante, en algunos casos, normalmente obligado por el contrato, encarga a algún especialista la ejecución "rápida y económica" de un estudio hidrogeológico, que generalmente se realiza en poco tiempo y consiste únicamente en la adecuación de una estructura hidrogeológica regional a una estructura hidrogeológica localizada.

Muchas veces este grave defecto, es consecuencia del desconocimiento de datos sobre el lixiviado y sus características, dicho de otra forma: "no se considera qué se va a hacer con el lixiviado y cuánto caudal se va a producir".

Las composiciones extremas de lixiviados en vertederos, en Estados Unidos, son:

DQO .....	40-90.000 p.p.m.
DBO <sub>5</sub> .....	81-34.000 p.p.m.
pH .....	3,7-8,5
Sólidos totales .....	584-44.900 p.p.m.
Cl .....	5-2.467 p.p.m.
SO <sub>4</sub> .....	1-1.552 p.p.m.
Fe .....	0-2.820 p.p.m.
Zn .....	0-370 p.p.m.
Cu .....	0,9-9 p.p.m.
Pb .....	0,1-2 p.p.m.

NH <sub>3</sub> -N .....	0-1.106 p.p.m.
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> +NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N .....	0,2-10 p.p.m.
Ca <sup>3+</sup> .....	60-7.200 p.p.m.
Na .....	28-3.770 p.p.m.
Mg .....	17-15.600 p.p.m.
Alcalinidad .....	0-20.850 p.p.m. de CO <sub>3</sub> Ca

En uno de los vertederos investigados por ENADIMSA, se han encontrado valores de DBO<sub>5</sub> superiores a 80.000 p.p.m.

Los valores obtenidos de lixiviados en cuatro vertederos españoles para diversas concentraciones, han sido:

	<u>Vertedero 1</u>	<u>Vertedero 2</u>	<u>Vertedero 3</u>	<u>Vertedero 4</u>
Cl <sup>-</sup>	390	525	425	627 p.p.m.
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	1.729	590	481	170 p.p.m.
CO <sub>3</sub> H <sup>-</sup>	658	884	366	915 p.p.m.
Na <sup>3+</sup>	293	379	53	400 p.p.m.
K <sup>+</sup>	278	185	4	340 p.p.m.
Mg <sup>++</sup>	218	90	98	72 p.p.m.
Ca <sup>++</sup>	400	195	160	84 p.p.m.
Sól. Totales	3.970	2.700	1.126	2.600 p.p.m.
pH	7,1	7,8	7,3	7,7

Las citadas concentraciones, oscilan entre los márgenes siguientes:

Cl <sup>-</sup> .....	390-627 p.p.m.
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup> .....	481-1.729 p.p.m.
CO <sub>3</sub> H <sup>-</sup> .....	366-884 p.p.m.
Na <sup>3+</sup> .....	53-400 p.p.m.
K <sup>+</sup> .....	4-340 p.p.m.
Mg <sup>++</sup> .....	72-218 p.p.m.
Ca .....	84-400 p.p.m.
Sólidos Totales .....	1.126-3.979 p.p.m.
pH .....	7,1-7,7

En ellos se puede observar como el sulfato 1.729 p.p.m. es superior a los límites extremos conocidos.

Existen varias formas de protección de las aguas subterráneas ante la existencia o previsible formación de lixiviados. Estas formas, cuyo éxito es siempre función de una correcta aplicación de la metodología de construcción de un vertedero, son:

### I.- Separación

#### A. Aumento de la distancia.

Es el sistema "vulgar" de evitar la contaminación. Técnicamente se fundamenta en conocer correctamente el funcionamiento hidrogeológico de la zona de vertido, y aprovechando la distancia entre la base del vertedero y los niveles acuíferos, dejar filtrar los lixiviados.

Este filtrado puede obstaculizarse por la impermeabilización del vaso del vertedero.

El vertedero de Madrid, utiliza este sistema, al estar ubicado so

bre materiales geológicos de baja permeabilidad y donde la calidad de las aguas subyacentes al vertedero es francamente mala por causas naturales.

#### B. Barreras

Las barreras son capas de materiales cuya misión es impedir la circulación del lixiviado.

Las barreras son formadas por:

- materiales naturales: arcillas, arcillas margosas, margas o materiales impermeables del mismo vertedero.
- materiales artificiales: membranas plásticas, suelos asfálticos, derivados del cemento, etc.

### II.- Control

#### A. Pozos

Se colocan piezómetros en zonas estratégicas dentro y alrededor del vertedero.

#### B. Drenes subterráneos

Se deben instalar conjuntamente a las barreras. Constan de una tubería central con ramificaciones, o de una red de drenaje formada de materiales muy permeables (grava muy limpia). Facilitan la recogida de lixiviados y permiten detectar una fuga en la impermeabilización.

Los lixiviados recogidos son:

- llevados en camión cisterna a una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Urbanas.
- por medio de aspersores lanzados en terrenos colindantes al vertedero.
- por medio de aspersores introducidos nuevamente en el vertedero.
- tratados in situ, lo que no da ningún resultado pues son líquidos muy difíciles de tratar.
- vertidos en algún cauce cercano, lo que es la peor solución ambiental y la más económica y fácil.

### 3.- EMPLAZAMIENTO DE VERTEDEROS. VULNERABILIDAD

La tecnología de instalación de vertederos, bajo el punto de vista de construcción y operación es bien conocida por las empresas de eliminación de residuos.

En lo referente a la búsqueda de emplazamientos, medidas preventivas de la contaminación y producción de lixiviados, el conocimiento es menor.

El emplazamiento de un vertedero, o dicho de otra forma, el punto escogido para realizar un vertido, es de difícil elección.

Además de los componentes hidrogeológicos, (no siempre suficientemente bien ponderados), intervienen factores económicos y socio-po-



líticos.

La metodología de elección de un punto de vertido, se apoya en un conocimiento exhaustivo de las características de la zona. Estas características, además de las propiamente geológicas, son las relacionadas con la protección del medio físico, tales como edafológicas, climatológicas, variables ecológica-biogenosis, áreas de interés, áreas críticas, etc.

Los Mapas de Orientación al vertido de Residuos Sólidos Urbanos, realizado por el Instituto Geológico y Minero de España, a escala 1:50.000, constituyen un instrumento orientativo en la elección de emplazamientos al estructurar de forma racional las diferentes zonas potencialmente receptoras de residuos y valorar las posibilidades de éstas en función de los recursos acuíferos subyacentes.

Exceptuando zonas muy permeables o vertederos con buenas impermeabilizaciones y drenes, los lixiviados siempre van a producir una aureola de contaminación, que puede tardar mucho tiempo en manifestarse, siendo en la mayoría de los casos poco importante por la autodepuración natural.

En los grandes vertederos, y debe pensarse cada vez más en ellos (pues los vertederos pequeños se convierten en grandes en pocos años), deben estudiarse detalladamente los siguientes aspectos, que generalmente son poco contemplados.

- pluviometría de detalle de la zona
- evapotranspiración potencial y real
- características hidrogeológicas de los materiales de recubrimiento
- caudal de agua que produce el vertedero
- relación infiltración agua de lluvia-caudal de lixiviado

En síntesis, un vertedero debe considerarse como un acuífero con una determinada capacidad de almacenamiento y permeabilidad.

Por tanto, de un vertedero bien operado, debe conocerse su balance hídrico, con objeto de establecer correctamente el diseño de las instalaciones de drenaje, medios de control y las oportunas medidas tendentes a evitar la posible contaminación de los acuíferos.

Para la realización de un vertedero controlado se deberán tener en cuenta los siguientes aspectos:

- a) Justificación del sistema de tratamiento elegido entre otras alternativas y la idoneidad de la localización prevista desde un punto de vista económico, social, medioambiental y urbanístico.
- b) Descripción del proceso de vertido de los residuos, con indicación de las operaciones unitarias que comprende.
- c) Estudio sobre la capacidad total y diaria de recepción de residuos, incluyendo consideraciones sobre la vida útil del vertedero.
- d) Estudio sobre el destino de los terrenos una vez agotada la capacidad del vertedero, o abandonada su explotación.

- e) Estudio de la problemática del transporte de los residuos.
- f) Relación de los tipos de residuos que se admitirán en el vertedero a constituir, definiéndolos, en su caso, por las actividades que los originan.
- g) Estudio geotécnico e hidrogeológico del lugar de localización, y de las acciones a desarrollar con el fin de evitar posibles contaminaciones del subsuelo y sus recursos.
- h) Estudio meteorológico, en casos singulares, a fin de que la localización elegida no esté en línea de los vientos dominantes con los centros de población próximos y que comprenda, asimismo, el estudio pluviométrico de la zona.
- i) Estudio del adecuado drenaje de la zona, con los requisitos imprescindibles siguientes:
  - Recogida y canalización de las aguas de lluvia o escorrentía, tendiendo a impedir que las mismas entren en contacto con la mas vertida.
  - Recogida y canalización de lixiviados producidos por la humedad de los residuos o por las aguas de lluvia que los atraviesa y depuración de los mismos de acuerdo con las normas vigentes de vertido en cauces públicos o al mar.
- j) Descripción del cerramiento natural o artificial que en todo su perímetro deberá existir a fin de impedir el libre acceso al mismo.
- k) Plan de creación de una pantalla vegetal con fines estéticos y al objeto de evitar la acción de los vientos sobre los materiales finos o ligeros.
- l) Programa de explotación del vertedero.
- m) Cualquier otra información que se estime necesaria.

CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA  ACTAS DE LAS SESIONES	SESION <span style="border: 1px solid black; padding: 2px;">2</span>
Barcelona 19-23 octubre 1981		<span style="border: 1px solid black; padding: 2px;">209 221</span> páginas

EL PROBLEMA DE LOS VERTIDOS LIQUIDOS URBANOS E INDUSTRIALES:  
 ALGUNAS SOLUCIONES ADOPTADAS EN LA REGION DE LA MANGCHA (CIU-  
 DAD REAL).

Fernán I. Villarroya Gil.

Profesor de Geología. Colegio Universitario Integrado. Uni-  
 versidad Complutense de Madrid.

Resumen. En la región de la Mancha, diversos municipios e in-  
 dustrias efectúan vertidos líquidos, sin tratamiento previo, a  
 los cauces de los ríos, con el evidente peligro de contamina-  
 ción de los acuíferos, cuyos niveles freáticos están muy pró-  
 ximos a la superficie. En el trabajo se da cuenta de la solu-  
 ción tomada por el municipio de Socuéllamos, que quizás pueda  
 adaptarse a otros casos en la misma región.

#### INTRODUCCION

Todo estudio hidrogeológico regional, constituye una primera etapa básica  
 para el conocimiento de la geometría, parámetros hidráulicos y funcionamien-  
 to de un sistema acuífero. Superada esta meta se plantean otros objetivos  
 como la modelación de distintas hipótesis, evolución hidrogeoquímica, con-  
 trol de niveles, pruebas de bombeo de larga duración, etc. El severo con-  
 trol de un sistema acuífero lleva en algunos casos a detectar y/o preveer  
 problemas de contaminación puntuales o regionales.

De alguna forma todo lo dicho se puede referir al caso del sistema acuífero  
 nº 23 de la Mancha. El estudio regional del mismo ha sido efectuado hace  
 algunos años, fundamentalmente por el IGME con la empresa consultora C.G.S.  
 (Ver en referencias las comunicaciones presentadas a los Simposios de Hidro-  
 geología celebrados en Valencia y Pamplona por estos organismos). La región  
 oriental de la Mancha ha sido estudiada principalmente por el S.G.O.P.U.  
 Conocido el acuífero, se cuestionan hoy día otros temas, entre los cuales  
 creo que unos de los más fundamentales son la evolución de la superficie  
 piezométrica y la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas.  
 Y esto es posible por dos razones: primera porque el grado de conocimiento  
 del funcionamiento del sistema acuífero permite plantearse estos problemas  
 y segundo porque la presencia en el sistema acuífero de un Parque Nacional  
 tan importante, tan aireado en ocasiones por la prensa, y tan dependiente  
 de las aguas subterráneas y superficiales, como lo es el de las Tablas de  
 Daimiel, así lo exige.

En este sentido es curioso comprobar como la existencia del Parque ejerce

un efecto de "frontón" entre él y los utilitarios del Sistema Acuífero: industrias, municipios y regantes. El beneficiario del rebote es el propio acuífero. En efecto: se constata que los cuidadores del Parque cada vez que muere algún integrante de su rica fauna, suelen echar la culpa a los vertidos efectuados aguas arriba por empresas y municipios. Por otro lado en el trabajo que efectuamos en Socuéllamos se comprobó que el pensamiento de empresarios era de que si moría algún ánade por causas naturales en el Parque, la culpa sería igualmente para los vertidos industriales y urbanos, y esto les llevaba a cuidar y verter adecuadamente sus aguas residuales, objeto del estudio realizado en Socuéllamos. El Parque va a ser el causante de que los problemas de contaminación que se presentan y puedan en un futuro producirse, vayan a ser cuidadosamente estudiados. La presencia del Parque por tanto, beneficia extraordinariamente la conservación y gestión del sistema acuífero.

#### OBJETIVOS E INTERES DEL ESTUDIO

El problema que se planteó la corporación municipal de Socuéllamos (Ciudad Real) era doble, por un lado se trataba de solucionar debidamente el problema de los vertidos líquidos urbanos, para lo cual proponía utilizar una balsa de evaporación, y en segundo lugar se deseaba saber si dicha balsa contaminaría al único pozo de abastecimiento existente (dando por hecho que alguna cantidad se infiltraría en el acuífero).

Previamente el Ayuntamiento de dicha ciudad se puso de acuerdo con las industrias alcoholeras allí existentes, para que la solución que fuera a adoptar abarcara también el vertido de estas industrias (algunas de las cuales venía soportando multas impuestas por la Comisaría de Aguas del Guadiana, a causa de los vertidos efectuados en la acequia de Socuéllamos, afluente al río Górcoles). Se trataba pues de un acertado concierto entre el Ayuntamiento y las industrias alcoholeras, efectuado con anterioridad a las gestiones que el equipo realizador del estudio llevó a cabo posteriormente.

En una reunión mantenida con representantes del Ayuntamiento y de las industrias, se puntualizaron los siguientes datos:

- Se trata de centralizar en una única laguna de evaporación los vertidos procedentes de toda la industria alcoholera, así como los urbanos de Socuéllamos.
- El vertido total se estima como máximo en  $2.500 \text{ m}^3/\text{día}$  ( $1.500 \text{ m}^3/\text{día}$  de las aguas fecales de la población y  $1.000 \text{ m}^3/\text{día}$  de las aguas residuales de las alcoholeras. El censo de la población es de 12.700 habitantes en 1978)
- Los vertidos de las fábricas tiene lugar en los meses de Noviembre a Marzo, y contiene un 80% de agua y un 20% de heces de vino.
- Interesa conocer el riesgo real de contaminación de las aguas subterrá-

neas que abastecen Socuéllamos ante los futuros vertidos en las proyectadas balsas.

Además de la resolución de este caso concreto planteado, el interés se incrementa debido a que esta solución puede servir como modelo para resolver otros casos similares que de seguro se pueden plantear en la región ( de 5.500 km<sup>2</sup> de extensión) o incluso en zonas similares del resto de España.

#### EQUIPO TECNICO

El estudio ha sido efectuado por el Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEEOP) y el Instituto Geológico y Minero de España (IGME) y sus empresas colaboradoras C.G.S. y TIGANA, en las personas de Enrique Baonza (CEEOP), M<sup>a</sup> Loreto Fernández (IGME), Carlos Ruiz Celaá (TIGAMA), Segismundo Nifierola (CGS), Manuel Villanueva (CGS), A. Navarro Grande (CGS) y Fermín Villarroya (contratado por el CEEOP).

#### CARACTERISTICAS GENERALES DEL ACUIFERO EN LOS ALREDEDORES DE SOQUELLAMOS

Gracias al perfecto conocimiento que se tenía de la zona, en base a los estudios efectuados por el IGME, ya mencionados, tan solo fué necesario realizar una corta campaña de campo para actualizar las medidas de los niveles freáticos y completar el inventario de puntos de agua. Asimismo se tomaron 15 muestras de agua para su posterior análisis físico-químico, y también se efectuaron cuatro ensayos de bombeo.

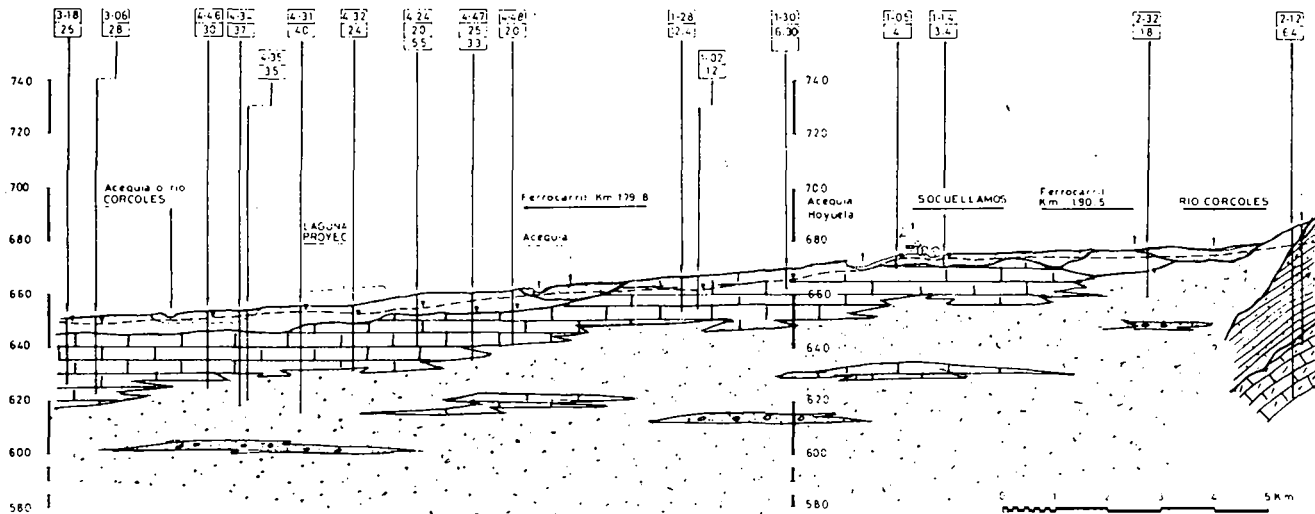
#### Características litológicas.

La "Fosa Manchega" está rellena por materiales del terciario-cuaternario, depositados en ambiente continental.











Debajo de ellos se encuentra un zócalo de materiales mesozoicos karstificados, prolongación de las unidades geológicas (Iberica y Campos de Montiel) que limitan la fosa.

El inmediato subsuelo de la zona estudiada lo constituye los materiales del Neógeno, por debajo del tapiz de depósitos cuaternarios, que cubre amplias zonas. Tal como puede verse en los perfiles efectuados, consta de dos facies: a) la Roja compuesta por arenisca, arcillas, margas y lentejones de conglomerados de espesor variable y característico color marrón-rojizo. b) la facies carbonatada, compuesta de calizas lacustres karstificadas por encima de las facies roja o englobada en ella. No es continua y su espesor es variable. ( fig. 1 y 2).

En cuanto a los recubrimientos cuaternarios, de nulo interés hidrogeológico, pueden estar relacionados en su génesis con la actual red de drenaje, o pueden formar canturrales de tipo raña depositados por aguas de arroyada.

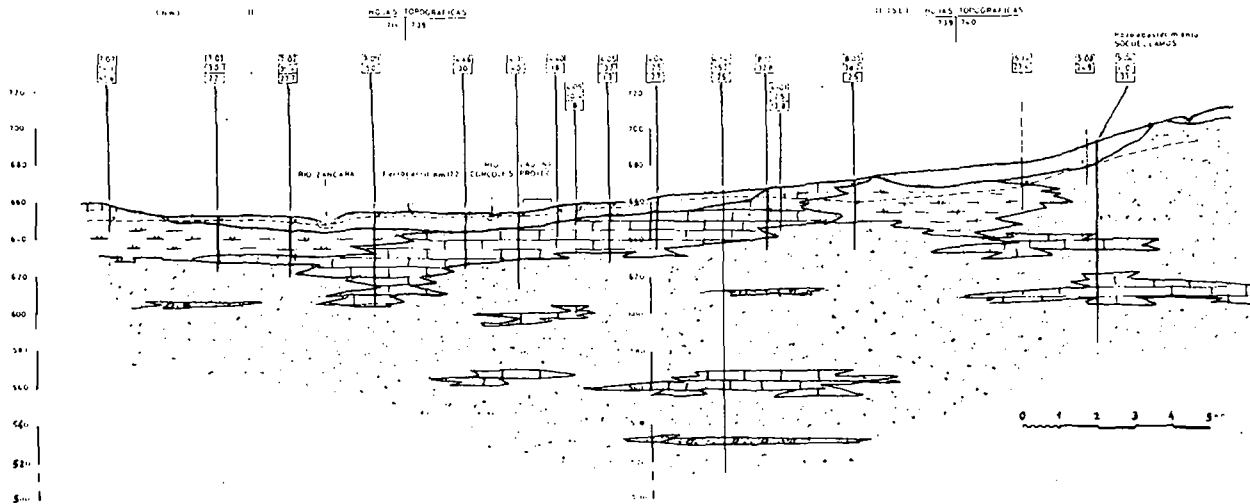


LEYENDA











-  SUELO
-  SEDIMENTOS CUATERNARIOS
-  SEDIMENTOS CUATERNARIOS DE TIPO ARGILLO
-  SEDIMENTOS CUATERNARIOS DE TIPO ARENOSO
-  ROCA
-  ACUEDUCTO
-  FERROCARRIL
-  LAGUNA
-  RIO
-  LINEA SUPERIOR DE LA ZONA NATURAL

PERFIL HIDROGEOLOGICO 1-1'

FIGURA 1.



— LEYENDA —

-  CUATERNARIO ALUVIAL arenas, arcillas y limos
-  PLIOCENO arcillas y arenas
-  MIOCENO calizas margas calcáreas
-  MIOCENO arcillas rojas y conglomerados
-  POZOS
-  PROFUNDIDADES
-  CAUDALES
-  ALT. FREAT. ET
-  PZOS Y NOMBRES
-  LIMITE SUR DE LA ZONA SATURADA

PERFIL HIDROGEOLOGICO II-II'

FIGURA 2.

## Características hidrogeológicas.

El sistema acuífero incluye dos niveles permeables:

- El superior: formado principalmente por calizas con intercalaciones margosas, del Mioceno.
- El inferior: que corresponde a las calizas y dolomías del Jurásico y Cretácico.

La recarga más importante la recibe el acuífero a través de la precipitación "in situ" y consiguiente infiltración, sin olvidar que el importante acuífero mesozoico subyacente debe, sin duda, descargarse a través de el acuífero superior.

El mapa de isopiezas, revela que la circulación de las aguas subterráneas es, en general, de E a W, realizándose el drenaje natural del acuífero por el río Guadiana, precisamente en la zona donde está enclavada las Tablas de Daimiel. La incidencia del sistema acuífero en el Parque Nacional es pues muy clara. ( fig. 3 ).

Para los objetivos concretos de este estudio interesa conocer con detalle la piezometría de zona de influencia inmediata de la laguna de vertidos de aguas residuales. Aquí el sentido general de movimiento de las aguas subterráneas es también de Este a Oeste, apareciendo dos líneas isopiezométricas, perpendiculares al río Córcoles. Esto es, en la época en que estas isopiezas se trazaron, (Octubre, 1974), el nivel del agua en el acuífero era igual al nivel del río, por lo que este no era influente ni afluente respecto al acuífero. Sin embargo, las oscilaciones estacionales deben alterar el equilibrio de niveles, fundamentalmente con el incremento que, en los últimos años, ha tenido la explotación de aguas subterráneas para el regadío. (Fig. 4)

En sendos piezómetros situados a 6 km (W) y 3,5 km (SW) del lugar destinado a la laguna de evaporación, se ha detectado que en el primero de ellos no hay descensos interanuales y que la máxima oscilación del nivel freático ha sido de 0,65 m (entre Febrero y Agosto de 1976). En el segundo de ellos, la máxima oscilación ha sido de 1,5 m (entre Febrero de 1974 y Abril de 1980) y se observa un claro descenso interanual (quizás por estar más alejado del río Córcoles que el primer piezómetro).

### Parámetros hidráulicos y espesor de la zona de aireación.

Un tema de gran importancia para el caso que llevamos es el de la escasa zona de aireación existente hasta alcanzar la superficie freática. Esta estrecha franja de oxidación (3 ó 4 m solamente) puede acarrear los clásicos problemas de contaminación del acuífero por materia orgánica, presencia de color, olor y sabor, producción de gases de descomposición anaeróbica, etc.

A fin de conocer las características hidráulicas en el entorno de la zona



# PLANO DE ISOPIEZAS MEDIAS

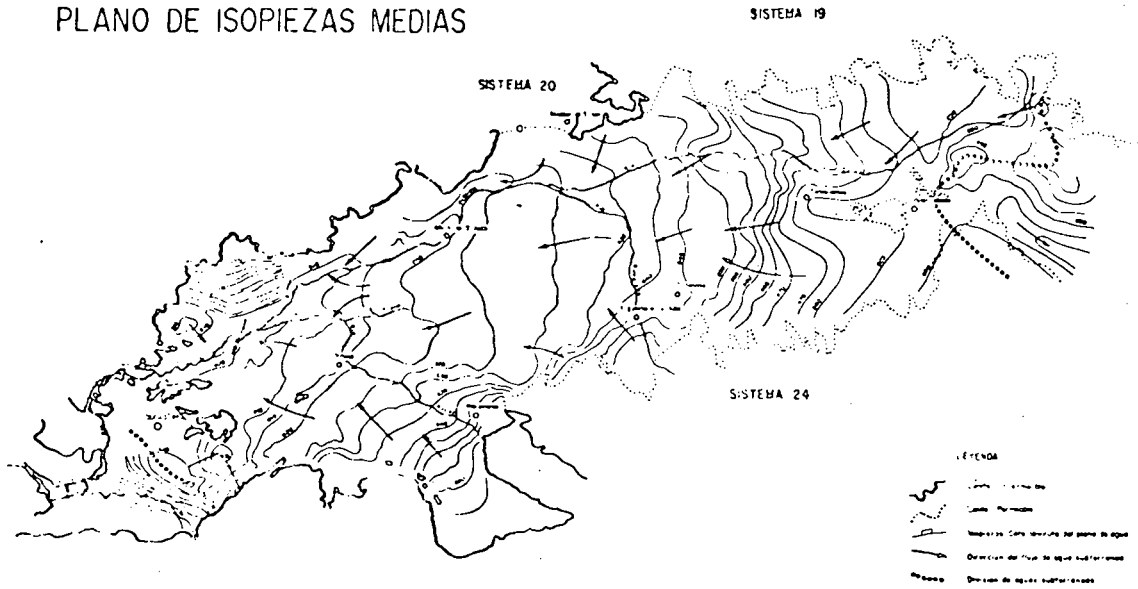
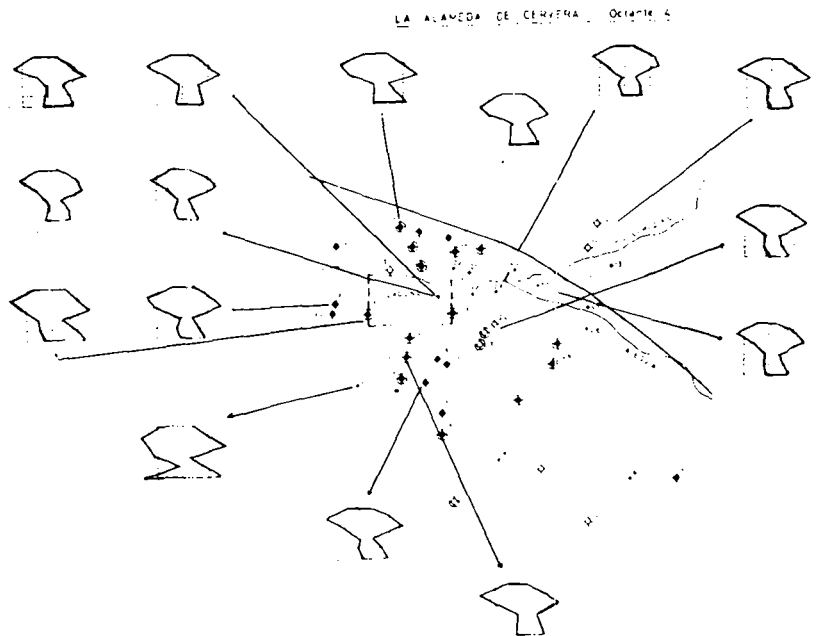


FIGURA 3.



**— LEYENDA —**

- POZO SIN EQUIPAR
- ⊗ POZO Y SONDEO SIN EQUIPAR
- ◇ SONDEO SIN EQUIPAR
- POZO EQUIPADO
- ⊕ POZO Y SONDEO EQUIPADO
- ✦ SONDEO EQUIPADO
- ✦ SONDEO SURGENTE

50	NO3	350	ANALISIS QUIMICOS
100	NO2	500	
100	NO2	400	mg/l
1	NH4	50	
2	MORS	500	

INVENTARIO DETALLADO  
Y  
CALIDAD QUIMICA

FIGURA 4.

de estudio se realizaron cuatro aforos de corta duración (2 a 3 horas), consiguiéndose en todos una estabilización de nivel durante el bombeo. Las transmisividades obtenidas varían entre 204 m<sup>2</sup>/día a 5788 m<sup>2</sup>/día, lo que, teniendo en cuenta el espesor saturado atravesado por los pozos bombeados, equivale a permeabilidades comprendidas entre 34 m/día y 259 m/día. Con es tos valores y teniendo en cuenta que el gradiente hidráulico medio en la zo na es del 0,2% la velocidad del movimiento de las aguas subterráneas viene a ser como máximo de 0,5 m/día.

### Evapotranspiración.

La evapotranspiración potencial, obtenida por el método de Thornthwaite en Villarrobledo es de 766 mm/año:

OCTUBRE	52 mm	ABRIL	50 mm
NOVIEMBRE	19 mm	MAYO	87 mm
DICIEMBRE	11 mm	JUNIO	126 mm
ENERO	5 mm	JULIO	174 mm
FEBRERO	12 mm	AGOSTO	176 mm
MARZO	31 mm	SEPTIEMBRE	105 mm

La evaporación media anual medida en tanque (clase A del V.S. Water Bureau) es de 1233 mm/año en el embalse de Peñarroya y de 1267 mm/año en el embalse de Gasset.

El vertido de 2.500 m<sup>3</sup>/día sobre una superficie de 180 ha por ejemplo, representaría una lámina de 1,39 mm/día, con una evapotranspiración potencial mínima del orden de 0,16 mm/día.

### CALIDAD QUIMICA DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS Y DE LOS VERTIDOS

Se han tomado 15 muestras de agua en la zona propuesta por el Ayuntamiento de Socuéllamos para instalar la balsa de evaporación de los vertidos.

Los resultados obtenidos señalan que las aguas tienen una facies sulfatada calcio-magnésica, siendo la mineralización y la dureza altos. En todas ellas el contenido en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> es bajo, pero se observa la presencia de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> y NH<sub>4</sub><sup>+</sup> quizás debido a la proximidad de la acequia por la que circulan las aguas residuales de Socuéllamos, o por el uso de abonos nitrogenados en zonas de cultivo, pero para poder definir los motivos con garantía serían necesarios mayor número de análisis realizados en distintas épocas del año. En cuanto al contenido en sulfatos podría explicarse por el carácter litológico del subsuelo y por los desbordamientos del río Záncara que drena una cuenca con importantes afloramientos de yesos.(fig. 4).

En cuanto a la composición de los vertidos líquidos de las alcoholeras, puede servir de ejemplo para todas, los datos suministrados gentilmente por AL VISA, que hablan por sí solos de la calidad de las aguas residuales:

TABLA 1. Resultados analíticos de los vertidos de una alcoholera.

VERTIDO	FECHA	S.S.	S.T.	SV/TDS	D.B.O	D.Q.O.	N.Org	NH <sub>3</sub>	NO <sub>x</sub>	PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	P H	DBO <sub>5</sub> /DQO
COFFEY	15.10.74	100	5.920	-	7.100	11.200	504	7	-	57,5	4,4	1:1,6
COFFEY	15.10.74	40	5.680	-	6.700	10.000	112	3,5	-	30	4,4	1:1,5
COFFEY	15.10.74	20	8.440	-	8.300	15.000	105	4,2	-	35	4,4	1:1,8
COFFEY	27.11.74	580	16.550	85,5	13.000	21.200	5	6,3	3,1	-	4,5	1:1,6
HOLANDA	15.10.74	1.684	38.880	83,6	41.000	52.000	610	11,9	-	102,5	4,5	1:1,3
HOLANDA	15.10.74	2.260	37.600	84	33.000	52.000	466	11,5	-	115	4,5	1:1,6
HOLANDA	15.10.74	1.450	34.800	85,2	27.750	50.000	370	10,9	-	124	4,5	1:1,8
HOANDA	15.10.74	640	19.000	-	14.500	26.000	-	5,3	-	62,5	4,2	1:1,8
HOLANDA	27.11.74	1.760	33.350	87	23.000	47.000	34	18,9	2,1	-	4,6	1:2,0
RECTIFICA- DOR HECES *	14.10.74	38.200	54.500	72,7	23.500	70.000	1.736	-	-	22,5	5,7	1:2,9
HECES	27.11.74	16.200	28.550	70,2	9.000	33.800	829	-	-	-	5,5	1:3,7
HECES	14.10.74	24.100	35.700	80,8	27.500	62.000	-	-	-	-	5,3	1:2,3
PRENSADO DE ORUJO **	14.11.74	14.300	19.240	82,5	14.750	36.000	882	350	1	2	6,1	1:2,4
PRENSADO DE ORUJO	27.11.74	21.500	39.150	78	28.000	67.600	78	56	-	-	5,3	1:2,4
SALIDA GE NERAL FA- BRICA AC- TUAL	27.11.74	170	5.100	79,4	3.500	6.040	9	1,7	8,1	-	4,7	1:1,7

NOTAS: Resultados expresados en mg/l. \* Heces después de la recuperación de tartratos.

\*\* Heces antes de la recuperación de tartratos. S V. (Sólidos volátiles). Coffey: des-  
tilado del vino. Holanda: destilado del vino al 65%.

Destaca el alto contenido en sólidos totales (la concentración máxima permitida para aguas potables es de 1.500 mg/l según las normas de la O.M.S.), así como los altos valores de las demandas químicas y bioquímicas de oxígeno.

### CONCLUSIONES

Tras la presentación de estos datos, dirigimos a la consideración del Excmo. Ayuntamiento de Socuéllamos las siguientes recomendaciones y conclusiones:

- Las aguas subterráneas de la zona donde se proyecta realizar el vertido poseen mineralización alta, dureza elevada, con presencia de  $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NH}_4^+$ . No obstante, a pesar de que la calidad química actual no permite su uso para abastecimiento, sería recomendable no empeorar esta calidad ya que actualmente se utiliza para prácticas agrícolas.

- Dado que el agua subterránea circula en dirección E-W; y que el pozo de abastecimiento a Socuéllamos se encuentra a 12 km al SE de la zona donde en principio, se tiene intención de llevar a cabo los vertidos, no cabe esperar ningún problema de contaminación en dicho pozo.

El sondeo de abastecimiento más próximo gradiente abajo en el acuífero, es el de Alcázar de San Juan, situado a unos 18 km al S de la zona de vertido. Aunque la distancia es grande, conviene tomar ciertas precauciones para asegurar la protección de su calidad, y en general, para conseguir que las aguas del acuífero en la zona, reciban la menor cantidad posible de contaminantes. (Más adelante se especificará que tipo de medidas hay que tomar en consideración).

- Se desaconseja el vertido de aguas residuales en balsas excavadas que eliminen el suelo vegetal natural y favorezcan la infiltración. En su lugar debería utilizarse el terreno natural no alterado, que representa un filtro físico, químico y bacteriológico más eficaz.

- Se recomienda realizar los vertidos sobre la mayor extensión posible de terreno natural, a fin de favorecer la evapotranspiración y aprovechar la capacidad de autodepuración del suelo. Con el fin de mantener en límites razonables la superficie del vertido, es aconsejable plantar en la zona de vertido, especies vegetales que consuman gran cantidad de agua y aumenten por tanto la tasa de evapotranspiración. Estos "filtros vivos" actualmente están en uso y con éxito en otros lugares de la Mancha (por ejemplo en Villarrubia de los Ojos) y está previsto implantarlo en otros municipios. Tiene la ventaja de que su explotación maderera, puede contribuir al mantenimiento de las instalaciones.

- Se considera imprescindible el establecimiento de una red de tres o cuatro sondeos de observación alrededor de la zona de vertido en los que se tomen periódicamente muestras de agua y medidas del nivel freático para comprobar las alteraciones que sufre el acuífero como consecuencia de los ver-

tidos.

- Por último es aconsejable realizar el vertido encharcando zonas en régimen alternativo, manteniendo una zona encharcada durante una semana, por ejemplo y seca durante quince o veinte días. La descomposición de MO así conseguida es más eficaz, aunque los períodos correctos solo pueden determinarse después de la observación periódica del proceso durante el primer año de operación.

Hasta aquí hemos presentado los datos y recomendaciones dados en el caso concreto que nos concierne. La aplicación de esta solución a situaciones análogas, pensamos que puede ser viable, siempre que no interfieran en la calidad de las aguas afluentes a captaciones próximas a las zonas donde se efectuarán los vertidos, y, asimismo, de capital importancia, es que el control de los piezómetros recomendado, recaiga en un organismo oficial competente, y que no se deje al buen criterio de los entes causantes de los vertidos.

#### REFERENCIAS

- Centros de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (MOPU) e Instituto Geológico y Minero de España (MIE) (1980). Informe sobre vulnerabilidad frente a la contaminación del Sistema Acuífero nº 23 en la zona de Socuéllamos (Ciudad Real). Informe Interno.

- IGME e IRYDA (1974). Proyecto de investigación hidrogeológica de la Cuenca media y alta del Guadiana". Organismos consultores C.G.S. e Intecsa. Informe Interno.

- Niñerola, S.; Trac, N.A.; Torrens, J.; Batlle, A. y Calvin, J. (1976). El embalse subterráneo de la Llanura Manchega. I Simposio Nacional de Hidrogeología Tomo I pp 234-253.

- Niñerola, S.; Torrens, J. (1976). Las aguas subterráneas de la Llanura Manchega. Aspectos hidroquímicos. I Simposio Nacional de Hidrogeología. Tomo II pp 1064-1077.

- Niñerola, S.; Torrens, J. (1979). Características hidrogeológicas generales de la Cuenca alta del río Guadiana. II Simposio Nacional de Hidrogeología Tomo IV pp 309-326.

- Niñerola, S.; Torrens, J.; Villanueva, E. (1979). Las aguas subterráneas de la Cuenca alta del Guadiana. Características hidroquímicas generales. II Simposio Nacional de Hidrogeología Tomo IV pp 599-620.

- S.G.O.P. (1970). Estudio preliminar de los Recursos Hidráulicos Totales de la zona de la Mancha. Consultor Intecsa. Informe Interno.

- S.G.O.P. (1973). Estudio Hidrogeológico de la zona Oriental de la Mancha

Consultor Intecsa. Informe Interno.

- S.G.O.P. (1974). Informe Resumen de datos hidrogeológicos referentes a Villarrobledo. Informe interno.

- Torrens, J; Batlle, A.; Niñerola, S., González, F.; Calvín, J. (1976). Contribución al conocimiento de las relaciones entre los acuíferos del Campo de Montiel y la Llanura Manchega. "La leyenda del Guadiana". I Simposio Nacional de Hidrogeología Tomo I pp 398-420.





CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA  ACTAS DE LAS SESIONES	SESION <b>2</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981		223 247 páginas

**CONTAMINACION DE AGUAS SUBTERRANEAS EN RELACION CON  
LOS VERTIDOS DE BASURAS URBANAS DE BARCELONA**

---

Emilio CUSTODIO, Dr. Ingeniero Industrial

Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental, Universidad Politécnica de Barcelona, Curso Internacional de Hidrología Subterránea. Barcelona.

**Resúmen**

La gran aglomeración humana de Barcelona tiene planteado un gran problema para la evacuación de sus basuras urbanas. Actualmente está solucionado, en lo que respecta al propio municipio, con una incineradora de basuras y un gran vertedero controlado en Garrraf. Al inicio del funcionamiento del vertedero de Garrraf se produjeron los problemas de contaminación que se describen en la comunicación, que no se pudieron considerar graves, y que actualmente casi han desaparecido. No sucede lo mismo con las grandes cantidades de basuras enterradas en excavaciones, de forma incontrolada, y existen numerosos problemas de afecciones a la calidad del agua subterránea, si bien están pobremente documentados. En varios vertederos próximos a Badalona se aprecian algunos problemas de contaminación, si bien la información disponible es reducida.

Es necesario un mejor estudio y vigilancia de los vertederos y que estos sean sanitariamente controlados, pero además un proyecto de incluir medidas para reducir la infiltración de lixiviados, ello exige que se disponga de un efectivo drenaje y una conexión que evite la acumulación de agua.

NOTA: Las ideas expresadas son de la responsabilidad de los autores y no tienen porque coincidir con las de los organismos a los que pertenecen ni con los que han colaborado en los estudios realizados.

## EL VERTEDERO DE BASURAS DE BARCELONA

Barcelona, en su término municipal estricto, produce unas 1500 t/día de basuras, a las que hay que sumar otras tantas procedentes de su Área metropolitana y gestionadas por otros organismos diferentes de los del Ayuntamiento de Barcelona. La ciudad de Barcelona venía utilizando para el vertido de sus basuras el lado occidental de la montaña de Montjuich, casi dentro de la zona urbanizada; en 1970 ya no podía continuarse con este vertedero por estar casi lleno y - por las grandes molestias que ocasionaba a la población próxima. La consecución de un nuevo emplazamiento fué una ardua tarea por la tenaz oposición de los municipios que rodean totalmente a Barcelona, a pesar de existir algunos lugares aceptables para ello. Las soluciones temporales de enterrar basuras en excavaciones para la extracción de áridos, practicado por todos los municipios e industrias del área, han sido de fatales consecuencias para la calidad de las aguas subterráneas de la zona.

Aunque se contruyó y funciona una incineradora de basuras cerca de la desembocadura del río Besós, no puede tratar todas las basuras producidas ni por capacidad ni por localización, además de requerirse un modo de efectuar el depósito en averías, emergencias o huelgas. Todo ello obligó al Ayuntamiento de Barcelona a ubicar el nuevo vertedero en el borde Oriental del Macizo de Garraf, aproximadamente a 4 km de cada una de las poblaciones de Garraf, Castelldefels y Begues, en una zona muy poco poblada y con escasa vocación de desarrollo, en circunstancias no sencillas por el carácter kárstico del terreno. Precisamente, en el lugar que pareció más idóneo y donde está instalado el vertedero actualmente, en el fondo de Les Terradelles o cabecera del barranco de Vall d'en Joan, existen numerosas simas.

Para el vertido de las basuras se toman precauciones y se han realizado estudios que en muchos casos no tienen precedentes en otros vertederos de grandes ciudades, hasta el punto de estimarse que han sido excesivamente onerosas y no necesarias, salvo para complacer a la exigente y no siempre bien documentada ni bien intencionada oposición de ciertos ecólogos y políticos locales.

Trás un intento de impermeabilizar el vaso con una capa de tierras, a veces llegando al gunitado de las superficies rocosas -intento que - posiblemente se podía haber simplificado y abaratado en vistas a la impermeabilización realmente alcanzable- se instaló una capa permeable para coleccionar las posibles infiltraciones y conducir las, junto con las aportaciones de tormenta de cabecera y laterales del barranco, a unas balsas de retención existentes aguas abajo del vertedero. La basura se deposita por capas, separando éstas con tierras. Inicialmente el vertido no se compactaba bien, lo cual fue causa de duras críticas, pero a lo largo de la explotación la técnica del vertido ha mejorado notablemente.

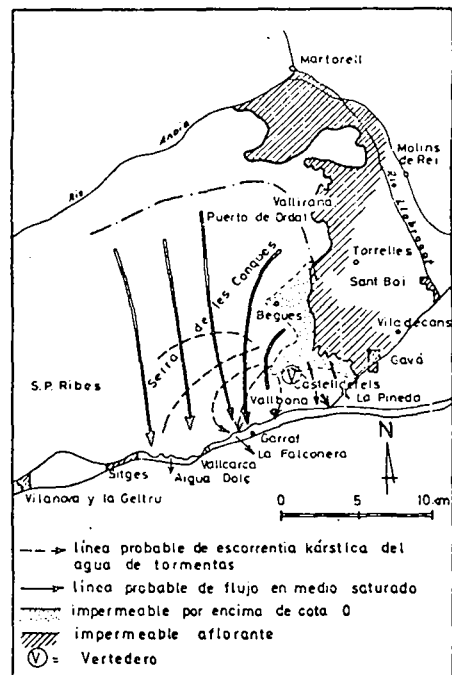
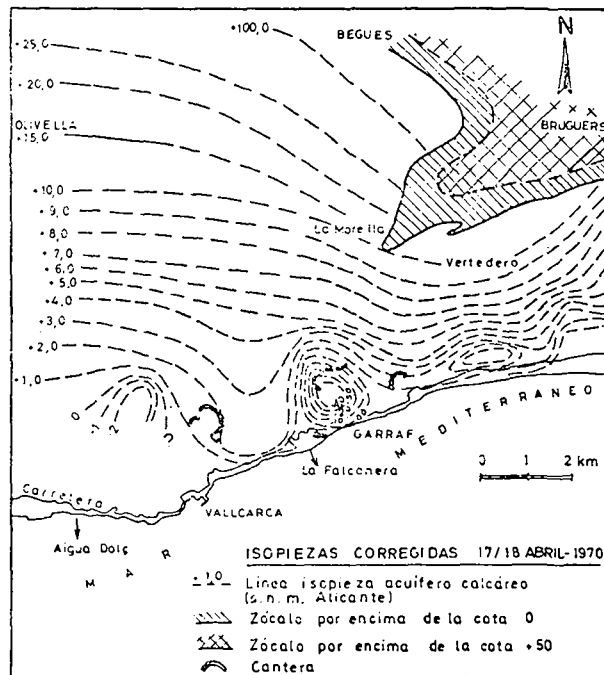


Fig. 1 Superficie piezométrica del borde oriental del macizo de Garraf y líneas de flujo que se deducen en caso de medio isotrópico (según Custodio, 1975; CAPO, 1973).

## SITUACION DEL VERTEDERO DE GARRAF Y CARACTERISTICAS DE SU ENTORNO

La localización del vertedero de Garraf puede verse en la figura 1, en la que se muestra además la piezometría y el sistema de flujo, deducido de estudios de detalle que se realizaron previamente (CAPO, 1973; Custodio, 1975; Custodio y Galofré, 1976; REPO, 1970).

Garraf es un macizo calcáreo muy fracturado y sometido a una notable krstificación. En el ángulo NE afloran los materiales estratigráficamente más bajos -silúrico y triásico inferior- que se hunden progresivamente hacia el SW en un conjunto profusamente fallado y -dislocado, si bien sólo unas pocas de esas fracturas tienen desplazamientos importantes; muchas de ellas son el resultado de pequeños, -pero muy frecuentes ajustes de la cobertera rígida a la tectónica de fondo, probablemente en un proceso distensivo. Así hacia el SW van apareciendo primero los materiales calcáreo-dolomíticos jurásicos y -luego los materiales calcáreos cretácicos (fig.2).

Es importante destacar que se han identificado varias fallas transcurrentes (de desgarre), aproximadamente coincidentes en dirección con las que han dado origen al valle del Llobregat y del Anoya en Capellades. Estas fallas principales han jugado posiblemente en varias ocasiones y parecen jugar un importante papel en los procesos kársticos, y -concretamente la surgencia de La Falconera podría estar ligada a la zona fisurada en relación con una de estas fallas transcurrentes.

La surgencia submarina de La Falconera se sitúa a unos 800 m al SW de la pequeña población de Garraf, en el litoral del Macizo de Garraf, entre Castelldefels y Sitges (Barcelona).

La galería principal submarina se inicia a unos 80 m de distancia de la costa (galería natural a nivel del mar), en el extremo de un conducto irregular vertical de unos 20 m de profundidad; hasta la actualidad se han reconocido 350 m de conducto irregular, que desciende -hasta la cota -40, en el cual es notable el fuerte flujo de agua. La -gran dificultad de acceso impide aforos sistemáticos y aún esporádicos. De los datos existentes (Custodio y Galofré, 1976) parece razonable -admitir un caudal medio del orden de 500 l/s, en un 80 % agua dulce, -que quizás puede reducirse a 200 l/s en grandes estiajes, la mitad del cual sería agua marina, con puntas de avenida superiores a 10 000 l/s. En su recorrido, la galería principal corta otras fisuras y conductos menores, por lo que se establece un reflujo de agua salada marina que produce la progresiva salinización de la descarga, en un proceso normal en estuarios y acuíferos litorales.

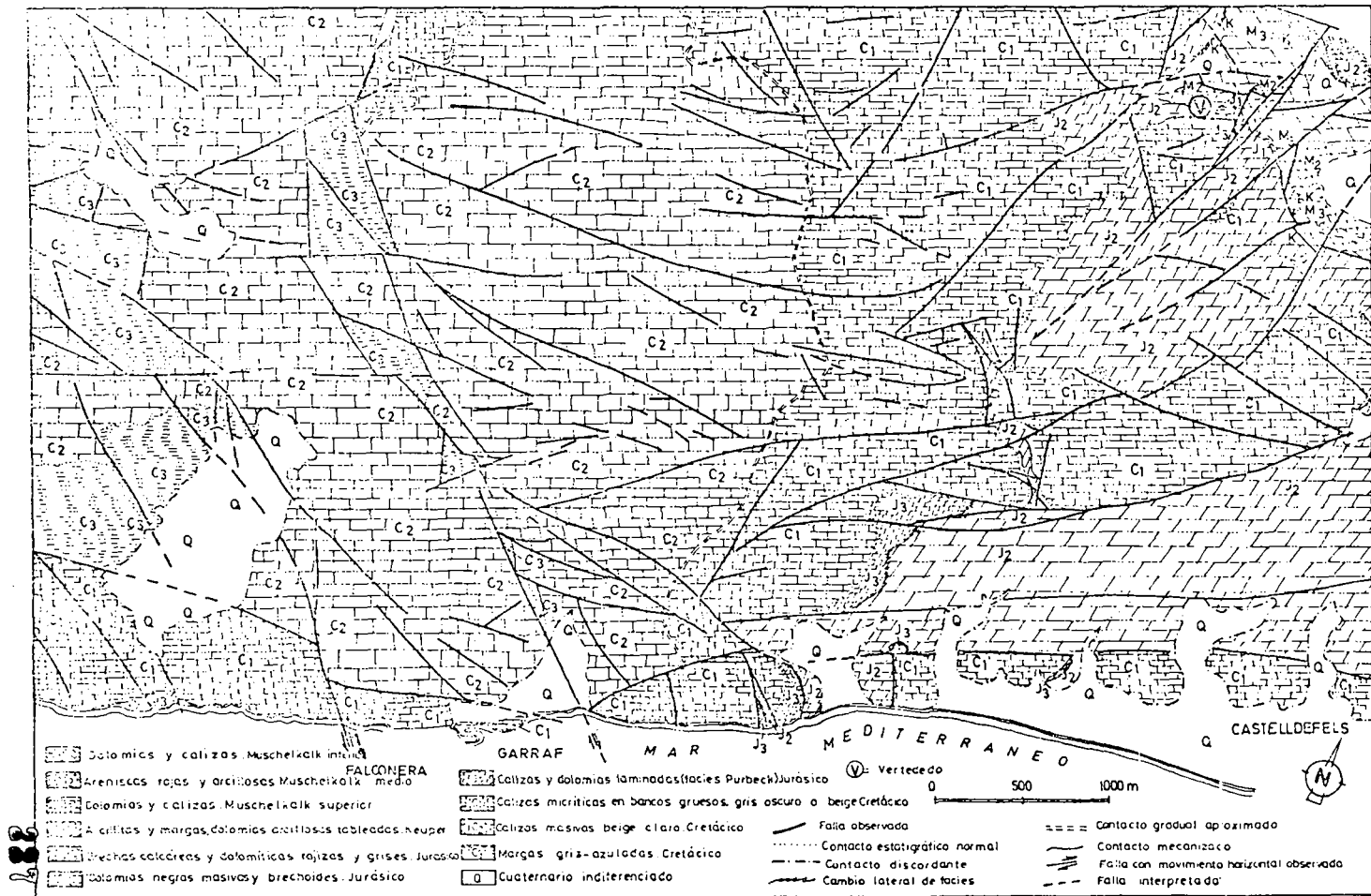


Fig. 2 Geología de detalle (según M. Esteban, en CAPO, 1973).

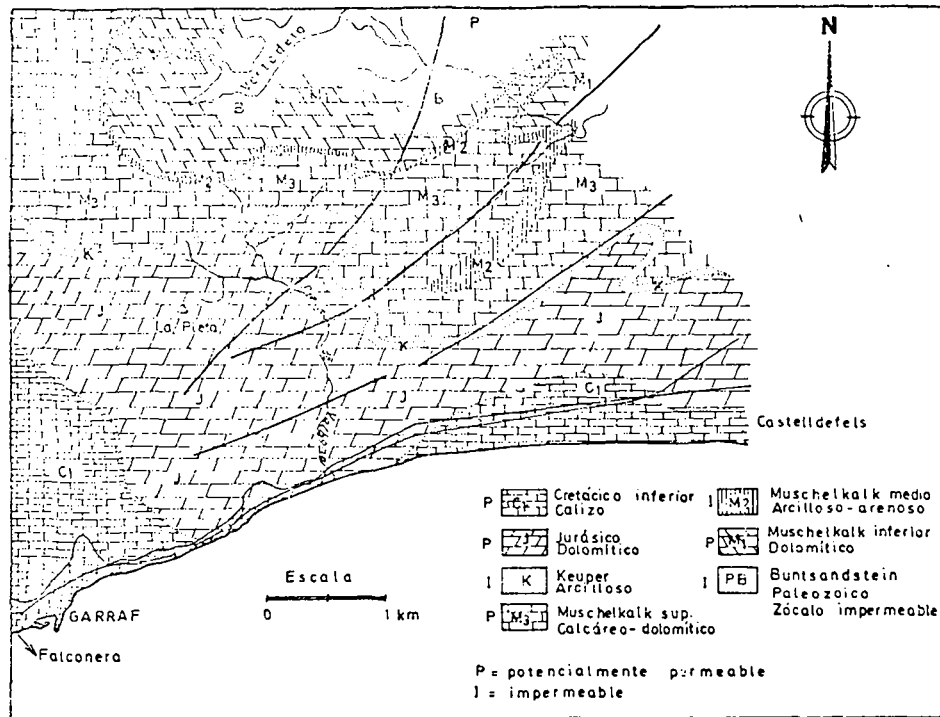


Fig.2 (cont) Litología probable de los materiales existentes a nivel del mar (según M. Esteban, en CAPO, 1973; Custodio, 1975).

Es importante destacar también la existencia de un conjunto de largas fallas de dirección aproximada paralela a la costa, que pueden jugar un importante papel en la distribución de permeabilidades del medio, y que sin duda han conducido y condicionado el proceso de contaminación que se comentará más adelante.

En el sector Oriental del Macizo de Garraf, son frecuentes y están bien desarrollados los lapiaces (fasciers), las dolinas y los valles muertos; se han inventariado y explorado más de 150 simas.

En general se desarrollan sobre los restos de una antigua planicie y delimitan un nivel de karstificación cuya profundidad se establece un nivel de base alrededor de la cota 100 m, que en el borde litoral cae hacia el mar; posiblemente se trata de un karst colgado, con surgencias en los fondos de los barrancos, que solo funciona durante las grandes tormentas. Así pues, este karst parece afectar poco al flujo en medio saturado, aunque proporciona una buena aireación al interior del macizo. Las cuevas son escasas, poco importantes y de pocos metros de recorrido horizontal, siendo una excepción La Falconera en su fase submarina, y probablemente las que dan origen a otras surgencias submarinas menores.

El vertedero está sobre una elevación del zócalo impermeable y las aguas infiltradas deben resbalar hacia el S y SW, si bien las fallas antes mencionadas pueden dar una orientación preferentemente al SW.

La gran heterogeneidad del medio y la importancia de la fisuración hace difícil definir las características hidráulicas macroscópicas de los materiales. Se realizaron ensayos en diferentes sondeos y pozos preexistentes o perforados durante el estudio realizado en 1973 (CAPO, 1973), complementados con técnicas de trazadores por dilución puntual, obteniéndose como resultado que las calizas cretácicas, por debajo del nivel de saturación resultan en general muy poco permeables, con valores de la permeabilidad inferiores a 0,001 m/día en la parte próxima a Garraf y del orden de 0,01 m/día cerca de Castelldefels. Ello contrasta con los relativamente bajos gradientes piezométricos observados, lo que puede explicarse, o bien por la existencia de un nivel inferior de drenaje que pudiese coincidir con las dolomías jurásicas, o bien por un cierto desarrollo kárstico profundo que se manifestaría por las surgencias submarinas.

Las dolomías jurásicas profundas muestran permeabilidades entre 0,01 y 0,02 m/día, salvo en las zonas más tectonizadas y próximas a la costa, donde se pueden superar valores medios de 20 m/día, en parte debidos a fisuras de descompresión.

Los materiales carbonatados de edad triásica suelen ser más permeables, con valores entre 1 y 10 m/día, o mayor en ciertas localiza-

ciones, y en ciertas áreas muy tectonizadas, los yesos y anhidritas del Muschelkalk medio resultan notablemente permeables.

En la piezometría local aparecen un conjunto de depresiones que se asocian a las zonas de canteras en explotación activa y que se interpretan como el resultado de un rápido aumento de porosidad de fisuración por vibración y descompresión en un medio muy poco permeable. Estas bajas permeabilidades en el sector costero hace que las fisuras asociadas a las fallas puedan jugar un papel esencial en la anisotropía de la permeabilidad y por lo tanto condicionar su flujo oblicuo a las isopiezas, probablemente en dirección hacia Garraf.

#### CONTAMINACIÓN DE AGUAS SUBTERRÁNEAS PRODUCIDA POR EL VERTEDERO DE GARRAF

El vertido se inició a finales de abril de 1974, y poco después de 7 meses, a principios de diciembre de 1974, las aguas de los pozos de la pequeña población de Garraf mostraban señales de una fuerte contaminación, y en la segunda semana de abril de 1975, el agua de la Falconera se había enturbiado notablemente y presentaba persistente un fuerte olor sulfhídrico y cloacal, que se podía apreciar claramente desde la carretera, a varios centenares de metros de distancia. Ya en enero de 1975 se había apreciado dicho fenómeno de forma intermitente, con muerte de la fauna que allí habita y de las algas y musgos que tapizan las paredes.

Con ocasión de la aparición de los primeros síntomas de contaminación en el pueblo de Garraf, se realizó un estudio rápido y sin tiempo para observaciones prolongadas, del que parecía deducirse que la contaminación podía provenir de los vertidos de aguas residuales en los numerosos pozos negros existentes, y que tal situación se podía haber resaltado a causa de una prolongada sequía. La presencia de trazas de hidrocarburos favorecía la idea de un origen local de la contaminación, la cual por otro lado no era grave, pues con cloración y filtración se eliminaba totalmente el olor y color de precipitados amarillentos de hidróxido de hierro y pardo oscuros de bióxido de manganeso, y el agua reunía las condiciones necesarias para su uso.

Aunque pronto apareció una cierta tendencia a remitir los síntomas de contaminación, no desaparecieron. Al mostrar La Falconera síntomas similares, se decidió establecer un plan de muestreo de los pozos y de La Falconera y apoyar un estudio de detalle a cargo de dos participantes en el Curso Internacional de Hidrología Subterránea. En dicho Estudio (Hoyos-Limón y Palomero, 1975) se concluye que el origen de -



la contaminación no era local ni atribuible a la sequía, que era algo que no se había presentado con anterioridad en sequías más severas, - ni en ningún caso se había producido antes. La tendencia era al aumento del grado de contaminación y la causa había que buscarla en el vertedero de basuras de Garraf, si bien las consecuencias no podían ser consideradas graves.

Repetidamente se tomaron muestras a 50, 100, 150 y a veces 200 m de distancia de la entrada de La Falconera (salida), dentro del conducto submarino, a cotas entre -20 y -40 m y los análisis químicos realizados fueron la base de estudio. No se ha podido disponer de los datos tomados, al parecer, por otros grupos, y en ciertos casos es de temer que tengan baja fiabilidad, aún cuando han sido utilizados y manipulados con motivos sensacionalistas o de oposición ecologista.

La superficie máxima para ser ocupada por el vertedero es de 0,6 km<sup>2</sup> y se sitúa entre las cotas 225 y 510, esperándose rellenar como máximo un espesor de 20 m (volumen total 12.10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>). La pluviometría media local es del orden de 700 mm/año, con 40 a 80 días de precipitación al año, e intensidades máximas de 150 mm en 24 horas, para un periodo de retorno de 10 años, y de 100 mm en 6 horas para igual periodo.

Se conoce la cantidad de agua que escurre superficial a través de los drenajes del vertedero y se apreciaba una pronta respuesta a las lluvias locales, con una recesión muy rápida, lo cual es señal de escasa permeabilidad superficial de los depósitos, pero con el tiempo se va amortiguando. Los caudales de base del drenaje son del orden de 35 m<sup>3</sup>/día, o sea 0,4 l/s en la época en que se hizo patente la contaminación. Efectuando un balance hídrico aproximado se estimó que en 1975 se infiltraba al macizo calcáreo como máximo un caudal de 1,3 l/s, que podría llegar a 5 l/s con toda la superficie ocupada, si bien esta cifra no es real ya que las mejoras en la colocación y tratamiento de las basuras y la progresiva acumulación de capas y su compactación, ha reducido esa cifra sensiblemente a lo largo del tiempo y hoy debe quedar notablemente por debajo de 1 l/s, aunque no hay datos objetivos.

Las aguas de los drenajes y sistemas de protección superficiales son recogidas y evacuadas de la zona para evitar su infiltración.

La pequeña aportación de agua de infiltración profunda no produce probablemente alteraciones en el flujo subterráneo. Por otro lado, al aparecer en La Falconera, el factor de dilución puede variar entre 200 y 500, con lo cual la mayor parte de características dejan de ser apreciables, como se muestra en la tabla 1.

Comparando la aportación con el contenido en el agua de La Falconera, la sensibilidad analítica disponible y la alterabilidad de las diferentes características, puede concluirse que la identificación es difícil o imposible a partir de determinados elementos característicos del agua del vertedero, salvo los siguientes:

- 1) DQO (con  $\text{Cr}_2\text{O}_7\text{K}_2\text{MnO}_4\text{K}$ ) ; si bien no identificable directamente, se puede reconocer su presencia o sus efectos reductores. Es lo más característico del agua de infiltración en el vertedero.
- 2) Alcalinidad TAC; produce una elevación identificable en el contenido en  $\text{CO}_3\text{H}$ , que puede quedar aún muy resaltada por la producción de  $\text{CO}_2$  al consumirse DQO.
- 3) Nitrógeno total, con un aumento muy sensible, suponiendo que no haya separación en forma de  $\text{N}_2$ .
- 4) Fenoles; quizás puedan ayudar, pero su contenido final es muy reducido y puede dejar dudas.
- 5) Sulfatos; si bien el aporte no es significativo, puede producirse una fuerte reducción a causa de acciones biológicas.
- 6) Potasio; quizás a través de la relación  $r\text{Na}/r\text{K}$  cuando se trate de aguas de La Falconera poco salinas; se debería producir un aumento de la relación  $r\text{Na}/r\text{K}$  ( $r = \text{meg/l}$ ).

El Fe, Mn y metales pesados parecen poco interesantes pues se precipitan y solubilizan con facilidad al cambiar el potencial redox, aunque el Zn pudiera ser útil.

Ninguna de esas características liga inequívocamente a las aguas contaminadas con el vertedero, ya que aparecen en otros muchos tipos de vertidos, pero puede establecerse la relación a través de la importancia de la aportación de contaminante, ya que si ésta es elevada, solo el vertedero de basuras de Barcelona es capaz de responder de ello ante la ausencia de otros focos de materia orgánica y contaminantes similares en el área.

TABLA 1.- POSIBLE CONTRIBUCION DEL VERTEDERO A LA CONTAMINACION DE LA FALCONERA EN 1975

Característica	Valores en mg/l				Propiedad conservativa
	Contenido en drenaje		Aportación con disolución		
	Vertedero (1)	Falconera (2)	200	500	
Materia en suspensión	2000	< 10	10	4	No (filtrable)
DQO (O <sub>2</sub> del Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub> K <sub>2</sub> )	130000	20	650	160	NO (degradable)
DQO (O <sub>2</sub> del MnO <sub>4</sub> k)	3200	16	16	6	No (degradable)
DBO (O <sub>2</sub> )	2145	1	11	4	No (degradable)
Detergentes	5,84	< 0,1	< 0,1	0,1	No (degradable)
Dureza total (en CO <sub>3</sub> Ca)	11400	2250	57	23	~
Alcalinidad TAC, en CO <sub>3</sub> Ca	12000	252	60	24	~
N total	3500	< 0,2	18	7	~
N del NH <sub>3</sub>	2300	< 0,1	12	5	No (alterable)
Fenoles, en fenol	31,2	< 0,01	0,2	0,06	No (alterable)
Cr total	3	< 0,01	0,02	< 0,01	~
PO <sub>4</sub>	10,5	< 0,01	0,05	0,02	No (precipitable)
SO <sub>4</sub>	1600	451	8	3	~ (reductible)
Cl	4550	5175	23	9	Si
Na	4000	2725	20	8	~ (intercambiable)
K	2600	79	13	5	No (intercambiable)
Ca	3200	341	16	6	No (precipitable)
Mg	850	340	4	2	~ (intercambiable)
Fe	150	< 0,1	0,7	0,3	No (redox)
Mn	350	< 0,01	0,18	0,07	No (redox)
Zn	50	< 0,05	0,25	0,1	~
Cu	0,5	-	< 0,01	< 0,01	No (redox)
Ni	3,0	-	< 0,015	< 0,01	No (redox)
Residuo seco	80000	11000	400	130	~

233

(1) Se dispone de dos análisis completos; se toman los valores mayores. Por ello los datos no están equilibrados iónicamente. El 90 % de la materia orgánica es soluble, el 60% del residuo seco es volátil así como el 70% de la materia en suspensión:

(2) Se toma uno de los análisis para dar la composición orientativa. Se supone ausencia de contaminación. El contenido en O<sub>2</sub> está próximo a la saturación. Para las aguas más dulces el contenido iónico principal puede ser la décima parte.

Aunque se discutió la posibilidad de identificar sustancias orgánicas típicas en el líquido efluente del vertedero y luego buscarlas en las aguas de La Falconera, se desistió por las dificultades analíticas, por el gran enmascaramiento que supone una dilución tan elevada y por la muy probable alteración que pueden sufrir en el largo transcurso subterráneo por un medio fuertemente reductor y de notable actividad biológica. Del mismo modo se desestimó la aplicación de trazadores artificiales químicos o radioactivos, ya que, aún encontrando un trazador no alterable, para reconocerlo después de más de 7 meses de permanencia en el terreno y con gran dilución, en un medio muy dispersivo, se hubiesen tenido que emplear varias toneladas o varias decenas de curios, en una experiencia de varias semanas de inyección en un sondeo en el vertedero, con más de un año de observaciones en La Falconera, donde el acceso es difícil y peligroso, con un coste muy elevado, y con la posibilidad de que el trazador resultara más contaminante que el propio efluente del vertedero.

Para apreciar el efecto de contaminación es preciso recurrir al estudio de la modificación de la composición química del agua de la Falconera, en relación con datos previos a los del inicio del vertido de basuras.

Uno de los iones afectados es el sulfato, y sus alteraciones se pueden poner de relieve al compararlo con el ión cloruro que no se modifica, tal como muestra la figura 3. La línea teórica de mezcla de agua dulce del macizo y de agua del mar está confirmada por tres análisis químicos disponibles. La representación de los datos de 1975 y 1976, durante la época en que la contaminación se apreció por el olor sulfhídrico y la desaparición de flora y fauna, muestra otra recta diferente, desplazada hacia abajo y con una mucho mayor dispersión. Existe un déficit de sulfatos que normalmente vale 60 ppm para las aguas menos salinas (1000 ppm en Cl) y alcanza 175 ppm para las aguas más salinas (5000 ppm en Cl). En principio no existen diferencias entre 1975 y 1976, pero en ciertos momentos de 1975 se produjeron situaciones con un fuerte déficit en  $SO_4$ , que parecen coincidir con las épocas en que el olor sulfhídrico era más acusado. El mencionado déficit puede atribuirse a la reducción bacteriana anaerobia de sulfatos, a expensas de un elevado contenido en materia orgánica, con producción de sulfuros. La posterior oxidación de éstos sulfuros puede ser el que explicase la aparición de un enturbiamiento blanquecino de las aguas, al producirse azufre coloidal.

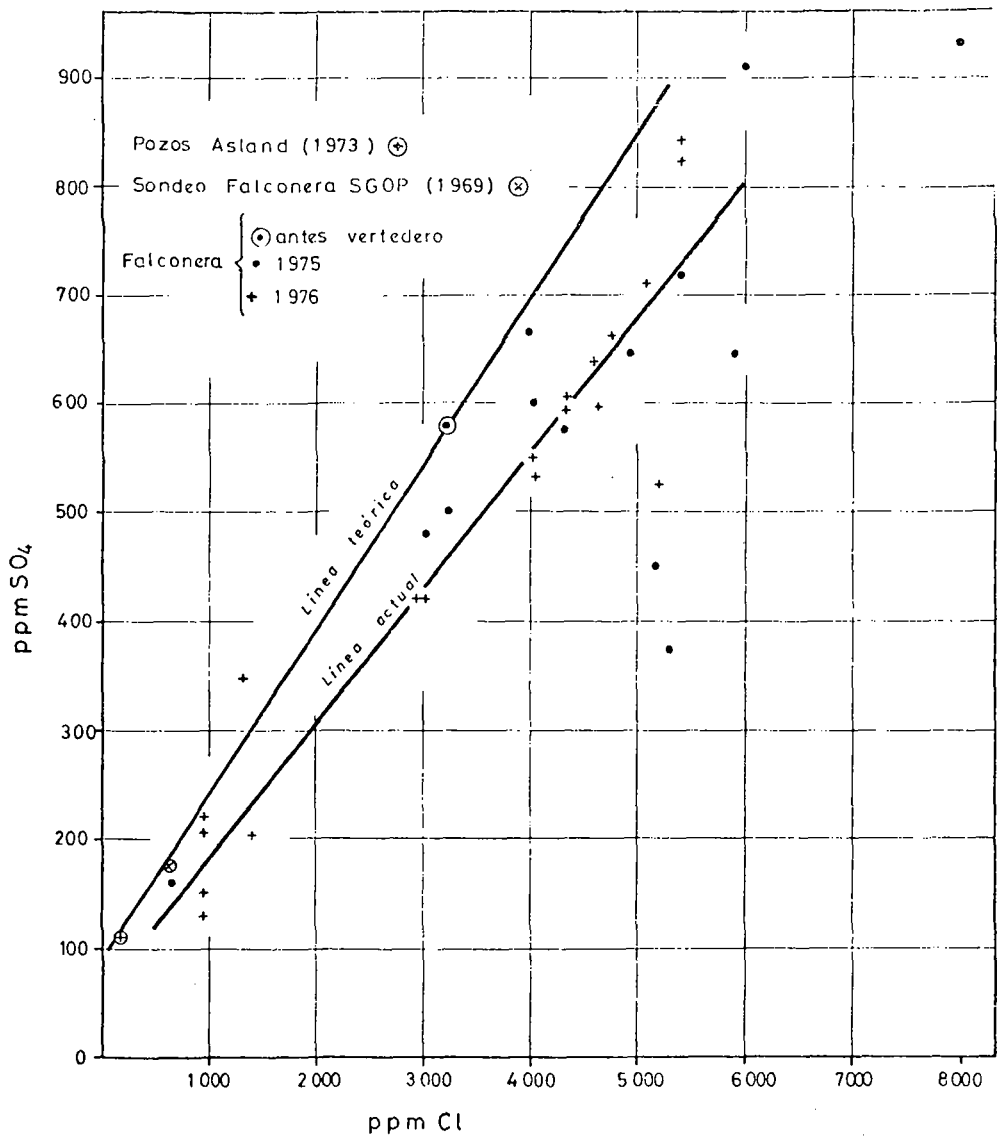


Fig. 3 Relación entre SO<sub>4</sub> y Cl en las aguas de la surgencia marina de la Falconera. La línea actual se refiere a los años 1975 y 1976 (según Custodio y Galofré, 1976).

Una reducción del contenido en  $\text{SO}_4$  de 150 ppm compensa 100 - ppm de DQO en oxígeno. Para un caudal medio de 500 l/s se necesita un aporte de 4320 kg/día de DQO en oxígeno, el cual solo puede provenir del vertedero de basuras de Barcelona, dada su gran cuantía. Admitiendo un aporte medio de DQO de 50 g/habitante/día, la cifra - dada representa una población equivalente de unos 85000 habitantes.

Paralelamente, el contenido en  $\text{CO}_3\text{H}$ , cuyo valor normal debe estar sobre la 300 ppm o menos, se mantuvo ligeramente por encima de ese nivel en 1975, y en la primera mitad de 1976 se elevó hasta unas 750 ppm, y luego ha disminuído a valores del orden de 350 ppm. El pH se sitúa próximo a 7, algo más bajo en las zonas próximas a la costa, donde la contaminación es mayor y se libera acidez en las reacciones sulfatoreductoras. Las aguas no contaminadas tienen normalmente pH - superior a 7,5. Ello señala que la actividad orgánica generadora de  $\text{CO}_2$  fue más activa en la primera mitad de 1976 y que luego ha remitido.

Un exceso de alrededor de 400 ppm en  $\text{CO}_3\text{H}$  (6,6 ppm C soluble) - supone un aporte de por lo menos 285 kg/día de C oxidado soluble, hecho que solo puede darse en el vertedero de basuras de Barcelona.

Suponiendo que las aguas infiltradas del vertedero tienen una - demanda de oxígeno para los procesos de reducción de sulfatos y nitratos y generación de  $\text{CO}_2$  del orden de 10 000 ppm, acorde con el valor de la DQO en  $\text{O}_2$  del  $\text{Cr}_2\text{O}_7\text{K}_2$  (existe una gran dilución), se puede estimar un caudal infiltrado de:

$$4320 \times 10^3 \text{ g DBO/día} / 10^5 \text{ g DBO/m}^3 = 43 \text{ m}^3/\text{día} \langle \rangle 0,5 \text{ l/s}$$

Como a grandes rasgos puede admitirse que 1 ppm de  $\text{O}_2$  consumido genera 1,5 ppm de  $\text{CO}_2$ , o sea menos 2 ppm de  $\text{CO}_3\text{H}$ , una cota superior de dicho caudal se puede estimar teniendo en cuenta que en el período de mayor contaminación la concentración en bicarbonatos pasa de - 350 a 700 ppm.

$$700 \times 500 \text{ l/s} = 350 \times 500 \text{ l/s} + 2 \times 10^5 \text{ q} ; \text{ q} \approx 0,8 \text{ l/s}$$

En la realidad dicho caudal debe ser menor ya que una parte del  $\text{CO}_2$  generada puede escaparse al exterior. De todos modos ésa cifra es similar a la antes señalada.

A pesar de las precauciones tomadas para medir la DQO y de que las muestras fueron tratadas inicialmente con  $\text{SO}_4\text{Ag}_2$ , se encuentra que existe la relación:

$$\text{DQO (ppm } \text{O}_2 \text{ del Mn O}_4 \text{ K en medio ácido)} = 0,0030 \text{ Cl (ppm)}$$

de modo que la DQO no es útil como indicador de contaminación. La DBO(5) alcanza valor de 18 ppm  $O_2$  en la primavera de 1975 y luego decrece; los datos disponibles son escasos. En cualquier caso la contaminación orgánica residual es pequeña o incluso casi nula, si bien inicialmente pudo ser elevada.

El contenido en N total es muy variable y no sigue una tónica definida, aunque en las aguas menos salinas y más alejadas del mar el contenido es mayor y en forma de nitratos, de acuerdo con el relativamente elevado contenido de las aguas no contaminadas; la reducción en nitrógeno soluble puede ser debida a la generación de nitrógeno gaseoso en los procesos redox de carácter biológico, y de hecho en las muestras más próximas a la entrada solo se encuentra  $NH_4$ .

Las muestras de 1976 contienen más nitrógeno que las de 1975, lo cual puede tomarse como un síntoma de mayor contaminación, de acuerdo con el mayor contenido en  $CO_3H$ .

Aunque en general el olor sulfhídrico es claramente notable, rara vez los análisis químicos delatan cantidades medibles, en parte por ser la concentración pequeña y en parte por pérdidas hasta el momento del análisis. Los olores mayores encontrados son de 0,4 y 0,7 ppm. Entre la primavera de 1975 y mediados de 1976 los submarinistas notaron un rápido ennegrecimiento de las hebillas metálicas de los trajes de inmersión, a causa de la sulfuración superficial; al mismo tiempo el agua era turbia, quizás por presencia de partículas de azufre, tal como se ha comentado anteriormente.

El contenido en  $Fe^{++}$  y  $Mn^{++}$  no aporta información adicional. La presencia de  $Zn^{++}$  es reconocible, pero reducida, con valores entre 0,06 y 0,08 ppm, cerca del umbral de detección; probablemente proceden del elevado aporte del vertedero. En cualquier caso la presencia de sulfuros puede haber precipitado una buena parte de los metales pesados.

No se detectan ácidos orgánicos (< 20 ppm) ni taninos (< 0,2 ppm), ni tampoco fosfatos (< 0,01 ppm).

El contenido en sólidos en suspensión es del orden de 10 a 15 ppm, con tendencia a decrecer, lo cual coincide con las observaciones de los escafandristas. La turbidez fue desapareciendo después paulatinamente.

Las muestras tomadas en puntos alejados de la entrada tienen contenidos en oxígeno disuelto entre 6,7 y 7,4 ppm, lo que supone una saturación del 75 al 80 %, pero disminuye al acercarse a la salida a los 100 m (2,6 a 4,2 ppm; 30 a 47%), donde parece producirse el apor-  
más contaminante.

La desaparición de flora y fauna del interior de La Falconera y zonas inmediatas del litoral no debe atribuirse a que sus aguas contengan sustancias tóxicas, sino más bien al carácter reductor de las mismas.

En la vecina población de Garraf (unos 200 habitantes permanentes y 1500 estivales) la contaminación afectó a los pozos de abastecimiento y de particulares, sumándose a la preexistente, ya que existen numerosos pozos negros. El pequeño contenido en hidrocarburos en el pozo municipal es de origen local.

Entre finales 1974 y mediados de 1975 se hicieron muestras repetidas en varios pozos, obteniéndose:

pH : 6,9 a 7,2. Acidificación por procesos anaerobios  
DQO (con  $MnO_4K$ ) : 2 a 5; max. 8.  
DBO(5) : 5 a 14; max. 23 en el centro del período de observación.  
olor: a veces pestilente  
color: a veces amarillento, hasta 20 ppm de escala Co-Pt  
sólidos en suspensión: 3 a 13 mg/l. Productos de oxidación  
 $O_2$  disuelto: frecuente < 30% saturación  
sulfuros: < 0,02 hasta 0,2 mg/l en laboratorio, pero se oía en la toma  
fosfatos: < 0,02 a 1 mg/l  $PO_4$ . Parece de origen local  
detergentes: < 0,01 mg/l ABS  
reacción de tanino: 0,7 a 2,2 mg/l. Parece de origen local  
 $NH_4$ : < 0,1 a 10 mg/l  
 $NO_2$ : hasta 0,12 mg/l. Preexistían  
 $NO$  : < 0,1 a 8; max. 40 mg/l. Parece de origen local  
N total: 0,6 a 3; max. 8 mg/l  
 $Fe^{++}$ : < 0,2 a 6,5 mg/l. No preexistían  
 $Mn^{++}$ : 0,8 a 4 mg/l. No preexistían  
Metales pesados: solo 0,06 a 0,25 mg/l de Zn, sin Cr. ni Cu  
Contaminantes biológicos: frecuentes coliformes; a veces *Escherichia coli*; nunca *estreptococos*. Origen local

Todas las aguas muestran un carácter químico similar, y comparándolas con la composición de las aguas no contaminadas resulta:



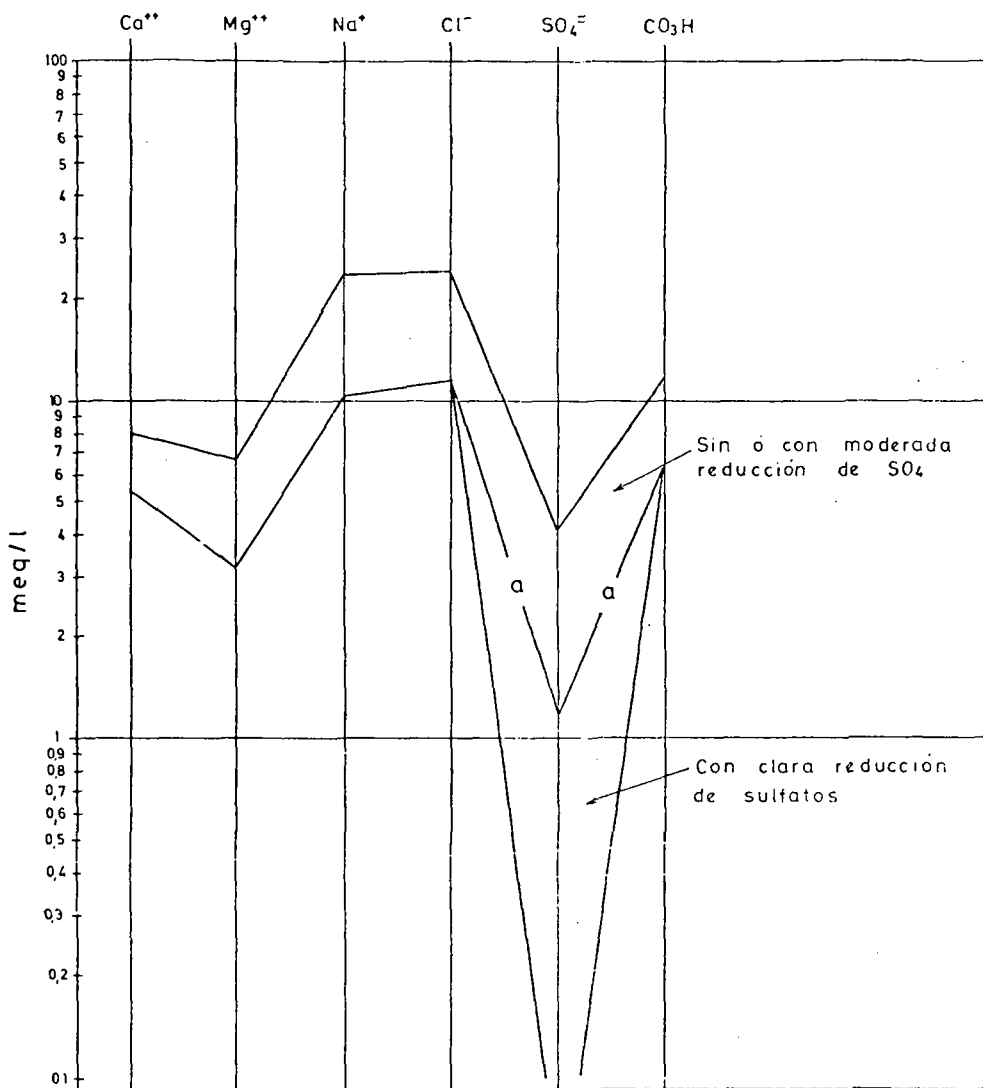


Fig. 4. Zona de variación de la composición química de las aguas de la población de Garraf. Se han excluido las aguas más salinas (1000 ppm Cl) y las menos salinas ( 400 ppm Cl; Asland y una parte del pozo J. Soria), para evitar complicar la representación. La línea a separa las aguas en las que la reducción de sulfatos no existe o es moderada (parte superior) de las que están notablemente afectadas por reducción de sulfatos (parte inferior).

- 1) presencia de una fuerte reducción de sulfatos en algunas muestras, que se refleja claramente en la figura 4.
- 2) anormalmente elevado contenido en  $\text{CO}_2$  y por lo tanto en carbono oxidado soluble ( $\text{CO}_3\text{H} + \text{CO}_2$ ). Al estar el pH frecuentemente entre 6,9 y 7,2, el contenido en  $\text{CO}_2$  puede variar entre 50 y 110 ppm, de acuerdo con el equilibrio carbónico.

La reducción de sulfatos es, al igual que se discutió para las aguas de La Falconera, un efecto biológico provocado por una importante alimentación de materia orgánica reductora, que solo puede provenir del vertedero de basuras de Barcelona. El efecto de la oxidación de esa materia orgánica es un aporte de  $\text{CO}_2$  que eleva notablemente el contenido en  $\text{CO}_3\text{H}$  y secundariamente puede aumentar la dureza por disolución de Ca y Mg de la roca. En la figura 5 se refleja claramente este aumento en el contenido en  $\text{CO}_3\text{H}$ .

En los cinco meses de control la contaminación se mantuvo y aún creció en unos pozos, pero en otros pareció mostrar un principio de descenso. La cloración del agua resolvió buena parte de los problemas planteados. Aunque después no se ha mantenido un control continuado, no se ha vuelto a tener quejas sobre la calidad del agua y esta parece haber recuperado paulatinamente sus características iniciales.

En el caso de la Falconera la contaminación fué remitiendo paulatinamente, el agua recuperó su transparencia y se inició una recuperación de la flora y fauna, con lo que se suspendieron los costosos muestreos.

Esta remisión parece debido a la disminución del caudal de agua infiltrado en el vertedero al irse acumulando basuras y estar depositadas de una forma más compacta y aislada (menor permeabilidad vertical) y quizás también a cierto grado de colmatación del terreno inmediato bajo los depósitos. Las aguas llegan ya con un elevado grado de autodepuración por la buena aireación del medio y largo tiempo de recorrido, con resultados muy superiores a los conseguidos en instalaciones artificiales. De este modo, lo que en un principio fué alarmante contaminación, no prosperó, y la afección fué temporal y limitada a un pequeño núcleo de la población y a una surgencia sin uso actual ni previsible en el futuro a causa de la inevitable salinización marina de las aguas.

Hidrologicamente es imposible que la contaminación se extienda más allá de la Falconera, ya que ésta representa un drenaje en un mínimo de potencial.

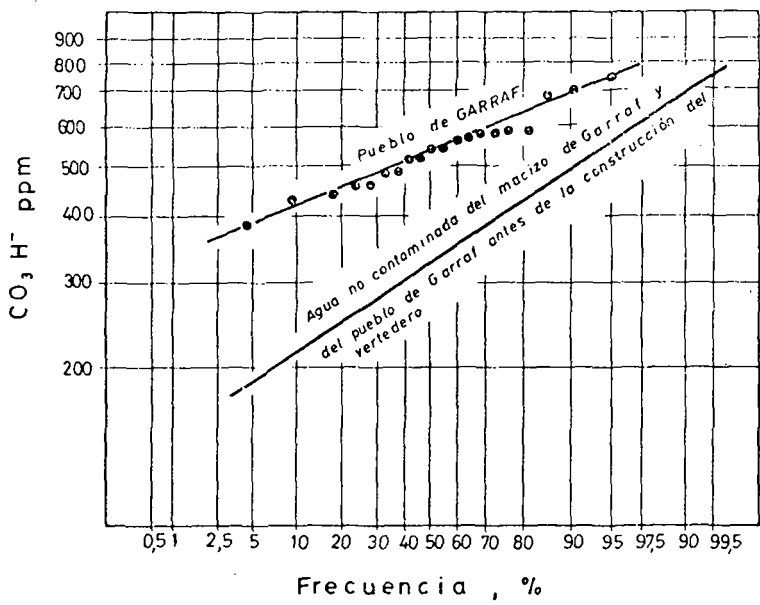


Fig. 5. Gráfico de frecuencias de contenidos en  $\text{CO}_3\text{H}^-$  en las aguas del pueblo de Garraf y del macizo de Garraf (Según Hoyos-Lizón y Palomero, 1974).

El Ayuntamiento de Barcelona ha instalado una red de observación tendente a vigilar el área de Castelldefels, en que la contaminación sería más grave y problemática, a pesar de que geológicamente e hidrológicamente parece bien protegida. Después de siete años no ha habido afección y no es probable que se produzca.

Es de destacar que el establecimiento de una red de observación completa es muy difícil de establecer dado que:

- en el macizo de Garraf, en áreas circundantes al vertedero, se alcanzan cotas de más de 400 m, con el nivel del agua casi a nivel del mar. La perforación es muy cara y difícil, y el muestreo muy complicado.
- en ciertas áreas la vida de un piezómetro normalmente construido es muy breve a causa de frecuentes movimientos del terreno, muchos de ellos provocados por la explosión de barrenos en las numerosas canteras de áridos o para cemento.
- en un sistema fracturado con vías preferentes de circulación es muy difícil detectar el paso y extensión del contaminante con una red normal de observación.

El hecho que la única zona afectada haya sido la de Garraf con firma el papel preponderante de la fisuración en el flujo del agua con una velocidad media de propagación de la recarga igual o menor a 9 000 m/año (24 m/día), lo que supone permeabilidades muy locales según las fisuras del orden de 100 m/día (valor solo orientativo y que muestra una anisotropía del orden de  $10^4$ ).

#### CONTAMINACION POR ENTERRAMIENTO DE BASURAS EN EL DELTA DEL LLOBREGAT

En el intervalo entre el cierre del vertedero de basuras de Montjuich y la autorización de operación del Garraf, las basuras domésticas de Barcelona se fueron depositando como relleno de excavaciones de extracciones de arena, junto con basuras de otros municipios próximos. Estas excavaciones, de hasta 18 m de profundidad, pueden llegar a penetrar varios m bajo el nivel freático en lugares donde éste es poco profundo.

Buena parte se sitúan a lo largo de la llamada Carretera Antigua de Valencia, en el delta del Llobregat, pero también las hay en el valle bajo del Llobregat y en la cuenca del Besós, y su superficie conjunta supera 2 km<sup>2</sup>. La basura se ha depositado directamen

te, sin compactación y sin capas de tierra arcillosa intercalada. - En ocasiones se han incorporado residuos industriales diversos, entre los que se encuentran residuos sólidos de la obtención de ácido crómico, y en algún caso se han producido enterramiento masivos de animales muertos.

Los primeros vertidos importantes se iniciaron en la década de 1960 y entre 1969 y 1973 la actividad de vertido en el delta del Llo bregat fué muy elevado. La contaminación derivada no tardó en aparecer.

A pesar de la alta nocividad de estos enterramientos la opinión pública y la administración local apenas ha reaccionado, y la prensa casi los ha ignorado. Este hecho contrasta vivamente con la feroz oposición general a los vertederos controlados de basuras, que en realidad lo que contribuyen es a solucionar problemas ya existentes.

La relativa falta de interés por esos temas y la laxitud administrativa no ha favorecido que se realicen estudios sobre las consecuencias y la evolución de la contaminación que se produce. En general, los datos de que se dispone son orales, muchas veces simples apreciaciones o datos dispersos, salvo unas pocas excepciones en que un problema concreto dió pie a un estudio de algún detalle (Molist, Gonzalvo y Alonso, 1979 ; Custodio, Galofré, 1979; Candela, Custodio y Fernández-Rubio, 1980), en general realizados con gran carencia de medios.

Los resultados, en lo que a basuras domésticas se refiere, aparte de un aumento notable de la mineralización del agua, es la creación de un medio notablemente reductor, acompañado de la aparición - en el agua de  $\text{NH}_4^+$ , la solubilización de  $\text{Fe}^{++}$  y  $\text{Mn}^{++}$ , un descenso del pH, un aumento de la corrosividad, la presencia de color y olor (con frecuencia sulfhídrico o de putrefacción) y a veces de enturbiamiento. Es frecuente que depósitos de sulfuros y carbonatos y el crecimiento de bacterias del hierro en las rejillas de los pozos y su entorno - inmediato, reduzca notablemente su caudal de extracción.

Es frecuente el abandono de pozos por esta circunstancia y sobre todo por la mala calidad del agua.

Fuera de los cauces de los ríos, en zonas agrícolas es frecuente que tales extracciones se realicen retirando la capa del suelo agrícola, pero recolocando después, una vez efectuado el relleno, así el agricultor recibe una cierta cantidad de dinero por las gravas o arenas extraídas, y cree poder seguir cultivando después. Esta última - circunstancia pocas veces se cumple ya que:

- el suelo removido pierde su textura y es menos apto
- el agua de riego procedente de los pozos pronto resulta contaminada y más salina, y las plantas no lo toleran.

- el terreno sufre asentamientos que desnivelan la superficie y hace costoso el riego.

Así es frecuente el pronto abandono de los cultivos y si existe una transformación en suelo industrial o de almacén, las condiciones geotécnicas son difíciles y hacen poco atractiva la ocupación.

Por ahora son varios los pozos de abastecimiento que han debido ser clausurados o cuyo uso está supeditado a un tratamiento profundo del agua, cuando antes el agua podía ser distribuida directamente.

En el área de Gavá (Barcelona) los principales problemas son debidos a la presencia de  $Fe^{++}$  y  $Mn^{++}$  (Molist, Gonzalvo y Alonso, 1979), también aparece Ni y cierta pequeña concentración de Cu y Zn. El contenido en fosfatos y en nitritos es también notable. Las concentraciones varían con el bombeo debido a la existencia de un acuífero bicapa con la mayor parte de la contaminación en la capa superior. El efecto de aumento de  $CO_2H$  se aprecia claramente en los diagramas químicos - (Custodio y Galofré, 1979).

#### EFFECTOS DE LOS VERTEDEROS DE BADALONA-MONTGAT

El área densamente poblada e industrializada de Badalona viene depositando parte de sus residuos sólidos en un área entre la Autopista y las carreteras de Badalona a Granollers y la de Montgat a Tiana. Son varios vertederos incontrolados y uno controlado. Se trata de una lomada de materiales calcáreos y arcillosos, separados por una falta de materiales graníticos, situados más al norte. La Corporación Metropolitana de Barcelona encargó un estudio de la situación (Alonso, 1980), que delata algunos puntos con afección. La información obtenida es poca ya que sólo se pudieron muestrear los pocos pozos existentes y una galería, y su ubicación no es la más adecuada para analizar la situación. Los estudios de detalle requieren perforaciones de reconocimiento y para control.

El afluente de uno de los vertederos de basuras domésticas (no todos son iguales y algunos reciben residuos industriales) tienen las siguientes características:

Conductividad	pH	DQO	Dureza total	Alcalinidad TAC
37 ms/cm	8,1	1248 mg/10 <sub>2</sub>	1100 mg/1 CO <sub>3</sub> Ca	15000 mg/1 CO <sub>3</sub> Ca
Cloruros	Hierro total	Amonio		
7781 mg/1 Cl	18 mg/ l Fe	3500 mg/1 NH <sub>4</sub>		

Están ausentes el  $NO_3^-$ ,  $NO_2^-$ ,  $Mn^{++}$  y  $Cr^{+6}$ . La elevada alcalinidad puede ser en parte debida a ácidos orgánicos solubles.

La mayor contaminación corresponde a un pozo lateral, junto a la Riera de Montalegre, a casi 1 km de distancia, en el que se determinaron 3,5 mg/l de  $\text{NH}_4$  y 13 mg/l de Fe, testimoniando un medio notablemente anaerobio. El pH fué de 7,0 (acidificación por reacciones anaerobias) y la DQO de 13,2 (sin interferencia de cloruros, que eran de solo 82 mg/l). La alcalinidad TAC era normal (272 mg/l  $\text{CO}_3\text{Ca}$ ). La presencia simultánea de 28 mg/l de  $\text{NO}_3$  y de 0,04 mg/l de  $\text{NO}_2$  señalan el final del proceso de contaminación y el comienzo de la recuperación. En otros casos la situación es más atenuada, y solo un pozo situado ya en el granib, a 1 km de distancia, muestra un medio reductor persistente (0,60 mg/l de  $\text{NO}_3$ ; 3,32 mg/l de Fe), un pH de 7,0 y una alcalinidad TAC elevada, de 780 mg/l  $\text{CO}_3\text{Ca}$ .

En este caso no se amenazan abastecimientos industriales y no parece que las consecuencias puedan ser graves a las aguas continentales.

### CONSIDERACIONES FINALES

La falta de estudios y observaciones es una de las causas de - que en general se desconozca el efecto contaminante de los vertederos de basuras. En muchos casos en que la contaminación aparece, no se conocen las causas y el retraso dificulta su identificación y - se opta por el abandono de las captaciones afectadas, sin que ello trascienda a la administración o a los técnicos. Solo en el caso de grandes vertederos o de afecciones masivas se producen denuncias y una actuación pública, aunque en ciertos casos se prefiere "echar tierra" sobre el asunto para no aumentar los problemas de aceptación o buena imagen de un abastecimiento público.

Resulta necesario que se disponga de un modo controlado de eliminar los residuos sólidos, evitando el vertido esporádico o anárquico, que es el más perjudicial y al que hay que atribuir gran parte de los problemas conocidos.

En el proyecto de vertederos controlados debe preverse la posible contaminación de aguas subterráneas, y la única manera de hacerlo es limitar todo lo posible la infiltración de lixiviados, y los - que se produzcan recogerlos en sistemas de drenaje para su tratamiento y evacuación en superficie. Ello comporta que el terreno sobre el que hace el vertido debe tener pendiente para que no se acumule agua sobre el mismo, y se dirija hacia un drenaje, su superficie debe estar lo más impermeabilizada posible y sobre ella existir un medio - permeable que facilite el drenaje y rápida evacuación del agua.

Es evidente que un tal proyecto traslada la parte de agua que se infiltraría, y que al no verse no sería un problema inmediato, a un colector superficial visible y que requiere una atención y es mejor "ojos que no ven" porque entonces "corazón que no siente".

En el caso de pequeños vertederos es posible que el acuífero - pueda depurar los lixiviados infiltrados antes de que afecten a estas ciones de agua subterránea, pero ello requiere un buen estudio y mucha experiencia si se quieren evitar sorpresas desagradables o averiguar demasiado tarde que una cierta depuración por oxidación o por - cambio iónico o por absorción deja de ser efectiva transcurrido un - cierto tiempo.

#### AGRADECIMIENTO

El autor agradece a la Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental, al Ayuntamiento de Barcelona a través del Laboratorio Municipal y de la Subunidad de Saneamiento, y a la Jefatura Provincial de Sanidad - de Barcelona, las continuas ayudas prestadas para tomar de muestras, análisis químicos y discusión de resultados del problema de Garraf. Personalmente, debereconocerse la gran dedicación del equipo de submarinistas que, bajo el entusiasmo de D. Salvador Pons, han hecho posible la toma de muestras de La Falconera, en circunstancias difíciles y a veces arriesgadas. La prontitud y delicadeza en los análisis debe atribuirse a la excelente disposición de los Sres. Balaguer y - Puig-Martí.

#### REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Alonso, L. (1980). Influencia del vertedero controlado de Badalona a la calidad de las aguas subterráneas. Corporación Metropolitana de Barcelona. Geotécnia Geólogos Consultores. Barcelona, (informe - interno).

Anónimo (1975): Dossier Garraf. Novatecnia nº 2. Barcelona, págs 44-58.

Candela, L, Custodio, E., Fernández-Rubio, R (1980). Contaminación por boro en un área del sector occidental del delta del Llobregat (Barcelona, España). IV Coloquio Internacional sobre las aguas subterráneas. Aciariate. Sicilia. (págs 19). En prensa.

CAPO (1973).- Estudio de las afecciones hidrológicas del vertedero - controlado de basuras en el Macizo de Garraf. Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental y Ayuntamiento de Barcelona (Informe interno, 3 vols + informe complementario).



Custodio, E. (1975).- Metodología y resultados del estudio hidrogeológico del macizo kárstico de Garraf. Barcelona. Boletín Geológico y Minero, Vol 86, nº 1, págs. 31-44.

Custodio, E., Galofré, A. (1976).- Evolución de la calidad del agua de la surgencia litoral de la Falconera en relación con un gran vertedero de basuras en el macizo del Garraf (Barcelona). II Asamblea Nacional de Geotecnia y Geofísica. Barcelona. Instituto Geográfico y Catastral. Madrid. págs 2131-2173.

Custodio, E., Galofré, A. (1979).- Cromo, boro y otros contaminantes en el subsuelo del bajo Llobregat: Origen, comportamiento y movimiento. II Asamblea Nacional de Geotecnia y Geofísica. Madrid. Instituto Geográfico Nacional. Madrid. 15 págs. Reproducido en Quaderns d'Enginyeria, 2 (1980) 1, pág 37- 50. ETSIIB-UPB.

Hoyos-Limón, A., Palomero, A. (1975).- Estudio de la contaminación de las aguas de la población de Garraf. Curso Internacional de Hidrología Subterránea. Trabajo dirigido por A. Galofré. (interno).

Molist, J., Gonzalvo, I., Alonso, L. (1979).- Orígenes de la contaminación de un acuífero en el delta del Llobregat. II Simposio Nacional de Hidrología. Pamplona. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Vol IV. págs 787-806.

Raventós, J.A., Senent-Josa, J. (1975).- ¿Qué es Garraf?. En el Dossier Garraf, Novatecnia, nº 2, Barcelona, págs. 46-54.

REPO (1970).- Estudio de los Recursos Hidráulicos Totales del Pirineo Oriental: Zona Sur, Informe Garraf-Penedés- Gaia. 3 vols. Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental y Servicio Geológico de Obras Públicas. Barcelona.



CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA	SESION <b>2</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981	ACTAS DE LAS SESIONES	249 254 páginas

**MEDIDAS DE PRESERVACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS  
ANTE LA IMPLANTACION DE CEMENTERIOS Y VERTEDEROS.**

Bernardo López-Camacho y Camacho  
Fernando Octavio de Toledo y Ubieta

Servicio Geológico de Obras Públicas- Madrid

**RESUMEN**

En base a las experiencias profesionales de los autores se exponen unas ideas acerca de las medidas necesarias para la protección de las aguas subterráneas en acuíferos en los que se vayan a instalar focos potencialmente contaminantes. Los aspectos tratados se refieren a problemas técnicos y, más especialmente, a medidas cautorias para prevenir contaminaciones futuras. Se incluyen las directrices de preservación de los recursos hidráulicos de la provincia de Madrid, que han sido publicadas recientemente formando parte de las directrices generales para el planeamiento regional.

**INTRODUCCION**

Es cada día mayor el número de problemas relacionados con la posible contaminación de las aguas subterráneas que se le plantean al hidrogeólogo. De ellos, son cada vez más frecuentes los relacionados con la implantación de cementerios y vertederos de residuos sólidos, cuya solución implica aspectos concretos de los que se va a tratar en la presente Nota Técnica.

Los objetivos de los estudios de este tipo son, por lo general, la comprobación de las características geológicas e hidrogeológicas del terreno, con el fin de determinar su idoneidad para la implantación de estas actividades; con menor frecuencia el problema se centra en seleccionar, dentro de una zona más amplia, la parcela más indicada para su ubicación.

En cualquier caso se requiere un estudio hidrogeológico de los denominados clásicos y, además, el establecimiento de una serie de medidas cautorias para evitar posibles contaminaciones en el futuro. Este segundo aspecto es el que se va a tratar con mayor énfasis en las páginas que siguen.

## CEMENTERIOS

El Reglamento de Policía Sanitaria Mortuoria, en su artículo 50, indica que: "el emplazamiento de los cementerios de nueva construcción habrá de hacerse sobre terrenos permeables, alejados de las zonas pobladas, de las cuales deberá distar, por lo menos, 500 m. Dentro del perímetro determinado por la distancia indicada, no podrá autorizarse la construcción de viviendas o edificaciones destinadas a alojamiento humano".

De la lectura del párrafo anterior se desprende que, además de la determinación de las características del terreno, la normativa legal implica dos cuestiones:

a) La necesidad de que el terreno sea permeable con objeto de favorecer la putrefacción de la materia orgánica. Pensamos que en esta misma línea de argumentación debe incluirse la profundidad del nivel freático en los casos de enterramientos en fosas; ello se debe, por un lado, a que la destrucción de las posibles bacterias y virus se realiza con mucha mayor rapidez por encima de la zona saturada y, por otro, a los graves inconvenientes que se derivan de la presencia de agua en la propia excavación del enterramiento. Hay que hacer especial hincapié en este último punto, pues en determinado tipo de terrenos, cual es el caso de los depósitos sedimentarios continentales, puede suceder que con un nivel piezométrico regional situado a profundidades de varias decenas de metros, se presenten niveles acuíferos superficiales que, aunque carecen de interés desde el punto de vista de su explotación, provocarían anegamientos permanentes o temporales en las fosas. En estos casos es imprescindible la apertura de catas hasta la profundidad máxima prevista para la obra subterránea, previas a cualquier otro tipo de acción.

b) La necesidad de establecer un perímetro de protección. La norma se refiere concretamente a las edificaciones y zonas habitadas sin hacer mención expresa de los acuíferos y su posible explotación; con todo, consideramos que si se toma este mismo perímetro de 500 m como límite mínimo para la extracción de aguas subterráneas con destino a usos humanos, se consigue

una protección suficiente en la mayor parte de los casos. Evidentemente, cuando el terreno de ubicación está surcado por conductos o grietas abiertas, será totalmente necesaria la realización de un estudio más detallado; sin embargo, si se consideran permeabilidades inferiores a unos pocos m/día, gradientes no superiores al 5% y valores de la porosidad eficaz superiores a 0,01, el tiempo que el agua contaminada tardaría en recorrer la distancia de los 500 m sería superior a 50 días: ello garantiza la destrucción de cualquier germen potencialmente patógeno.

Por último, habrá que considerar otros aspectos de tipo extrahidrogeológico, entre los que no es el menos importante la contaminación psicológica. Se puede citar a título anecdótico un caso concreto en el que se presentó una fuerte oposición a la construcción de un cementerio, relativamente próximo a los pozos de abastecimiento de una zona urbanizada, basada en razones morales muy próximas a la necrofagia.

#### VERTEDEROS DE RESIDUOS SOLIDOS

Cuando existen acuíferos cuya superficie cubre áreas extensas -caso del terciario detrítico de Madrid, que ocupa unos 5.500 Km<sup>2</sup>- es inevitable tener que emplazar sobre ellos los vertederos municipales o de mancomunidades de municipios.

Es abundante la bibliografía existente acerca de la ubicación de este tipo de instalaciones, contemplada desde el punto de vista hidrológico e hidrogeológico; coincidiendo con la mayor parte de los autores, en los casos prácticos en que hemos intervenido se han recomendado lugares situados en zonas de cabeceira de barrancos, donde los únicos problemas técnicos residen en buscar una adecuada protección que evite la entrada en contacto de los residuos con las aguas superficiales, tanto de lluvia como de escorrentía por el propio barranco. Si, por otra parte, coincidiera el hecho de que el barranco fuera un punto de descarga del flujo subterráneo local, habría que diseñar el correspondiente dren para la evacuación de estas descargas; este segundo aspecto es olvidado con demasiada frecuencia y puede ser el causante de cantidades apreciables de lixiviado circulando aguas abajo del barranco.

En cuanto a perímetros de protección para evitar contaminaciones, la Ley 42/1975 de 19 de noviembre, sobre Desechos y Residuos Sólidos Urbanos, contempla la posibilidad de dicha contaminación; sin embargo, no fija ningún tipo de distancias, limitándose a indicar en su artículo 5º que los depósitos o ver-

tederos tendrán la consideración de actividad molesta, insalubre, nociva o peligrosa. En el Reglamento referido a este tipo de actividades, en su artículo 17, se refiere al peligro de contaminación de aguas, pero tampoco se contemplan las distancias de protección; tan sólo al hablar de aguas residuales de establecimientos industriales se expresa que se podrá autorizar el uso de pozos absorbentes "cuando éstos se sitúen a 500 o más metros de todo poblado, y un estudio geológico demuestre la imposibilidad de contaminación de las capas acuíferas freáticas y profundas". Dejando aparte el hecho de que la demostración de imposibilidad de algo es metafísicamente más difícil que su opuesta, puede verse que la única distancia que se cita expresamente en el reglamento es la de los consabidos 500 m ; en base a ello, en los casos prácticos que hemos estudiado, ubicados en cuencas sedimentarias continentales, si existe la posibilidad de implantación de pozos en las proximidades que, como consecuencia de fuertes extracciones puedan provocar gradientes considerables, se ha recomendado ampliar a 1.000 m la distancia de protección.

En cualquier caso, y en función del tipo de acuífero que se trate, se recomienda un estudio detenido; si se prevé que el régimen natural de las aguas subterráneas no va a sufrir alteraciones importantes y la permeabilidad no es muy elevada, bastará con un perímetro de protección razonable que cubra fundamentalmente la zona de aguas abajo en el sentido del flujo; por el contrario, si existen expectativas de fuertes extracciones, parece recomendable curarse en salud, fijando distancias de protección suficientemente holgadas y simétricas.

#### NORMATIVA PARA LA PRESERVACION DE LOS RECURSOS HIDRAULICOS SUBTERRANEOS EN LA PROVINCIA DE MADRID.

Por último, como ejemplo de lo que puede ser una normativa de preservación de recursos hidráulicos a nivel provincial, vamos a citar el caso de la provincia de Madrid. En ella, la Comisión de Planeamiento y Coordinación del Area Metropolitana ha promulgado recientemente unas directrices generales de planeamiento en las que se incluye, por primera vez, el tema de la protección de los acuíferos. Estas directrices transcriben las recomendaciones efectuadas por el Servicio Geológico de Obras Públicas en base a una petición de la citada Comisión de Planeamiento.

Las normas se refieren, por una parte, a la protección frente a la posible sobreexplotación de los recursos hidráulicos y, por otra, a la preservación de la calidad de los mismos. Para ello se ha dividido la provincia en 5 ámbitos litológicos, ajustando a cada uno de ellos la normativa general, tanto en lo concerniente a cantidad como a calidad.

Refiriéndonos únicamente al principal acuífero de la provincia (conjunto arcilloso-arenoso del terciario detrítico), que se extiende a unos 2.600 Km<sup>2</sup>, y limitándonos a las medidas para la preservación de la calidad, se enuncian las siguientes:

- Los pozos se sellarán y aislarán en sus 20 primeros metros.
- No se permitirá la inyección de productos químicos o radiactivos en cualquier punto del acuífero terciario o aluvial suprayacente.
- Los pozos abandonados deberán cementarse para anular posibles vías de contaminación.
- Ningún pozo de abastecimiento podrá situarse a menos de 50 m de fosas sépticas, pozos de infiltración, pozos negros, etc., no debiendo penetrar los dispositivos de evacuación de aguas domésticas en la zona saturada.
- Los pozos de abastecimiento deben situarse a más de 1.000 m de emisores de aguas residuales que circulen por cauces naturales, vertederos controlados o de cualquier otro foco potencialmente contaminante de cierta magnitud.
- La determinación de localización de vertederos de residuos sólidos, vertidos industriales, cementerios, etc., requerirá la exigencia de un estudio hidrogeológico previo.

Si bien a los hidrogeólogos experimentados estas medidas pueden parecer elementales en exceso y con una casuística poco desarrollada, en nuestra opinión debía prevalecer en ellas ante todo, una cualidad: que fueran lo más sencillas y comprensibles para el mayor número de personas; con ello se tiene, además, un marco general de referencia que puede evitar, en buen número de casos, las demoras y costes que llevan consigo los estudios detallados y la ejecución de sondeos.

## CONCLUSIONES

Como queda reflejado en las páginas anteriores, en la presente Nota se trata de exponer unas ideas prácticas y de carácter general sobre las medidas de protección de las aguas subterráneas que deben establecerse "a priori" en determinadas actividades potencialmente contaminantes. La motivación de las mismas se basa en la necesidad sentida por muchos hidrogeólogos, entre los que nos encontramos, de contar con medidas de tipo operativo para dar contestación a problemas que, usualmente, llevan implícita la fijación de perímetros de protección. Sólo se ha pretendido una primera aproximación basada en nuestra experiencia profesional, que a su vez nos ha exigido contestaciones rápidas y operativas; estamos convencidos de que el tema requiere y merece una mayor profundización.



CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA	SESION <b>2</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981	ACTAS DE LAS SESIONES	255 258 páginas

**CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS DE MADRID POR EFECTO DE LAS ACTIVIDADES URBANAS.- NOTA TECNICA.**

Pedro Emilio Martinez Alfaro  
Fernando Octavio de Toledo y Ubieto

Servicio Geológico de Obras Públicas (Madrid)

**RESUMEN**

La presente Nota Técnica se refiere a la influencia de las actividades urbanas en la calidad natural de las aguas subterráneas de Madrid, donde los efectos de la contaminación han repercutido también en el patrimonio histórico, artístico y cultural de la ciudad.

**CAUSAS DE LA CONTAMINACION**

Los agentes contaminantes más característicos originados por las actividades urbanas son las aguas residuales de uso doméstico y los lixiviados procedentes de los vertederos de basuras.

Tanto el aumento de población como el incremento del nivel de vida llevan aparejados un aumento en la contaminación de las aguas. Por un lado, el agua de los abastecimientos públicos utilizada para fines domésticos supone la evacuación, prácticamente, del mismo volumen, pero con unas características alteradas y, por otro, en los caudales vertidos de aguas residuales se introducen cada vez más sustancias extrañas de difícil depuración (Custodio y Llamas, 1976, pág. 1897). Según estos mismos autores (págs. 1906 y 2209) la degradación del agua por usos domésticos supone un aumento del residuo seco, principalmente en  $Cl^-$  y en dureza, que puede llegar a las 350 ppm y un aumento medio de materia orgánica de 54 gr de DBO por habitante y día y un aporte de materia en suspensión de 92 gr por habitante y día.

La ciudad de Madrid basó su abastecimiento en las aguas subterráneas, captadas mediante la construcción de galerías ("viajes de agua"), cuya calidad natural era, en origen, perfectamente adecuada para el consumo humano.

La población, tras diversos avatares, fué aumentando rápidamente, y en el Censo de Floridablanca a finales del siglo XVIII, era ya de 156.672 habitantes. Al carecer la ciudad de red de saneamiento, las aguas residuales eran arrojadas por los balcones al grito de "¡Agua va!" (Canal de Ysabel II, 1954) infiltrándose parte de ellas a las galerías de los viajes y provocándose de esta manera un alto índice de mortandad por cólera y tifoideas.

Con la llegada de las aguas del Canal de Isabel II en 1858 se abandonan definitivamente los viajes de agua y este abandono tiene una consecuencia grave en 1920, pués en el verano de este año la rotura del tunel de Otero deja a Madrid sin agua del Canal durante varios días. Los madrileños vuelven a beber el agua de las fuentes de los antiguos viajes, originándose una epidemia que, en 1920, hace ascender el índice de mortandad por tifoideas al 52% del total de defunciones, frente al 20% que se registraba en 1916 (Gómez de Amenzúa y Mayo, 1924).

Hacia 1950 la población de Madrid es de alrededor de un millón y medio de habitantes y en la actualidad -treinta años tarde- Madrid cuenta con alrededor de cuatro millones de habitantes que producen un caudal de aguas residuales de entre 15 y 20 m<sup>3</sup>/seg. (valor estimado a partir de los datos de las estaciones de aforos instaladas en el cauce del río Manzanares) (Martínez Alfaro y Sáiz García-Cuenca, 1975).

#### CARACTERISTICAS DE LOS FOCOS DE CONTAMINACION

Los focos a partir de los cuales se propaga la contaminación procedente de las grandes aglomeraciones urbanas son los pozos negros y fugas en la red de alcantarillado y los vertederos de basuras. Podríamos añadir también el agua de precipitación que se transforma en infiltración eficaz una vez que ha incorporado los diversos constituyentes que se encuentran en una atmósfera contaminada, generalmente ligada a las grandes ciudades.

Las fugas de la red de alcantarillado, según estimaciones del Ayuntamiento de Madrid, pueden ser, en ocasiones, de más del 40%.

En cuanto a los vertederos de basura, según Herráez (1977), en Madrid existen tres que reciben alrededor de 2.600 Tm/día de basura, infiltrándose a través de ellos un caudal de agua de unos 200.000 m<sup>3</sup>/año. Al tratarse de vertederos incontrolados o muy poco controlados, pueden producir un máximo de contaminación (12 en la clasificación de Barruchello, 1975).

#### EFFECTOS DE LA CONTAMINACION EN LAS AGUAS SUBTERRANEAS

Para analizar los efectos de la contaminación por actividades urbanas en las aguas subterráneas de Madrid se ha procedido del siguiente modo:

a) Para determinar la "calidad natural" de las aguas subterráneas se han considerado alrededor de 50 análisis químicos correspondientes a aguas de pozos profundos perforados en el entorno de Madrid no influenciados por el Casco Urbano de la ciudad y que se puede considerar que no están afectados por ningún otro tipo de contaminación.

A partir de estos análisis, realizados entre 1975 y 1977 (Martínez Alfaro, 1977), hemos determinado lo que denominamos "análisis medio", calculando la media de las concentraciones de cada uno de los constituyentes. Pensamos que a este análisis medio se le puede considerar como representativo de la "calidad natural" de las aguas subterráneas de Madrid.

b) Se ha comparado la "calidad natural", así obtenida con los resultados de los análisis realizados para las fuentes de Madrid que drenan agua subterránea, procedente en la mayoría de los casos de los antiguos viajes, realizados en fechas diferentes: 1902-1903 (Troll y Braun, 1974) y 1977-1978 (Iglesias López, 1979).

De este análisis se deduce que el contenido en nitratos correspondiente al "análisis medio" es de unas 12 ppm (1975-1977), mientras que en las aguas subterráneas afectadas por el casco urbano de Madrid es de, al menos, cinco veces mayor (1977-78). En la fuente de San Isidro la concentración de este constituyente supera las 500 ppm (1978) debido muy probablemente a su proximidad al cementerio del mismo nombre. Existe una excepción, la Fuente del Rey, con unas 20 ppm (1977), debido a que se encuentra ubicada a las afueras del casco urbano, hacia el N., en las proximidades de la intersección de la carretera de Castilla con la de La Coruña.

Según Iglesias (1979), prácticamente la totalidad de los análisis bacteriológicos realizados en las aguas de las fuentes (1977-1978) indican contaminación por colis.

El contenido en sulfatos presenta en los análisis correspondientes a las aguas de los viajes, llevados a cabo en 1902-03, un incremento notable con respecto a la "calidad natural" indicada por el "análisis medio". Esto es probablemente debido a que las galerías de los viajes cortan una facies geológica de transición, rica en sulfatos, al cruzar aproximadamente la mitad sur del casco urbano de Madrid. En los cloruros, sin embargo, este hecho no se manifiesta.

Tanto en cloruros como en sulfatos se pone de manifiesto en los últimos análisis realizados (1977-1978) un incremento en su concentración, que llega a alcanzar valores muy importantes. Este hecho podría explicarse como consecuencia de la utilización de productos químicos para actividades domésticas que se generaliza a partir de los años cuarenta.

#### CONCLUSIONES

Las actividades urbanas provocan en las aguas subterráneas de Madrid una contaminación que es de tipo orgánico, químico y bacteriológico. La contaminación química se incrementa notablemente en los últimos años como consecuencia, probablemente, de la comercialización a gran escala de productos químicos para uso doméstico.

CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA	SESION <b>2</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981		259 262 páginas
<b>ACTAS DE LAS SESIONES</b>		

LAS TERRAZAS DE LA CABECERA DEL EBRO Y  
SU VALOR COMO EMPLAZAMIENTOS DE VERTIDO MUNICIPAL.-  
CASO DE MIRANDA DE EBRO.

Jesús López García, Ingeniero de Caminos  
José García de la Torre, Licenciado en Ciencias Hidro-  
lógicas.  
Servicio Geológico de Obras Públicas.

RESUMEN

Las terrazas del Ebro en su cuenca alta sirven en un buen número de poblaciones como asentamientos de vertederos no controlados. En la base de estas terrazas existen muchos manantiales, a veces explotados, que son fácilmente vulnerables a la contaminación producida por los vertederos. En Miranda de Ebro, una serie de circunstancias locales favorables ha impedido esta contaminación, pero el peligro de degradación futura en esta y otras poblaciones queda latente. Se resume en esta Nota Técnica el problema y los criterios de selección de terrazas.

El río Ebro atraviesa en su cuenca alta una zona de valles relativamente estrechos cuyas laderas corresponden, aguas arriba de Miranda de Ebro, a terrenos terciarios de origen continental, formados por margas, arcillas y areniscas relativamente impermeables. Aguas abajo de Miranda de Ebro afloran materiales mesozoicos. La parte inferior de los valles ha quedado en general recubierta, durante el Pleistoceno, por sedimentos fluviales que conforman distintos niveles de terrazas elevadas sobre el cauce actual. A ellas nos referiremos a lo largo del trabajo. En el valle se asientan un buen número de centros urbanos, entre los cuales destaca Miranda de Ebro con una población cercana a los 50.000 habitantes. La eliminación de los vertidos municipales plantea en estas localidades características peculiares. Por un lado, las poblaciones están cerca de las riberas y cerca de las terrazas inferiores; por otro, la horizontalidad de las terrazas, su permeabilidad y las pendientes de las laderas, invitan a ubicar en ellas los vertederos.

Se conocen en el río Ebro hasta 6 niveles de terrazas. La superior, más antigua, se encuentra a gran altura sobre el cauce, colgada en general y sin conexión hidráulica con el resto. Las cinco inferiores revisten la mayor importancia por su situación. Los procesos morfológicos fluviales explican perfectamente, en cada terraza, la ausencia de continuidades verticales o laterales entre las distintas capas formadas sucesivamente por lentejones de tamaños gruesos y medios que alternan con lentejones de finos. En la zona cercana a Miranda de Ebro, las cinco terrazas se sitúan aproximadamente a 2 m (terrazza actual), 5 m, 20 m, 38 m y 57 m sobre el nivel medio del río.

En casi todos los casos las terrazas inferiores se encuentran conectadas hidráulicamente por solape de unos niveles con otros y forman un acuífero único. Hidrogeológicamente son acuíferos de pequeño interés por lo limitado de su extensión y el reducido espesor saturado. En los contactos de las terrazas con el terciario y en ocasiones en los contactos entre las terrazas entre sí, especialmente con la terraza actual, existen multitud de manantiales que son aprovechados junto con pozos excavados de escasa profundidad para pequeños regadíos y abastecimiento a caseríos situados en la zona próxima al aluvial.

Los análisis químicos clasifican las aguas en duras y bicarbonatadas, con características adecuadas para el consumo humano. El origen se da en la escorrentía superficial procedente de pequeños arroyos con cabecera en terrenos calcáreos, flujos locales que aportan el mismo tipo de aguas por atravesar también terrenos mesozoicos y recarga por infiltración de lluvia.

El Ayuntamiento de Miranda de Ebro tiene situado el vertedero municipal en un retazo aislado de terraza correspondiente al quinto nivel. La terraza está rodeada por materiales mesozoicos permeables y tiene un espesor superior a los 23 m, visibles en un corte de cantera. En 1980 un error de análisis químico hizo pensar en contaminación en los manantiales situados en la ribera, a la altura del vertedero y provocada por éste. La importancia del problema radicaba en la posible afectación de las aguas del manantial termal "Fuente Caliente" comercializado en época reciente y de gran popularidad local. Afortunadamente, análisis posteriores demostraron que la alarma era infundada y por tanto, el manantial no estaba contaminado. Se comprobó además que el flujo subterráneo dejaba fuera del radio de acción de los contaminantes a los manantiales que parecían afectados. La posibilidad de contaminación provocada por el vertedero fué sin embargo, real, y puede afectar en el futuro a otros núcleos urbanos, ya que en esta zona las terrazas constituyen las ubicaciones más lógicas para instalar

vertederos. Un estudio realizado para operar el nuevo cementerio municipal de Miranda de Ebro, situado también en la quinta terraza, ha demostrado que los posibles contaminantes que pudieran infiltrarse afectarían a varios pozos y manantiales. Sin embargo, el gran espesor no saturado de la terraza, próximo a los 30 m, hace pensar que los contaminantes orgánicos, en este caso los más importantes, se degradarían por depuración natural antes de ser captados.

La solución al problema se centra en localizar terrazas cuya descarga afecte al menor número de usuarios posible dentro del perímetro de protección necesario y operar los vertederos bajo condiciones controladas. Lo más seguro en esta zona son las terrazas aisladas, más fáciles de controlar si están asentadas sobre terrenos impermeables, ya que en caso de infiltración de lixiviados sería relativamente simple captarlos a su salida. En cualquier caso, para mejorar el control, es preferible buscar terrazas de pequeño espesor, pues la autodepuración natural del terreno producida por la zona no saturada no alcanza a muchos compuestos químicos presentes en los vertederos. En cualquier caso, se recomienda un estudio detallado de la zona para evitar errores que una vez cometidos serían difíciles de subsanar. Este estudio llevaría a la determinación de la zona más idónea, así como el perímetro de protección a establecer y el diseño de los drenes necesarios, función de la base sobre la que se asienta.

#### CONCLUSIONES

En poblaciones en las cuales la abundancia de terrazas obligue a ubicar en una de ellas el vertedero municipal, es necesario realizar un estudio hidrogeológico de las terrazas para definir las posibles afectaciones en los manantiales de descarga y el perímetro de protección adecuado. Se recomienda la búsqueda de terrazas aisladas, de pequeño espesor, situadas sobre terrenos impermeables para que la discontinuidad hidráulica con otras terrazas y con las laderas, haga sencillo el control del vertedero. En el caso de Miranda de Ebro, la posible afectación de un manantial de gran importancia ha quedado descartada debido a una afortunada elección de la ubicación. No se descartan problemas en poblaciones cercanas, en el propio valle, que tienen terrenos de naturaleza análoga, si las zonas elegidas no reúnen las condiciones enumeradas.

#### REFERENCIAS

- S.G.O.P.U. - Informe 01/81 sobre el emplazamiento del cementerio municipal de Miranda de Ebro.
- S.G.O.P.U. - Informe 05/81 sobre el emplazamiento del vertedero municipal de Miranda de Ebro.
-



CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA  ACTAS DE LAS SESIONES	SESION <span style="border: 1px solid black; padding: 2px;">2</span>
Barcelona 19-23 octubre 1981		<span style="border: 1px solid black; padding: 2px;">263 269</span> páginas

**FACTORES CONDICIONANTES DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS POR VERTIDOS SOLIDOS URBANOS EN EL AREA METROPOLITANA DE MADRID**

Isabel Herráez Sánchez de las Matas

Departamento de Geología y Geoquímica. Universidad Au  
tónoma de Madrid.

Resumen. Se ha observado que los factores más importan  
tes que influyen en la propagación de la contaminación  
de las aguas subterráneas provocada por los vertidos  
de residuos sólidos urbanos de tres vertederos municipi  
pales de Madrid son: litología y permeabilidad de los  
materiales sobre los que se asienta el vertido, situa  
ción de éste respecto a la zona saturada y sistema lo  
cal de flujo, así como la composición química del agua  
subterránea.

**INTRODUCCION**

En esta comunicación se pone de relieve el gran interés que tiene,  
a la hora de ubicar un vertedero, el estudio de todo su contorno  
y en especial de las aguas subterráneas, a las cuales es preciso  
proteger. Con este fin se llevó a cabo el estudio de tres verte  
deros municipales de Madrid, bajo la dirección del Dr. Llamas y  
en colaboración con A.D.A.R.O., en el año 1.976 y que constituyó  
mi Tesis de Licenciatura en Ciencias Geológicas, HERRAEZ, I.  
(1.981).

**GENERALIDADES**

Los tres vertederos municipales estudiados pertenecen a Madrid.  
Uno estaba ya abandonado, el de Rejas; otro semiabandonado, el  
de Los Toriles y el tercero en funcionamiento, el de Autocampo,  
pero que dejó de utilizarse en 1.977 entrando a funcionar el ac  
tual vertedero de Valdemingómez (figura 1).

En la tabla 1 se resumen las características de los tres verte  
deros estudiados.

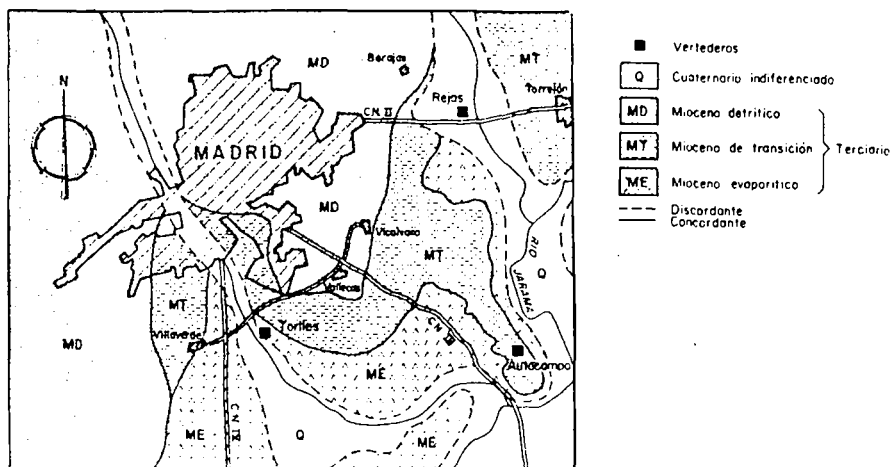


Figura 1. Situación geográfica y geológica de los vertederos.

TABLA 1. Características de los tres vertederos.

Características	Rejas	Toriles	Autocampo	
			Vertido I	Vertido II
Extensión vertido	12 ha	40 ha	12 ha	40 ha
Espesor	6 m	12 m	10 m	20 m
Volumen vertido	200 tm/día	400 tm/día	- - - -	2000tm/día
Método eliminación	Fabricación "compost" y recubrim. resid. con cascotes.		Relleno de vaguadas recubrim. y explan.	
Años de utilizac.	1965-1974	1962-actual	1967-1972	1972-1977
Situación en 1976	Servía de cementerio coches.	Fabricac. "compost" e incinerac.	Recubiert. sembrado	En plena utilizac.
Situación actual	Clausurado	Fábr. abonos	Sembrado	Sembrado

Los tres vertederos se pueden calificar de incontrolados pues no cumplían las condiciones de: Impermeabilización, drenes para recogida de lixiviados, zonas de aireación de gases, puntos de control, etc... que debe reunir un vertedero controlado. Cordero, L. (1975).

FACTORES QUE CONDICIONAN LA PROPAGACION DE LA CONTAMINACION

Los factores que van a condicionar la propagación de la contaminación son: tipo de vertido y vertedero, climatología, topografía, geología, hidrogeología e hidrogeoquímica del entorno del vertedero.

A continuación se pasan revista a estos factores en cada vertedero y se comparan.

- El tipo de vertido y vertedero es igual en los tres, por lo que no tiene mayor interés.
- La climatología también es común en los tres, pero debido a la geología, como luego veremos, se infiltran mayores volúmenes contaminados en las zonas más permeables. La temperatura media es de unos 14°C, las precipitaciones de 454 mm/año y la evapotranspiración de 360 mm/año.

En la tabla 2 se resumen los valores estimados de volúmenes infiltrados teniendo en cuenta el área de vertido y la permeabilidad del substrato.

TABLA 2. Volúmenes infiltrados en los vertederos y hacia los acuíferos.

<u>Volumen de agua</u>	<u>Rejas</u>	<u>Toriles</u>	<u>Autocampo</u>
Infiltrada en vertederos (35% de precipit.)	14.000 m <sup>3</sup> /año	63.000 m <sup>3</sup> /año	82.000 m <sup>3</sup> /año
Percola hacia acuíferos (80% de lo infiltrado) (HUGHES, LANDON y FARVOL DEN, 1977)	11.200 m <sup>3</sup> /año	50.400 m <sup>3</sup> /año	65.600 m <sup>3</sup> /año
Circula en el acuífero margas y yesos(m=3-4%) arenas y gravas(m=20%)	----- 2.240 m <sup>3</sup> /año	2.016 m <sup>3</sup> /año	2.624 m <sup>3</sup> /año

- Las condiciones topográficas se resumen así:

	<u>Rejas</u>	<u>Toriles</u>	<u>Autocampo I</u>	<u>Autoc. II</u>
Situación topográfica	Fondo valle	Fondo valle	Media ladera	Vaguadas
Cota topográfica	580	570	570	640

- La geología va a influir en cuanto a que sean materiales más o menos permeables y, por tanto, más o menos vulnerables a la contaminación. La Hidrogeología de la zona condiciona el movimiento del agua y, por tanto, el de la contaminación. En la tabla 3 se

exponen las características geológicas e hidrogeológicas.

TABLA 3. Características geológicas e hidrogeológicas de los vertederos.

<u>Característ. geológ. e hidrogeológicas</u>	<u>Rejas</u>	<u>Toriles</u>	<u>Autocampo I</u>	<u>Autocampo II</u>
Materiales	Detrit. (arenas y grava)	Químicos yesos y margas	Yesíferos	Margas calc.
Tipo formación y cronología	Terraza media Jarama. Cuaternario	Facies evaporítica Mioceno.		F. transic. Mioceno.
Permeabilidad	450 m/día	- - -	- - - -	- - - -
Porosidad eficaz	20%	3-4%	3-4%	
Transmisividad	540-1360 m <sup>2</sup> /día	100 m <sup>2</sup> /día		200 m <sup>2</sup> /día
Situación hidrogeo.	Descarga	Descarga	Media lad.	Recarga
Situación nivel freát. en vertido.	En contacto	En contacto	En contacto	A 40 m

En la figura 2 se presentan los tres vertederos y sus características.

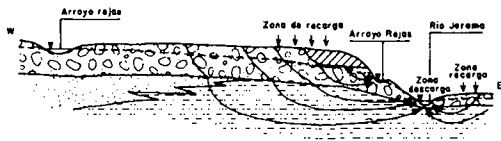
- La calidad del agua del acuífero va a influir en la atenuación o no de la contaminación. Es decir, si el agua del acuífero es de mala calidad la contaminación por los vertidos será menos visible que si es buena.

En la tabla 4 se comparan las características químicas de los acuíferos con los lixiviados de los tres vertederos, y se representan en la fig. 3.

TABLA 4. Composición química de las aguas de los acuíferos y de los lixiviados de los vertederos.

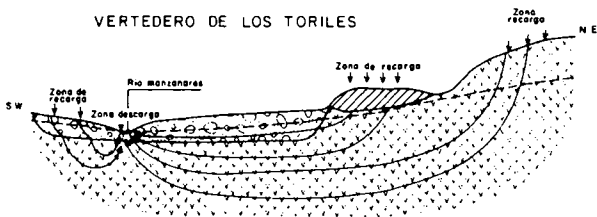
<u>Compos. química</u>	<u>Acuíf. cuat.</u>	<u>Lixiv. Rejas</u>	<u>Acuíf. M. evap.</u>	<u>Lixiv. Toril.</u>	<u>Acuíf. M. Trans.</u>	<u>Lixiv. Autocampo</u>
Cl <sup>-</sup>	136	64	42	390	28	220
SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	613	1.085	1.866	1.729	292	2.277
CO <sub>3</sub> H <sup>-</sup>	355	561	232	659	374	567
Na <sup>+</sup>	116	60	44	294	42	237
K <sup>+</sup>	11	9	6	278	2	167
Mg <sup>++</sup>	111	275	205	219	82	312
Ca <sup>++</sup>	158	136	550	400	93	513
TSD(mg/l 110°C)	855	1.430	2.216	1.900	573	4.309
DT(CO <sub>3</sub> Ca mg/l)	1.472	2.223	2.990	3.970	946	2.565
Cond. (μS/cm)	1.806	2.126	3.088	4.849	945	4.981
pH	7,3	7,5	7,1	7,1	7,2	6,7

### VERTEDERO DE REJAS



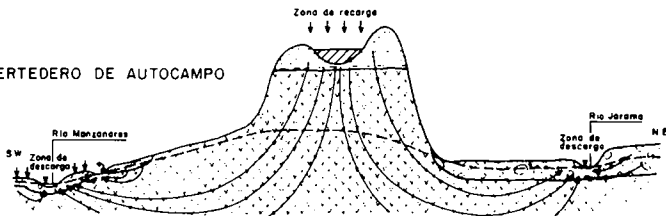
Topografía: Terraza media del rio Jereame  
 Cuenca de drenaje: Rio Jereame  
 Substrato rocoso: Materiales detríticos (gravas y arenas) de la terraza  
 Hidrogeología: Zona de descarga: Nivel de agua a 7 u 8 metros, se adapta a la topografía  
 Clasificación: Terrenos vulnerables por su gran permeabilidad

### VERTEDERO DE LOS TORILES



Topografía: Zona de fondo de valle  
 Cuenca de drenaje: Rio Manzanares  
 Substrato rocoso: Facies Evaporítica y en contacto con los materiales cuaternarios del cauce del cauce del Manzanares  
 Hidrogeología: Zona de descarga: Superficie saturada a pocos metros e en contacto con el vertido en las épocas lluviosas  
 Clasificación: Terrenos algo vulnerables debido a que los materiales yesíferos están Karatificados

### VERTEDERO DE AUTOCAMPO



Topografía: Cerros y vaguadas  
 Cuenca de drenaje: Rios Manzanares y Jereame  
 Substrato rocoso: Facies de Transición  
 Hidrogeología: Zona de recarga: Nivel de agua a varios metros de profundidad  
 Clasificación: Terrenos poco vulnerables por su impermeabilidad, aunque pueden presentar Karatificaciones

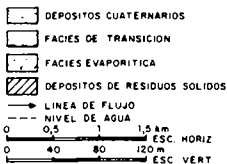


Fig. 2.- CARACTERISTICAS GEOLOGICAS E HIDROGEOLOGICAS DE LOS VERTEDEROS.

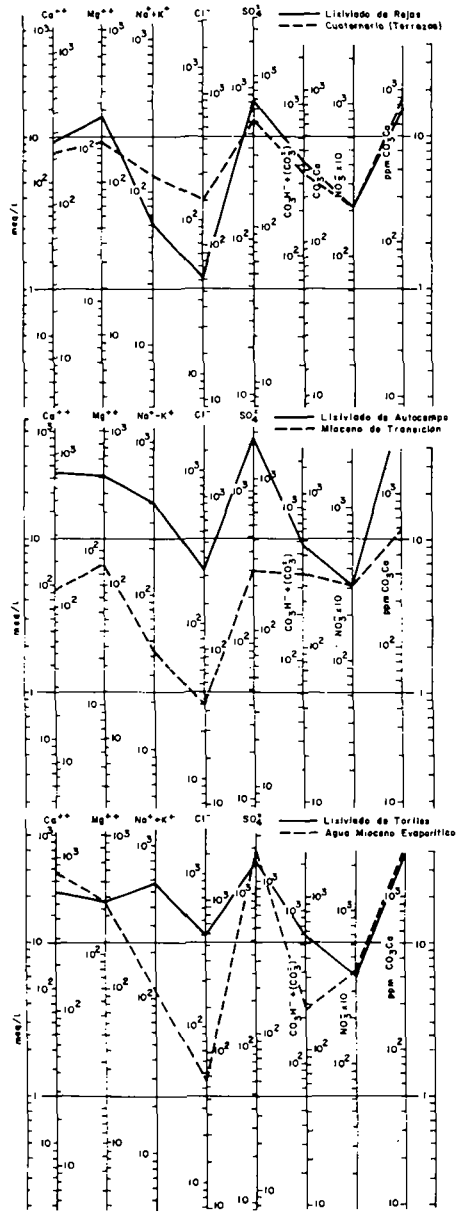


Fig. 3.- COMPARACION DE LA COMPOSICION QUIMICA DE LOS DIFERENTES ACUIFEROS Y LOS LIXIVIADOS.

## CONCLUSIONES

De lo expuesto se deduce que los lixiviados de los vertederos se asemejan a las aguas del acuífero Mioceno Evaporítico, aunque los valores en  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{CO}_3\text{H}^-$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$  son bastante más elevados en los primeros.

Esto nos indica que la incidencia en este acuífero es poco visible, sin embargo es de tener en cuenta en los acuíferos cuaternarios y en el Mioceno de Transición y, por tanto, a la hora de ubicación de un vertedero hay que considerar este factor y tenerlo en cuenta, aparte de la litología y la situación de la zona no saturada.

## REFERENCIAS

- Cordero, L. (1975) Un sistema de eliminación de residuos sólidos: el vertido controlado. 1º Congreso Ibero-Americano del Medio Ambiente.
- Herráez, I. (1981) Estudio preliminar de la incidencia de los vertidos de residuos sólidos urbanos en la contaminación de las aguas subterráneas en el Area Metropolitana de Madrid. 3º Congreso Ibero-Americano del Medio Ambiente. Santiago de Compostela. Junio 1981. Resumen de la Tesis de Licenciatura.
- Hughes, G.M., Landon, R.A. & Farvolden, R.N. (1977) Hydrogeology of Solid Waste Disposal in Northeastern Illinois. U.S. Environmental Protection Agency.





CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA  <b>ACTAS DE LAS SESIONES</b>	SESION <b>2</b>  271 275 páginas
Barcelona 19-23 octubre 1981		

## MAPAS DE ORIENTACION AL VERTIDO DE RESIDUOS SOLIDOS URBANOS

MARIA LORETO FERNANDEZ RUIZ. LDO. GEOLOGICAS.

DIRECCION DE AGUAS SUBTERRANEAS Y GEOTECNIA. IGME

El IGME ha emprendido el estudio de la vulnerabilidad de los mantos acuíferos frente a los agentes contaminantes vertidos en superficie con objeto de orientar a la selección de zonas de vertido.

El instrumento que se ha considerado más eficaz para representar de forma fácilmente comprensible, el peligro de contaminación de las aguas subterráneas a partir del vertido de residuos, ha sido el "Mapa de Orientación al Vertido", siendo su objetivo fundamental ofrecer una selección respecto a las zonas donde las aguas subterráneas corren peligro de contaminación y aquellas otras en las que los mantos acuíferos se encuentran mejor protegidos o no existen y en las cuales el desarrollo de actividades contaminantes y específicamente de residuos sólidos urbanos es menos peligroso.

### INTRODUCCION

El problema de la contaminación de las aguas subterráneas requiere, fundamentalmente soluciones de prevención, ya que una vez producida, su corrección aún eliminada su causa productora es difícil, pudiendo ser en ocasiones imposible.

Dado que una parte importante de las necesidades españolas de agua para uso doméstico son satisfechas con aguas subterráneas, se ha concedido, por parte del Instituto Geológico y Minero de España, un especial interés a la protección de éstas frente a la contaminación.

Entre los diversos mecanismos de contaminación de las aguas subterráneas figura la infiltración en los terrenos de los productos de lixiviación de los vertederos de residuos sólidos de origen urbano.

Al ubicarse los vertederos con frecuencia cerca de los núcleos de población, así como las captaciones de abastecimiento suelen encontrarse a distancias pequeñas de dichos núcleos, se da un claro caso de proximidad entre el foco de contaminación y la aplicación útil del agua. Se trata de un caso en que la prevención es fundamental, ya que los posibles problemas de contaminación pueden afectar a la salud de las poblaciones abastecidas.

A raíz de la Ley de desechos y residuos sólidos urbanos de 19 de Noviembre de 1.975 (B.O.E. del 21) que considera al IGME como organismo consultor en lo que respecta a los proyectos de vertederos ... "cuando las características del proyecto merezcan especial atención ante la posible contaminación de los recursos

del subsuelo", se ha emprendido por parte de este Organismo el estudio de la vulnerabilidad de los mantos acuíferos frente a los agentes contaminantes vertidos en superficie, con objeto de orientar la selección de zonas de vertido.

La manera que se ha considerado más eficaz, para representar de una manera sencilla y fácilmente comprensible, el distinto grado de vulnerabilidad de las aguas subterráneas, ha sido el mapa de orientación al vertido, que por otra parte representa un ejemplo de lo que las ciencias geológicas e hidrogeológicas pueden aportar al proceso de ordenación del territorio.

## LOS MAPAS DE ORIENTACION AL VERTIDO DE RESIDUOS SOLIDOS

### Objetivos y caracter del mapa

Los mapas de orientación al vertido de residuos sólidos van dirigidos, en principio, y de acuerdo con la Ley a las autoridades encargadas de la ordenación del territorio y medio ambiente, así como a las Comisiones Provinciales de Servicios Técnicos, y, a través de ellas, a las autoridades locales y provinciales siendo su objetivo fundamental, ofrecer una orientación respecto a las zonas donde las aguas subterráneas corren peligro de contaminación y aquellas otras en las que los mantos acuíferos se encuentran mejor protegidos, o no existen, y en las cuales el desarrollo de actividades contaminantes y específicamente el vertido de residuos urbanos es menos peligroso para este importante recurso subterráneo.

El mapa tiene un carácter orientativo y los criterios empleados en su preparación consideran exclusivamente la protección de la calidad de las aguas subterráneas, especialmente las destinadas al abastecimiento urbano.

La selección de un lugar determinado para establecer en él un vertedero, requiere el estudio de una serie de factores tales como topografía y volumen útil, distancias y accesos, material de recubrimiento, propiedad de los terrenos, dirección del viento, ecología y paisaje, contaminación de las aguas de superficie y subterráneas, etc; en el mapa que se presenta sólo se ha considerado este último aspecto y por lo tanto, el mapa ofrece información de uno solo de los factores mencionados.

El hecho de que el título del mapa se refiera al vertido de residuos sólidos, no quiere decir que su utilidad quede restringida a este aspecto. Puesto que en él se pone de manifiesto la vulnerabilidad de los mantos acuíferos subterráneos frente a la contaminación iniciada en la superficie del terreno, el mapa puede servir también para estimar los peligros de degradación de la calidad del agua subterránea a partir de actividades tales como el vertido de aguas fecales, pozos negros y fosas sépticas, etc. La eliminación de aguas residuales industriales mediante absorción por el terreno a partir de balsas, zanjas, pozos, etc. y el vertido de residuos sólidos industriales, requerirán en general un estudio específico de la composición de los residuos antes de determinar si el mapa puede utilizarse para orientar el vertido de tales residuos.

La selección definitiva del emplazamiento de un vertedero, necesitará un estudio de detalle, que determine con suficiente garantía la idoneidad del emplazamiento elegido, al ser la precisión del mapa función de la escala al que ha sido dibujado.

### Selección de áreas a cartografiar

La determinación de áreas en las que se van a elaborar los mapas se ha realiza-

do atendiendo a una serie de criterios bien definidos:

- Zonas donde las aguas subterráneas tienen importancia y se utilizan para abastecimiento doméstico y en las que los vertidos de residuos sólidos, debido a la vulnerabilidad de los acuíferos, puede afectar a la calidad.
- Localización, dentro de las zonas anteriormente descritas, de los núcleos más importantes de población o industriales como principales productores de residuos tanto sólidos como líquidos. Se seleccionan para cartografiar aquellas áreas en las que la zona de influencia de los núcleos protectores de residuos se superponen a áreas bajo las que existan aguas subterráneas utilizadas para abastecimiento o bien utilizables en el futuro.
- Los límites del mapa se prolongan hasta distancias razonables del núcleo urbano productor de residuos, pero en zonas donde es de prever una gestión mancomunada de residuos, se cubre toda la zona subdividiéndola en hojas parciales.

Este criterio de selección permite ahorrar esfuerzos y concentrar éstos en aquellos puntos donde realmente se van a presentar los posibles problemas. Este criterio permitiría controlar, si los mapas se utilizasen adecuadamente, prácticamente el cien por cien de los problemas de contaminación de aguas subterráneas - por vertidos de residuos sólidos urbanos de las grandes poblaciones situadas en las cuencas en estudio.

#### Composición general del mapa

Consta de un mapa principal, a escala 1:50.000, acompañado de cuatro mapas auxiliares a menor escala, siendo el objetivo de éstos el facilitar la comprensión de los criterios adoptados en el mapa principal.

En el mapa de orientación al vertido de residuos sólidos se delimitan tres zonas:

#### 1. Zonas vulnerables, desfavorables al vertido.

Son aquellas que presentan un elevado riesgo de contaminación de las aguas subterráneas utilizables, dada la vulnerabilidad del manto acuífero.

Se pueden considerar dentro de este grupo las siguientes:

- a) Areas ocupadas por afloramientos de formaciones permeables por fisuración o karstificación.
- b) Areas ocupadas por afloramientos de formaciones permeables por porosidad intergranular, en las que se asientan mantos acuíferos libres o semicautivos y en las que la zona no saturada no proporciona la suficiente protección frente a la contaminación, a pesar del poder autodepurador de estos materiales.
- c) Zonas de protección de captaciones para abastecimiento. En lo que se refiere a la forma y dimensiones de este perímetro deberá determinarse en función de las características del acuífero y del volumen extraído.

Estas zonas se dibujan sin atenerse a criterios geométricos rígidos, envolviendo varias captaciones dentro de una misma área de protección, e incluso considerando zonas desfavorables. Las áreas donde existe una concentración de pozos y sondeos de abastecimiento, en vez de considerar cada uno de ellos

individualmente.

En lo que respecta a los manantiales utilizados como abastecimiento, se ha considerado también un perímetro de protección, a partir de criterios semejantes a los anteriores.

## 2. Zonas que requieren estudios complementarios.

Son aquellas en las que, con los conocimientos actuales de sus propiedades, no es posible definir con la suficiente garantía el riesgo de contaminación.

Dentro de este grupo se pueden considerar las siguientes zonas:

- a) Areas ocupadas por materiales fisurados, con un recubrimiento que puede considerarse como protector de materiales impermeables o de permeabilidad relativamente baja.
- b) Areas ocupadas por materiales detríticos permeables en los que el espesor - no saturado parece insuficiente para ofrecer una cierta protección del manto acuífero.
- c) Zonas poco estudiadas, pero en las que en principio, es posible la ubicación de captaciones para abastecimiento.

## 3. Zonas favorables al vertido.

Son aquellas, que se van a recomendar como las más adecuadas para el vertido de residuos sólidos urbanos, desde el punto de vista de la contaminación de aguas subterráneas.

Se consideran dentro de este grupo:

- a) Afloramientos de zonas impermeables, bajo las que no existen mantos acuíferos utilizables, o de existir el espesor y compacidad sean tales que hagan imposible la infiltración de agua desde la superficie del terreno.
- b) Zonas bajo las cuales el agua subterránea se encuentra irreversiblemente - contaminada, con cantidades totales de sales a disolución superiores a 5000 mg/l, y en las que dado el esquema de circulación del acuífero y el empleo de agua del mismo no es de prever, en un plazo correspondiente al horizonte de planificación hídrico de la zona, que la calidad del agua subterránea se regenere a niveles inferiores a los 2000 mg/l de sales disueltas.

Los mapas auxiliares que acompañan al plano general son:

- Mapa hidrogeológico, en el que se incluye la piezometría.
- Mapa de situación y volumen de extracción de agua subterránea, de las principales captaciones para abastecimiento.
- Mapa de calidad química actual del agua subterránea.
- Mapa de profundidad hasta el agua.

A cada mapa de orientación al vertido acompaña una memoria explicativa, en la

que se explican los criterios seguidos en la delimitación de las diferentes zonas, haciéndose una breve descripción hidrogeológica del área y las recomendaciones pertinentes a la implantación de vertederos.

En la actualidad se están realizando mapas provinciales de orientación al vertido a escala 1:200.000, en los que se pretende dar una visión general de la problemática de las aguas subterráneas frente a la posible contaminación por vertidos de residuos sólidos urbanos.

Han sido publicados, hasta el momento presente, 40 hojas de orientación al vertido de residuos sólidos urbanos, correspondientes a las Cuencas, Alta del Júcar, Segura, Guadalquivir, Sur, Guadiana y a las Islas Baleares.

#### CONCLUSIONES

El mapa permitirá la selección a priori de aquellas áreas mejor protegidas, en las que las actividades potencialmente contaminantes no van a afectar directamente a la calidad de las aguas subterráneas utilizables, dando también una idea de las zonas en las que dichas acciones deben evitarse.

Es necesario, en cualquier caso, un estudio concreto y detallado del punto de vertido, para tener una seguridad completa de que las operaciones de vertido serían inócuas para las aguas subterráneas.



CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA  ACTAS DE LAS SESIONES	SESION <b>2</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981		277 279 páginas

UN CASO EXCEPCIONAL DE CONTAMINACION EN ZONAS KARSTICAS. GARRAF

ESTEVE PETIT LLONGUERES

ASOCIACION ESPAÑOLA DE ESPELEOLOGIA CIENTIFICA  
 Delegacion del C.S.I.C. - c/ Egipcias,15 - BARCELONA - ESPAÑA

RESUMEN

Esta comunicacion da una vision retrospectiva de los trabajos de exploracion efectuados en las surgencias submarinas del macizo de Garraf, hoy imposibilitados por la masiva contaminación derivada del vertedero de residuos urbanos.

Se citan otros casos de contaminación en las cavidades del macizo y se acompaña la exposicion con un filme inedito.

La explotacion de las aguas subálveas del macizo de Garraf (Barcelona), ha sido objeto de interés desde que la Compañía de Aguas de Begues, constituida a primeros de siglo, efectuó un conjunto de obras destinadas a captar las aguas de la principal surgencia litoral conocida: la Falconera.

El insuficiente desarrollo de la tecnología, por aquel entonces, no permitió que los esfuerzos desarrollados alcanzaran el fin propuesto. Se abandonaron pues todos los trabajos hasta que el tema de las aguas de Garraf volvió a cobrar interés debido al desarrollo de la exploracion subterranea en nuestro pais a partir de los años cincuenta.

Los trabajos efectuados por diversos estudiosos en Garraf ( Llopis, Monturiol ) y la utilización de las técnicas de buceo autonomo ( Ballester ) permitieron - dar un nuevo enfoque a la tarea emprendida por la Compañía de Aguas de Begues ya desaparecida. Este periodo culmina entre 1968 y 1974 ( Petit ) con una serie de observaciones y mediciones sistematicas dirigidas a conocer con detalle las características de la surgencia submarina de la Falconera. Parte de los estudios efectuados fueron soportados por el Servicio Geologico de Obras Publicas de Barcelona en el contexto del Estudio de Recursos Hidraulicos del Pirineo Oriental y desarrollados con la colaboración del Instituto de Investigaciones Pesqueras de Barcelona.

Un breve resumen de los resultados obtenidos puede sintetizarse partiendo en - primer lugar de las exploraciones efectuadas con equipos autónomos de buceo en las galerías sumergidas. Estas se desarrollan desde el nivel del mar y hasta una profundidad conocida de 40 m formando un conjunto de galerias de grandes dimensiones con una longitud explorada de mas de 400 m.

La morfología de los conductos responde a las características de las cavernas vadosas con fenómenos típicos de corrosión ( laminas, cuchillos ,alveolos ) que alternan de manera singular con las características propias de conductos en circulación libre ( cantos rodados, marmitas, superficies de erosion ).- - Tal simultaneidad de formas en un conducto hoy sumergido inducía a establecer la hipótesis de un nivel marino inferior al actual, necesario para la formación de la cavidad. Esta hipótesis pudo ser verificada merced al hallazgo de concreciones estalagmíticas muy corroidas en las galerías sumergidas a más de 30 m de profundidad, complementado posteriormente por la localización de restos - Neolíticos en una cavidad colgada a 20 m sobre el nivel del mar, próxima a la - Falconera y la existencia de playas fósiles que de un extremo a otro del litoral de Garraf ( Castelldefels - Sitges ) conservan los niveles.

Desde un punto de vista hidrológico, cabe decir que durante el periodo mencionado, se efectuaron casi 4000 mediciones de caudal y salinidad en épocas y circunstancias varias.

Los mínimos de caudal, medidos, fueron de 500 l/s y los máximos de casi 10.000 l/s, ambos medidos con la técnica de molinete.

Las salinidades correspondientes a estas mediciones deben considerarse partiendo del punto de muestreo.

Para 500 l/s la salinidad fue de 450 mg / l y el muestreo efectuado en las galerías a 30 mts de profundidad.

Para 10.000 l/s la salinidad fue de 120 mg / l y el muestreo efectuado en la línea de costa a nivel del mar con debil oleaje ya que no fue posible en estas condiciones de caudal penetrar en las galerías.

Las salinidades fueron siempre medidas con salinómetro de inducción

Estas cifras que representan dos límites en las variaciones de caudal y salinidad, deberán considerarse como históricas en cierto modo, ya que un nuevo fenómeno ha venido a superponerse a este campo de estudio imposibilitando por completo la continuidad de las exploraciones. Nos referimos al vertedero de la Vall de Joan situado en una de las zonas más karstificadas del macizo.

Al margen de nuestra personal opinión sobre la ubicación de un vertedero en una zona karstica y la dudosa eficacia de una costosa obra de impermeabilización de la cubeta natural que constituye el fondo del mismo , podemos correlacionar fácilmente el vertido de unas 1.500 Tm de residuos urbanos con la aparición de señales inequívocas de contaminación por sulfuros ( entre otras ) aproximadamente unos 4 meses más tarde de haberse inaugurado el vertedero.

Este hecho constituye un caso insólito de contaminación que podría bien situarse entre los paradigmas de la contaminación mundial y pone en evidencia los mejores propósitos de los políticos y técnicos responsabilizados en la solución de los problemas de abastecimiento en zonas donde la escasez de agua es dramática.

Ya que esta comunicación tiene un fondo anecdótico no sugeriremos críticas ni soluciones al problema. Sin embargo no renunciaremos a un cierto sentido de la ironía mencionando que el agua corriente en Sitges ( p.e. ) contiene actualmente más de 2 g / l de ClNa y esta salinidad va en aumento si el ritmo de la extracción en la cubeta de St Pere de Ribes sigue las pautas de la demanda.

Por otra parte el ámbito de la contaminación provocada por el vertedero no solo se ha extendido a otros acuíferos del macizo sino que ha alcanzado las cavidades penetrables del mismo en la zona adyacente al vertedero. Tal contaminación , en este caso por hidrocarburos ligeros ( CH<sub>4</sub> ) ha sido ya causa de un accidente mortal por explosión en una sima del Fons de les Tarradelles, lo que evidencia



un intercambio gaseoso a través del sistema de fisuras del macizo.

#### CONCLUSION

El vertedero de Garraf esta en el origen de un proceso de contaminación que alcanza las dimensiones de un fenómeno multivariado. La imposibilidad de corregir los efectos a corto plazo debería, según nuestro criterio, obligar a científicos de la naturaleza y técnicos a estudiar más de cerca el impacto ambiental a diferentes niveles de observación de los productos derivados de la degradación de los vertidos.

Al tratarse de una zona kárstica, mucha atención debería prestarse a los intercambios aéreos que pueden justificar una verdadera invasión de metano en las zonas profundas de las simas de ciertas áreas del macizo.

El estudio de la evolución de las poblaciones hipogeas puede ser tal vez un indicador de la contaminación en un doble sentido; nutriente o destructor de -- las mismas.

Finalmente y al tratarse de una zona de la que podrían obtenerse aún determinados recursos hídricos, sería recomendable una revisión de los planes de utilización del vertedero así como un estudio de las eventuales soluciones que minimicen su negativo impacto ambiental.

-----



CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA  ACTAS DE LAS SESIONES	SESION <b>2</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981		281 288 páginas

CONTAMINACION DE AGUAS SUBTERRANEAS POR RESIDUOS DE POBLACION. EL PROBLEMA DE LOS VERTEDEROS DE BASURA.

Resumen y conclusiones de la mesa redonda

Preparadas por Segismundo Niñerola, Geólogo C.G.S., con la colaboración de Alfredo Iglesias, Ingeniero de Minas, Instituto Geológico y Minero de España.

Relación de personas que han intervenido

Por orden de su primera intervención:

- Iglesias, Alfredo. IGME
- Ferrando, Juan Antonio. ENADIMSA
- López Vera, Fernando. Universidad Autónoma de Madrid
- Custodio, Emilio. CIH/CAPO
- Dichtl, Luis. ENADIMSA
- López-Camacho, Bernardo. SGOPU
- Miralles, José. SGAB
- Llamas, Ramón. Universidad Autónoma de Madrid.
- Solé, Jaime. Diputación Foral de Navarra
- Benavente, José. Universidad de Granada
- Olivares, Juan. C.G.S. , S.A.
- Alom , Alexandre
- Corominas, Jordi. E.T.S. de Ing. de Caminos. Barcelona.
- Niñerola, Segismundo. C.G.S., S.A.
- Otamendi, Alberto. Diputación Foral de Navarra

Resumen

Se propone estructurar la discusión, por el presidente de la mesa, Sr. Iglesias, en los siguientes temas:

- Composición del lixiviado.
- Contaminación de las aguas subterráneas por vertidos sólidos urbanos.
- Instalación de vertederos. Recomendaciones.
- Contaminación de las aguas subterráneas por vertidos de aguas residuales urbanas.

## COMPOSICION DEL LIXIVIADO

La composición de los lixiviados depende de diversos factores entre los que se citan como más importantes las condiciones climático-hidrológicas ambientales y del entorno del vertedero, de los productos que contenga el vertido y de la manera que éste se realice.

Se comenta también que la composición del lixiviado, en un mismo vertedero, es variable, no solo por los factores anteriores, sino como consecuencia de su propia evolución con el tiempo.

Al discutir el tema se constata que en España se han realizado muy pocos análisis de lixiviados. Fiel reflejo de lo cual es la ausencia de datos en las comunicaciones presentadas a las Jornadas.

En la Ponencia General se dan algunos, procedentes de los Estados Unidos y de vertederos españoles. Al comentarlos se pone de manifiesto que en España los lixiviados tienen más materia orgánica que en los Estados Unidos.

Se aportan también algunos resultados de análisis realizados de los lixiviados de los vertederos de Garraf (valores del orden de 130000 mg/l de DQO, 80000 mg/l de residuo seco, 4000 mg/l de cloruro y 2500 mg/l de amoníaco) y de Badalona (del orden de 2000 mg/l de DQO y 3500 mg/l de amoníaco). En el primer vertedero se informa de que se han encontrado ácidos hidrolizables capaces de actuar como alcalis.

En cuanto a los volúmenes de lixiviados que genera un vertedero se comenta que suelen ser pequeños, así se cita que en Garraf varía entre 2 y 4 l/sg, de los cuales 2-3 l/sg provendrían de las propias basuras y 1 l/sg de la infiltración de la lluvia precipitada sobre el mismo vertedero.

Se considera que a pesar de estos escasos volúmenes, los lixiviados tienen un potencial contaminante sobre las aguas subterráneas.

Esta constatación obliga a plantear la necesidad de conocer y controlar los vertederos y los efectos que los lixiviados pueden producir sobre éstas.

En este sentido, teniendo en cuenta lo dicho anteriormente sobre la evolución con el tiempo de la composición de los lixiviados cabe plantearse una pregunta fundamental, ¿Cuanto tiempo después de haberse abandonado un vertedero mantienen los lixiviados poder contaminante?. La necesidad de responder a esta pregunta, obliga a que los controles que se establezcan se mantengan incluso después del abandono del vertedero, todo el tiempo que haga falta

hasa que exista la evidencia de que esta posible incidencia no se produzca.

Sin embargo, se constata la falta de experiencia que en España existe sobre estos temas. Experiencia que se considera necesario adquirir desarrollando la investigación de casos concretos.

También, en este sentido, se estima que se nota la ausencia de una normativa específica que debería dictarse por la Administración.

Por último, se indica el interés que tiene el aprovechamiento de las basuras por cuanto supondría el eliminar total o parcialmente la fuente potencial de contaminación.

#### CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS POR VERTIDOS SOLIDOS URBANOS.

La eliminación de los productos residuales sólidos sin que puedan producir contaminación de aguas subterráneas se puede realizar mediante hornos crematorios, vertederos controlados, etc.

Estos últimos, se estima que pueden ser una solución apropiada a la vez que relativamente económicos siempre que estén realizados correctamente, el emplazamiento sea adecuado y se realice el tratamiento de sus lixiviados.

La eliminación de estos últimos son el gran problema de los vertederos controlados desde el punto de vista de contaminación de las aguas subterráneas. Los lixiviados se suelen recoger mediante drenes y, en casos, almacenados y transportados con cisternas para ser tratados junto con las aguas residuales urbanas. Este procedimiento es caro pero posiblemente sea el que mejor resuelva el problema actualmente. Desgraciadamente en casos el lixiviado se elimina total o parcialmente mediante vertidos a regatas, infiltración directa en el terreno, etc. con el peligro que ello conlleva tanto para las aguas superficiales como para las subterráneas.

Sin embargo se constata que en España existen pocos vertederos controlados, ya que solamente alguna de nuestras ciudades elimina las basuras por este procedimiento.

Otras muchas, entre las que se incluyen la mayor parte de nuestros pueblos y algunas de las grandes, amontonan las basuras sin ningún control. En la elección del lugar se han seguido -- criterios que no han tenido en cuenta la incidencia del vertedero en las aguas y en especial en las subterráneas. Así se utilizan canteras abandonadas, en karst y en aluviales algunas, regatas secas, acantilados, etc. produciéndose arrastres incluso de basura cuando llueve, contaminación de las aguas superficiales y a su través de las aguas subterráneas y contaminaciones de éstas por infil-

tración directa de los lixiviados.

Se cuenta la anécdota de una manantial contaminado por un vertedero de basuras con el cartel de "Agua Potable".

Además de los vertidos de productos residuales de las poblaciones se citan como problemas la eliminación de animales -- muertos procedentes de granjas o productos de deshecho de mataderos, los cuales son vertidos sin control, en casos sobre karst, y se conocen casos que han producido contaminaciones en importantes acuíferos.

No se conoce cual puede ser la incidencia general de los vertederos de residuos sólidos urbanos sobre las aguas subterráneas, aunque si se conocen en cambio casos locales en que la contaminación ha tenido efectos negativos sobre la utilización de las aguas subterráneas. En consecuencia se deben realizar investigaciones en el sentido de por un lado conocer a escala nacional la magnitud del problema, investigando y estudiando focos contaminantes significativos, etc., y por otro estudiar casos concretos que permitan valorar los efectos de la contaminación sobre acuíferos determinados y de distintos tipos, su evolución con el tiempo y muy especialmente su persistencia después que el vertedero haya sido clausurado.

#### INSTALACION DE VERTEDEROS. RECOMENDACIONES

El potencial contaminante de los vertidos de residuos sólidos urbanos, depende no solo de los factores inherentes a su composición, de la manera de verter, etc. tal como se ha dicho antes, sino también de otros, geológicos, hidrogeológicos, hidrológicos e incluso topográficos, propios del punto de vertido y de su entorno.

En consecuencia, la elección del lugar donde se van a producir los vertidos, es decir, donde se va a instalar el vertedero, es muy importante.

Desde el punto de vista de las aguas subterráneas un buen emplazamiento es aquel en que los lixiviados no pueden incorporarse, tal cual son en origen, a los acuíferos y en consecuencia contaminar sus aguas. Esto no quiere decir que los emplazamientos deban ser siempre impermeables ya que estos, en muchos casos, pueden no ser los más recomendables especialmente desde el punto de vista económico, sino que puede ser admisible e incluso, en muchos casos, conveniente que tengan una cierta, aunque pequeña, permeabilidad.

Lo que sí parece claro es que la topografía de un emplazamiento debe ser tal que los lixiviados no deben acumularse si

no que deben circular, recogerse y tratarse.

En cualquier caso, cuando sea posible que la instalación de un vertedero pueda producir una contaminación en las aguas subterráneas, especialmente a acuíferos interesantes, se deben establecer controles utilizando como parámetros indicadores a los mismos componentes del lixiviado. En este sentido el DBO, DQO, CO<sub>2</sub>, pH, O<sub>2</sub>, además de otros específicos de cada caso, pueden ser indicativos. Sin embargo, en el tema de los "indicadores" de contaminación puede haber un reto a los investigadores ya que es un tema todavía no muy desarrollado.

En estos aspectos puede ser útil el consultar la siguiente bibliografía:

Ground Water Monitoring, General Electric  
Sanitary Land Fields  
Reglamento de la EPA

También se comenta la existencia y funcionamiento a plena satisfacción, desde el punto de vista de las aguas subterráneas, de vertederos controlados, en emplazamientos adecuados, aunque sobre alguno de ellos haya divergencias. Se insiste en que aún a pesar de los pequeños volúmenes de lixiviados que generan, éstos tienen un alto poder contaminante. Sin embargo el problema puede plantearse cuando éstos se vierten a ríos, al mar, a balsas, etc. o se dejan infiltrar sin ningún tipo de tratamiento ni control, y esto es posible por falta de una política apropiada de la Administración y probablemente por la desconexión entre los organismos que entienden en el tema.

Por último, se insiste en que aún considerando que el tema de los vertidos de residuos sólidos urbanos es importante, desde el punto de vista de la contaminación de aguas subterráneas, tienen mucha mayor incidencia sobre la calidad de las mismas los vertidos de aguas residuales.

#### CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS POR VERTIDOS DE AGUAS RESIDUALES URBANAS

En las comunicaciones presentadas no se dan datos sobre la composición de las aguas residuales urbanas aunque ésta sea más conocida que la de los lixiviados con los que presentan algunas características similares.

Su volumen se estima como muy grande, aunque no se dan cifras globales. Se comenta que en los Estados Unidos consideran que es una importante fuente de recarga de los acuíferos.

Este tipo de residuos tiene un alto poder contaminante y ello es debido tanto por su composición como por los grandes volúmenes que se generan. Sin embargo, este potencial de contaminación

pendirá, como en el caso de los lixiviados, no solo de estos factores sino también de las condiciones geológico-hidro~~l~~ógicas, topográficas del punto de vertido y de la manera que éste se realice.

En España, desgraciadamente, existen numerosos ejemplos de contaminación de aguas subterráneas por vertidos de aguas residuales urbanas. Se citan como causantes a pozos negros, fosas sépticas, fugas de redes de saneamiento, fugas en colectores, vertidos de colectores sobre acuíferos, directamente o en cauces secos, vertidos a aguas superficiales que contaminan a su vez acuíferos, etc. La importancia del problema se pone de manifiesto si se tienen en cuenta la práctica ausencia de depuración de las aguas residuales antes de verterlas y los perjuicios sanitarios, sociales y económicos que acarrearán y de los que se citan ejemplos concretos.

Las enfermedades hídricas o los problemas sanitarios producidos son muchas veces las primeras manifestaciones que se perciben de la contaminación de las aguas subterráneas, mientras que, en otras ocasiones es el progresivo empeoramiento de su calidad lo que saca a la luz el problema.

Otro aspecto importante en relación con la contaminación de las aguas subterráneas es el poder de autodepuración del terreno aunque el tema es muy complejo y depende de muchos factores.

Se estima que el agua residual es depurada biológicamente por un acuífero después de una permanencia en el mismo de un tiempo comprendido entre 60 y 90 días. Sin embargo quedan otras sustancias potencialmente muy nocivas cuya evolución no es perfectamente conocida y que su permanencia en el acuífero puede ser muy larga, incluso indefinida, como los productos cancerígenos, los metales pesados que los nuevos productos domésticos pueden movilizar, las sustancias, desconocidas, que puedan producirse en las reacciones entre éstos, etc.

Otras variables a tener muy en cuenta, y que con lo dicho anteriormente conforman la problemática de la contaminación de las aguas subterráneas son las velocidades de circulación de los contaminantes y su posible dilución, las cuales dependerán del tipo de acuífero, de sus características, del volumen de agua que contenga, del de contaminantes, de la naturaleza de éstos, etc.

La protección de las captaciones de agua subterránea mediante perímetros de protección solo será efectiva si tiene en cuenta las particularidades del acuífero y de los posibles contaminantes. La extrapolación de estas áreas de unas zonas a otras solo pueden hacerse dentro del mismo acuífero, si éste es perfectamente conocido y definiéndolas con amplios márgenes de seguridad.



En cualquier caso, se deben plantear rigurosos controles de la contaminación de los acuíferos cuando se sospeche que ésta pueda existir y ello no para poder descontaminarlos, lo cual en muchos casos escapa al poder humano y puede ser un proceso de muy larga duración o incluso irreversible, sino para evitar que se produzcan daños por su explotación incontrolada.

Lo que debe quedar claro es que en materia de protección de las aguas subterráneas frente a la contaminación la actuación verdaderamente eficaz es evitar que ésta se produzca. En este sentido, la actuación preventiva sería la correcta y sería deseable que la Administración se concienciara en el tema y dictara, --cumpliera y obligara a cumplir una normativa concreta en este sentido.

El tema de la contaminación de las aguas subterráneas por vertidos de aguas residuales urbanas se considera muy importante por las repercusiones sanitarias, sociales y económicas que puede tener. Se informa, que en el seno de la AIH hay un Grupo de Trabajo ocupándose del mismo.

#### CONCLUSIONES

1.- Los vertidos de los productos residuales urbanos, tanto sólidos como líquidos son una importante fuente, potencial, de contaminación de las aguas subterráneas. Esta cuando se produce puede tener importantes repercusiones sanitarias, sociales y económicas.

2.- No existen, a escala nacional, datos fidedignos sobre la problemática general de la contaminación de aguas subterráneas por -- vertidos de residuos urbanos, por lo que es necesario realizar un inventario de los posibles focos contaminantes de mayor entidad y estudiar casos y situaciones concretas y diferentes, que permitan conocer los efectos de la contaminación sobre distintos tipos de acuíferos, su evolución, su persistencia y como conclusión, evaluar la magnitud del problema.

En este sentido, se considera que los vertidos de aguas residuales pueden tener mayor incidencia sobre las aguas subterráneas por lo que es necesario priorizar sus estudios.

3.- La contaminación que los vertidos puedan producir en las aguas subterráneas es función de factores varios y complejos propios de los residuos, del cuerpo social que los genera y de su medio físico, de su volumen, de la manera que se produzca el vertido y de otros geológicos, hidrogeológicos, climáticos, hidrológicos, topográficos, etc. específicos del punto en que se produzca éste.

Todos estos factores deben tenerse en cuenta, para evitar que la eliminación de los productos residuales produzcan daños

en las aguas subterráneas y en general en el medio ecológico, y para ello deben realizarse estudios previos que contemplándolos, muy especialmente las condiciones en las que se produzca el vertido y las del terreno en que se realice, conduzcan a la realización de proyectos adecuados a cada caso.

4.- Por último, teniendo en cuenta las características que presenta la contaminación de las aguas subterráneas, concretamente que ésta puede ser irreversible o el largo tiempo que debe transcurrir para que se produzca la descontaminación se concluye que las acciones a acometer en este campo deben ser preventivas. En este sentido se considera que la Administración debe dictar una normativa específica tendente a evitar que la contaminación se produzca.

CIHS / AIH-E  Barcelona 19-23 octubre 1981	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA  ACTAS DE LAS SESIONES	SESION <b>3</b>  <input type="text"/> páginas
--	--	--

Sesión 3.- CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS POR ACTIVIDADES INDUSTRIALES.

Ponencia General.

Vilaró, F. Contaminación de las aguas subterráneas por actividades industriales. El problema de los residuos industriales.

Ponencias.

Candela, L., Custodio, E., Fernández-Rubio, R. Contaminación por boro en un área del sector occidental del delta del Llobregat.

Custodio, E. Algunos aspectos de las contaminaciones crónicas de las aguas subterráneas en el entorno de Barcelona.

Guardiola, J. La contaminación de las aguas subterráneas en el entorno de Barcelona.

Matia, L., Viñals, E. Las aguas subterráneas que abastecen a Lloret de Mar.

Notas Técnicas.

Valdés, L., Puiggarí, L.M. Contaminación por cromo en el pozo de Inespo en Polinyà (Barcelona).

Sahuquillo, A. Vertidos de aguas residuales procedentes de la industria cerámica en el acuífero de la Plana de Castellón.

Godé, L. Contaminación por cianuros en Alella (Barcelona).

Caixeta, J.B., Fernandes Filho, J. Contaminación en La Pineda (Vila-Seca).

González-Nicolás, J. Contenido en "metales pesados" y "nutrientes" en muestras de aguas subterráneas extraídas en pozos de la región de Castellón de la Plana.

Resumen de la mesa redonda de la sesión: J. Cantó Janer.



CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA	SESION <b>3</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981	<b>ACTAS DE LAS SESIONES</b>	291 330 páginas

CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS  
EN ESPAÑA POR ACTIVIDADES INDUSTRIALES. EL PROBLEMA DE  
LOS RESIDUOS INDUSTRIALES.

Francisco Vilaró Rigol.

Dr. Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos.  
Consortio de Abastecimientos de Agua del Río Llobregat,  
S.A.

El objetivo de la ponencia ha sido reflejar los aspectos generales de la contaminación de origen industrial que sufren las aguas subterráneas, dando una idea de la situación en España y en especial dentro de Cataluña donde el problema resulta más vivo y de solución más urgente.

Después de un análisis de los aspectos generales de la contaminación de las aguas subterráneas se describen las distintas situaciones que han dado origen a los casos más conocidos, que se concretan en: a) vertederos superficiales, b) vertidos líquidos a cauces y canales, c) fugas en depósitos y conducciones, d) vertederos enterrados, e) infiltración en pozos de líquidos contaminantes.

Se aporta un conjunto de fichas que describen someramente los casos conocidos de contaminación de acuíferos por efecto de contaminantes industriales y se concluye proponiendo normas y formas de actuación para evitar el problema.

## A.- ASPECTOS BASICOS.

### 1.- Introducción.

En 1.980, el grupo empresarial catalán de abastecedores de agua - LEMA, llevó a cabo una encuesta entre sus asociados y otros abastecimientos a población en Cataluña, con un total de 55 municipios que representaban más de 4 millones de habitantes abastecidos.

Una parte de la encuesta versaba sobre la calidad de los recursos disponibles para abastecimiento. El resultado fué que solamente - el 12,8 % de los recursos utilizados estaban sin contaminación en origen.

En cuanto a aguas subterráneas que representaban el 22,9 de los - recursos utilizados totales y que se las considera tradicionalmente puras, presentaban algún tipo de contaminación más de 55 %. -- Esta contaminación consistía especialmente en salinidad, materia orgánica, y contaminación biológica. Su procedencia se atribuía - en un 60 % a origen industrial.

La encuesta pone de manifiesto algo que muy pocos años atrás se - consideraba raro y que hoy como veremos y de un modo especial en Cataluña, es un hecho repetido constantemente y que pone en un -- serio peligro, no sólo la continuidad de muchos abastecimientos a poblaciones importantes, sino también, las fuentes de recursos hídricos cuya escasez es bien conocida.

El objetivo de esta ponencia será, pués, reflejar los aspectos ge - nerales de la contaminación de origen industrial que sufren las - aguas subterráneas, dar una idea de la situación del problema en España y en especial en el área catalana donde según se deduce -- del número de casos conocidos, el problema necesita una solución más urgente, y finalmente apuntar las directrices básicas de apli - cación que puedan conducir a la solución del problema.

Es importante y justo en este punto, agradecer la colaboración e información presentada por los técnicos que trabajan en este campo y cuya labor sirve de base para las mejoras que podamos lograr.

### 2.- Aspectos Generales.

Es evidente que la contaminación de las aguas subterráneas es un peligro oculto y de efecto retardado, por ello mucho más difícil de detectar que la contaminación de las aguas fluyentes y también más difícil de evitar y de corregir.

En general se puede decir que cuando aparece la contaminación en un pozo, el agente contaminante puede estar lejos en el espacio y en el tiempo, e incluso puede que haya desaparecido. Sin embargo, sus consecuencias pueden hacerse sentir durante mucho tiempo, e incluso ser irreversibles.

Si comparamos, como tradicionalmente se suele hacer con las aguas superficiales, deberíamos comparar con las aguas de un lago o un embalse donde también la contaminación por un vertido puede tardar

en aparecer, pero cuando ello sucede, la gran masa de agua contaminada y la cantidad del propio agente contaminante almacenado, -- hacen que el problema resulte, a veces, irreversible ya que el proceso de recuperación requiere no sólo desalojar el agua contaminada sino también el agente contaminante. Si esto es difícil de hacer en un lago o embalse, más complejo resulta en un embalse subterráneo, que se caracteriza por la lentitud de su reacción, tanto en la penetración como en desalojar el agua contaminada y en lavar el propio acuífero de residuos contaminantes.

Otro aspecto básico, que hay que tener en cuenta al considerar la contaminación de los embalses subterráneos, es el que se deriva de la legislación española que data de 1.679.

Según la ley vigente, las aguas subterráneas son en líneas generales, privadas, mientras las aguas superficiales son públicas. Así, mientras las segundas cuentan con la protección y vigilancia de la Administración de Estado, las otras sólo cuentan con la defensa -- que puedan ejercer los propios interesados. Es frecuente el caso de industrias que para evitar vertidos en cauces públicos que son vigilados y defendidos mediante sanciones, vierten en pozos de inyección, sin control alguno y con peligro más grave.

Finalmente, mientras los embalses superficiales se construyen y explotan bajo unas normas y criterios técnicos, por organismos y juntas de explotación creadas por la Administración para un mejor rendimiento de los recursos hidráulicos regulados, el embalse subterráneo se explota generalmente de manera inconexa y arbitraria, -- por unos usuarios desconocedores del propio medio que están utilizando, de su continuidad física y convencidos de la propiedad absoluta de unos recursos hidráulicos que les otorga la ley, pero que les puede negar la propia naturaleza por efecto de la sobreexplotación y de la contaminación, es decir, del mal uso, como veremos en muchos ejemplos.

Finalmente, una deducción inicial que puede servir de base a las soluciones que se apunten: evitar la contaminación es mucho más fácil y barato que regenerar un acuífero.

### 3.- Origen y formas de contaminación por actividades industriales.

Los casos conocidos de contaminación de origen industrial, permiten clasificarlos por su origen de la siguiente manera:

a) Vertederos superficiales. Los residuos industriales sólidos o líquidos, son transportados a vertederos por los mismos industriales o por pequeños transportistas que se encargan de eliminar, de esta forma, unos residuos sin, incluso, conocer su posible peligrosidad.

La instalación de vertederos inadecuados junto a acuíferos superficiales, hace que la disolución y transporte de materias contaminantes por la lluvia de lugar a infiltración de aguas fuertemente contaminadas.

b) Vertidos de líquidos a cauces y canales. Los vertidos de aguas residuales industriales a cauces, especialmente en los casos en --

que por tratarse a corrientes no permanentes, no diluyen el afluente recibido, puede dar lugar a infiltración en terrenos aluviales y grietas contaminando acuíferos poco protegidos en superficie.

c) Fugas en depósitos y conducciones. Estos casos se producen por pérdidas en conducciones y depósitos enterrados, cuyas fugas, que lógicamente se detectan mal y tarde, pueden producir graves problemas en los acuíferos.

Por este procedimiento han tenido lugar las principales contaminaciones por hidrocarburos.

d) Vertederos enterrados. Cuando el vertido de residuos se produce de forma subterránea, al peligro de contaminación por lavado de las aguas de lluvia hay que añadir el que provoca una elevación del nivel piezométrico inundando los materiales depositados y disolviendo los contaminantes solubles que rellenan los hoyos.

Más grave es el problema cuando los rellenos son hechos clandestinamente en hoyos inadecuados, como es el caso frecuente en el área de Barcelona, donde gran cantidad de extracción de gravas y arenas han sido utilizadas como vertedero.

e) Infiltración en pozos de líquidos contaminantes. Finalmente, es te es el caso de la infiltración como medio de eliminación de aguas residuales y líquidos industriales, en acuíferos que tienen valor como recursos hidráulicos.

Finalmente, es fácil resumir los principales agentes contaminantes encontrados en las aguas subterráneas, en relación con los casos que han sido aportados.

En primer lugar, destacaremos por su carácter tóxico, los cianuros y el cromo hexavalente, también es frecuente el caso de salinización por vertidos salinos, y la contaminación con origen en tintes y colorantes, el caso de hidrocarburos es especialmente grave puesto que muy pequeñas concentraciones obligan a parar un abastecimiento ya que el olor y el sabor que comunican al agua resultan repelentes, casos de hierro y manganeso se han producido como resultado de contaminación por materia orgánica soluble, el boro es un caso muy particular y finalmente disolventes y detergentes son elementos frecuentes en la contaminación de origen industrial.

#### 4.- Autodefensa del acuífero ante la contaminación de tipo industrial.

Si bien el acuífero posee unos mecanismos de defensa y autodepuración igual que las aguas superficiales, estos mecanismos son menos eficaces en general para los contaminantes de origen industrial.

Los procesos de autodepuración los podemos resumir así:

Filtración a través de los intersticios del terreno, obliga a que el proceso de contaminación desde el exterior sea lento, ya que la permeabilidad vertical suele ser pequeña y elimina la materia en suspensión.



Dispersión hidrodinámica y difusión. Tiende a diluir en agente -- contaminante.

Oxidación - reducción. Por el proceso de oxidación que se desarrolla principalmente en la zona no saturada del filtro, se digiere materia orgánica y nitrogenoides. Cuando el oxígeno es escaso puede reducirse la materia orgánica por medios anaerobios, resultando entonces la aparición de anhídrido carbónico, metano y sulfhídrico, con precipitación en ciertos casos de azufre.

Absorción y adsorción, fenómenos en cuyo grupo puede incluirse el intercambio iónico.

Precipitación por formación de compuestos insolubles que quedan -- incorporados al terreno.

Dentro de los posibles agentes contaminantes de origen industrial es interesante analizar el comportamiento de metales pesados.

En medios oxidantes el Fe, Mn y Cr, se separan por formación de -- óxidos indisolubles, pero no así los metales bivalentes que permanecen en disolución (Zn, Cu, Ni), salvo que exista suficiente ión -- carbonato para precipitarlos de forma muy insoluble (pH alto).

En medio notablemente oxidante, el  $Cr^3$  insoluble puede pasar a --  $CrO_4^{2-}$  soluble y muy tóxico, cuya reducción viene frenada al no -- ser posibles las acciones bacterianas. El arsénico del suelo aireado está en forma muy insoluble, pero si el medio se vuelve anaerobio puede formarse un poco de  $As^3$  algo soluble (Custodio 1972).

Es posible que elevadas concentraciones de metales pesados puedan inhibir acciones bacterianas de descontaminación y ello puede ser especialmente cierto para Mercurio y Bromo.

Los cianuros sufren una cierta biodegradación lenta en terrenos -- no saturados para pasar a amonio y  $CO_2$ , ahora bien, una vez en el acuífero los procesos destructores son prácticamente inexistentes. En condiciones favorables un vertido en terreno de 100 ppm de CN- puede llegar al acuífero totalmente depurado.

Otro problema es el que presentan los contaminantes orgánicos y -- como más importantes los derivados del petróleo y los detergentes.

Los derivados del petróleo dan lugar a olor y sabor repelentes -- aún en pequeñísimas concentraciones, a veces imperceptibles analíticamente si no es con equipos muy sofisticados.

En general son contaminantes no miscibles con el agua, que cuando descenden al nivel freático se extienden flotando sobre el agua. Ello favorece la recogida mediante pozos que penetran solo la parte contaminada del acuífero. La concentración del líquido contaminante se logra creando un depresión hidrodinámica, por bombeo en la parte profunda del acuífero, logrando así que el cono se rellene con el hidrocarburo flotante, facilitando con ello su extracción. Muchas veces desprenden gases que se concentran en la parte no saturada del acuífero y que es preciso eliminar por ventila-

ción.

### 5.- Situación en España.

La difusión de la información técnica y científica en España es -- relativamente limitada en comparación con los países más avanzados y ello se acusa de forma mucho más notable cuando se trata de -- aguas subterráneas cuyo estudio y divulgación de experiencias está mucho más abandonado que los temas de hidrología superficial.

Llamas y Custodio (1980) recogen un párrafo del Informe General de CIHA en 1976, que sobre el problema de contaminación de aguas residuales dice: "la información sobre estos fenómenos es difusa, no centralizada, y lógicamente, en muchos casos deliberadamente oculta". Dejando a parte el tono misterioso, como si se tratara de --- OVNIS, es chocante que a la CIHA le parezca lógico que los casos -- sean deliberadamente ocultos, cuando dicha ocultación puede contri -- buir cuando menos a agravar los problemas latentes, es chocante -- también, el poco espacio y atención que se dedica al tema y que de muestra muy claramente algo que señalan más adelante los mismos -- autores que "el verdadero valor de las aguas subterráneas (estraté -- gico, reserva, economía, calidad, etc...) aún no ha penetrado en -- las esferas administrativas y políticas".

En cuanto a contaminación de aguas subterráneas que tengan origen industrial, la mayor parte de los casos corresponden a Cataluña. -- excepción hecha de algunas referencias poco concretas que nos han llegado sobre contaminación por vertidos de industria cerámica en la Plana de Castellón, por metales pesados en el acuífero del río Jarama en los alrededores de Arganda, por cromo en el acuífero de la Foya de Quart (Valencia).

Para mejor situar y analizar los casos, se adjuntan en forma de -- fichas, clasificadas por la forma en que ha tenido lugar la pen -- tración del agente contaminante.

Origen de la contaminación: 1. Vertederos superficiales.

Pozo:

Propietario:

<u>Situación:</u>	Municipio	Provincia	Cuenca
	Polinyà	Barcelona	Besós

Acuífero: Acuífero libre de arenas y gravas.

<u>Características:</u>	Profundidad	C.V.	Q.	Destino
				pozo industrial

Contaminación:

Afección: Se detectaron 50 ppm de Cr<sup>6</sup>

Fecha:

Tiempo de duración: Indefinido.

Causa: Las bolsas de acumulación y el mal estado de un colector que evacuaba vertidos procedentes de una industria galvanica contaminaron el pozo para uso industrial de otra industria.

Medidas adoptadas:

Bibliografía:

Origen de la contaminación: 1. Vertederos superficiales.

Pozo: Varios.

Propietario:

<u>Situación:</u>	Municipio	Provincia	Cuenca
	Llerona	Barcelona	Congost

Acuífero:

<u>Características:</u>	Profundidad	C.V.	Q.	Destino
-------------------------	-------------	------	----	---------

Contaminación:

Afección:

Fecha:

Tiempo de duración:

Causa: Salinización debida a infiltración de aguas procedentes - de balsas de acumulación de aguas salinas de una industria de productos químicos por electrolisis.

Medidas adoptadas:

Bibliografía:

Origen de la contaminación: 1. Vertederos superficiales.

Pozo: Varios

Propietario: Varios

<u>Situación:</u>	Municipio	Provincia	Cuenca
	Alella	Barcelona	

Acuífero: Arenas de granito alterado.

<u>Características:</u>	Profundidad	C.V.	Q.	Destino
				Abastecimiento a un colegio y fincas privadas.

Contaminación:

Afección: Contaminación por cianuros y cromo.

Fecha:

Tiempo de duración:

Causa: Vertido de residuos y escombros procedentes de una industria química que había sufrido incendio.

Medidas adoptadas: Tratamiento con hipoclorito sódico y cal, y recogida de residuos contaminantes, y comprobación periódica de cianuros y cromo.

Bibliografía:

Origen de la contaminación: 2. Vertido a cauces.

Pozo: Varios

Propietario: Varios

<u>Situación:</u>	Municipio	Provincia	Cuenca
	Alcover	Tarragona	Francofí

Acuífero: Aluvial libre muy permeable.

<u>Características:</u>	Profundidad	C.V.	Q.	Destino abastecimiento y riego.
-------------------------	-------------	------	----	---------------------------------------

Contaminación:

Afección:

Fecha: Enero 1.950

Tiempo de duración:

Causa: Marchón Española, S.A. (productos químicos, hidrotopos, sulfatos de alcoholes grasos, ...).

Medidas adoptadas:

Bibliografía:

Origen de la contaminación: 2. Vertidos a cauces.

Pozo: Varios

Propietario:

<u>Situación:</u>	Municipio	Provincia	Cuenca
	Hostalrich-Tordera	Barcelona	Tordera
	Malgrat.	Gerona	

Acuífero: Aluvial arenoso libre, espesor entre 15 y 30 cm.

<u>Características:</u>	Profundidad	C.V.	Q.	Destino
				Abastecimiento a poblaciones e <u>in</u> dustrias.

Contaminación:

Afección: Aparición de Fe y Mn, olor y sabor.

Fecha:

Tiempo de duración:

Causa: Vertido a cauce de aguas residuales contaminadas por residuos industriales conteniendo materia orgánica soluble. Las arenas que forman el acuífero contienen Fe y Mn que en presencia de materia orgánica se solubilizan haciéndose presentes en el agua.

Medidas adoptadas:

Bibliografía:

Origen de la contaminación: 2. Vertidos a cauces.

Pozo:

Propietario: Ayuntamiento de Montonés del Vallés.

<u>Situación:</u>	Municipio	Provincia	Cuenca
	Montornés del V.	Barcelona	Hogent

Acuífero: Aluvial libre.

<u>Características:</u>	Profundidad	C.V.	Q.	Destino
				Abastecimiento

Contaminación:

Afección: Contaminación por tintes.

Fecha: ~ 1.970

Tiempo de duración:

Causa: Vertido de aguas residuales procedentes de una industria de tintes.

Medidas adoptadas: Desapareció el problema una vez instalada la depuradora de aguas residuales.

Bibliografía:



Origen de la contaminación: 2. Vertidos a cauces.

Pozo: Mina de captación.

Propietario: Ayuntamiento de San Celoni.

<u>Situación:</u>	Municipio	Provincia	Cuenca
	San Celoni	Barcelona	Tordera

Acuífero: Aluvial libre.

<u>Características:</u>	Profundidad	C.V.	Q.	Destino
				Abastecimiento

Contaminación:

Afección: Contaminación por vertido de tintes al río Tordera.

Fecha:

Tiempo de duración:

Causa:

Medidas adoptadas:

Bibliografía:

Origen de la contaminación: 2. Vertidos a cauces.

Pozo: Varios

Propietario:

<u>Situación:</u>	Municipio	Provincia	Cuenca
	Rubí	Barcelona	

Acuífero:

<u>Características:</u>	Profundidad	C.V.	Q.	Destino
				Abastecimiento

Contaminación:

Afección: Pozos de un barrio de Rubí.

Fecha: 1.970

Tiempo de duración:

Causa: Vertido al cauce de un torrente, de las aguas residuales de una industria químico-farmacéutica.

Medidas adoptadas: Traslado de la industria.

Bibliografía:

Origen de la contaminación: 2. Vertidos a cauces.

Pozo:

Propietario: Colegio en Cardedeu.

<u>Situación:</u>	Municipio	Provincia	Cuenca
	Cardedeu	Barcelona	

Acuífero:

<u>Características:</u>	Profundidad	C.V.	Q.	Destino
				Abastecimiento

Contaminación:

Afección:

Fecha:

Tiempo de duración:

Causa: Contaminación por causa del vertido de una industria -  
químico-farmacéutica, con vertido de aguas residuales  
a un cauce aguas arriba.

Medidas adoptadas: Cierre temporal de la industria.

Bibliografía:

Origen de la contaminación: 2. Vertido a cauces.

Pozo: Regantes.

Propietario: S.G.A.B., S.A.

<u>Situación:</u>	Municipio	Provincia	Cuenca
	La Llagosta	Barcelona	R. Besós

Acuífero: Aluvial libre.

<u>Características:</u>	Profundidad	C.V.	Q.	Destino
	13 m.	110	50 l/s	Abastecimiento público.

Contaminación:

Afección: Mal sabor.

Fecha: 17 Octubre 1.971

Tiempo de duración: 6 meses.

Causa: Vertido de aguas residuales procedentes de la industria IRPFN-POLICRIL al cauce de la riera seca.

Medidas adoptadas: Bombeo a cauce público durante 6 meses.

Bibliografía:

Origen de la contaminación: 2. Vertidos a cauce.

Pozo: Central Besós.

Propietario: S.G.A.B., S.A.

<u>Situación:</u>	Municipio	Provincia	Cuenca
	Barcelona	Barcelona	R. Besós.

Acuífero: Aluvial libre.

<u>Características:</u>	Profundidad	C.V.	Q.	Destino
	24 m.	300	150 l/s	Abastecimiento público.

Contaminación:

Afección: Mal sabor.

Fecha: Agosto 1.949

Tiempo de duración: 1 mes.

Causa: Infiltración al subálveo de aguas residuales industriales procedentes de la fabricación de sacarina por Industrias Riera de Moncada, desarrollado por las excesivas extracciones de ácidos en el cauce.

Medidas adoptadas: Bombeo a cauce durante 1 mes.

Bibliografía:

Origen de la contaminación: 2. Vertidos a cauces.

Pozo: Can Puig.

Propietario: Sr. Puig, arrendado por el Ayuntamiento de Llissa de Munt.

<u>Situación:</u>	Municipio	Provincia	Cuenca
	Llisa de Munt	Barcelona	R. Besós.

Acuífero: Aluvial libre.

<u>Características:</u>	Profundidad	C.V.	Q.	Destino
	10 m.	25	30m <sup>3</sup> /h	Abastecimiento público.

Contaminación:

Afección: Color amarillo.

Fecha: Noviembre 1.975

Tiempo de duración: 15 días.

Causa: Incorporación directa de aguas crómicas al pozo con motivo de una lluvia torrencial y por el vertido de aguas residuales crómicas procedentes de Industrias Figueras a un canal de riego.

Medidas adoptadas: Agotamiento del pozo.

Bibliografía:

Origen de la contaminación: 3. Fugas de depósitos y colectores.

Pozo: Varios.

Propietario:

<u>Situación:</u>	Municipio	Provincia	Cuenca
	Barcelona	Barcelona	Delta Besós

Acuífero: Libre aluvial. Está urbanizado en su superficie y prácticamente abandonado por salinización.

<u>Características:</u>	Profundidad	C.V.	Q.	Destino
				Usos industriales.

Contaminación:

Afección: Fuga de nafta afectando al acuífero del Besós en la zona de Barceloneta, llegó a provocar una explosión e incendio en las obras del metro.

Fecha:

Tiempo de duración: 1.965 a 1.973

Causa: Una fuga de nafta por una conducción llegó a acumular - 0,5 m de producto flotante sobre el acuífero. Extensión 30.000 m<sup>2</sup>. Contenido 150-200 m<sup>3</sup> de nafta.

Medidas adoptadas: Extracción por bombes de 120 m<sup>5</sup> de producto. El líquido bombeado pasaba a depósitos para separar la nafta. Circulación de aire en la zona no saturada para eliminar los vapores - de nafta. Control en 50 piezómetros en 50.000 m<sup>2</sup>.

Bibliografía:

Origen de la contaminación: 3. Fugas en depósitos y conducciones

Pozo: Varios.

Propietario: Sociedad de Aguas de Cabo Salou, S.A.

Situación: Municipio Provincia Cuenca  
Vilaseca-Salou Tarragona

Acuífero: Cuaternario con materiales fluvio-marinos. Permeabilidad alta en general. T = 500-1000 m<sup>2</sup>/día.

Características: Profundidad C.V. Q. Destino  
Abastecimiento público.

Contaminación:

Afección: olor-sabor y salinización.

Fecha: 1976

Tiempo de duración: 1976 contaminación 1960 abandono.

Causa: Posible avería en un circuito de refrigeración por -  
agua salada.

Medidas adoptadas: Investigación de presencia de hidrocarburos por fluorescencia y por espectrometría infrarroja. Dió 26,3 mgr/l. Absorción sobre carbón activo. Estudio de rectificación con carbón activo.

Bibliografía:



Origen de la contaminación: 3. Fugas en depósitos y conducciones.

Pozo: Pozo nº 3.

Propietario: AITASA

<u>Situación:</u>	Municipio	Provincia	Cuenca
	Tarragona	Tarragona	Francolí
	sector Pinedo		

Acuífero: Aluvial libre.

<u>Características:</u>	Profundidad	C.V.	Q.	Destino
				Abastecimiento industrial.

Contaminación:

Afección: Olor

Fecha:

Tiempo de duración:

Causa: Rotura de tuberías de transporte de hidrocarburos.

Medidas adoptadas: Bombeo prolongado.

Bibliografía:

Origen de la contaminación: 3. Fugas en depósitos y conducciones.

Pozo: Sevil.

Propietario: Particular.

<u>Situación:</u>	Municipio	Provincia	Cuenca
	Vilaseca-Salou		
	Sector la Pineda	Iarragona	

Acuífero: Cuaternario de permeabilidad elevada.

<u>Características:</u>	Profundidad	C.V.	Q.	Destino
-------------------------	-------------	------	----	---------

Contaminación:

Afección: Olor-sabor-color amarillento y detergentes.

Fecha: 1979

Tiempo de duración: permanece

Causa: Contaminación por hidrocarburos, detectada por el Instituto de Química Bio-orgánica de Barcelona. El pozo linda con los 4 emisarios submarinos de aguas residuales industriales.

Medidas adoptadas:

Bibliografía:

Origen de la contaminación: 3. Fugas de depósitos y colectores.

Pozo: Vivero.

Propietario: Ayuntamiento de Tarragona.

<u>Situación:</u>	Municipio	Provincia	Cuenca
	Tarragona	Tarragona	Francofí

Acuífero: Aluvial libre.

<u>Características:</u>	Profundidad	C.V.	Q.	Destino
				Abastecimiento población.

Contaminación:

Afección: Acumulación de hidrocarburos sobre la superficie del agua, hasta que se bombeó.

Fecha: 1.977

Tiempo de duración: Indeterminado.

Causa: Fuga de gasolina en depósitos y conducciones próximas, que en el terreno, por evaporación dejan un hidrocarburo más pesado.

Medidas adoptadas: Los intentos de recuperación del hidrocarburo en el terreno no han dado resultado y se espera su eliminación a largo plazo por disolución y oxidación.

Bibliografía:

Origen de la contaminación: 1. Vertederos superficiales.

Pozo: Donadeu.

Propietario: S.G.A.B., S.A.

Situación: Municipio Provincia Cuenca  
La Llagosta Barcelona R. Besós

Acuífero: Aluvial libre.

Características: Profundidad C.V. Q. Destino  
15 m. 250 150l/s Abastecimiento público.

Contaminación:

Afección: Mal sabor Mal sabor

Fecha: 17 Agosto 1976 6 Julio 1981

Tiempo de duración: 2 meses 1 mes.

Causa: Infiltración al subálveo de aguas residuales transportadas y de lluvia en los hoyos de extracción de áridos rellenos con residuos industriales de toda clase y por basuras domésticas de La Llagosta.

Medidas adoptadas: Paro del pozo y posterior bombeo directo al río Besós.

Bibliografía:

Origen de la contaminación: 3. Fugas en depósitos y conducciones

Pozo: San Adrián.

Propietario: S.G.A.B., S.A.

<u>Situación:</u>	Municipio	Provincia	Cuenca
	S. Adrián Besós	Barcelona	R. Besós

Acuífero: Aluvial libre

<u>Características:</u>	Profundidad	C.V.	Q.	Destino
	35 m.			Abastecimiento público.

Contaminación:

Afección: Mal sabor-color-acidez y amoníaco.

Fecha: Junio de 1954

Tiempo de duración: 12 meses

Causa: Infiltración directa al subalveo por rotura de la acometida de la fábrica Critesa al colector de derivación de la Sociedad Civil de Derivación de Aguas Impurificadas del río Besós. El vertido en Critesa, (fabricación de metacrilato) consistía esencialmente por bisulfato amónico.

Medidas adoptadas: Paro del pozo y posterior bombeo directo al río Besós.

Bibliografía:

Origen de la contaminación: 4. Vertederos enterrados.

Pozo: Varios.

Propietario:

<u>Situación:</u>	Municipio	Provincia	Cuenca
	Varios	Barcelona	Besós y bajo Llobregat.

Acuífero: Libres aluviales, Nivel saturado de 3 a 20 m.

<u>Características:</u>	Profundidad	C.V.	Q.	Destino
				Abastecimiento riego y otros.

Contaminación:

Afección: Se ha encontrado hasta 6,5 mgr/l de Cr<sup>6</sup>

Fecha: 1966-1977

Tiempo de duración: Indeterminado.

Causa: Vertido de 150.000 t. (14.000 t/año) equivalentes a 3 t/año Cr soluble, de residuos de cromitas conteniendo cromo soluble, que lavados pasan por infiltración al acuífero. La transmisión vertical del terreno hacia el acuífero es lenta y puede tardar varios años.

Medidas adoptadas: Sondeos de localización, detección de nuevos vertidos y transporte a vertederos controlados previo tratamiento de los residuos. Estudio de la posibilidad de vaciar o aislar los vertederos localizados.

Bibliografía:

Origen de la contaminación: 4. Vertederos enterrados.

Pozo: Varios.

Propietario:

<u>Situación:</u>	Municipio	Provincia	Cuenca
	Area agrícola del sector occ. del delta del llob. (Castelldefels)	Barcelona	Lobregat
<u>Acuífero:</u>	Aluvial libre		

<u>Características:</u>	Profundidad	C.V.	Q.	Destino
				Abastecimiento y agrícola.

Contaminación:

Afección: Contenido de boro hasta 7 mg/l.

Fecha:

Tiempo de duración:

Causa: Residuos industriales con restos de detergentes duros, jabones, decapantes y desengrasantes, incorporados en pequeñas cantidades en escombros inertes utilizados de relleno.

Medidas adoptadas:

Bibliografía:

Origen de la contaminación: 4. Vertederos enterrados.

Pozo: "ELS JONCS" Nº 6

Propietario: S.G.A.B., S.A.

<u>Situación:</u>	Municipio	Provincia	Cuenca
	Gava	Barcelona	R. Llob. y litoral

Acuífero: Aluvial libre

<u>Características:</u>	Profundidad	C.V.	Q.	Destino
	30 m.	50	26 l/s	Abastecimiento público.

Contaminación:

Afección: Color - Manganeso - hierro.

Fecha: 27 Octubre 1976

Tiempo de duración:

Causa: Acopio de residuos industriales, sólidos y líquidos - en excavación de ácidos de 9 m. de profundidad. (Sr. Mariages). Pozo situado a 6 m. de la excavación.

Medidas adoptadas: Se contrató estudio ecológico e hidrológico de la zona a Geotecnia Limnos.

Bibliografía:



Origen de la contaminación: 4. Vertederos enterrados.

Pozo: Artesa (3 pozos)

Propietario: Ayuntamiento de San Andrés.

Situación: Municipio Provincia Cuenca  
S. Andrés de la B. Barcelona R. Llobregat

Acuífero: Aluvial libre

<u>Características:</u>	Profundidad	C.V.	Q.	Destino
	20 m.	20	12 l/s	Abastecimiento
	18 m.	68	33 l/s	público.

Contaminación:

Afección: Mal gusto y color.

Fecha: 12 Septiembre 1973

Tiempo de duración: Persiste

Causa: Acopio de residuos industriales y basuras urbanas en -  
excavaciones de áridos próximos.

Medidas adoptadas: Paro del pozo y bombeo.

Bibliografía:

Origen de la contaminación: 4. Vertederos enterrados.

Pozo: Tampella española.

Propietario: Tampella española.

<u>Situación:</u>	Municipio	Provincia	Cuenca
	S. Andrés de la B.	Barcelona	R. Llobregat.

Acuífero: Aluvial libre.

<u>Características:</u>	Profundidad	C.V.	Q.	Destino
	12 m.		6000 m <sup>3</sup> /d	Abastecimiento industrial.

Contaminación:

Afección: grasas y manganeso.

Fecha: Año 1972

Tiempo de duración: 12 meses

Causa: Acumulación de residuos industriales, sólidos y líquidos en excavaciones de áridos adyacente.

Medidas adoptadas: Retiro y vigilancia de los vertidos.

Bibliografía:

Origen de la contaminación: 4. Vertederos enterrados.

Pozo: Ayuntamiento San Andrés de la Barca. (3 pozos).

Propietario: Ayuntamiento San Andrés de la Barca.

Situación:

Municipio	Provincia	Cuenca
S. Andrés de la B.	Barcelona	R. Llobregat

Acuífero: Aluvial libre.

Características:

Profundidad	C.V.	Q.	Destino
20 m.	30	40l/s	Abastecimiento
20 m.	36	40l/s	público.

Contaminación:

Afección: Color, mal gusto, manganeso, hierro, cromo, materia orgánica.

Fecha: Septiembre 1973

Tiempo de duración: Persiste.

Causa: Acumulación de residuos industriales y basuras urbanas en excavaciones de áridos próximos. Se registraron 5 mg Mn, Índice km O<sub>4</sub> - 25 ppm O<sub>2</sub>.

Medidas adoptadas: Paro del pozo. Instalación de 4 filtros de carbón activo.

Bibliografía:

Origen de la contaminación: 4. Vertidos enterrados.

Pozo: ESTRELLAS Nº 4

Propietario: S.C.A.B., S.A.

Situación: Municipio Provincia Cuenca  
S. Feliu de Llob. Barcelona R. Llobregat

Acuífero: Aluvial libre del bajo Llobregat.

Características: Profundidad C.V. Q. Destino  
24 m. 400 140 l/s Abastecimiento público.

Contaminación:

Afección: Mal sabor y olor.

Fecha: 22 Abril 1974

Tiempo de duración: Persiste esporádicamente.

Causa: Acopio de residuos en las excavaciones de extracción de áridos. Investigación por espectroscopia de masas. identificándose, percloroetileno, bicloroetileno y detergentes aniónicos.

Medidas adoptadas: Paro del pozo y puesta en servicio de una - instalación de ozono y un filtro de carbón activo.

Bibliografía:

Origen de la contaminación: 5. Infiltración por pozos de líquidos residuales.

Pozo:

Propietario:

Situación: Municipio Provincia Cuenca  
Plana de Castellón

Acuífero:

Características: Profundidad C.V. Q. Destino

Contaminación:

Afección: No se detecta.

Fecha:

Tiempo de duración:

Causa: Vertido en pozos, grietas y cauces secos aguas residuales procedentes de industria cerámica.

Medidas adoptadas:

Bibliografía:

Origen de la contaminación: 5. Infiltración de aguas residuales en hoyos.

Pozo: Central Santa Coloma Industrial.

Propietario: S.G.A.B., S.A.

Situación: Municipio Provincia Cuenca  
S. Coloma de G. Barcelona R. Besós

Acuífero: Aluvial libre.

Características: Profundidad C.V. Q. Destino  
24 m. 200 125 l/s Abastecimiento público.

Contaminación:

Afección: Color amarillo.

Fecha: 1950; 1956; 1962; Agosto 1973

Tiempo de duración: 8 meses; 6 meses; 5 meses; 3 meses.

Causa: Infiltración al subálveo, por excesivas extracciones de áridos frente a la Central, de aguas residuales - sin depurar del alcantarillado municipal conteniendo el colorante tartracina.

Medidas adoptadas: Bombeo a cauce público hasta eliminación del color. De forma general el color desaparece por colmatación del cauce y por descenso del nivel freático.

Bibliografía:

Origen de la contaminación: 5. Infiltración de aguas residuales.

Pozo: Aismalibar

Propietario: Aismalibar

Situación: Municipio Provincia Cuenca  
Montcada-Reixach Barcelona R. Besós

Acuífero: Aluvial libre

Características: Profundidad C.V. Q. Destino  
11 m. 3 l/s Suministro a  
fábrica.

Contaminación:

Afección: Olor a disolvente, sabor aromático, opacidad color  
blanco, DQO 12.500 ppm en O<sub>2</sub>.

Fecha: Enero 1973

Tiempo de duración: Se desconoce.

Causa: Vertido directo al subálveo de residuos industriales.

Medidas adoptadas: Ninguna que se conozca.

Bibliografía:

## Resumen y conclusión

Haciendo una síntesis de los casos analizados, - que evidentemente - no son todos, pero sí que son a buen seguro bastante representativos, - será posible hacerse una idea de las causas de contaminación y de las actuaciones necesarias para evitarla e incluso programar los sistemas de reacción para actuar a tiempo si la contaminación de las aguas subterráneas se produce.

Es preciso tener presente desde un principio que la restitución de un acuífero contaminado por ciertos tipos de contaminantes puede - se muy difícil, irreversible en algunos casos y en general lo más efectivo será adoptar las medidas legales y de gestión necesarias para evitar que la contaminación se produzca.

En el análisis se han presentado 4 casos de contaminación por causa de vertederos superficiales, pero a estos casos de vertederos - típicamente industriales que han dado lugar a contaminaciones peli - grosas por su toxicidad, habría que añadir los producidos por ver - tederos de residuos urbanos y por escombros de minas que sin duda han dado lugar a mayor número de casos.

Estos problemas requieren una política de control de vertidos de - residuos sólidos adecuada. Esta política comporta por lo menos --- tres etapas: a) control de salida y transporte de residuos, b) pla - nificación y gestión de vertederos, c) plantas de tratamiento de - residuos especiales.

La Administración ha empezado a preocuparse por este problema y -- así tenemos que por un lado el I.C.M.E. ha publicado normas y el - mapa de localización de vertederos, en el entorno de Barcelona la C.M.B. estudia y ensaya el emplazamiento de varios vertederos, en la provincia de Valencia se está realizando el "Plan Director para la gestión de residuos sólidos urbanos e industriales" promovido - por la Diputación y el Ministerio de Industria, en cuyo plan se es - tudian las alternativas de vertederos, plantas de compost y redi - claje de residuos, y también, Alicante va a iniciar un plan pareci - do.

Todas las actuaciones en este campo deben ser aceleradas al máximo a fin de actuar en un problema acuciante.

El caso de vertederos de aguas residuales y líquidos diversos a -- cauces que a su vez por infiltración a través del lecho contaminan los acuíferos es el que da mayor número de ejemplos (11 casos).

Hay que distinguir dos casos esencialmente distintos: a) contamina - ción del agua subterránea por el agua infiltrada, b) colmatación - del lecho filtrante por materia en suspensión, perdiendo recarga y rendimiento de los pozos.

La solución del problema, en este caso, va ligada a las mejoras de la calidad de las aguas superficiales circulantes.



Será preciso proponer pronto una legislación adecuada y moderna -- que permita disponer de los medios económicos para ir recuperando la calidad de las aguas fluyentes, al tiempo que corta de forma -- enérgica cualquier tipo de contaminación que pueda causar efectos peligrosos o irreversibles para los acuíferos subterráneos.

Recientemente se ha aprobado por el Parlament de Catalunya la ley 5/1981 de 4 de Junio de 1980 que permitirá arbitrar los medios -- económicos necesarios para llevar adelante los planes de saneamiento que devuelvan la calidad de las aguas superficiales en un tiempo prudencial y compatible con las disponibilidades económicas.

En este punto es oportuno señalar que todas las medidas que se -- propongan deben ir acompañadas de la valoración del impacto económico que se supone y de la fórmula para arbitrar los medios necesarios como única posibilidad de que la medida sea viable.

El tercer grupo de casos registrados son los catalogados como producidos por "fugas en depósitos y tuberías".

El control de fugas es un problema difícil y costoso, pero debe -- conducir a una vigilancia muy estricta, tanto más cuanto más grave sea el daño potencial que se puede causar. En todos los casos en que una conducción o un depósito puedan contener productos contaminantes las autoridades hidráulicas deberían emitir informe sobre su afección a las aguas y establecerían las medidas protectoras o preventivas necesarias.

El cuarto grupo de fichas contiene siete casos aunque cada caso -- podría multiplicarse si se contaran el número de pozos contaminados por cada uno de los hechos registrados. Por otra parte constituyen los casos más peligrosos y probablemente los más graves -- puesto que, por otra parte, en ellos se ha tratado generalmente -- de ocultar el foco contaminante. Se trata de los vertederos enterrados, como resultado del relleno de hoyos de extracción de arena.

Estos hoyos que la Administración obliga a rellenar con materia-- les inertes y que en general han sido excavados por debajo del nivel freático, fueron aprovechados para el vertido de residuos en muchos casos y la contaminación producida, especialmente en los -- deltas del Llobregat y el Besós, han sido notable.

Probablemente los condicionamientos que imponga el mantener la calidad y condiciones físicas de estos acuíferos impida la explotación de arenas, por lo menos a niveles de rentabilidad mínima, pero habrá que estudiar seriamente el problema que ello plantea, -- puesto que no se puede renunciar a preservar estos acuíferos.

La legislación de aguas debe permitir a la Administración actuar -- energeticamente contra los responsables de vertidos tóxicos que -- representen un peligro para la salud pública, responsabilizando -- en especial al industrial responsable del residuo, que no puede -- desentenderse del destino final del mismo.

Finalmente en el grupo quinto de ejemplos hay casos de infiltración de aguas y líquidos industriales en pozos.

Se ha comentado repetidamente que la propia Administración al vigilar con celo el cumplimiento de la ley evitando vertidos en ríos y corrientes superficiales, ha fomentado el vertido a pozos de infiltración y la contaminación de las aguas subterráneas.

El caso es suficientemente frecuente para que la ley imponga que la Administración vigile y haga inventario de los pozos de infiltración con un control extremo mayor aún que los vertidos en aguas superficiales.

Como medida de conjunto, necesaria para una mejor gestión de los acuíferos es preciso pensar, una vez más, en que el criterio de unidad en la explotación es tan importante en un acuífero subterráneo, como lo es en un embalse de superficie, así pues, de la misma forma que en estos embalses existen las juntas de explotación que coordinan los intereses y criterios de los usuarios y del resto de la cuenca, también deben existir las "Comunidades de usuarios" que protegidos por la ley, puedan ahunar y coordinar los intereses que concurren en la explotación de un embalse subterráneo, siendo por ello, la Comunidad, el elemento de apoyo de toda la política de un acuífero subterráneo y la gestión de calidad como parte de ella.

## BIBLIOGRAFIA

Aragonés, J.M. y otros (1979). "Estudio hidrogeológico de la Plana de Castellón". II Simposio Nacional de Hidrogeología. Pamplona. -- Asociación de Geólogos Españoles, vol. IV, págs. 235-253.

Balaguer (1981). "Contaminación por vertidos tóxicos en Alella". - Comunicación interna. AQUATEC.

Cala, V. y otros (1979). "Estudio de la contaminación por metales pesados en el acuífero del río Jarama en los alrededores de Arganda". II Simposio Nacional de Hidrogeología. Pamplona. Asociación de Geólogos Españoles, vol. IV, págs. 735-755.

Candela, L., Custodio, E., Fernandez Rubio, R. (1980). "Contaminación por boro de un área del sector occidental del delta del Llobregat (Barcelona, España)". IV Coloquio Internacional sobre las Aguas subterráneas. Acireale, Sicilia.

CAPO (1977). "Informe sobre la contaminación por cromo de los acuíferos de los ríos Llobregat y Besós". Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental (documento interno, en colaboración con INTECSA).

Custodio, E. (1972). "Contaminación de aguas subterráneas". Notas a una reunión de trabajo. Agua. Noviembre-Diciembre 1972, nº 75, págs. 44-57. Barcelona.

Custodio, E. (1980). "Perspectivas de las aguas subterráneas en el Pirineo Oriental (Cataluña, España) de cara al siglo XXI: urgencia en la actuación o degradación irreversible". Simposio Agua Siglo XXI. Madrid. 24 págs. (En prensa).

Custodio, E. y Compte, J.M. (1969). "Influencia de los embalses de superficie en la calidad y cantidad del agua subterránea". Agua. Septiembre-October, nº 57, págs. 23-30. Barcelona.

Custodio, E. y otros (1979). "Cromo, boro y otros contaminantes en el subsuelo del Bajo Llobregat: origen, comportamiento y movimiento". III Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Madrid. Inst. Geográfico Nacional. Madrid.

Choca, A., Mingarro, A. (1975). "Informe hidrogeológico sobre contaminación de la Barceloneta". IX Curso Internacional de Hidrología Subterránea. Barcelona. 91 págs. (documento interno).

Ferrer-Montforte, L. et al. (1976). "Contaminación por cromo en el acuífero de la Foya de Quart (Valencia)". I Simposio Nacional de Hidrogeología. Valencia. Asociación de Geólogos Españoles. Vol. 2 págs. 1.023-1.045.

Galofré, A. y otros. (1976-1977). "Notas sobre las contaminaciones de cromo en el Besós y Llobregat". Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental (documento interno).

Isamat, F.J. y otros. (1976). "Contaminación de acuífero del río -

Llobregat a la altura de San Feliu por vertido de residuos industriales en hoyos producidos por extracción de áridos". II Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Barcelona. 18 págs.

LEMA. (1980). "Enquesta sobre qualitat i disponibilitats de recursos d'aigua a Catalunya". Comissió de Contaminació i Recursos. -- Juliol 1980.

Llamas. M.R., Custodio, E. (1980). "Notas sobre la contaminación de las aguas subterráneas en España". Simposio Agua Siglo XXI. --- UNESCO. Comité Nacional Español para P.H.I. Madrid 8-13 Septiembre 1980.

Llansó, J., Isamat, F., Custodio, E. (1978). "Ingreso y propagación de contaminantes en los acuíferos". Contribución a la Comunicación del Congreso de la IWSA. Kyoto, 1978.

Sahuquillo, A., Sanchez, A. (1981). "Vertidos de aguas residuales procedentes de la industria cerámica en el acuífero de la Plana de Castellón". Servicio Geológico de Obras Públicas. Madrid.

S.G.A.B. (1977). "Problemática de la contaminación por manganeso - en el pozo Gavá 6". Sociedad General de Aguas de Barcelona (documento interno).

Sorea. (1981). "Estudio de la situación actual de los abastecimientos de agua a la Zona turística de Vilaseca-Salou y análisis de sus posibilidades de mejora". Febrero 1981.

Vilaró, F. (1976). "La contaminación de las aguas subterráneas". - Conferencia inaugural X Curso Internacional de Hidrología Subterránea. Barcelona.

CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA	SESION <b>3</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981	ACTAS DE LAS SESIONES	331 348 páginas

## CONTAMINACION POR BORO EN UN AREA DEL SECTOR OCCIDENTAL DEL DELTA DEL LLOBREGAT (BARCELONA, ESPAÑA) \*

Lucila Condela, Geólogo/Prof. (1) (4)  
 Emilio Custodio, Dr. Ing. Ind./Prof. (2) (4)  
 Rafael Fernández-Rubio, Dr. Ing. Minas/ Prof. (3)

### RESUMEN

En una pequeña área agrícola, en el delta del río Llobregat, entre los términos municipales de Gavá y Castelldefels (Barcelona), se ha detectado la presencia de cantidades anormalmente altas de compuestos de boro en el agua subterránea extraída, que alcanzan hasta 8 ppm de boro, siendo el valor normal del orden de 0,3 ppm. Se analizan los diferentes posibles orígenes del boro, y se concluye que procede de ciertos residuos industriales, vertidos entre los materiales de relleno de las excavaciones realizadas para extracción de arenas.

Se trata de un problema que puede tener un carácter más generalizado, pero que en este lugar se ha destacado especialmente al unirse al efecto nocivo del comportamiento del boro sobre los cultivos, el efecto también perjudicial de una creciente salinidad del agua por intrusión marina.

Existen muy pequeñas concentraciones de contaminante en los materiales de relleno, para producir efectos notables de contaminación en el agua subterránea.

### INTRODUCCION

En el sector conocido como El Bourell (fig.1), situado entre las poblaciones de Gavá y Castelldefels (Barcelona, España), se detectó, a partir del año 1976, un progresivo empeoramiento de la calidad de las aguas, que trajo como consecuencia un mal aspecto y una disminución de las cosechas, e incluso la pérdida de los cultivos.

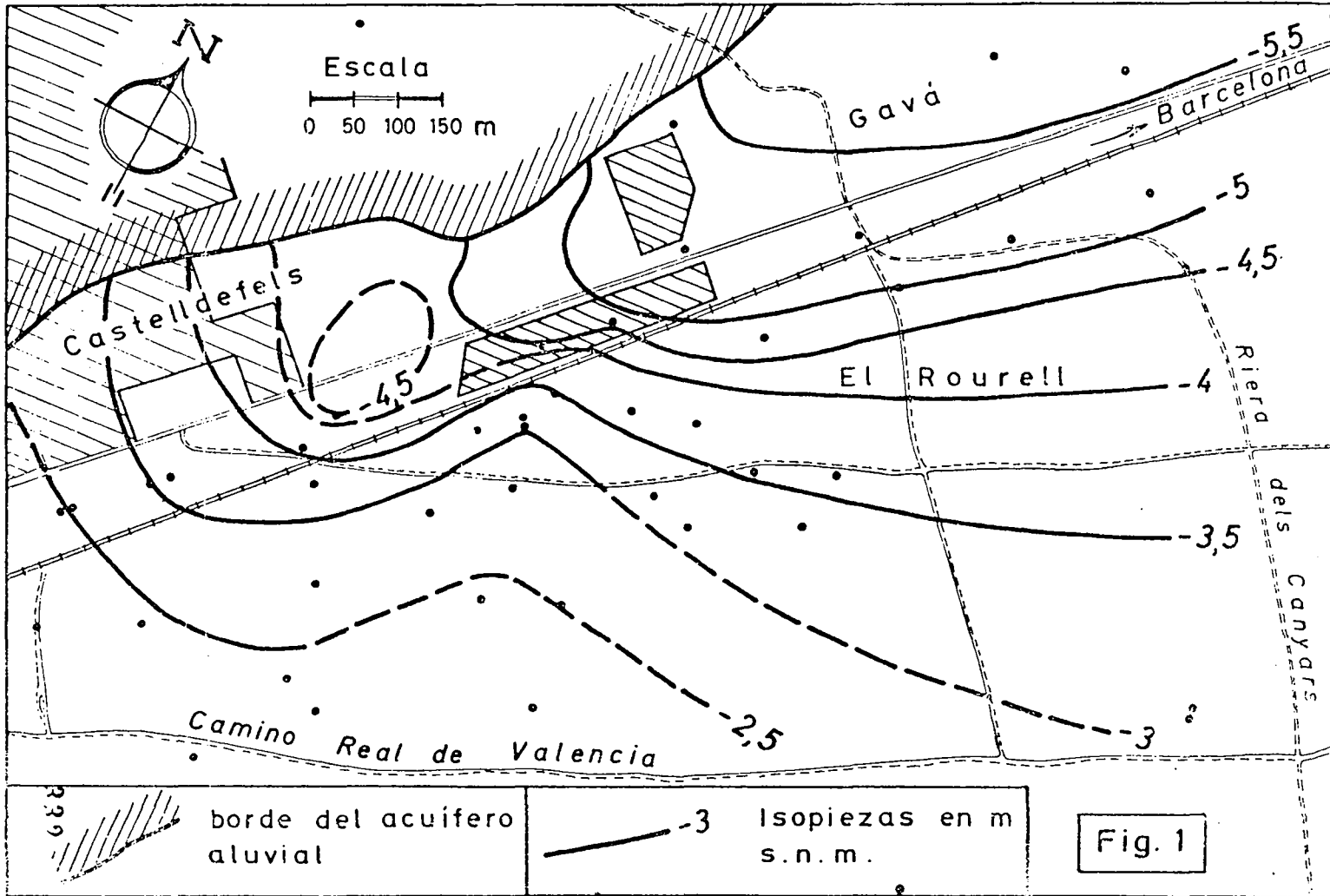
(1) E.T.S. Ingenieros de Caminos. Univ. Politécnica de Barcelona.

(2) E.T.S. Ing. Industriales, Universidad Politécnica de Barcelona y Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental.

(3) Facultad de Ciencias Geológicas. Universidad de Granada.

(4) Curso Internacional de Hidrología Subterránea, Barcelona.

\* Ponencia presentada al IV Coloquio Internacional sobre las Aguas Subterráneas. Acireale, Sicilia, febrero de 1980.



Las investigaciones llevadas a cabo concluyeron en que la causa de estos problemas era la alta salinidad de las aguas, junto a su elevado contenido en boro.

La coincidencia espacial entre los valores máximos de concentración de boro en el agua de los pozos, con la existencia de excavaciones para extracción de áridos, por debajo del nivel freático y el posterior relleno de las mismas con vertidos de diversa naturaleza, hizo sospechar una relación entre ambos factores.

Los objetivos de estudio se centraron pues en:

- Investigar las posibles causas de la contaminación por boro.
- Delimitar el acuífero afectado por dicha contaminación.
- Tratar de averiguar la posible procedencia del boro.

## CARACTERISTICAS GENERALES DEL SECTOR

### AMBITO GEOLOGICO

Los materiales presentes en el área estudiada, de 1,1 km<sup>2</sup>, corresponden a depósitos marginales de ambiente deltáico (fig. 1) constituidos aquí por capas de arenas y gravas, separadas por niveles limo-arcillosos. Hacia el Este aparecen netamente diferenciados dos niveles de gravas y arenas, separados por una capa de arenas finas con intercalaciones de limos, que en su conjunto puede considerarse semipermeable.

### CARACTERISTICAS HIDRAULICAS

El conjunto de materiales actúa como un sistema acuífero multicapa, en el que tienen conexión los diferentes niveles acuíferos que lo integran.

Sin embargo, se pueden distinguir dos niveles acuíferos principales:

- Acuífero superior libre: Formado por arenas. La permeabilidad es del orden de 10 m/día. El nivel piezométrico actual queda por debajo del nivel del mar a causa de los bombeos. Espesor saturado aproximado de 6 m.
- Acuífero inferior semiconfinado: Compuesto por diferentes niveles de arenas y gravas. La permeabilidad oscila entre 10 y 35 m/día. El nivel piezométrico se presenta por debajo del nivel del mar.

Los pozos situados en el sector exploran las aguas correspondientes al acuífero inferior, con una extracción de 1,5 hm<sup>3</sup>/año.

### CARACTERISTICAS HIDROGEOQUIMICAS

Las aguas analizadas están caracterizadas por una alta conductividad, variable según la situación de los pozos y la dinámica de extracción. En general, debido a la elevada concentración de sólidos disueltos (2 a 6 g/l), estas aguas no son aptas para regadío, ni para consumo humano.

A la alta concentración de boro, hasta 7 ppm, hay que añadir el elevado contenido en cloruros, que las hace inutilizables para el regadío, incluso para los

cultivos más resistentes, y sólo en suelos arenosos bien drenados, es posible mantener algunos cultivos en precario, con elevadas dotaciones de riego para limitar la concentración de sales en el suelo.

## **CONTAMINACION POR BORO**

En las muestras analizadas se ha detectado la presencia de boro, en concentraciones que oscilan entre 0,3 ppm y 7,6 ppm, cuyo origen y procedencia serán comentados posteriormente.

Para poder deducir la posible fuente de contaminación se analizaron las diferentes causas de aparición de boro, concluyendo como únicas posibilidades un origen de tipo natural, derivado de un proceso mineralogénico de tipo ígneo o sedimentario, o un origen relacionado con procesos industriales.

## **CONTAMINACION DE ORIGEN NATURAL**

El boro es un componente minoritario de las rocas, típico de los granitos y pegmatitas, en los que aparece en minerales como la biotita y la turmalina. En gases volcánicos puede ser liberado como ácido bórico,  $\text{B}_2\text{O}_3$ , o como halógenos que, en contacto con los sedimentos, pueden producir concentraciones de boratos.

En cuencas evaporíticas pueden ser localizadas notables cantidades de sales de boratos, relacionadas con procesos hidrotermales, por el acceso de boro procedente de fumarolas y fuentes termales. Son sedimentos muy localizados y de origen continental.

La posibilidad de un aporte de origen natural queda descartada, en base a los datos obtenidos a partir de la geología regional, donde se excluyen los procesos magmáticos en el sector, y la procedencia evaporítica no es viable, por tratarse de sedimentos de origen detrítico.

La inexistencia de relación entre la temperatura del agua, el contenido en boro y el contenido en sílice confirma la teoría expuesta.

Finalmente la concentración de boro en el agua de mar es de 4.6 ppm, y por tanto menor de 0,2 ppm en relación con las aguas locales no contaminadas.

## **CONTAMINACION DE ORIGEN INDUSTRIAL**

La segunda vía de posible acceso de boro es la contaminación a partir de los derivados empleados en la industria, ya que el boro, como elemento químico puro no tiene aplicaciones industriales, mientras que tienen gran utilización el bórax y el ácido bórico.

Los posibles focos de contaminación se centran entorno a las industrias que fabrican o utilizan compuestos borados, y son:



- Fertilizantes
- Cerámicas      { esmaltes  
                  { vidrios
- Electroplatinado y condensadores electrolíticos.
- Desengrasantes.

### CONTAMINACION POR LABORES AGRICOLAS

En el área de estudio se cultiva, en la actualidad, aproximadamente la mitad de la superficie (50 ha), destinada primordialmente a cultivos de tipo hortícola.

Para contrarestar la mala calidad del agua, utilizada para el riego, se ha producido un aumento de la dotación de agua por hectárea y de la utilización de fertilizantes, al tiempo que las pérdidas de rendimiento han hecho pasar a explotaciones de secano parte de los terrenos agrícolas.

La contaminación agrícola por boro vendría relacionada con la utilización de diversos fertilizantes, cuya composición es la siguiente:

- Estiercol: 4 g de boro por Tm.
- Fertilizantes borados: entre 0,1 % y 20,5 % de boro en peso.

Los fertilizantes que presentan mayor proporción de boro, entre 14,5 % y 20,5 % en peso, por ser de tipo foliar sólo son empleados en cultivos de frutal, que aportarían boro a través de lavado de las hojas de los árboles. Este origen se desechó por la total ausencia de este tipo de cultivos. Por otra parte, en el peor de los casos, el foco de contaminación nunca alcanzaría los valores de concentración presentes en el sector.

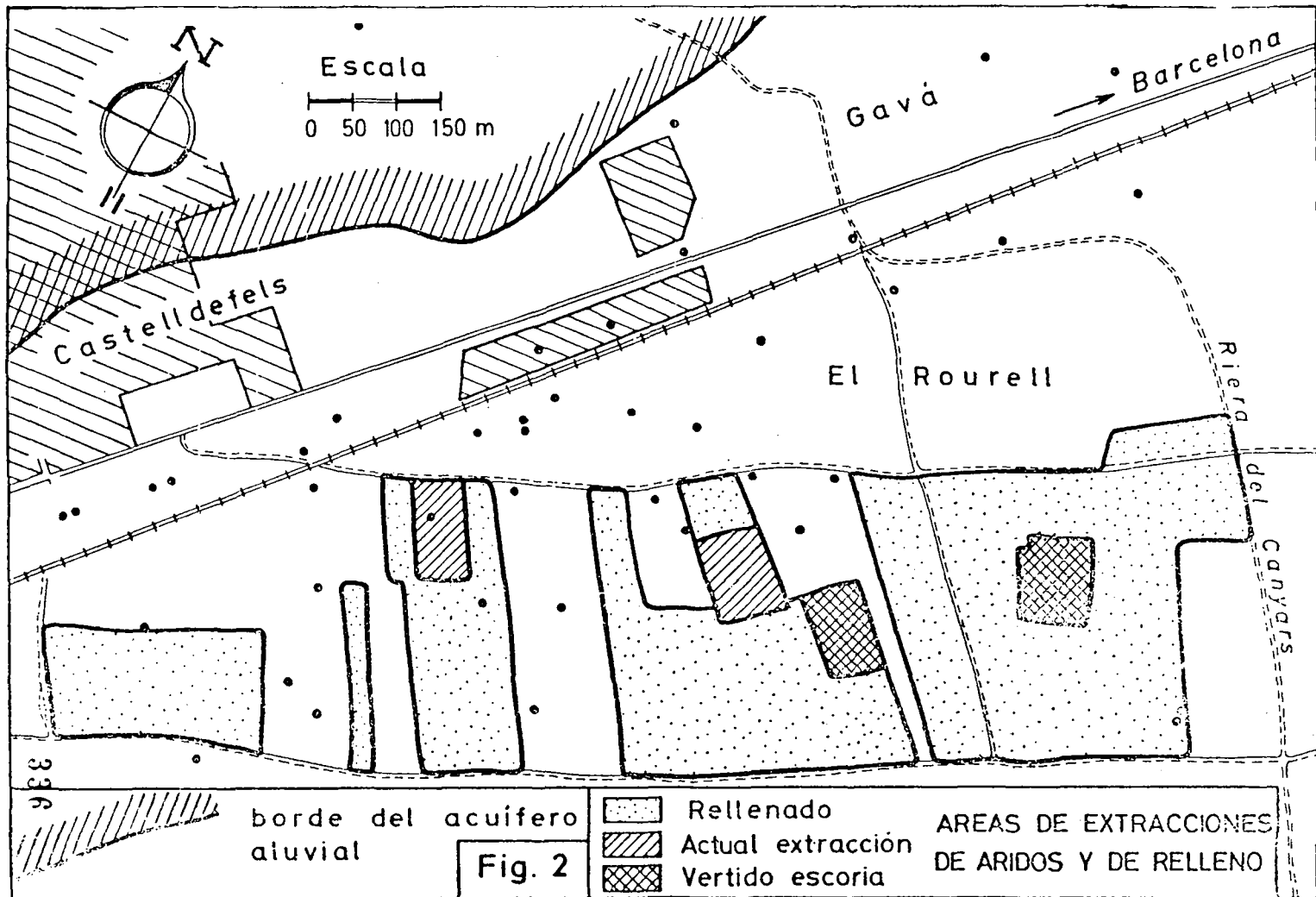
### CONTAMINACION POR VERTIDOS DE RESIDUOS Y BASURAS

En el área estudiada se vienen efectuando extracciones de arenas para la construcción desde 1960, y las correspondientes excavaciones, que limitan con el Camino Real, se utilizan para el vertido de residuos y basuras (fig. 2)

Hasta el momento actual se han extraído arenas sobre una superficie aproximada de 0,5 km<sup>2</sup>, dentro del área de estudio, con una profundidad que en muchos casos rebasa los 15 m. Posteriormente las parcelas han sido rellenadas con materiales procedentes de construcción, aunque también se ha podido producir otro tipo de vertidos, directamente o mezclados con los materiales aportados para el relleno.

Este hecho se ha traducido en un notable deterioro de la calidad del agua del acuífero superior, en muchos casos en contacto directo con los vertidos efectuados.

Por lo que se refiere a los residuos líquidos, debido a la dificultad de clasificación, al ser tan diversos como los procesos industriales que los originan, a que su aporte es despreciable en relación al volumen del acuífero y a que en su mayoría se evacúan por canales superficiales con escasas pérdidas, no se han tenido en cuenta.



Dejado aparte el caso de los residuos sólidos inertes, como los escombros procedentes de construcción y las tierras, hay que destacar que las basuras y los residuos comerciales son agentes contaminantes o potencialmente contaminantes con predominio de materiales de tipo orgánico y biológico, cuya composición puede presentar boro en forma de algún compuesto químico, aunque en bajas proporciones.

### RESIDUOS INDUSTRIALES

El boro, por ser utilizado en multitud de procesos industriales, puede aparecer como subproducto no aprovechable y destinado a vertidos.

En general la mayor parte de los rellenos se realizan a través de contratistas, intermediarios entre empresas y explotadores de las excavaciones, con lo cual es muy difícil conocer el origen de los vertidos.

Los subproductos enterrados, con mayor proporción de boro, son:

A) Subproductos de industrias cerámicas.

El estudio se ha centrado en los vertidos efectuados por una factoría de material sanitario, debido a la gran proporción en que el boro forma parte como componente de esmaltes vitrocerámicos, y por constituir uno de los vertidos efectuados en el área de estudio (fig. 2).

Ante la posibilidad de una contaminación procedente de las escorias enterradas, se llevó a cabo un ensayo de lixiviación, para poder deducir la incidencia de dichos vertidos sobre las aguas subterráneas.

Para efectuar el test de lixiviación se prepararon tres muestras de 50 g de escoria triturada. Cada porción fué sometida a un lixiviado durante 48 horas con un total de 4 horas de agitación, tomando un litro de:

- I - Agua destilada
- II - Agua acidulada (1cc de ClH concentrado). Se produjo desprendimiento de sulfhídrico.
- III - Agua basificada (1cc de NaOH, 1N).

Los resultados obtenidos fueron: (valores en ppm)

Determinación	Muestra		
	I	II	III
pH	7	4,4	11,4
SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	1	38,4	2,1
Cl <sup>-</sup>	11,3	695,8	21,3
Ca <sup>++</sup>	22,0	312,6	6,4
Mg <sup>++</sup>	0,2	53,5	0,4
SiO <sub>2</sub>	4,6	167,5	42,0
B	0,1	0,5	0,5

A partir de estos datos se deduce la existencia de ataque químico a las escorias, fundamentalmente por la acción ácida. Respecto al boro, la cantidad di-

suelta es despreciable. En consecuencia, se excluyen como foco de contaminación las escorias vertidas por dicha empresa.

#### B) Substancias tensoactivas (desengrasantes)

Estos vertidos están constituidos por los detergentes y productos de lavado.

La concentración en este tipo de substancias varía entre un 0% y un 50% en peso de los detergentes utilizados, que pueden aparecer como vertidos líquidos, detergentes industriales o como pastas y polvos que en parte pueden quedar como residuo sólido.

Este tipo de vertidos constituyen focos potenciales de contaminación, debido a la elevada proporción en que el boro entra en su composición.

### EFFECTOS DE LA CONTAMINACION POR BORO

#### EFFECTOS DE LA CONTAMINACION POR BORO

El boro está presente en la dieta humana en cantidades de 10 a 20 mg/día, suministrado a través de frutas y vegetales. Es completamente absorbido por el organismo y rápidamente eliminado.

La ingestión de dosis excesivas puede causar náuseas, convulsiones y coma. La dosis letal para adultos oscila entre 5-20 g y 20-45 g, según las condiciones (Mc. Kee y Wolf, 1963). Concentraciones en el agua superiores a 30 mg/l pueden interferir con la digestión, debido a su efecto conservador de los alimentos.

#### EFFECTOS SOBRE LAS PLANTAS

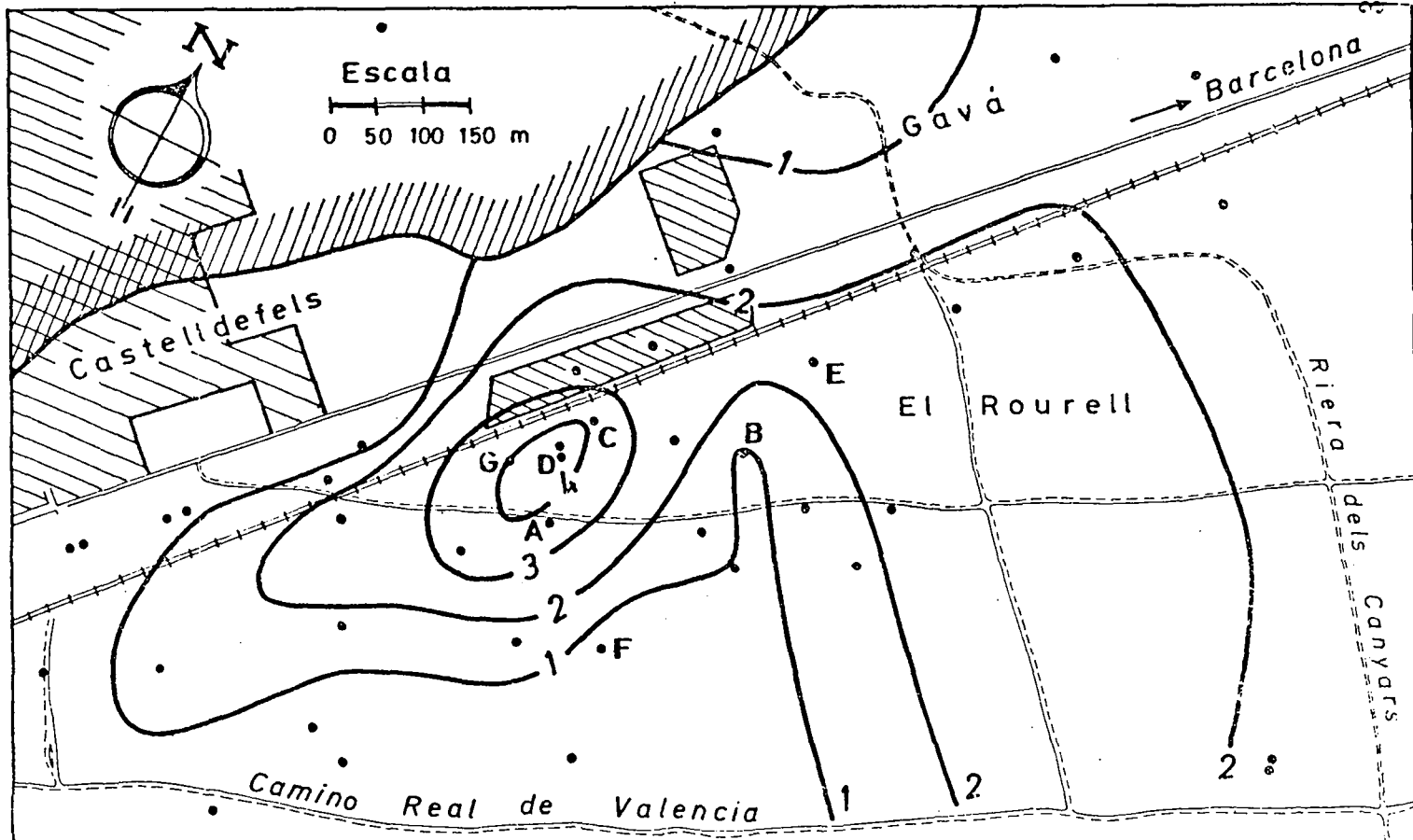
Para agua de regadío, la concentración crítica que puede ser aplicada a suelos sin producir daño en las plantas es de 0,4 - 0,5 mg/l, aunque hay que tener en cuenta la tolerancia de las plantas al boro y el tipo de suelo y su drenado. La máxima concentración soportable es 4,0 mg/l.


Los límites de concentración de boro son (McKee y Wolf, 1965).

Clase de agua	Tipos de plantas		
	Sensibles	Semitolerantes	Tolerantes
Excelente	< 0,33	< 0,67	< 1,00
Buena	0,33-0,67	0,67-1,33	1,00-2,00
Permisible	0,67-1,00	1,33-2,00	2,00-3,00
Problemática	1,00-1,25	2,00-2,50	3,00-3,75
Inadecuada	> 1,25	> 2,50	> 3,75

Para el sector estudiado, la concentración de boro es superior a 3 mg/l, y resulta por tanto totalmente inadecuada incluso para las plantas más tolerantes.

El boro asciende hacia las hojas, a través de las raíces y permanece en los márgenes, donde se acumula. Si el proceso continúa, y la concentración de boro

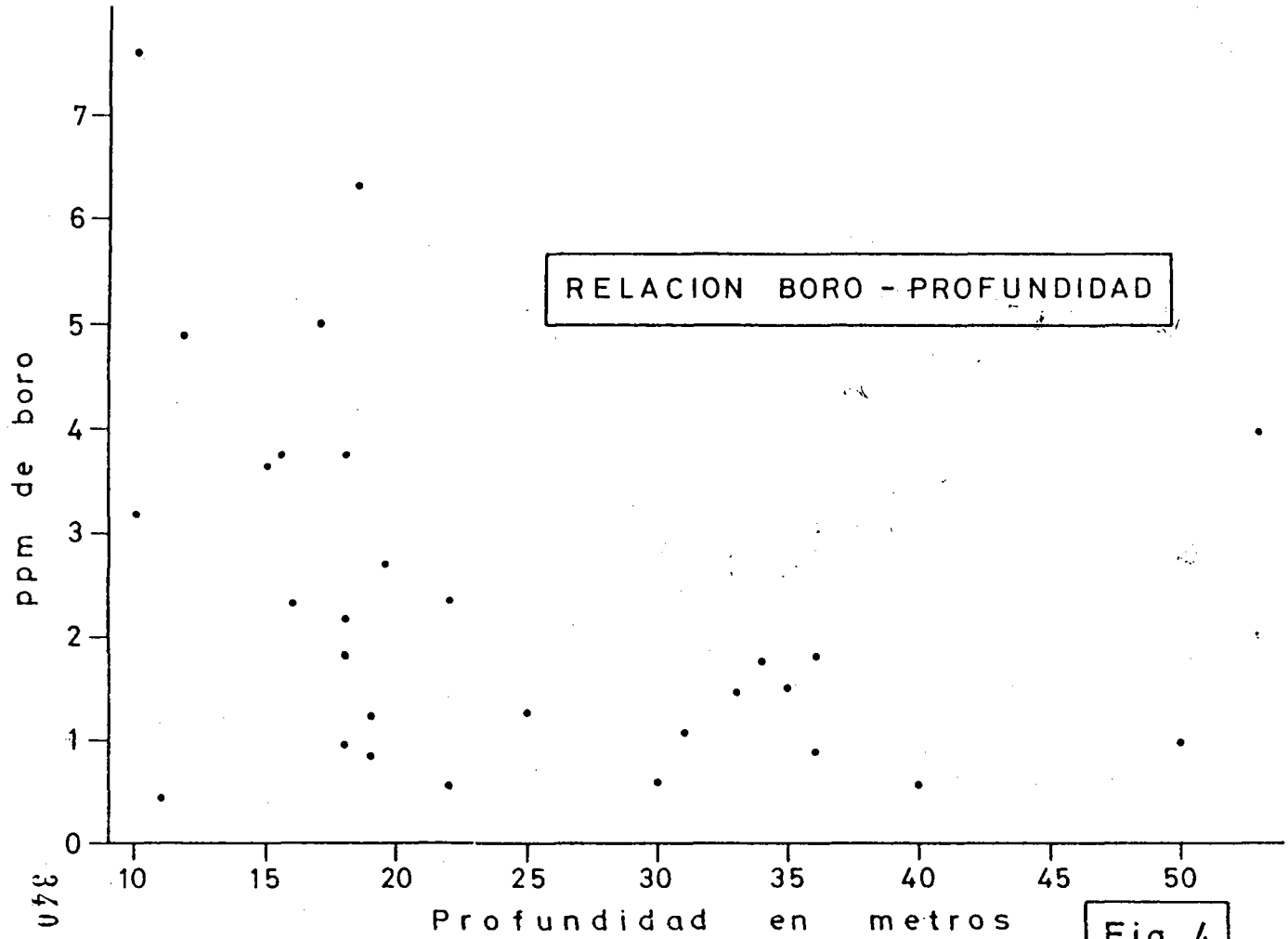



 borde del acuífero aluvial

● punto de agua  
 ⊙ punto de agua con determinación

**Fig. 3**

CONTENIDO EN BORO VALGORES EN ppm B



RELACION BORO - PROFUNDIDAD

Fig. 4

ro es lo suficientemente alta para poder dañar el tejido de la hoja, las hojas se vuelven amarillas y se queman, para posteriormente caer.

## **DISTRIBUCION DEL BORO**

A partir de los datos obtenidos mediante los análisis efectuados, se han establecido una serie de gráficos para poder estudiar la relación del contaminante con diversas variables físicas, así como su evolución y concentración en el sector.

### **DISTRIBUCION DEL BORO EN LA HORIZONTAL**

En la figura 3 se pueden observar las líneas de isocontenido de boro. Los máximos de concentración se localizan próximos a las excavaciones actuales de áridos, o bien en áreas que ya han sido rellenas con vertidos (fig. 2). Por este motivo se deduce una estrecha relación entre las áreas de extracción de áridos y el contenido en boro de las aguas subterráneas.

### **DISTRIBUCION DEL BORO SEGUN LA VERTICAL**

La representación gráfica de la profundidad del agua, explotada por los diferentes pozos y su contenido en boro (fig. 4), permite observar, que la nube de puntos no se ajusta a ningún tipo de ley estadística, si bien el agua del acuífero más superficial es la que presenta mayor concentración de boro, teniendo en cuenta su proximidad o lejanía a las áreas de vertido.

### **RELACION ENTRE CONTENIDO EN BORO Y TEMPERATURA**

Durante la campaña de toma de muestras, se efectuó de forma simultánea una campaña de toma de temperaturas, cuyos resultados se expresan en la figura 5. Como se observa no-existe ninguna relación entre boro y temperatura, por lo cual queda desechado un origen hidrotermal del contaminante y, en consecuencia, que la contaminación por boro fuera de tipo natural.

### **EVOLUCION DEL BORO EN EL TIEMPO**

En la figura 6 han sido representados los contenidos en boro a lo largo de diferentes años. Todos los pozos tienden a alcanzar una concentración media de contaminante. La evolución previsible, en el caso de que no sean efectuados nuevos vertidos, es de una disminución de la cantidad de contaminante en el agua, debido a un lixiviado de los materiales que constituyen los rellenos, y a una dilución del contaminante.

### **CANTIDAD DE CONTAMINANTE Y SU CONCENTRACION EN LOS VERTIDOS**

La cantidad de contaminante ha sido calculada, para el sector occidental del área estudiada, siendo desestimado el sector occidental por la carencia de datos.

342

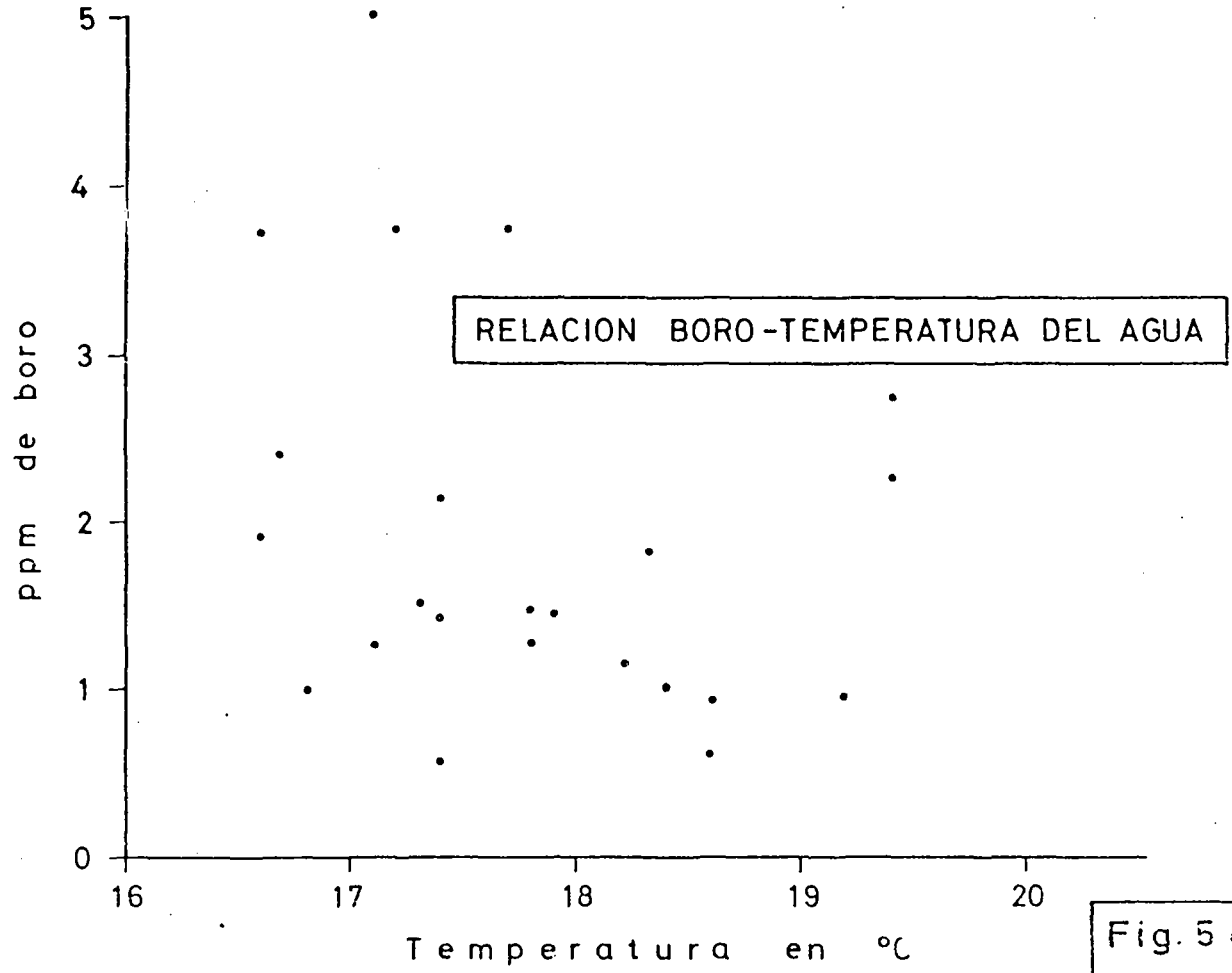


Fig. 5 a



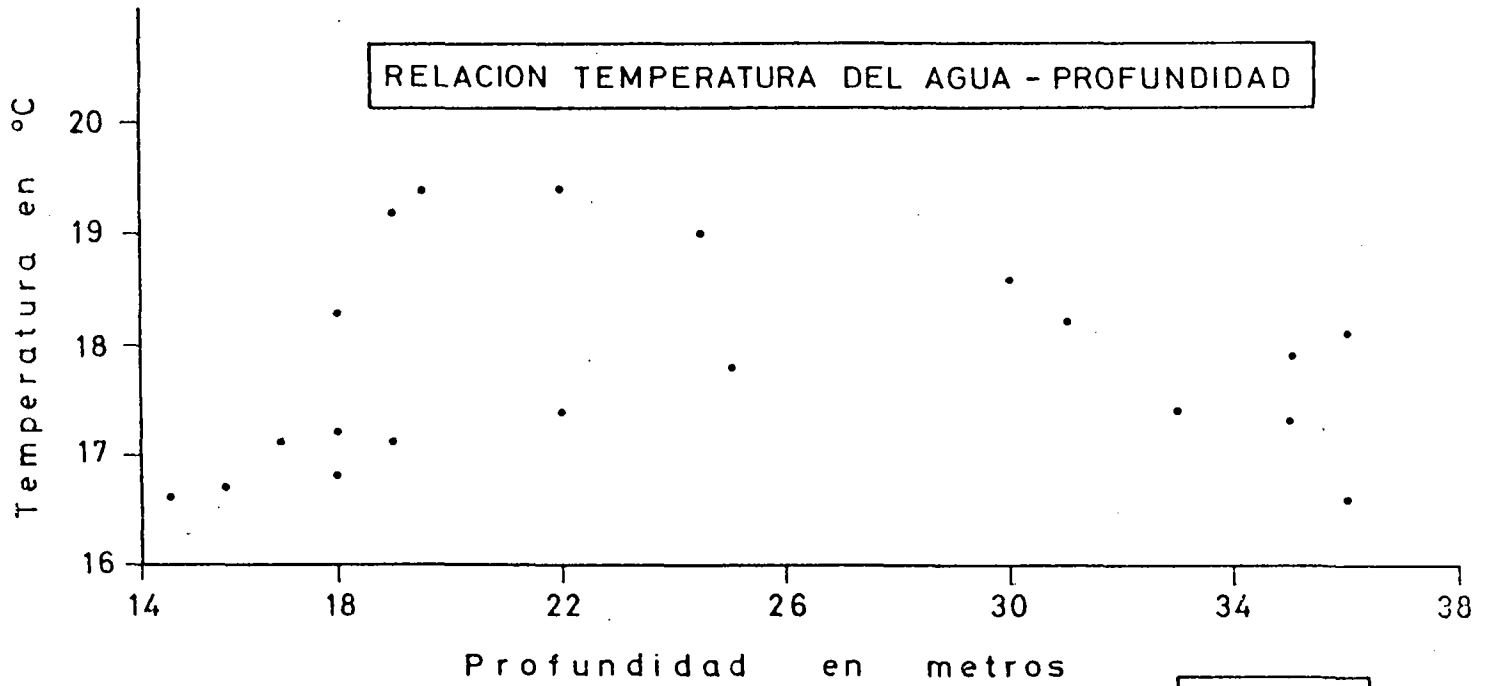
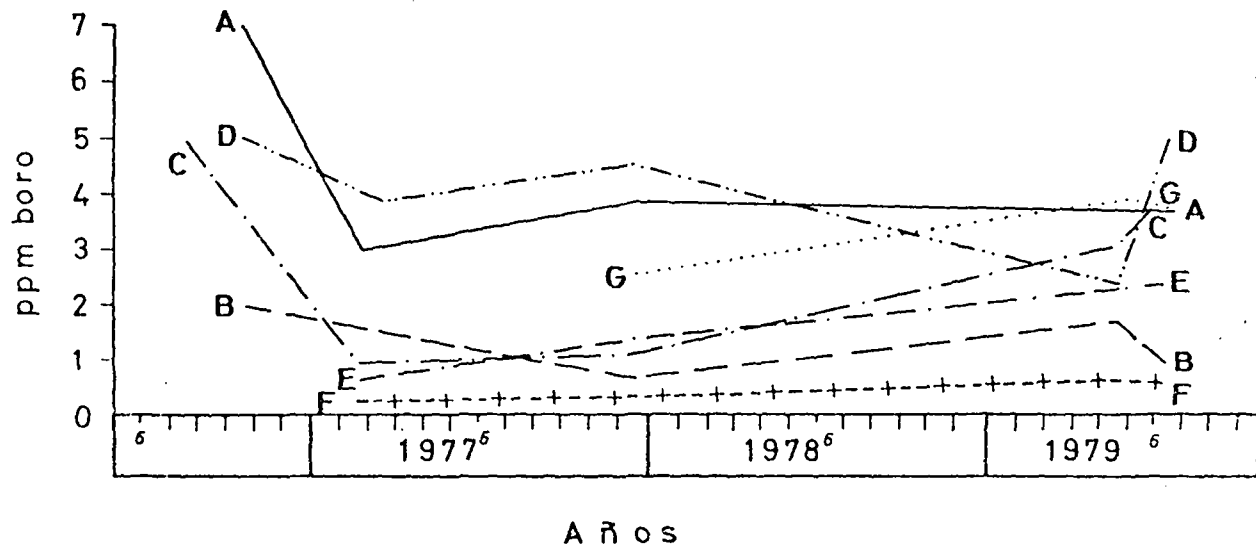


Fig. 5 b

343



EVOLUCION DEL CONTENIDO EN BORO EN 6 POZOS  
Ver situación en figura 3

Fig. 6

La cantidad de boro, calculada en el dominio de alta concentración (>1ppm) ha sido

$$C = m \times b \times Si \times C_1$$

m = porosidad eficaz (0,20)

b = espesor saturado del acuífero (16 m)

Si = superficie comprendida entre dos curvas de isocontenidos

C<sub>1</sub> = concentración media en la superficie Si

Los valores así obtenidos son de:

$$C = 2009 \text{ kg de boro}$$

En el caso de que el boro estuviese distribuido homogéneamente en los vertidos efectuados en el sector, que constituyen un volumen de  $5,6 \times 10^6 \text{ m}^3$ , la concentración de boro en los vertidos sería de:

$$2,009 \times 10^6 / 5,6 \times 10^6 = 0,358 \text{ g/m}^3 \text{ de boro}$$

La concentración expresada en peso, para los dos compuestos más utilizados, sería:

- Borax C =  $54,479 \times 10^6$  g de bórax

- Acido bórico C =  $11,123 \times 10^6$  g de ácido bórico

la concentración de estos dos compuestos en los vertidos sería de:

- Bórax =  $10,26 \text{ g/m}^3$

- Acido bórico =  $1,98 \text{ g/m}^3$

Cantidades poco elevadas pero que, debido a la alta solubilidad del boro, pueden ser concentradas por las aguas del acuífero, dando los altos valores observados. Con las concentraciones indicadas no es posible asociar el boro en ningún vertido concreto, ni a residuos menores incorporados y mezclados con los materiales de relleno.

## INTRUSION MARINA

En el área estudiada ha sido detectado un proceso de intrusión marina, tanto más acusado cuanto más cercanos nos encontremos del contacto entre los materiales del triásico y los que componen el triásico. El sentido de la intrusión es Norte-Sur, hacia las áreas de mayor bombeo, con un valor máximo detectado de 3000 ppm de Cl<sup>-</sup>. La elevada salinidad de las aguas del sector ha hecho más patente la presencia de boro, puesto que ha afectado más intensamente a las plantas.

## CONCLUSIONES

El boro no es de origen natural ni procede de vertidos líquidos industriales, sino del lixiviado de los materiales enterrados como relleno de las fosas de extracciones de áridos, y parece proceder principalmente de residuos industriales, mayoritariamente metalúrgicos y de talleres, mezclados entre los escombros que constituyen la mayor parte de los materiales.

El problema es más general de lo que en un principio se había supuesto.

El boro solo irá desapareciendo por renovación del agua, una vez lavados los rellenos contaminantes por el agua que se infiltra, lo cual es un proceso sumamente lento dadas las condiciones de flujo y explotación de la zona.

La importancia de la contaminación reside en la grave alteración de la calidad del agua para usos agrícolas, la cual se agrava debido a la progresiva salinización de los acuíferos por un exceso de bombeo. La salinización se produce a través de los niveles más profundos.

En otros pozos próximos a enterramientos de basuras urbanas, la contaminación toma otros caracteres asociados a la aparición de un medio reductor y la subsiguiente disolución de iones ferrosos y manganosos.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen vivamente la gran colaboración aportada por la Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental, y en concreto al Comisario Jefe, para la realización de los trabajos de campo, análisis y reproducciones, sin lo cual no se hubiera podido llevar a cabo el trabajo de Tesis de licenciatura que ha sido el origen de la presente comunicación. También se agradece la colaboración de la Comisión Docente del Curso Internacional de Hidrología Subterránea, del Laboratorio de Ingeniería Nuclear de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales de la Universidad Politécnica de Barcelona y del Departamento de Hidrogeología de la Universidad de Granada.

## BIBLIOGRAFIA

CANDELA, L (1980). Estudio de las afecciones hidrológicas producidas por la contaminación de boro en el acuífero aluvial del sector de "El Rourell" (Gavá, Barcelona). Tesis de Licenciatura. Universidad de Granada, patrocinada por Comisaría Aguas Pirineo Oriental. 264 pag. Granada.

CAPO (1973-1974). Estudio de las afecciones hidrológicas del vertedero controlado de basuras en el macizo de Garraf. Comisaría Aguas Pirineo Oriental y Exmo Ayuntamiento Barcelona. 632 pp. (Informe de difusión restringida)

CUSTODIO, E. (1967). Calidad química de las aguas subterráneas del delta del río Llobregat. Documentos Investigación Hidrológica 2 y 3. Coloquio Barcelona 1966. Centro Estudios, Investigación y Aplicaciones Agua. 2 y 3: 129-138. Barcelona.

CUSTODIO, E. (1978). Estudio preliminar sobre el origen de la salinidad y contenido en boro de las aguas subterráneas del paraje denominado "El Rourell", entre los términos municipales de Gavá y Castelldefels. Informe interno.

CUSTODIO, E. (1979). Sea water intrusion in the Llobregat delta, near Barcelona (Catalonia, Spain). Case Study 9.3.1. Sea Water Intrusion Problems. UNESCO-PHI, Project 5.6. (en preparación).

CUSTODIO, E.; CACHO, F.; GARCIA, J.; PELÁEZ, M.D. (1976). Problemática de la intrusión marina en los acuíferos del delta del Llobregat. III Asamblea Nacional Geodesia y Geofísica, Barcelona. Instituto Geofísico y Catastral. pp 2069-2101 pp. Madrid.

CUSTODIO, E.; GALOFRÉ, A. (1979). Cromo, boro y otros contaminantes en el subsuelo del bajo Llobregat: origen, comportamiento y movimiento. III Asamblea Nacional Geodesia y Geofísica, Madrid. Instituto Geofísico y Catastral. Madrid.

CUSTODIO, E.; LLAMAS, M.R. (1976). Hidrología Subterránea. Ed. Omega. 2 vols. 1852 p. Barcelona.

CHELMES, L.; BATHE, P. (1978). Chemical Specialities: Detergents and laundry products. Vol 1. Ed. George Godwin. 219 pp. Plymouth.

DAVIDSOHN, A.; MILVIDSKY, M.B. (1972). Synthetic detergents. 5ª ed. Ed. Leonard Hill. 286 pp. London.

HEM, J.D. (1972). Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. 4ª ed. U.S. Geological Survey, Water-Supply Paper nº1473.

MARQUÉS, M.A. (1974). Les formacions quaternaries del delta del Llobregat. Tesis Doctoral. En prensa.

MARQUES, M.A. (1974). Existencia de una antigua playa en el delta del Llobregat. Act. I. Reun. Nac. Grupo Trabajo Cuaternario. 1973. Madrid.

MARQUÉS, M.A. (1975). Las formaciones cuaternarias del delta del Llobregat. Acta Geol. Hispánica. Año X, n°1. En-Feb. 1975.

McKEE, J., WOLF, M. (1963). Water Quality Criteria. 2ª ed. Resources Agency California State Water Quality Control Board, Pub. n°3A. 548 pp. Sacramento. California.

MOLIST, J., GONZALVO, I., ALONSO, L. (1979). Orígenes de la contaminación de un acuífero en el delta del Llobregat. II Simposio Nacional Hidrogeología. Grupo de Trabajo de Hidrogeología. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Vol IV. 787-806. Pamplona

MOP (1966). Estudio de los recursos hidráulicos totales de las cuencas de los ríos Besos y Bajo Llobregat. Segundo Informe. Comisaría Aguas Pirineo Oriental y Servicio Geológico Obras Públicas. 4 vols. Barcelona.

MOP (1971). Estudio de los recursos hidráulicos totales del Pirineo Oriental. Informe sobre la contaminación del Llobregat. Comisaría Aguas Pirineo Oriental y Servicio Geológico Obras Públicas. Barcelona.

MOP (1974). Informe sobre la construcción y aplicación de un modelo matemático de simulación del funcionamiento de los acuíferos del delta del Llobregat. Comisaría Aguas Pirineo Oriental y Servicio Geológico Obras Públicas. Barcelona.

MORGAN, J.P. (1970). Depositional processes and products in the deltaic environment. En: Morgan (ed). Deltaic Sedimentation modern and ancient. Soc. Econ. Paleont. Miner. Sp. Pbl. 15:31-47. Tulsa.

RANKAMA, K.; SAHAMA, T.G. (1954). Geoquímica. Ed. Aguilar. Madrid.

REINECK, H; SIEGH, I (1973). Depositional sedimentary environments. Ed. Springer-Verlag. Berlin.

CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA  ACTAS DE LAS SESIONES	SESION <b>3</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981		349 360 páginas

**ALGUNOS ASPECTOS DE LAS CONTAMINACIONES CROMICAS DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN EL ENTORNO DE BARCELONA.**

E. Custodio. Dr. I.I. Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental y Universidad Politécnica de Barcelona (ETSIB). Director del Curso Internacional de Hidrología Subterránea.

Resumen. Muchas excavaciones en el entorno de Barcelona han sido rellenadas con materiales de desecho que han incorporado residuos industriales y basuras domésticas, entre ellos materiales residuales de la transformación de cromitas en ácido crómico que liberan cromatos solubles en contacto con el agua subterránea, bien sea la de infiltración que se mueve hacia el nivel freático, o directamente la del manto freático. En otros lugares se trata de fugas de vertidos de residuos líquidos industriales. Todo ello está dando lugar a la aparición de elevadas concentraciones en cromo en diferentes pozos y a que en amplias zonas las aguas dejen de ser potables o puedan dejar de serlo en el futuro. Se ha realizado un primer estudio de detalle de algunas áreas con depósitos de residuos de producción de ácido crómico que permite evaluar el problema que se presenta. En otras situaciones se poseen datos que sólo permiten conocer que el problema existe, pero no su evolución.

**CONSIDERACIONES GENERALES.**

Al ser Barcelona y su entorno una de las zonas más densamente pobladas de España, en la que coincide además un alto índice de desarrollo industrial, es causa de que numerosos vertidos sólidos y líquidos amenacen la calidad química de las aguas subterráneas de la zona, a veces con caracteres alarmantes.

La falta de una legislación eficaz en su aplicación y la escasez de medios administrativos, tanto técnicos como de actuación y prevención, explican, aunque no justifican, la grave deterioración del medio subterráneo, la cual irá en progresivo aumento a medida que los contaminantes introducidos bajo el terreno se incorporan al medio saturado, en un proceso que bajo ciertos aspectos puede considerarse como difícilmente reversible.

Sólo se van a describir los datos preliminares del comportamiento

de los vertidos crómicos y su importancia relativa, estimada a partir de los escasos datos de que se dispone por ahora.

El Código Alimentario Español, así como las recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud fijan como límite admisible en el agua de bebida 0,05 ppm de  $\text{Cr}^{+6}$ , aunque es recomendable no rebasar 0,01 ppm. Una sobreconcentración de cromo hexavalente puede ser origen de trastornos digestivos, que pueden llegar a graves, y por acumulación ser cancerígenos. Según el Michigan Department of Health (Deutsch 1961), 1 ppm de cromo hexavalente afecta ya al sistema nervioso y tejidos de los riñones, y puede ser origen de una enfermedad crónica.

Valores similares son aplicables a las aguas de bebida del ganado. En cambio no parece perjudicial a las plantas, aunque se recomienda no rebasar 5 ppm en dosis continuada, 20 ppm si es esporádico y se aplica al agua en suelo fino (U.S. Federal Water Pollution Control Administration). Otras fuentes de datos señalan un máximo de 0,1 ppm de  $\text{Cr}^{+6}$  para aguas agrícolas aplicadas de forma continuada sobre suelos de textura grosera (U.S. National Academy of Sciences).

En general el  $\text{Cr}^{+6}$ , en forma de cromato o dicromato, según el pH del agua, es muy poco retenido por el terreno, razón por la cual en ocasiones se le selecciona como trazador. Esa tendencia a permanecer en la fase acuosa lo hace especialmente peligroso, y solo desaparece por reducción a cromo trivalente en medio reductor. A este respecto, un acuífero con notable contaminación orgánica puede favorecer la eliminación del  $\text{Cr}^{+6}$  precipitándose como  $\text{S}_2\text{Cr}_2$  o como  $\text{Cr}_2\text{O}_3$ , aunque en ausencia de sulfuros pueden permanecer pequeñas cantidades de  $\text{Cr}^{+3}$  disuelto, que pueden revertir a  $\text{Cr}^{+6}$  en el tratamiento de esterilización del agua.

#### ORIGENES DEL ION CROMATO EN LA ZONA.

Una parte importante de la contaminación crómica de las aguas subterráneas procede de los depósitos de cromitas residuales del proceso de fabricación del ácido crómico en una industria ubicada en la zona. Estos vertidos se vienen realizando desde finales de la década de 1960 y sólo recientemente han disminuido en cantidad y poder contaminante. Se estima una generación anual de residuos de hasta 1400 t/año, con hasta un 4% de cromo total y hasta un 0,2% de cromo hexavalente soluble, vertidos en excavaciones, zonas de relleno, terraplenados, etc., en una amplia área alrededor de Barcelona, que incluye el Bajo Llobregat. Es probable que en el delta y valle bajo del Llobregat se hayan enterrado hasta unas 20 a 40 t de cromo hexavalente soluble, incorporado a unos resi-



duos negros pulverulentos, que en superficie llegan a dejar marcas amarillas y dan una fácil reacción crómica. Estos depósitos han cesado en la actualidad, pero en el terreno quedan enterrados o extendidos una cantidad de unas 150 000 t de residuos que contienen cromato cálcico moderadamente soluble, parcialmente protegido por una adición de tiosulfato sodico, pero que puede llegar a liberar hasta 100 t de  $\text{Cr}^{+6}$ .

Otra fuente de ión cromato son los vertidos, accidentales o sistemáticos, de licores metalurgicos o de tratamiento de pieles conteniendo ácido crómico o cromatos. Si van a los rios o alcantarillas, por infiltración acaba afectando a las aguas subterráneas, aunque en el caso del entorno de Barcelona es más un problema que preocupa a la calidad de las aguas superficiales que a la de las aguas subterráneas. Es más grave el caso de vertido en balsas con fugas o en las que se pretende una infiltración, o escasez de depósitos y conducciones, en industrias del tipo antes mencionado. Es interesante destacar que parte de las industrias que han contribuido a la contaminación crómica en el área del Besós ya no existen desde hace años, pero los efectos de sus vertidos aún perduran.

#### Contaminación crómica por residuos industriales sólidos.

Las alarmas crómicas son frecuentes en la zona, y en el área del Llobregat se han llegado a determinar 7,6 ppm de  $\text{Cr}^{+6}$  (8,0 ppm de Cr total) en un pozo litoral profundo utilizado para el llenado de una piscina con agua salada subterránea. El contenido en cromo fue creciente con la explotación. La fuente de cromo se localizó en un relleno de terreno para construir un nuevo camino. El nivel freático está en este caso alrededor de un metro de profundidad. La lluvia que se infiltra a través de un débil recubrimiento arenoso arrastra en su descenso al cromo. La clara coloración amarilla del agua de la piscina fue el motivo que desencadenó la alarma. El análisis de una porción del terreno que se identificó con el residuo sólido causante del problema señaló la presencia de 0,84% en peso de  $\text{Cr}^{+6}$ , extraible en un lixiviado rápido.

El hecho de que la frecuencia de contaminación de captaciones de agua por cromo sea aún pequeña es debido a que:

- los vertidos de cromitas residuales son recientes
- el tránsito a través del medio no saturado es lento, con un tiempo medio variable en esta zona entre 0,7 y 5 años por cada m de profundidad del nivel freático (velocidad de 1,3 a 0,2 m/año)
- el tiempo medio de movimiento desde la vertical del punto de contaminación hasta los pozos es lento, y para pozos explotados para usos agrícolas, en condiciones medias de gradiente hidráulico y de permeabilidad, es del orden de 0,5 a 5 m/día o sea de

180 a 1 800 m/año, a contar desde la llegada del contaminante al nivel freático.

No obstante, la dispersión hidrodinámica puede ser grande, lo que hace que la contaminación aparezca antes, se bien menos acentuada a causa de la dilución.

Para conocer la situación real derivada de esos vertidos se han realizado diversos sondeos mecánicos en antiguos depósitos de residuos en excavaciones, en los que se sabe que existen vertidos crómicos o estos resultan aparentes en superficie.

Estos estudios han sido realizados por la Comisaria de Aguas del Pirineo Oriental, con la colaboración de INTECSA.

Los sondeos fueron realizados con toma continua de muestras mediante una barrera helicoidal hueca autotransportada, con sacatestigos de 80 mm  $\varnothing$  por el interior, actuando en seco, a fin de evitar contaminación de la muestra. Tras la extracción del testiguero se avanzaba el revestimiento de 200 mm exterior y 84 mm interior, con lo cual se minimizaba la caída y arrastre de partículas de niveles superiores. Una vez alcanzado y penetrado el nivel freático se tomaba una muestra de 1 l con tomamuestras de inmersión al cabo de 1 semana, para eliminar así posibles efectos de incorporación de cromo por el proceso de perforación.

Se separaron muestras representativas de cada metro perforado. En cada una de las muestras se separó la fracción fina ( $< 0,06$  mm), para determinar en ella el contenido en cromo, ya que en principio la fracción gruesa de cantos, gravas, bloques y restos de elementos de construcción en principio no es absorbente ni retentiva de forma importante. En el medio no saturado el cromo disuelto queda suspendido con agua sometida a succión (pelicular, funicular y capilar).

La concentración de cromo en el medio sólido se ha medido por espectro-fluorometría de rayos X (sensibilidad 60  $\mu\text{g}$ ) a partir de patrones de arcilla con contenidos conocidos de Cr. En el medio líquido (muestras de agua o fracción extraíble con agua) las mediciones se han realizado por absorción atómica, con sensibilidad de 0,05 ppm.

Se identificaron 15 lugares en que existen tales depósitos de residuos sólidos y después de una selección se realizaron los siguientes sondeos de estudio:

nº	Area	Lugar	Prof.(m)	Nivel freático (m)	Descenso del Cr (m)	ppm Cr <sup>+6</sup> en agua
1	Besós	Montornés	8	5,8	~1,5	4,26
2	Besós	Llagosta	11	7,0	algo	2,30
10	Llobregat	Gavá	8	5,8	~1	2,20
12	Llobregat	Sant Boi	11	8,0	5?	0,11
13	Llobregat	Sant Boi	26	24,0	?	0,18
15	Llobregat	Pallejà	14	11,3	0	0,11

Los resultados de los sondeos practicados en el Llobregat se representan a la figura 1, junto con la situación de las áreas reconocidas. En la tabla 1 se muestran las principales observaciones y conclusiones.

Es difícil extraer conclusiones cuantitativas, en parte porque la exploración no se ha realizado de la mejor manera ni con los medios necesarios, y por lo tanto solo debe considerarse preliminar. No obstante, queda claro el movimiento descendente de los cromatos, que alcanzan el nivel freático.

Parece que en el momento en que la concentración de aporte es mayor, ésta vale entre 10 y 50 ppm en el terreno, a un ritmo de 0,1 a 0,6 m/año. Con una porosidad del 20% y lavado completo la introducción mayor se haría al ritmo de 2 a 50 g/m<sup>2</sup>/año.

Aunque es muy difícil estimar la superficie de cromitas, en el caso del valle bajo del Llobregat pueden quizás admitirse entre 5 y 20 ha. La mezcla con el 50% del flujo subterráneo, alrededor de 100 hm<sup>3</sup>/año, produciría una concentración en cromo hexavalente entre 0,002 y 0,2 mg/l y teniendo en cuenta la no simultaneidad de llegada de las máximas concentraciones, valores más probables entre 0,005 y 0,02 mg/l.

No se trata de cantidades alarmantes a nivel global, pero sí que pueden crear problemas locales por falta de dilución, lo que obliga a un estricto control de los pozos de abastecimiento, y a tener soluciones de repuesto (pozos alternativos en otras áreas) para el caso en que aparezca la contaminación.

Dado que el cromo se aporta al nivel freático, su llegada a niveles profundos del acuífero supone cierta dilución. Por ello, son recomendables los pozos con rejilla preferentemente en la parte más profunda del acuífero, aunque son más caros. Ello también comporta la adopción de medidas para mantener el nivel freático alto. Después de una época de niveles freáticos bajos, el ascenso de niveles consecuencia de una recarga supone el lavado de cromatos en

Profundidad en metros bajo la superficie del terreno

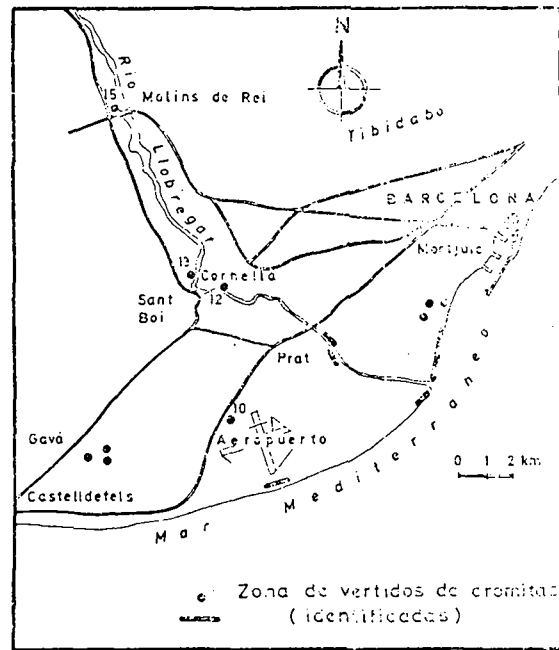
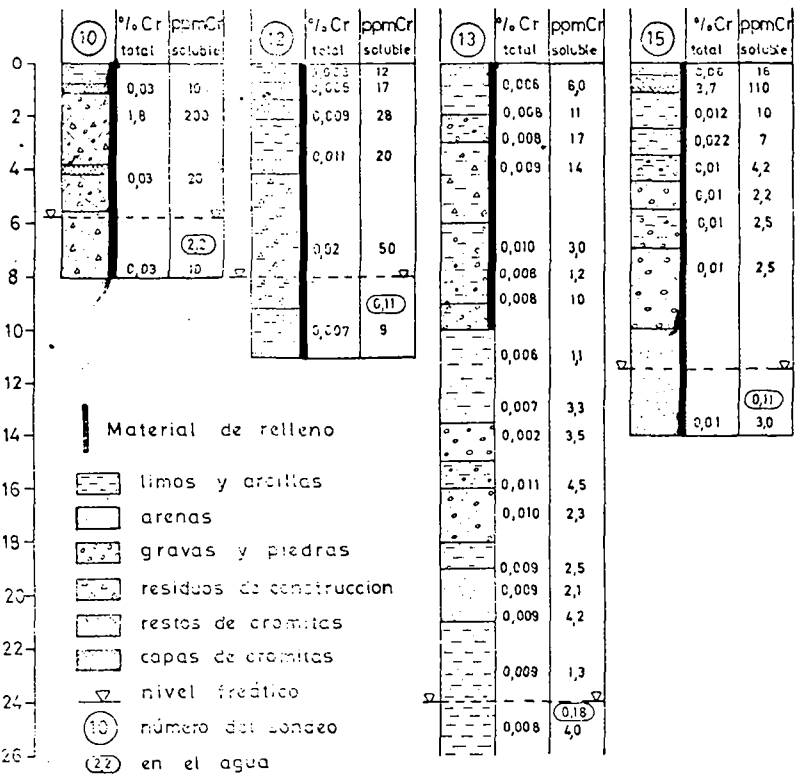


Figura 1.- Sondeos realizados en el Bajo Llobregat para determinar el efecto en profundidad de los depósitos de residuos de cromitas. Se indica el contenido en cromo total y el contenido en cromo soluble.

Tabla 1.- Observaciones y conclusiones de los sondeos de reconocimiento de la figura 1.

Sondeo	10	12	13	15
Cortadas cromitas residuales?	Si	No	No	Algo
Relleno hasta nivel freático?	Si	No	No	Si
Descenso cromo soluble	Notable	Notable	Moderado	Moderado
Edad probable vertido en 1977	9 años	10 años	10 años	7 años
Velocidad promedio descenso, estimado, m/año	0,1	0,6	0,2	0,1
Grado dispersión vertical	normal	alto	normal con exten- tenseo frente.	normal con exten- so frente.
Llega frente de dispersión al nivel freático?	incipiente pero claro.	llega	solo incipiente	solo incipiente
Contaminación agua freática	alta	moderada	moderada	moderada

Notas: el no haber cortado cromitas residuales no quiere decir que no existan en el lugar. Estas se pusieron de relieve en un reconocimiento superficial.

descenso, además de una más rápida entrada, por lo cual en esos momentos deben intensificarse los controles.

La situación en el delta del Llobregat es diferente de la existente en el valle Bajo del Llobregat y cubetas aluviales del Besós por la más lenta renovación del agua (menor permeabilidad y gradientes hidráulicos pequeños), lo cual supone que la contaminación es de carácter más localizado, pero con posibilidades de alcanzar concentraciones notablemente mayores a las antes señaladas, como en el ejemplo preliminar de este apartado.

Las posibilidades de que en el acuífero profundo se contamine de forma acusada a partir del acuífero freático son pequeñas, dado la gran dispersión que supone el paso de un acuífero a otro.

Un problema adicional puede surgir en caso de que se removilicen vertidos crómicos y estos puedan ir a parar por error a lugares en los que se pueda producir fácil contaminación, como en el ejemplo citado por Deutsch (1961) en Grandville (Michigan), en el que para proteger un pozo contra inundaciones se elevó el terreno tomando arenas que habían sido contaminadas por vertidos crómicos, facilitando así una rápida afección al agua extraída. Una situación similar pudo haber sucedido al efectuar el encauzamiento del río Llobregat en un lugar en que las margenes existan antiguos depósitos de cromitas residuales, de no haber actuado la Administración con conocimiento de causa.

#### Contaminación crómica por posibles residuos industriales líquidos o de origen incierto.

En lo que se refiere a residuos industriales líquidos conteniendo cromatos disueltos, la información es solo ocasional, sin estudios de detalle.

Uno de los casos más llamativos se sitúa en el delta del Besós, con su vértice situado en el entorno de la confluencia de las calles Prim-Maresme y Pedro IV. La primera información se remonta a 1969 en que una industria de blanqueados textiles se quejó de la aparición de color amarillo en el agua de su captación de agua. En 1976, durante los trabajos para el estudio geohidrológico de base para realizar unos ensayos de recarga artificial en una zona próxima se encontraron cantidades notables de cromatos en varios pozos profundos (Balagué, Alvarez de Cienfuegos y Moravenik, 1977; Agua/Plan, 1976; Custodio, Suárez y Galofré, 1976). Recientemente se ha vuelto a muestrear la zona (Solórzano y Surià, 1981).

No es fácil obtener conclusiones por cuanto se trata de una zona urbano-industrial con extracciones muy variables, con captaciones

en parte fuera de servicio, posiblemente con rejillas en más de un nivel acuífero, aunque en general son pozos abiertos en el acuífero profundo semiconfinado, y no siempre es posible muestrear los mismos puntos.

En 1976 (en la publicación de Custodio, Suárez y Galofré existe el error de que las isocurvas dadas en mg/l de  $\text{Cr}^{+6}$  deberían estar expresados en mg/l de  $\text{CrO}_4$ ) parece que el área afectada por más de 0,5 mg/l de  $\text{Cr}^{+6}$  era restringida a una superficie de 0,2  $\text{km}^2$  (valor máximo de 3 mg/l), con valores superiores a 0,01 mg/l de  $\text{Cr}^{+6}$  de unos 1,5  $\text{km}^2$ . En 1981 el valor máximo era similar y la superficie con más de 0,5 mg/l de  $\text{Cr}^{+6}$  había crecido hasta quizás 0,5  $\text{km}^2$ , manteniéndose similar la de más de 0,01 mg/l.

El máximo se mantiene fijo en posición y parece ser que la extensión se realiza hacia el Parque de la Ciudadela, aunque es una afirmación poco segura. Aunque entre 1976 y 1981 las condiciones de potencial hidráulico han variado notablemente a causa de la desaparición de un notable centro de bombeo próximo a la costa, se puede asegurar que el flujo de agua subterránea en el acuífero cautivo es en sentido contrario (de mar hacia el interior). La explicación parece residir en que la contaminación podría proceder de alguna industria, hoy ya desaparecida, ubicada próxima al área del máximo actual. Allí habían existido fugas de depósitos o vertidos por infiltración en el terreno, con la consiguiente contaminación diferida del acuífero superior del delta (no está prácticamente explotado), y a través del mismo al acuífero profundo, deprimido a causa de la explotación. El flujo a dicho acuífero superficial parece ser en el sentido de extensión de la mancha crómica.

La extensión de dicha mancha crómica hacia el mar por el acuífero profundo está restringida por ser el flujo en sentido contrario, y la parte que puede recibir a través del acuífero superior casi no afecta porque:

- el acuífero superior está cortado paralelamente a la costa por una de las líneas de metro, lo que obliga a su descarga lateral
- cerca de la costa el acuífero profundo está separado del superficial, por una carga de baja permeabilidad
- el acuífero profundo en esa zona próxima a la costa está en condiciones notablemente reductoras, con lo que el  $\text{Cr}^{+6}$  es reducido y precipitado como  $\text{Cr}^{+3}$

Se espera que la mencionada contaminación crómica persista durante muchos años, y no se preve forma económica de limitarla.

Otra contaminación con cierta semejanza a la descrita, aunque mucho menos acusada (máximos de 0,02 mg/l de Cr<sup>+6</sup> y hasta 0,04 mg/l en Cr total) se apreció en 1 976 (Agua/Plan, 1 976; Galofré, 1 977) y subsiste en 1 981 (Solórzano y Suriá, 1 981) en el sector barcelonés de Sant Andreu de Palomar, cerca del río Besós, en el área industrial próxima y al Norte del polígono industrial Milans del Bosch (calle Caracas). Su origen puede ser tanto por vertidos líquidos, como por residuos sólidos enterrados en el aluvial del río. En este caso está afectado al menos un pozo de abastecimiento.

Contaminaciones similares se han apreciado repetidas veces, y concretamente en 1 976-1 977 en el área de la confluencia del río Besós y del río Ripoll (Montcada), afectando a pozos de abastecimiento. El origen no es claro, pero parece asociarse a residuos sólidos. Los valores máximos encontrados son de 0,035 mg/l de Cr<sup>+6</sup> y 0,05 mg/l de Cr total (Galofré, 1 977).

Otra situación con cierta información (Galofré, 1 981) y con datos iniciales del autor, corresponde a un sector urbano de Granollers (Barcelona), en un área que parece estar sobre el aluvial del río Congost (calle Tarafa), donde se han producido fugas de licores crómicos de instalaciones industriales de cromados (actuales o ya desmanteladas). Es un área con agua geoquímicamente homogénea, captada con pozos excavados de 6 a 10 m de profundidad, que extrae de 2 a 4 m<sup>3</sup>/h en punta, utilizados muchos de ellos para usos domésticos.

Se han encontrado hasta 1,4 mg/l de Cr<sup>+6</sup> en el momento del estudio, pero los datos que dieron lugar a la alarma llegaron a señalar 5,5 mg/l en octubre de 1 979, con descenso posterior después de las primeras denuncias del hecho y la corrección de algunas instalaciones. Parece que la suspensión del vertido produce una progresiva mejora por dilución.

En Polinyà (Barcelona), a aproximadamente 1 km al Sur de la población, se ha identificado otro caso de contaminación crómica (Valdés y Puiggari, 1 981) originado por infiltración de agua residual industrial en unas balsas sin revestir, hoy abandonadas. El medio acuífero es multicapa, y debido a las extracciones existe un potencial variable de un subacuífero a otro, si bien se puede hablar de un nivel freático a unos 40 m de profundidad en el área más afectada. La captación más próxima ha llegado a extraer agua con 50 mg/l de Cr<sup>+6</sup>, aunque con notables variaciones (mínimo de 10 mg/l de Cr<sup>+6</sup>) según la época del año. En tres años la contaminación subsiste a los niveles señalados, aunque parece tender a disminuir. El volumen de agua contaminada infiltrada en buena parte aún en el medio no saturado, es grande y es de prever que se deberá mantener una vigilancia durante muchos años y que el agua



muy contaminada extraída por el pozo mencionado deberá ser tratada antes del vertido para eliminar el cromo contenido.

#### CONCLUSION

Los problemas enunciados muestran que la contaminación crómica es un problema grave en los alrededores de Barcelona. El nivel de conocimiento es solo preliminar y faltan estudios de detalle sobre el origen y sobre todo sobre la evolución en el acuífero y las afecciones a usos de bebida. Es necesario establecer una red sistemática de vigilancia y llegar a una policía efectiva en cuanto al manejo, transporte y vertido de tóxicos, con información apropiada a los industriales y al público en general sobre el uso seguro de esas substancias y el modo de disponer de los residuos.

#### REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.

Agua/Plan (1 976). Plan de saneamiento y reutilización de los vertidos de agua de Barcelona: actualización del inventario de pozos, hidroquímica y descripción geológica del pozo de recarga. Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental y Ayuntamiento de Barcelona (informe interno).

Balagué, S., Alvarez de Cienfuegos, M., Moravenik , F. (1 977). Ensayo de recarga artificial en el delta del Besós: estudio de la contaminación del acuífero profundo. Curso Internacional de Hidrología Subterránea. Barcelona (interno).

CAPO, (1 977). Informe sobre la contaminación por cromo de los acuíferos de los ríos Llobregat y Besós. Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental. Barcelona (informe interno).

Custodio, E., Galofré, A. (1 979). Cromo, boro y otros contaminantes en el subsuelo del Bajo Llobregat: origen, comportamiento y movimiento. III Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica, Sección de Ciencias Hidrológicas. Madrid. Instituto Geográfico Nacional. 15 págs. (en prensa).

Custodio, E., Suárez, M., Galofré, A. (1 976). Ensayos para el análisis de la recarga de aguas residuales tratadas en el delta del Besós. II Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Sección de Ciencias Hidrológicas. Barcelona. Instituto Geográfico y Catastral. Madrid. Págs. 1 893-1 936.

Deutsch, M. (1 961). Incidents of chromium contamination of ground-

water in Michigan. U.S. Public Health Service, Technical Report W 61-5, págs. 98-104.

Galofré, A. (1 977). Informe sobre el contenido de cromo en algunos pozos de las cuencas de los ríos Besós y Llobregat. Comisaria de Aguas del Pirineo Oriental. Barcelona (informe interno).

Galofré, A. (1 981). Informe hidrológico sobre la aparición de cromo hexavalente en algunos pozos dentro del casco urbano de Granollers (Barcelona). Comisaria de Aguas del Pirineo Oriental. Barcelona (informe interno).

Solórzano, F., Suriá, J. (1 981). Estado actual de los acuíferos del delta del Besós, margen derecha (Barcelona). Curso Internacional de Hidrología Subterránea. Barcelona (informe interno).

Valdés, L., Puiggari, L.M. (1 981). Estudio de la contaminación de aguas subterránea en la riera de Polinyà (Polinyà - Barcelona). Curso Internacional de Hidrología Subterránea. Barcelona (informe interno).

CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA  <b>ACTAS DE LAS SESIONES</b>	SESION <b>3</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981		361 378 páginas

LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN EL ENTORNO DE  
 BARCELONA

Joaquín Guardiola Pujals - Ldo. en Ciencias Químicas

Sociedad General de Aguas de Barcelona

RESUMEN

Las cuencas bajas de los ríos Llobregat y Besós, marco del entorno de Barcelona, son zonas de escorrentía final donde radica además la mayor actividad de sus habitats y en consecuencia la mayor influencia en el demérito de la calidad de las aguas subterráneas dada la infraestructura de saneamiento existente.

Se relacionan diversas causas que inciden en la contaminación de pozos, describiendo los casos de contaminación registrados y se expone la línea de investigación seguida para la detección y cuantificación de microcontaminantes orgánicos.

PROBLEMATICA

La intensa actividad del habitat que se desarrolla en la periferia de Barcelona ha motivado la aparición de un progresivo y acelerado proceso de degradación ambiental repercutiendo sensiblemente en el medio hídrico al afectar la calidad y cantidad de sus recursos disponibles en la zona, actualmente ya muy limitados.

Hasta 1955, el abastecimiento de agua a Barcelona y su entorno se realizaba exclusivamente de las extracciones subterráneas de los deltas de los ríos Llobregat y Besós; las necesidades agrícolas se cubrían casi en su totalidad de caudales superficiales. Superada, a partir de aquella fecha, la capacidad de extracción de aguas subterráneas frente a la creciente demanda requerida para el abastecimiento urbano, fue necesario recurrir al aprovechamiento de los caudales superficiales del río Llobregat, para lo cual entró en funcionamiento la Estación Depura-

dora de Sant Joan Despí, construída por la Sociedad General de Aguas de Barcelona y ampliada en 1962 hasta una capacidad de 6,3 m<sup>3</sup>/s. Posteriormente, en 1967, se reforzó el abastecimiento urbano con la traída de aguas del río Ter.

El cuadro que sigue resume y compara la distribución de caudales suministrados al consumo urbano por la Sociedad General de Aguas, según sus orígenes y variaciones al final de dos períodos: el primero registra la situación final de la etapa de suministro exclusivo por aguas subterráneas, año 1954, y el segundo corresponde al estado actual, año 1980.

	1954 Hm <sup>3</sup>	1980 Hm <sup>3</sup>	Variación %
Pozos Llobregat	68,27	6,3	- 90,77
Pozos Besòs	27,11	12,5	- 53,89
Acueductos	4,42	3,1	- 29,86
Total aguas subterráneas	99,80	21,9	- 78,05
Superficiales Llobregat	0	98,1	-
Superficiales Ter	0	178,3	-
Total aguas superficiales	0	276,4	-
TOTAL GENERAL	99,8	298,3	+198,89

Deduciéndose la escasa influencia que presenta actualmente la aportación de caudales subterráneos al área de suministro antes señalada. Los 21,9 Hm<sup>3</sup>. extraídos durante 1980 sólo inciden en el 7,35 % del total suministrado.

Esta disminución en las disponibilidades de caudales subterráneos, siempre de mejor calidad y menor coste frente a los superficiales, cabe atribuirlo a la superextracción practicada en los deltas de los ríos Llobregat y Besós con motivo de la implantación de nuevas industrias en la zona, en general con elevadas necesidades de agua y con el objetivo de obtener un abastecimiento propio.

La falta de una depuración eficaz de los vertidos en la mayoría de las industrias instaladas y la inexistencia de tratamiento de los vertidos urbanos, han contribuido a reducir sensiblemente la recarga natural de los acuíferos por colmatación de los lechos de los ríos.

Las disponibilidades de extracción anual del delta del río Llobregat se cifran en 80 hm<sup>3</sup>. y para el río Besós en 30 hm<sup>3</sup>, no obstante, las extracciones realizadas han alcanzado los 120 hm<sup>3</sup> y los 60 hm<sup>3</sup> respectivamente, provocando el descenso del nivel freático por debajo del nivel del mar y en consecuencia el desarrollo progresivo de la intrusión salina.

Existen zonas en los citados deltas que el contenido en cloruros de las aguas subterráneas sobrepasa los 5000 ppm.

Aparte de la intrusión salina, antes comentada, la causa que más influye en la contaminación de las aguas subterráneas en la zona es la extracción de áridos. Los hoyos producidos en estas extracciones en zonas colindantes a aquellos ríos han sido normalmente rellenados con toda clase de residuos industriales y urbanos los cuales directamente o en sus productos de reacción se incorporan a las aguas subterráneas.

#### MECANICA DE LA CONTAMINACION

De las diferentes formas que puede contaminarse un acuífero, sólo hemos registrado tres entre los 18 casos estudiados, distribuidos según la siguiente relación:

Por percolación	4
Por infiltración directa al subsuelo	14
Por comunicación entre acuíferos	1

este último caso va asociado con una infiltración directa al subálveo.

Como causas principales que han motivado estas contaminaciones cabe atribuirlo a:

- |   |          |
|---|----------|
| 1º. Cambios en la estructura del lecho filtrante en superficie.   |          |
| a) Por extracción de áridos en el propio río combinada con la contaminación de las aguas superficiales, en general en lugares cercanos a desagües ..... | 2 casos  |
| b) Arrastre por avenidas de material sedimentado en rieras que colectan vertidos de aguas residuales urbanas e industriales sin depuración previa ..... | 2 casos  |
| 2º. Infiltración directa al subálveo de aguas residuales fuertemente contaminadas .....   | 2 casos  |
| 3º. Acopio de residuos sólidos y líquidos industriales y urbanos a los hoyos producidos en las explotaciones de áridos .....                            | 12 casos |

Además de estas causas, existen otras, más generalizadas que contribuyen a un deterioro de la calidad del agua subterránea, nos referimos a la falta de tratamiento de las aguas residuales urbanas vertidas en las cuencas de los ríos Llobregat y Besós y a la salinidad de las aguas del río Llobregat.

Respecto a los vertidos urbanos, si consideramos los valores promedios "per capita" que se dan para las aguas negras según Imhoff y Fair de:

sólidos sedimentables	54 g
" no sedimentables	36 g
" disueltos	160 g
" totales	250 g

se deduce, para los citados ríos, los siguientes aportes diarios de sólidos vertidos exclusivamente por la población:

		<u>Río Llobregat</u>	<u>Río Besós</u>
Población	nº	800 000	600 000
Sólidos sedimentables	kg/d	43 200	32 400
" disueltos	kg/d	128 000	96 000
" totales	kg/d	200 000	150 000

no obstante, estos valores deben incrementarse si se considera la existencia de vertidos industriales en los alcantarillados municipales. Según estudio realizado por AQUA/PIAN en 1980 los habitantes equivalentes de la cuenca del río Llobregat se cifran en 10,2 millones de los cuales, en el curso bajo del río Llobregat, (aguas abajo de Martorell), le corresponden 6,6 millones con una población real del 50 % del total de cuenca. Análogamente sucede lo mismo para la cuenca del río Besós, pero con más incidencia debido a sus recursos más escasos.

En la cuenca baja de estos ríos, se concentra la mayor actividad del habitat y también la de los aprovechamientos de aguas subterráneas, y es en estas zonas que enmarca el entorno de Barcelona, donde se registran unos casos de contaminación de pozos.

Los vertidos de aguas residuales municipales de forma directa a los ríos, da lugar a la sedimentación en el cauce de la materia en suspensión con gran contenido orgánico, la cual, en un aspecto impide la in-

filtración y en consecuencia la disponibilidad de caudales, y en otro, al entrar en fermentación anaerobia la materia orgánica de los sedimentos, da origen en la zona húmeda bajo el cauce, al desarrollo de productos reductores de descomposición, que se incorporan en forma masiva a las aguas subterráneas, con afección de su calidad, durante las avenidas, después de producirse el arrastre de sedimentos y restablecerse la infiltración natural.

En lo referente a la excesiva salinidad que presentan las aguas del río Llobregat cabe indicar que su origen es debido al aporte salino de las surgencias naturales y a los desaques de las explotaciones potásicas situadas en su cuenca alta, (Sallent, Suria, Cardona). El aporte salino promedio diario de la zona potásica en ion cloruro se valoró, según inventario realizado en 1980, en 318.500 kg, registrándose aportaciones máximas diarias de 570.000 kg equivalentes a 3,68 Kg Cl/s y 6,59 Kg Cl/s respectivamente.

Este volumen salino vertido afecta la calidad de las aguas subterráneas de la cuenca. En épocas de escasa escorrentía, se infiltran, en la zona del delta del río Llobregat (aguas abajo de Martorell), aguas con contenidos de ion cloruro superiores a los 900 ppm, lo que motiva, por el intercambio iónico que tiene lugar en los sustratos, el posterior alumbramiento de aguas subterráneas con contenidos de calcio y magnesio superiores a los del agua infiltrada. Los sustratos actúan, frente a elevados contenidos de cloruros, como resinas intercambiadoras de iones.

Esta afección de la calidad por los vertidos salinos es una carga importante para todas aquellas industrias que se suministran del río Llobregat y requieren abundante agua para sus procesos. Las industrias más afectadas son la textil y las que producen vapor, las cuales precisan adoptar sistemas de desmineralización de mayor dimensionado con el consiguiente gasto de regenerantes y combustibles. Sólo como información se indica que en algunas épocas las purgas de calderas alcanzan el 25 % del volumen del agua de entrada y que 1 equivalente gramo retenido en una resina de intercambio iónico requiere 1,2 equivalente gramo de regenerantes, (ClH y NaOH), lo cual tam-



bién contribuye a incrementar la salinidad.

En el aspecto sanitario este aporte salino al río Llobregat también afecta la calidad de las aguas tanto las superficiales como las subterráneas. Se acepta a escala internacional, según las investigaciones realizadas en los últimos años, que los bromuros presentes en las aguas actúan de precursores en la formación y desarrollo de bromo-metanos durante los procesos de cloración aplicados para conseguir la potabilidad bacteriológica de las mismas. Estos compuestos bromo-metanos son considerados, a partir de cierto nivel, como nocivos para la salud.

La Sociedad General de Aguas de Barcelona y el Instituto de Química bioorgánica de Barcelona del Consejo Superior de Investigaciones Científicas vienen desarrollando en colaboración desde 1976 un programa de investigación de microcontaminantes orgánicos en aguas en el que se estudia, entre otros, la problemática de estos compuestos bromados comprobándose la formación de los mismos, después de aplicar un proceso de cloración, en las aguas de las surgencias salinas naturales, en los desaques de las explotaciones potásicas y en todos los puntos del río Llobregat situados aguas abajo de la zona potásica.

El aporte de bromuros a las aguas del río Llobregat ha sido valorado, según el citado inventario realizado en 1980, en un promedio diario de 950 kg/d y en un máximo diario de 1900 kg/d.

#### IDENTIFICACION DE CONTAMINANTES

Las técnicas a emplear en la identificación de contaminantes son en general muy variables y dependen fundamentalmente de tipo de contaminante a identificar.

Los contaminantes de tipo inorgánico se identifican mediante análisis químicos usuales, en la fotocolorimetría y en la espectrometría de absorción atómica. En general el contenido inorgánico causante de la contaminación es superior a los límites de detección de los métodos analíticos y en raras ocasiones debe efectuarse una concentración previa de la muestra a analizar.

Por el contrario, los contaminantes de tipo orgánico presentan dificultades tanto por la gran cantidad de productos existentes como por el instrumental específico requerido todo lo cual precisa el concurso de personal técnico altamente cualificado. En un aspecto debe considerarse el bajo contenido del material orgánico disuelto en el agua, que en muchas ocasiones no alcanza a  $1 \mu\text{g/l}$ , lo cual obliga efectuar una concentración de la muestra con el consecuente manejo de grandes volúmenes.

En otro aspecto las dificultades pueden ser de tipo interpretativo debido a la naturaleza del contaminante vertido el cual puede experimentar una descomposición total o parcial a su paso por un acuífero; en el caso más desfavorable sólo se detectarán los productos de su degradación y será difícil averiguar el producto inicial que ha causado la contaminación.

Las técnicas empleadas en la identificación y cuantificación de compuestos orgánicos en aguas resultan en ocasiones lentas y laboriosas, sin embargo, los resultados que obtienen son espectaculares y de excelente fiabilidad.

Son válidos para este fin, el análisis orgánico elemental, las espectrometrías ultravioleta e infrarroja para determinar grupos funcionales, la cromatografía en fase gaseosa que permite separar los componentes de una mezcla y proceder a su identificación y cuantificación si se dispone de patrones, y, esta cromatografía gaseosa acoplada a un espectrómetro de masas consigue identificar de forma inequívoca cada uno de los componentes de una mezcla.

Esta línea de investigación ha sido adoptada a niveles internacionales y es la que se sigue en la investigación conjunta que realiza la Sociedad General de Aguas de Barcelona y el Instituto de Química Bio-orgánica. La directriz general consta de los siguientes pasos:

1º. Captación de la muestra.

Puede realizarse en continuo o no según circunstancias pero siempre sobre un volumen de muestra conocido.

2º. Concentración del material orgánico disuelto.

Se realiza por el paso de la muestra de agua a través de una columna rellena de material absorbente, carbón activos, amberlita X-AD2 u otros, o se procede a una extracción directa sobre la muestra con un disolvente apropiado.

3º. Extracto concentrado del material absorbido.

En el caso de las columnas se procede a una extracción del material retenido por un disolvente adecuado percolando durante 48 horas en soxhlet.

4º. Residuo del material absorbido.

El extracto obtenido en el paso anterior se evapora al vacío a baja temperatura y se procede a la pesada del residuo obtenido para conocer la concentración de la muestra.

5º. Fraccionamiento del residuo.

El residuo seco obtenido se redisuelve en disolvente adecuado y mediante tratamientos y extracciones se consigue la separación de los componentes del residuo según su naturaleza ácida, básica y neutra.

6º. Identificación de los componentes.

Cada una de las fracciones obtenidas se inyectan por separado al cromatógrafo de gases el cual, mediante columnas capilares o de relleno consigue separar los componentes de la fracción. Su detección se realiza a la salida de las columnas, mediante un sensor de ionización de llama o por un captor de electrones, según la naturaleza del componente a detectar.

Acoplado la salida de las columnas a un espectrómetro de masas cada componente experimenta las acciones sucesivas de una fuente de iones y de campos eléctricos y magnéticos obteniéndose un espectro

que informa sobre el peso molecular y la estructura del componente permitiendo su identificación generalmente inequívoca.

#### CASOS DE CONTAMINACION ESTUDIADOS

Se describen a continuación los casos estudiados. Los cuatro primeros corresponden a la cuenca del río Llobregat y el resto a la del río Besós.

- 1º. En los pozos del Ayuntamiento de San Andreu de la Barca, cuyas aguas se destinan al abastecimiento de población.

Las aguas alumbradas con un caudal de unos 70 l/s presentan desde 1973, color, mal sabor, elevado contenido en materia orgánica, hierro, manganeso y cromo. Se han registrado hasta 8 ppm de Mn y 25 ppm en el índice del permanganato, (materia orgánica).

La causa que ha originado esta afección ha sido la acumulación de residuos industriales líquidos y sólidos y basuras urbanas utilizadas como material de relleno en las excavaciones de extracción de áridos situados en las cercanías de los pozos.

Las medidas sanitarias adoptadas fueron en principio el paro de los pozos y posteriormente el filtrado de las aguas con carbón activo.

- 2º. Tampella Española, con cinco pozos, en término de Castellbisbal junto al río Llobregat, con un alumbramiento de 6000 m<sup>3</sup>/d destinados al abastecimiento industrial de su fábrica de cartoncillo.

Las aguas alumbradas contenían material grasiento y manganeso que creaba inconvenientes en los fa-

bricados. Esta afección se detectó en 1972 y permaneció durante un año.

La causa de la afección fue desarrollada por el relleno de las excavaciones de extracción de áridos colindantes con toda clase de residuos industriales y urbanos.

El retiro de parte del material acumulado y una estrecha vigilancia fueron las medidas adoptadas.

39. Sociedad General de Aguas de Barcelona, pozo Estrella nº. 4, en término de Sant Feliu de Llobregat, con una capacidad de extracción de 140 l/s destinada al abastecimiento público.

En abril de 1974, se detectó en las aguas alumbradas mal sabor y olor que aún persiste. El umbral de olor osciló entre los valores 50 y 100, es decir, que un volumen de las aguas captadas por el pozo Estrella nº. 4 requerían diluirlas entre 50 a 100 volúmenes de un agua sin olor ni sabor para que no se detectara los efectos de la contaminación. Los análisis de agua siguiendo la ya citada directriz general de investigación de microcontaminantes orgánicos, identificaron como causantes de la afección el percloroetileno ( $CC/2 = CC/2$ ) y el tricloroetileno ( $CC/2 = CHCl$ ) cuyo uso industrial como disolventes está muy difundido.

Análogamente a los casos anteriores, el desarrollo de esta afección fue motivado por el acopio de residuos industriales en las excavaciones de extracción de áridos existente a unos 300 m del pozo.

El aprovechamiento del caudal de este pozo ha requerido la dosificación de ozono entre 2 y 3 ppm.

Como medidas adoptadas para que no se extendiera la contaminación a otros pozos cercanos, se procedió a efectuar un bombeo directo al río Llobregat a caudal nominal de los pozos Estrellas n.ºs. 2, 3 y 4, situados en la línea de flujo de la contaminación.

- 4º. Pozo "Els Juncs" o Gavà n.º. 6 de la Sociedad General de Aguas de Barcelona situado en el término de Gavà con una capacidad de extracción de 26 l/s. Las aguas extraídas se destinaban al abastecimiento público.

La afección empezó el 27 de octubre de 1976 y aún persiste. Las aguas de este pozo presentaban color y contenían hierro (ferroso), manganeso, zinc, níquel, cobre y cromo.

El origen de la contaminación se debe al acopio de toda clase de residuos industriales y a basuras domésticas, en una excavación de extracción de áridos colindantes con el pozo.

Actualmente este pozo continúa fuera de servicio.

- 5º. Pozo San Adrián de la Sociedad General de Aguas de Barcelona, en término de Sant Adrià de Besòs, con una capacidad de extracción de 50 l/s destinado al abastecimiento público de agua.

En junio de 1954 se detectó mal gusto, color, acidez y amoníaco, en especial este último. El tiempo de la afección fue de 1 año en forma intensiva.

La causa de esta afección se debió a la infiltración al subálveo de bisulfato amoníaco vertido por una industria de fabricación de metacrilato. El vertido

de bisulfato amoníaco en altaconcentración motivó la rotura de la conducción del desagüe y en consecuencia el desarrollo de esta contaminación,

Este pozo nunca se ha podido recuperar y en 1979 fue desmontado y abandonado

- 6º. Dos pozos de la Sociedad General de Aguas de Barcelona en su Central Sta. Coloma Industrial junto al río Besòs en término de Sta. Coloma de Gramenet, con una capacidad de extracción de 125 l/s destinados al abastecimiento público.

La afección detectada fue la aparición de color amarillo desarrollado por el colorante alimenticio tartracina, procedente de los vertidos de las aguas residuales de su fabricación al alcantarillado municipal.

La infiltración del colorante al subálveo se realizó a través de las excesivas extracciones de áridos efectuadas frente a dicha Central a las cuales se embalsaban las aguas residuales de la población.

La contaminación se ha puesto de manifiesto en repetidas ocasiones que se relacionan a continuación:

<u>Año</u>	<u>Duración</u>
1950	8 meses
1958	6 "
1962	5 "
1973	3 "

Todo parece indicar que el colorante tartracina quedó retenido en las capas superiores del subálveo. El color desaparece por colmatación del cauce del río Besòs y por descenso del nivel freático, o sea cuando en aquellas capas superiores no circula agua.

Como medida de precaución se bombea directamente a cauce hasta la desaparición del color.

- 7º. Pozos de la Sociedad General de Aguas de Barcelona en su Central Besòs. Con una capacidad de extracción de 150 l/s. se destinan al abastecimiento público de agua.

*En 1949 se detectó mal sabor que desapareció después de 1 mes de bombeo directo al río Besòs.*

La causa de esta afección cabe atribuirla a la infiltración al subálveo de aguas residuales industriales procedentes de la fabricación de sacarina a través de las excavaciones de áridos realizadas en el propio cauce del río Besòs, frente a la población de Montcada.

Esta afección se detectó igualmente en los pozos que dispone el Ayuntamiento de Barcelona en aquella zona.

- 8º. Pozo "Rocantes" de la Sociedad General de Aguas de Barcelona en término de Montcada con una capacidad de extracción de 50 l/s destinado a abastecimiento público de agua.

*En octubre de 1971 se detectó mal sabor que desapareció después de 6 meses de bombeo directo al río Besòs.*

El mal sabor fue motivado por el vertido de aguas residuales sin depurar procedentes del polígono industrial de La Llagosta al cauce de la riera Seca colindante con el pozo.

El arrastre del material impermeable del lecho de la riera por una fuerte avenida puso al descubierto las gravas del subálveo permitiendo así la infiltración directa de las aguas residuales.

- 9º. Pozo "Donadeu" de la Sociedad General de Aguas de Barcelona en término de La Llagosta, con una capaci-



dad de extracción de 150 l/s. destinado al abastecimiento público de agua.

Este pozo ha estado afectado por mal sabor en Agosto de 1976 durante 2 meses, en julio de 1981 durante 1 mes y en la actualidad.

La causa que motiva esta contaminación la motiva la percolación del agua de lluvia y el contacto de las aguas subterráneas al aumentar su nivel freático con la masa de residuos industriales de todo tipo y de basuras urbanas de La Llagosta depositadas como material de relleno a unas excavaciones de áridos cercanas al pozo.

Durante la afección las aguas se bombean al río Besòs.

109. Pozo de Aismalibar en Montcada i Reixac se desconoce su capacidad de extracción y se destina al suministro de fábrica.

Se detectó en 1973 olor a disolventes, sabor aromático, opacidad, DQO, 12.800 ppm, Hierro.

Motivó esta afección el vertido directo al subálveo de productos residuales industriales en un pozo colindante a una fábrica antigua y abandonada.

119. Pozo "Can Puig" del Sr. Puig en Lliçà de Munt, arrendado al Ayuntamiento de esta población para el abastecimiento de agua, con una capacidad de extracción de 30 m<sup>3</sup>/h.

La afección registrada en Noviembre de 1975 fue debida a la incorporación directa de aguas residuales crómicas de una industria galvánica cercana con motivo de una lluvia torrencial.

La medida adoptada consistió en practicar varios agotamientos del pozo.

129. Pozo ciudad satélite Riera Marsà en Montornés del Vallès con una capacidad de extracción de 700 m<sup>3</sup>/d destinados al abastecimiento público de agua.

En junio de 1975 se detectó la presencia de un colorante de color rojo en las aguas extraídas. Este colorante precedía de las aguas residuales vertidas aguas arriba por una industria de acabados y tintura de fibras textiles.

La incorporación del colorante al subálveo fue motivada accidentalmente al coincidir el escarificado realizado en el lecho del río Mogent para aumentar la infiltración ante los escasos recursos disponibles y al registrarse una avería en la instalación depuradora de aquella industria de tintura.

Se adoptó como medida correctiva, desviar las aguas fluyentes a un canal construido exprofeso a la margen del río con tierra vegetal compactada, unos 75 m y por un bombeo del pozo directo al citado canal. Después de unas 48 horas de funcionar este sistema las aguas extraídas habían recuperado sus características normales.

Esta afección se registra en otras ocasiones, cada vez con menor intensidad y duración siempre después de avenidas debido al lexiviado de las capas superiores del acuífero por infiltración de aguas superficiales después de ser arrastrada la costra impermeable de sedimentos acumulados en el lecho.

Actualmente ya no se registra esta afección.

Debe señalarse la afección por cromo hexavalente que se registra en los pozos cercanos al río Besòs. La causa determinante de la misma son los vertidos galvánicos y los acopios de cromitas agotadas en las excavaciones de áridos.

En algunas ocasiones los máximos contenidos de cromo hexavalente registrados han superado el límite sanitario autorizado, (0,05 mgCr/l), procediendo en estos casos al bombeo directo al río cuando no se dispone de suficiente caudal de otros orígenes para conseguir una dilución suficiente y asegurar la potabilidad de las aguas para el abastecimiento público.

Durante los últimos años ha disminuído la intensidad de esta contaminación en 10 de los 11 pozos que la Sociedad General de Aguas de Barcelona dispone en la cuenca del río Besòs y sólo supera el límite sanitario la Central de Santa Coloma Industrial que permanece fuera de servicio por esta causa con un registro de cromo hexavalente de 0,099 mgCr/l.

#### CONCLUSIONES

A tenor de cuanto se ha expuesto pueden deducirse las siguientes conclusiones:

- 1ª. Que la contaminación de las aguas subterráneas en el entorno de Barcelona continuará en desarrollo creciente ante la falta de una infraestructura sanitaria adecuada.
- 2ª. Que el acopio de residuos industriales y basuras urbanas en las excavaciones de áridos ha sido el factor que más ha contribuido en el desarrollo de la contaminación de las aguas subterráneas de esta zona.
- 3ª. Que, si bien, la circular nº. 81 del Gobierno Civil de la Provincia de Barcelona, (B.O.P. nº. 125 del 26 de mayo de 1975), establecía la normativa sobre extracciones de áridos y solo autorizaba el relleno de las excavaciones con materiales inertes, ha conseguido en gran manera limitar la contaminación, no obstante el daño anteriormente causado continúa manifestándose.

- 4ª. Que la existencia de lugares autorizados, previamente seleccionados, para el acopio de residuos, daría solución a este problema cada día más acuciante ante la fuerte necesidad de su evacuación, evitaría los vertidos indiscriminados y podría aplicarse con toda justicia las sanciones pertinentes a los infractores. Entendemos que los Ayuntamientos deberían ser los primeros interesados en dar ejemplo y solucionar de forma efectiva el problema de sus basuras.
- 5ª. Que, en gran medida, podrá reducirse el desarrollo de trihalometanos bromados en la cloración de las aguas con la construcción del "Colector de salmueras del río Llobregat."
- 6ª. Que la calidad de las aguas subterráneas del entorno de Barcelona merecen la debida protección, no tan solo por el volumen de sus reservas y aprovechamientos sino que también por la necesidad de las mismas ante cualquier contingencia en las aguas superficiales que actualmente abastecen la zona.

CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA  ACTAS DE LAS SESIONES	SESION <b>3</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981		379 401 páginas

LAS AGUAS SUBTERRANEAS QUE ABASTECEN A LLORET DE MAR. CONTROL SISTEMATICO Y EVOLUCION DE SU CONTAMINACION.

Leonardo Matfa Ribot y Enrique Viñals Gisbert

Licenciado en Ciencias Químicas. Laboratorios GERHYDRA (Girona)  
 Facultativo de Minas. Oficina de Gestión Minera (Girona)

Resumen. Los recursos en agua dulce no son inagotables. Es indispensable prevenirlos y controlarlos; mas en el caso de que éstos se vean amenazados como ocurre en el caso estudiado. Las captaciones que suministran el agua de abastecimiento a la población de Lloret de Mar, están ubicadas en el valle aluvial del río Tordera y explotan el acuífero superior (Grupo Blanes) y el inferior (Grupo Selpi). Ambos acuíferos y muy en especial el superior, presentan problemas graves de contaminación por residuos urbanos e industriales. En el caso de Lloret de Mar, llegan a repercutir en el aspecto sanitario y económico. En vista de ello, desde 1.978 se ha venido efectuando un control sistemático de la calidad bacteriológica y físico-química de estas aguas, estudiándose su evolución y las posibles causas que la originan. Los controles establecidos y la evolución de los parámetros obtenidos demuestran, no solamente la aptitud de un agua para el consumo desde el punto de vista sanitario en un espacio de tiempo determinado, sino que además orientan, pronostican y asesoran sobre el posterior desarrollo de la calidad del agua y de la vulnerabilidad de los acuíferos en explotación frente a los contaminantes, proporcionando soluciones anticipadas que ayuden a mejorar la calidad del servicio prestado y a reducir los costes de explotación.

#### INTRODUCCION

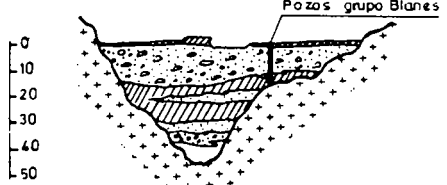
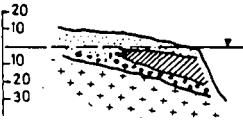
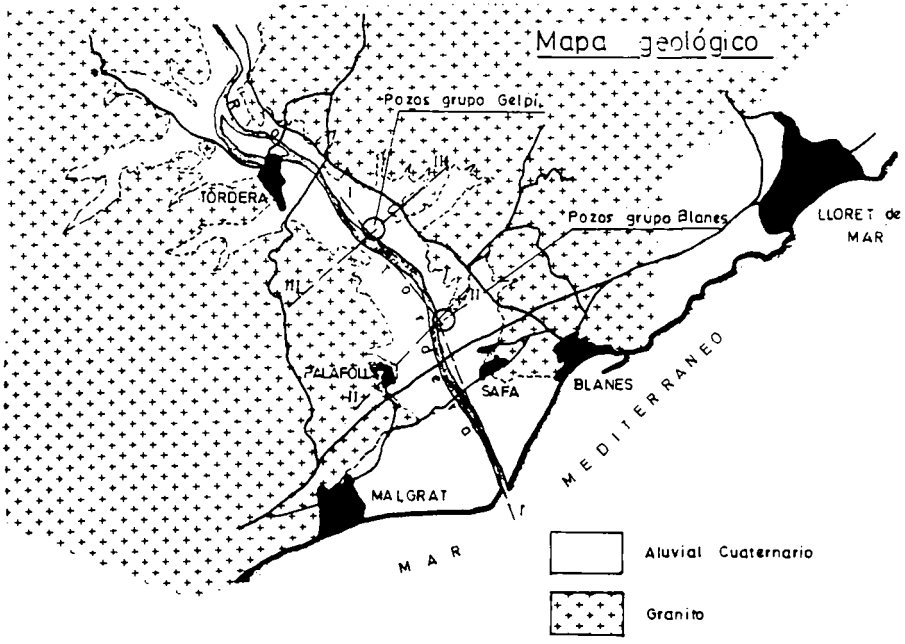
El abastecimiento de aguas a Lloret de Mar se efectúa actualmente a partir de aguas subterráneas captadas mediante pozos construidos en el valle aluvial del río Tordera, con conducciones a través de las cuales se impulsa hasta los depósitos reguladores. Existen numerosas derivaciones de agua entre los pozos y los depósitos de Lloret, para abastecer a Urbanizaciones y sectores de población algo alejados del casco urbano. En la actualidad

6 pozos construidos en la margen izquierda del río Tordera, distribuidos en dos grupos "Blanes" y "Gelpí", de 3 pozos cada uno (Blanes: nº 2 bis, 3 y 5; Gelpí: nº 6, 7 y 8), garantizan un normal suministro de aguas que, en días de demanda punta, alcanza los 25.000 m<sup>3</sup>/día, con un promedio de verano de 16-18.000 m<sup>3</sup>/día y un total anual que supera los 2 hm<sup>3</sup>/año.

Los problemas convencionales que ocasiona un servicio de cierta magnitud, como el de Lloret de Mar, se ven agravados aquí por una calidad del agua que, aunque excelente en sus contenidos aniónicos y catiónicos y parámetros físico-químicos mas corrientes, se ha deteriorado progresivamente por la presencia de indicadores claros de contaminación de los acuíferos, tales como: detergentes, fencles, manganeso, amoniaco, nitritos y materia orgánica, principalmente en las captaciones del grupo "Blanes". Por este motivo, en 1.978 el municipio decidió establecer un control sistemático de la calidad de las aguas del abastecimiento, no sólo en su origen (captaciones), sino también en diversos puntos de la red, con el objeto de mantener una estrecha vigilancia sobre estos contaminantes y garantizar la efectividad de los sistemas de cloración, suministrando un agua de calidad lo mas aceptable posible, dentro de las medidas correctoras al alcance de un municipio. Este control ha sido llevado a cabo desde entonces y mediante análisis periódicos, por una entidad privada (Laboratorios Gerhydra) de Girona y esta comunicación constituye un resumen de los análisis realizados desde Setiembre de 1.979 hasta nuestros días y de los resultados y recomendaciones que se derivan de este control periódico.

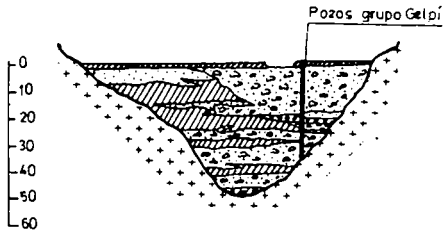
#### SITUACION DE LOS POZOS RESPECTO AL ENTORNO HIDROGEOLOGICO. ACUIFEROS QUE EXPLOTAN

El valle aluvial del río Tordera en su curso bajo está dividido en dos acuíferos, a los que vemos a referirnos, en lo que sigue, como acuífero superficial y acuífero profundo. Estos acuíferos forman parte de una misma unidad hidrogeológica, definida como el embalse subterráneo del Tordera. Este embalse subterráneo se ha formado por la deposición, en la cuenca granítica excavada por el río Tordera, de materiales erosionados por el propio río y su red hidrográfica, así como de sedimentos de origen deltaico por oscilación de la línea costera, dada su proximidad al mar. Todos estos materiales son de edad cuaternaria. La secuencia sedimentaria general de este valle costero es común a la del litoral catalán: una primera masa de aluviones depositados sobre el sustrato del valle (acuífero profundo), un episodio deltaico intermedio con sedimentos finos orgánicos y un último y mas superficial depósito aluvial en conexión con el actual cauce del río Tordera. Naturalmente, existen cuñas de materiales deltaicos distribuidas irregularmente, así como zonas con un sólo acuífero, debido a variaciones laterales en la erosión del sustrato del valle.



**LEYENDA**

- Arenas
- Limos
- Gravas y arenas
- Granito



Situación de las captaciones y esquema geológico

fig.1

Los pozos del grupo Blancos captan aguas subterráneas del acuífero superficial, cuya base se encuentra en esta zona (ver figura) a unos 18 m. de profundidad. No existe aquí el acuífero inferior y diversos sondeos han pasado, después de atravesar los limos orgánicos deltaicos intermedios, directamente al granito del sustrato rocoso de este valle. Estos pozos se han terminado con rejillas troqueladas, colocadas hacia la base del acuífero, y presentan graves problemas de incrustación-corrosión por manganeso y actividad bacteriana relacionada con éste, además de relleno y producción de arenas que penetran en los pozos a través de las rejillas y del fondo, según Viñals (1.979 y 1.981). Los pozos nº 1, 2 y 4 han quedado fuera de servicio por estos problemas y los tres pozos restantes (nº 2 bis, 3 y 5) se encuentran en estado precario por idénticos motivos. De estos tres pozos, actualmente en funcionamiento, se bombean caudales del orden de 300 m<sup>3</sup>/h. c/u., con descensos de nivel que oscilan entre 5 y 9 m.

Funciona como un acuífero libre y su transmisividad hidráulica se estima entre 300 y 1.500 m<sup>2</sup>/día, en esta zona. Muchos de los problemas de falta de agua atribuidos a estos pozos se deben a su deficiente funcionamiento hidráulico por incrustación y relleno de las rejillas, más que a un verdadero "agotamiento" del acuífero, como se ha pretendido hacer caer en diversas ocasiones, puesto que la evolución de los niveles freáticos y demás características hidrogeológicas del acuífero superficial, en el entorno de los pozos del grupo Blancos, no permiten vislumbrar a corto plazo tal escasez de recursos hidráulicos.

Los pozos del grupo Gelpí están ubicados unos 2 km aprox., aguas arriba del grupo Blancos (ver figura) y captan aguas subterráneas procedentes del acuífero profundo, cuya base alcanza alrededor de 40-45 m y el techo se encuentra a 20-25 m de profundidad; tiene, por tanto, unos 20-25 m de espesor y su techo está formado por los limos orgánicos deltaicos intermedios. Las características constructivas de los tres pozos (nº 6, 7 y 8, este último de fecha reciente) del grupo Gelpí son similares a las del grupo Blancos (todos los pozos han sido perforados y terminados por la misma empresa). Desconocemos el estado en que se encuentran, pero es de suponer que estarán en buenas condiciones, debido principalmente a que las aguas no presentan aquí los problemas originados por el manganeso en el grupo Blancos y a que han entrado en explotación hace pocos años (desde 1.977), funcionando intermitentemente por everies en su conjugación de impulsión. Los caudales que se bombean son del orden de 180 m<sup>3</sup>/h c/u con descensos estimados entre 2 y 3 m. Desconocemos los parámetros hidrogeológicos del acuífero en esta zona.



La calidad de las aguas de ambos grupos de pozos es similar, según demuestra el diagrama Schoeller-Berkaloff que hemos confeccionado, por lo que cabe suponer una procedencia común de las aguas de ambos acuíferos. En efecto, el "Estudio de los recursos hidráulicos totales del Pirineo Oriental" (CAPO-SGOF, 1.971) ya hacía una clara referencia (pp. 79) a la interconexión entre ambos acuíferos y que transcribimos a continuación:

"La separación entre el acuífero superficial y el profundo, que"  
"aparece poco mas abajo del pueblo de Tordera, en forma de niveles"  
"de arcillas, aumenta de espesor hacia la zona baja. Esta separación"  
" aunque continúa, puede comprender niveles de arenas finas acuífe-"  
"ras, de manera que su carácter impermeable no es muy riguroso. Se "  
"observa, así, que existe una intercomunicación entre ambos acuífe-"  
"ros, aunque es evidente que los intercambios están retardados por "  
"la permeabilidad relativamente débil de las arcillas y limos inter-"  
"medios."

Este criterio hidrogeológico es de gran importancia, puesto que si los pozos del grupo Elanes tienen actualmente problemas de contaminación por detergentes, fosfatos, manganeso, amoníaco, nitritos y materia orgánica y en los pozos del grupo Gelpí se han detectado ya últimamente, pequeñas concentraciones de detergentes y hierro, cabe razonablemente esperar un deterioro a corto o medio plazo de la calidad del agua en los pozos de Gelpí, mas aún si tenemos en cuenta que el acuífero inferior en esta zona no ha sufrido todavía una explotación significativa, por las causas enumeradas con anterioridad.

#### CARACTERISTICAS GENERALES DEL ABASTECIMIENTO

En las conducciones de impulsión entre los pozos y los depósitos generales de regulación de Lloret (nº 1 y 2), existen numerosas derivaciones que conducen el agua a depósitos intermedios que abastecen a Urbanizaciones y sectores de población alejados del núcleo urbano. Tal es el caso de los depósitos de Fenals y otros, en la primera traida del grupo Elanes, y de Soleya, Costa d'en Gallina, Jaruco en la segunda traida del mismo grupo, así como el depósito regulador de El Vila y derivación de éste a las Urbanizaciones de Lloret Blau y Los Pinars en la impulsión desde el grupo Gelpí. Esta estructura de la red de impulsión incide en el sistema de cloración existente y en las modificaciones que se proponen para mejorar su rendimiento, como veremos mas adelante.

LEYENDA

Grupo Blanes  
(Acuífero superficial) —————

Grupo Gelpi  
(Acuífero profundo) - - - - -

Pozos Cateila (en 1970)  
(Acuífero profundo) - · - · -

PARAMETROS

	GRUPO BLANES	GRUPO GELPI
Conductividad, $\mu S/cm.$	653	536
pH	7,3	7,5
Total aniones, mg/l	659	519
Ca <sup>2+</sup> , mg/l	54,5	43,4
Mg <sup>2+</sup> , mg/l	11,9	12,4
Na <sup>+</sup> + K <sup>+</sup> , mg/l	60,2	49,8
Cl <sup>-</sup> , mg/l	66,9	54,6
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , mg/l	47,3	37,6
CO <sub>3</sub> H <sup>1-</sup> , mg/l	182,7	142,8
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , mg/l	1,5	1,8
Dureza Total, mg/L CO <sub>3</sub> Ca	185,4	159,4
Total cationes, mg/l	65,9	53,3

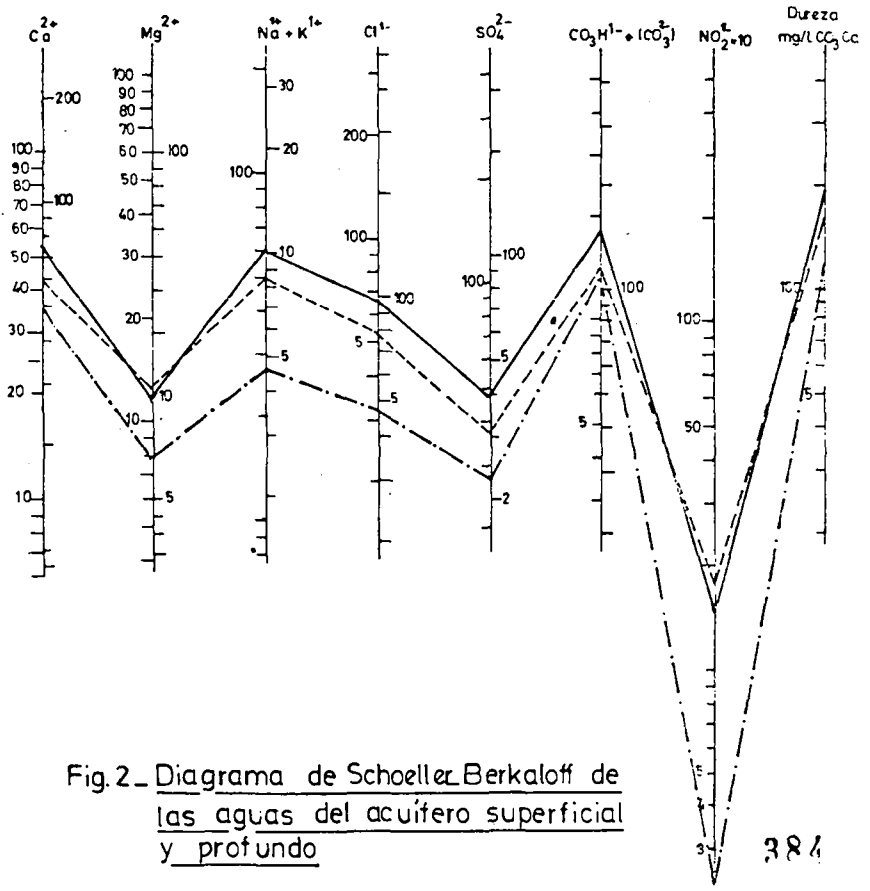
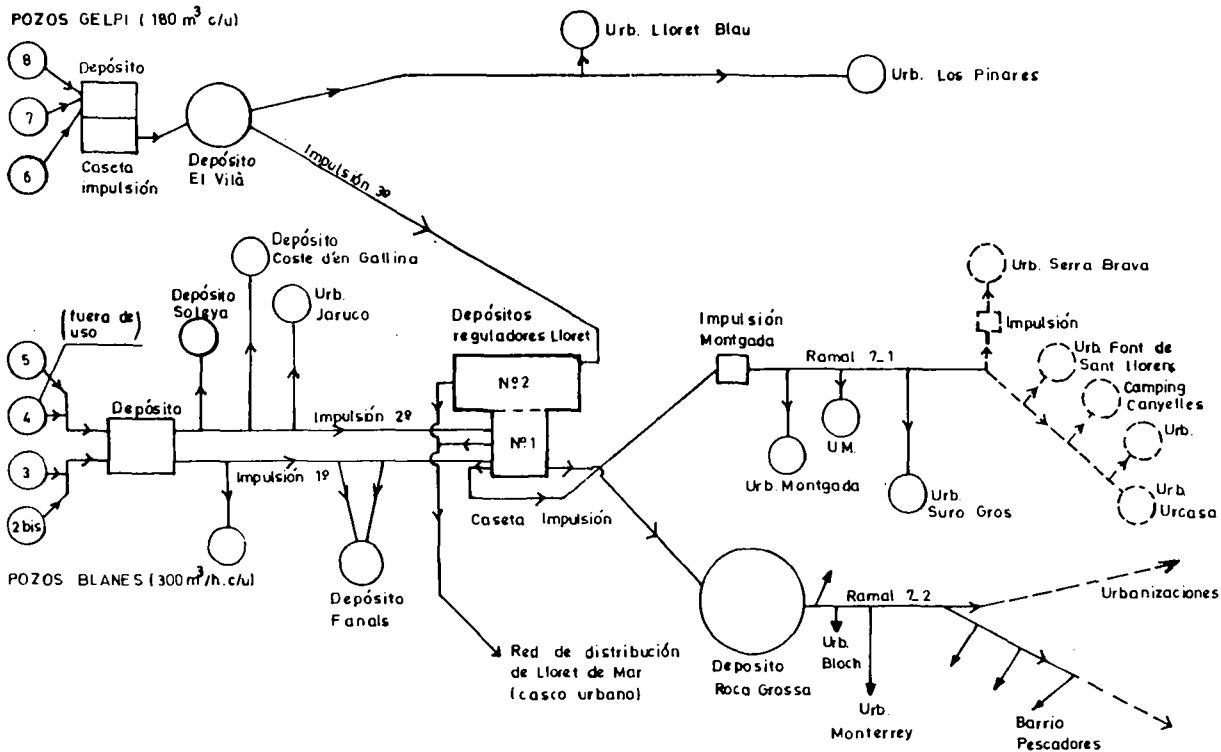


Fig. 2. Diagrama de Schoeller-Berkaloff de las aguas del acuífero superficial y profundo

La red de distribución cuenta con problemas de exceso dimensionado, principalmente en el casco urbano, con conducciones de 60 y 80 mm de diámetro en algunas zonas, lo que unido a la abundante precipitación del manganeso, que obtura numerosas acometidas, contadores e instalaciones internas de las viviendas, provoca caídas de presión que se traducen en falta de agua en los sectores más altos y en los momentos punta de demanda.

Los análisis periódicos efectuados en muestras de agua tomadas en diferentes puntos de la red demuestran que los problemas de calidad físico-química, y especialmente el manganeso, llegan hasta el usuario. En el caso del manganeso, hemos confeccionado una gráfica (ver figura) que muestra la evolución de sus concentraciones en los pozos del grupo Blancas (en valores promediados de los tres pozos) y en tres puntos de la red de distribución (depósitos nº 1 y 2, un punto intermedio de la red y otro en un extremo de la misma). Obsérvese el relativo paralelismo de estos contenidos y la clara pérdida de manganeso que se produce a lo largo de la red de distribución.



333

Fig.3\_ Esquema del abastecimiento de aguas a Lloret de Mar

## CALIDAD FISICO-QUIMICA

Para el control del agua desde el punto de vista mineralógico se efectuaron análisis físico-químicos mensuales en los pozos y en la red, con la determinación de los siguientes parámetros: pH, conductividad, alcalinidades y durezas, anhídrido carbónico, cloruros, bicarbonatos, sulfatos, nitratos, sílice, sodio, potasio, calcio, magnesio y hierro. Las técnicas de análisis utilizadas fueron las normalizadas, establecidas para análisis de aguas (Standards Methods, 1.971).

El agua controlada, bajo este punto de vista, es de buena calidad química mineral. Ninguno de los parámetros aquí reseñados (salvo el hierro en algunas ocasiones) supera los límites convenientes establecidos por el C.A.E. Se trata de aguas de poca mineralización, semiduras, de tipo bicarbonatado cálcico-sódicas y pobres en nitratos. Las concentraciones en hierro son muy pequeñas en comparación con el manganeso (entre 0,05 y 1,9 mg/l Fe) y este último valor es sólo puntual.

Como puede verse en el diagrama adjunto, el agua captada del acuífero inferior (Gelpi) es de la misma familia que la del superficial, no obstante, parece ser menos mineralizada. En general, suele ocurrir que aguas procedentes de acuíferos más profundos suelen tener más sustancias disueltas, que las de acuíferos superficiales, debido a un mayor tiempo de contacto; ello no contradice este caso, puesto que debemos de tener en cuenta que la captación de Gelpi está aguas arriba del río Tordera y es ésta la principal fuente de recarga de estos acuíferos. Desde luego, puede observarse que la composición química en cuanto a iones predominantes de las aguas subterráneas es muy parecida a la de las aguas superficiales y que, por lo tanto, la interconexión entre éstas, sobre todo con el acuífero superficial, es muy grande y se efectúa rápidamente. De todo ello puede deducirse, tan sólo desde el punto de vista hidroquímico, que la vulnerabilidad del acuífero superficial frente a cualquier contaminante que aparezca en las aguas superficiales es elevada.

A grandes rasgos parece también observarse que la variación estacional es acusada por los acuíferos, siendo en general más concentradas las aguas después del verano, período en que la evapo-transpiración y el consumo han sido máximos. No obstante, todo ello está muy relacionado con la pluviometría del momento.

No obstante permanecer el agua con unas características químicas similares, siempre se observan variaciones porcentuales en cuanto a concentraciones de los diferentes iones y sus relaciones entre ellas (sobre todo en el grupo Blanes). El buscar una explicación racional a todos estos hechos es tarea árdua y precisaría del manejo de una mayor cantidad de datos, de todo tipo, quedando todo ello fuera del alcance e intención del presente trabajo.



## ELEMENTOS POLUCIONANTES

Conocidas previamente las características del agua objeto de control sistemático, se consideró interesante tomar como parámetros de determinación periódica a los fenoles, detergentes y manganeso. Su muestreo se efectuó cada vez en varios puntos.

Su determinación química se efectuó según las técnicas de análisis siguientes:

Manganeso: Determinación colorimétrica con persulfato amónico según (Standard Methods, 1.971)

Fenoles : Determinación colorimétrica con 4-aminantipirina, ferricianuro potásico a pH tamponado y extracción con cloroformo, según (Standard Methods, 1.971)

Detergentes: Determinación colorimétrica con cristal violeta a pH tamponado y extracción con tolueno (Analytical Chemistry, 36, 791, 1.966)

### Detergentes

El "detergente" es un producto complejo que contiene uno o varios agentes activos de superficie y compuestos minerales (carbonato, fosfato, polifosfatos, perboratos, etc.), frecuentemente asociado a las materias orgánicas mejorantes (carboximetil-celulosa, alkanolamidas), a las enzimas hidrolizantes y a los secuestrantes (derivados EDTA y del ácido nitriloacético). Los agentes activos de superficie se clasifican en productos aniónicos, catiónicos, no iónicos y anfóteros.

Los alquilbenceno sulfonatos de cadena ramificada son resistentes y no se destruyen al diluirlos en agua de río. En cambio, los alquilsulfatos y los alquilbenceno sulfonatos de cadena recta son sensibles a la biodegradación.

Su toxicidad no es importante en conjunto, principalmente en los contenidos analizados en las aguas de distribución, pero pueden facilitar la penetración del benzopireno 3-4 en el organismo. (Rodier, 1.961).

Las aguas aquí estudiadas suelen tener presencia de detergentes, sobre todo las del grupo Elanes, que explotan el acuífero superior del río Tordera. Sus contenidos no suelen pasar de los 0,15 mg LAS y ABS/l. El C.A.E. no permite la presencia de detergentes en aguas destinadas al consumo humano.

## Fenoles

Habitualmente se designan como fenoles un conjunto de compuestos hidroxilados del benceno evaluados por un método de determinación elegido, cuyo patrón es el fenol.

La presencia de fenoles en un agua tiene su origen en contaminaciones industriales (fábricas químicas, papeleras, etc.). Los revestimientos bituminosos de las canalizaciones, la descomposición de productos vegetales (Vg. lignitas), así como la contaminación humana pueden producir fenoles.

En general, sólo se encuentran en cantidades muy pequeñas y, de hecho, su toxicidad es limitada sino se absorben durante largos períodos. El inconveniente principal viene de que cuando se practica la esterilización del agua por el cloro, se producen los clorofenoles, de sabor muy desagradable. Ahora bien, de existir amoníaco y sus compuestos, como ocurre en nuestro caso, estos son clorados unas cien veces más rápidamente que los fenoles, de tal modo que no se producen clorofenoles. (Fort, 1.976).

Las aguas explotadas del acuífero superior del Tordera acusan en bastantes ocasiones presencia de fenoles, no obstante, podemos observar que últimamente o no se detectan o las cantidades determinadas son mucho más bajas.

Tanto la presencia de detergentes y fenoles en éstas cabe atribuirle, por supuesto, a la contaminación por vertidos domésticos e industriales de la cuenca del río Tordera (Verges, 1.976. Diaz y Guarelt, 1.970).

Los pozos que explotan el acuífero profundo muestran poca o ninguna contaminación de estos tipos; no obstante, últimamente se han detectado pequeñas cantidades de detergentes en Gelpi. Ello cabe atribuirlo, o a la escasa contaminación de estas aguas, cosa poco probable, debido a que tal acuífero forma parte de la misma unidad hidrogeológica del Tordera, o a que la vulnerabilidad del acuífero inferior es menor debido a la posibilidad de una mayor autodepuración del agua.

## Manganeso

El manganeso presente en el agua puede encontrarse en solución, con valencias diferentes (II, III, IV ...), tanto en forma libre como en forma de complejo y en suspensión.



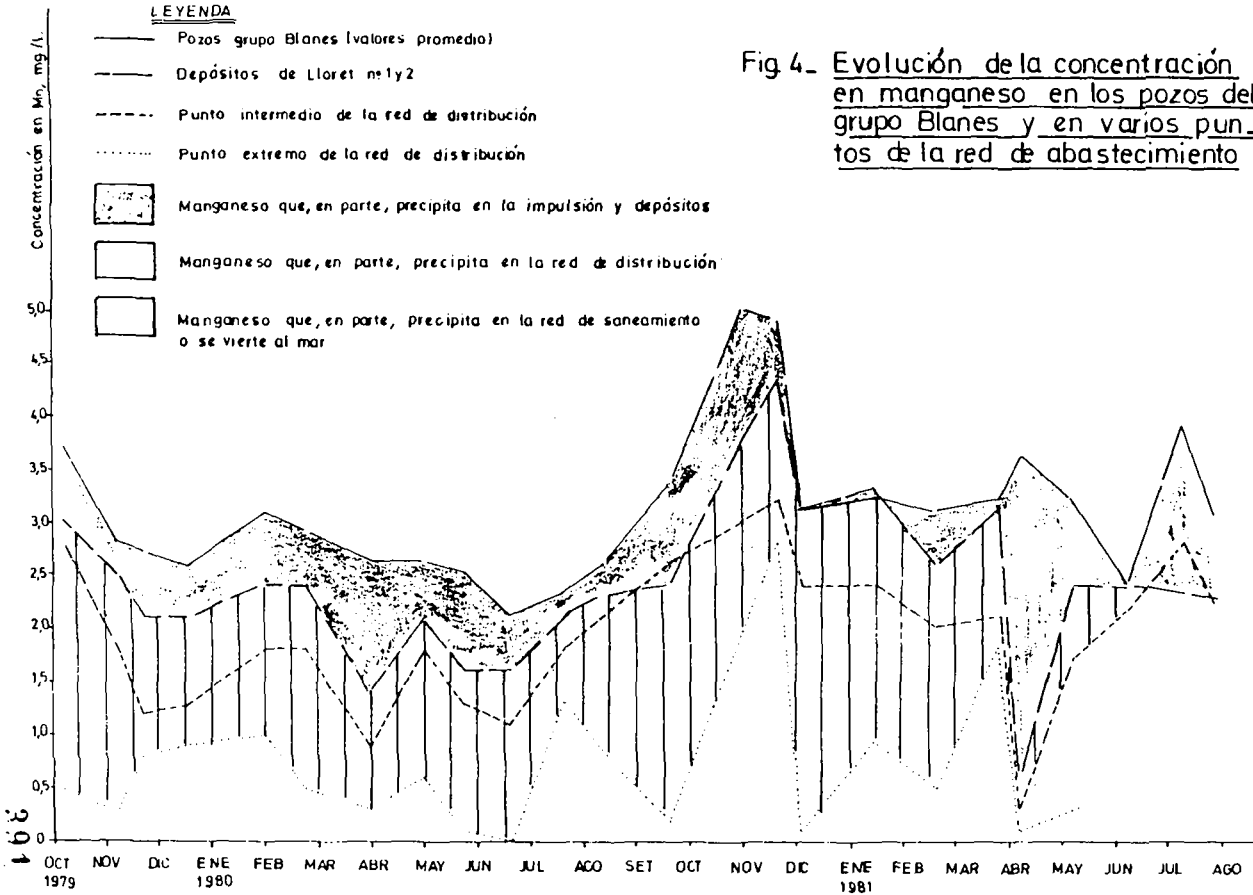


Fig 4.- Evolución de la concentración en manganeso en los pozos del grupo Blanes y en varios puntos de la red de abastecimiento

Su origen puede atribuirse a la movilización de sus compuestos naturales del terreno y a los vertidos industriales (Vg. instalación de áridos). (Hardin y Salvatella, 1.979).

Su solubilidad depende del pH, potencial redox, oxígeno disuelto, presencia de agentes complejantes, etc. Generalmente, la presencia de manganeso en aguas subterráneas suele ser acompañada de la actividad de ciertas bacterias específicas (Vg. algunas especies del orden CHLAMYDOBACTERIALES), que ocasionan su precipitación.

Dadas las cantidades introducidas diariamente por la alimentación, no puede considerarse como representante de un carácter de toxicidad. Ahora bien, da mal sabor al agua y ocasiona problemas de tipo doméstico e industriales.

En el grupo que explota la zona de Gelpi no se observa presencia de manganeso en el agua, sólo ligeros contenidos en hierro que no afectan de momento, la calidad del agua.

Las concentraciones determinadas en los pozos del grupo Blancos son muy elevadas, pudiendo llegar, a veces, hasta los 5-6 mg/l de Mn. Como es lógico pensar, las cantidades analizadas en los depósitos y puros de la red van disminuyendo a medida que nos alejamos de los puntos de extracción del agua, pudiendo llegar, en ocasiones, en los puntos más lejanos a estar por debajo de los 0,3 mg/l Mn. El manganeso presente en el agua se oxida y precipita en forma de sus óxidos hidratados a lo largo del abastecimiento, ocasionando enormes masas de precipitados que sedimentan en los depósitos, obturan filtros y conducciones y ocasionen problemas de pérdidas de carga en la red.

De un modo general y siguiendo la evolución de los contenidos en manganeso, hemos podido observar que después de aumentar el caudal del río Tordera (avenidas), aumenta notablemente el contenido en manganeso en los pozos. Hardin y Salvatella (1.979), atribuyen este hecho a la gran permeabilidad del acuífero superficial y como consecuencia del arrastre del material sólido que lo contenía y estaba depositado en el lecho del cauce.

#### CALIDAD BACTERIOLOGICA

El número de bacterias que son patógenas para el hombre o para los animales en un agua está frecuentemente limitado y su puesta en evidencia es difícil. Estas bacterias viven en los intestinos del hombre y de los animales de sangre caliente, por lo tanto, la manifestación de una contaminación fecal en un agua constituye una excelente señal para la posible presencia de gérmenes patógenos. Escherichia Coli o las coliformes fecales y los estreptococos fecales se consideran como gérmenes de origen exclusivamente fecal y, por ello, se usan para determinar tal contaminación. Para los coliformes este origen no es exclusivo. Para tener la certeza de la permanencia

de una buena calidad bacteriológica de un agua, es preciso asegurarse de que está protegida eventualmente contra toda contaminación fecal.

La técnica de análisis utilizada para determinación de los parámetros bacteriológicos ha sido la de filtración por membrana. Esta técnica tiene un alto grado de reproductibilidad, la posibilidad de analizar muestras de volumen relativamente mayor, capacidad para dar resultados definitivos más rápidamente que por el procedimiento normalizado de los tubos de fermentación y permite la filtración de la muestra en el campo (APHA, 1.975 y BOE 29/3/75).

Los medios de cultivo utilizados han sido los siguientes:

- Caldo MF-Endo para coliformes totales (BBL)
- Medio de CHAPMAN de gelosa lactosada (I. Pasteur), al T.T.C. y al Tergitol 7
- Caldo M-FC (DIFCO) con ácido rosálico para coliformes fecales
- Medio SLANETZ & BARTLEY (OXOID) para estreptococos fecales
- Medio M-enterokokken-selektivagar según SLANETZ y BARTLEY para estreptococos fecales

De acuerdo con la normativa establecida por el C.A.E. para la vigilancia de aguas destinadas al consumo humano, se efectuaron, en el control del abastecimiento de aguas a Lloret de Mar, análisis bacteriológicos semanales en los períodos del 15 de Junio al 15 de Setiembre (poblaciones entre 50.000 y 100.000 habitantes) y mensuales al resto del año (poblaciones hasta 20.000 hab.). Los controles se han efectuado tanto en los pozos, como depósitos y puntos diferentes de la red.

Durante el período Sept. 1.979 - Sept. 1.981 aquí estudiado, se efectuaron un total de 382 análisis bacteriológicos, controlando los parámetros bacteriológicos ya reseñados, aparte de las determinaciones químicas complementarias.

De todas las muestras analizadas puede observarse que el 13,4% supra los caracteres microbiológicos establecidos por el C.A.E., resultando el 4,7% contaminados por colifecales y el 5,0% por estreptococos. El aumento de contaminación por colifecales en el año 1.981 fué debido a un salto puntual en un pequeño período de tiempo de la contaminación del agua; por lo tanto, no es representativo de todo él. Por otro lado, debe tenerse en cuenta que los puntos controlados han sido siempre aquellos que, a nuestro entender, ofrecían siempre una mayor posibilidad de estar contaminados. Las muestras contaminadas se han detectado tanto o más en la red como a la salida del agua del pozo. Debe tenerse en cuenta que el agua puede deteriorarse en las canalizaciones y depósitos antes de llegar al grifo del consumidor,

sobre todo si ésta tiene un contenido residual de desinfectante insuficiente. Se puede comprobar así, un crecimiento de la población bacteriana que proviene del desarrollo de la ya existente a la entrada de la red, o bien de la intrusión de una flora exterior, gracias a las interconexiones entre las canalizaciones, a una mala conservación, al aislamiento de los depósitos o a cualquier causa accidental. En general, puede comprobarse una mejor calidad bacteriológica del agua del grupo Gelpi (aun sin clorar) que la del grupo Blancas.

La presencia de los estreptococos fecales no aporta ninguna significación peyorativa, puesto que no se observa nunca un gran aumento, que podría corresponder a una contaminación esencialmente animal.

Debido a la situación geográfica e hidrogeológica del entorno estudiado, hemos de pensar que estas aguas, en su yacimiento, (sobre todo las del acuífero superficial), suelen estar contaminadas por bacterias del medio exterior y por tanto, son susceptibles de sufrir una contaminación fecal.

De acuerdo con los datos obtenidos, puede observarse claramente que la calidad microbiológica general de las aguas de este abastecimiento ha sufrido una mejora realmente notable. Ello puede atribuirse, mas que nada, a una mejor eficacia del tratamiento desinfectante que, no obstante, aún puede y debe perfeccionarse.

En la tabla adjunta puede apreciarse la disminución porcentual progresiva en la mejora de la calidad bacteriológica del agua y la drástica reducción experimentada entre 1.979 y 1.981.

	Sep-Dic. (1.979)	Enero-Dic. (1.980)	Enero-Sep. (1.981)	TOTAL
nº muestras	63	200	119	382
Superan los caracteres microbiológicos tolerables (CAE).	22 (35%)	20 (10%)	9 (7,6%)	51 (13,4%)
Con coliformes/100 ml.	40 (63,5%)	33 (16,5%)	13 (10,9%)	86 (22,5%)
≤ 2	18	13	5	36
> 2	22	20	8	50
Con colifecales/100 ml.	1 (1,6%)	15 (7,5%)	2 (1,7%)	18 (4,7%)
Con estreptococos fecales/100 ml.	9 (14,3%)	6 (4%)	2 (1,7%)	17 (5,0%)

TABLA II. Resumen de los resultados obtenidos en el control bacteriológico.

## PARAMETROS INDICADORES DE CONTAMINACION BACTERIOLOGICA

Se han tomado como parámetros químicos complementarios a las determinaciones bacteriológicas efectuadas, el amoníaco, nitritos y materia orgánica, efectuándose su determinación en cualquier punto muestreado en que se realizaran aquéllas. Su determinación se efectuó según los métodos normalizados establecidos para análisis de aguas (Standard Methods, 1.971. Rociar, 1.971).

### Amoníaco

Es el producto final de la reducción de las sustancias orgánicas e inorgánicas nitrogenadas, proviniendo de las proteínas animales y vegetales, por putrefacción mediante acción bacteriana o por la reducción de los nitritos.

Su presencia favorece la multiplicación de los microbios.

### Nitritos

Pueden proceder de la oxidación del amoníaco o por la reducción, bacteriana o no de los nitratos. Aparece en un medio cuando el potencial redox tiene un valor entre 0,45 y 0,40 V. En las aguas subterráneas, se pueden encontrar nitritos como consecuencia de que están en un medio reductor, con valores comprendidos entre los óptimos para la conservación y estabilización de estos iones.

Presenta una cierta toxicidad como consecuencia de su acción metahemoglobinizante e hipotensiva. En presencia de amoníaco pueden formarse nitrosaminas cancerígenas. (Bustos y otros, 1.980).

De aguas que contengan nitritos y/o amoníaco se debe sospechar, en principio, con respecto a su potabilidad.

### Materia orgánica

Tienen su origen en el lavado de los suelos (Vg. ácidos húmicos), o en el metabolismo de los organismos que viven en el seno de los mismos, o en la contaminación doméstica industrial del agua (Vg. urea, cadaverina, putrescina, fenoles, detergentes, etc.).

Constituyen una fuente de alimentación para los organismos existentes en el agua.

Frente a los parámetros aquí relacionados, debemos discernir entre las aguas explotadas por el grupo Gelpi, que presentan ausencia de amoníaco, nitritos y bajos contenidos en materia orgánica y son, por lo tanto, de buena calidad frente a este aspecto, de las aguas que explotan el acuífero superior (grupo Blanes), que poseen notables cantidades de materia orgánica y contenidos relativamente grandes de amoníaco y nitritos. La presencia de tales elementos no cabe atribuirlos solamente a una posible contaminación, sino que, por el hecho de proceder de una zona con ambiente reductor, se habrá dado la posibilidad de reducción del nitrógeno de sus formas oxidadas. No obstante, debemos tener en cuenta que estos compuestos favorecen a la flora bacteriana y, por lo tanto, su presencia debe ponernos sobre aviso de una gran facilidad de contaminación del agua por flora exógena.

#### SISTEMA DE CLORACION

La desinfección del agua en el abastecimiento de agua aquí estudiado se efectúa mediante cloro gaseoso. La dosificación de cloro se realiza directamente en los pozos en el grupo de Blanes y en el depósito de rebombeo, en el grupo Gelpi.

La determinación de cloro residual se efectuó "in situ", siempre que se tomaba cualquier muestra para análisis, tanto físico-químico como bacteriológico. Su determinación se efectuó mediante los métodos tradicionales de la ortotolidina ó de la dicotil-p-fenileno diamina (DPD). (Standard Methods, 1.971).

La concentración de cloro en los puntos de dosificación se sitúa normalmente por encima de 1 mg/l de cloro residual total. En el grupo Blanes se encuentra prácticamente todo como cloro combinado, debido a la presencia de notables cantidades de amoníaco en el agua, mientras que el Gelpi se encuentra como cloro libre. Ahora bien, según A. Bustos y otros (1.980), las concentraciones mínimas de cloro residual durante 60 minutos (1- 1,5 mg/l), para aguas limpias, con pH de 7 a 7,5 y temperaturas de 20°C, preconizadas por diversos organismos, para asegurar una desinfección eficaz, suponen un margen de seguridad real estrecho, sobre todo para formas vegetativas de bacterias resistentes al cloro.

Las concentraciones en cloro residual total detectadas en la red son normalmente bajas, encontrándose prácticamente todo el cloro en forma de cloraminas. Tales concentraciones, aunque se mantienen en el agua durante largos períodos de tiempo y logran cierta reducción del contenido bacteriano, no garantizan una destrucción total de las bacterias, en caso de persistencia de bacterias después del tratamiento de cloración o por contaminación externa.

Las cantidades de manganeso, materia orgánica, nitritos y amoníaco hacen que las aguas del grupo Blancos tengan unos valores altos, tanto de consumo como de demanda de cloro. Su punto de ruptura está entre 10-12 veces el contenido en amoníaco. Por todo ello, cabe decir que un tratamiento del agua al "Break Point", por cloración simple, como actualmente está funcionando el abastecimiento, es del todo imposible.

Por todo ello, cabe pensar que debido a la cloración del agua se eliminarán los nitritos; ésto, como puede verse, no es del todo cierto, puesto que tal eliminación, en presencia de ion amonio, es difícil, (Bustos y otros, 1.980 a). La reacción de oxidación de los nitritos a nitratos por el cloro transcurre mas lentamente que la de formación de cloraminas con el amoníaco.

Además de todo ello, debido a la presencia de manganeso en el agua, la cloración que se efectúa provoca una oxidación de éste y, por lo tanto, una fuerte precipitación, tanto en los pozos como depósitos y red (Viñals, 1.979).

Finalmente hemos de decir que las aguas del grupo Gelpi no presentan hasta el momento toda esta problemática; de tal modo que efectuando una cloración en condiciones correctas de dosificación y tiempo de contacto es posible conseguir una completa desinfección del agua. No obstante, debemos anotar que todas las aguas se mezclan en los depósitos de bombeo y distribución, por lo que no tiene ningún sentido el conseguir solamente una correcta desinfección de una parte del agua del sistema.

Por todo lo dicho puede afirmarse que es difícil, tal como funciona actualmente el abastecimiento, el conseguir una desinfección correcta del agua.

Como solución definitiva para lograr una buena calidad de estas aguas, sería preciso efectuar los tratamientos previos adecuados, que permitieran eliminar todos estos iones molestos y el establecimiento de un bien proyectado sistema de desinfección, que asegurara al agua una correcta calidad bacteriológica, ello redundaría, ante todo, desde el punto de vista de la desinfección, en un menor gasto de reactivo. A corto plazo, es necesario recomendar como mínimo, el establecimiento de estaciones de post-cloración en depósitos y red, correctamente distribuidas de tal modo que permitieran asegurar una llegada del agua, en cualquier punto de la red, en condiciones correctas, frente a cualquier problema de contaminación bacteriológica.

## CONCLUSIONES

Las aguas del abastecimiento a Lloret de Mer, procedentes del embalse subterráneo cuaternario del Tordera, constituido por materiales aluviales y deltaicos y dividido en dos acuíferos (superficial y profundo), forman parte de una misma unidad hidrogeológica, relacionada con las aguas superficiales del río. Su calidad físico-química ha sufrido un rápido deterioro en este último decenio, con un incremento general de su contenido en sales y, lo que es más grave, con la aparición de elementos indicadores de la contaminación de los acuíferos, originados por vertidos al cauce de aguas residuales, industriales y domésticas, con su posterior infiltración en las aguas subterráneas de ambos acuíferos. Se han detectado contenidos en detergentes, fenoles, manganeso, amoníaco, nitritos y materia orgánica, que superan los límites o no están admitidos por el Código Alimentario Español, en las aguas de abastecimiento público o doméstico.

El acuífero superficial, en la zona de los pozos del grupo Blanes, es el más afectado por la contaminación. El acuífero profundo, en la zona de los pozos del grupo Gelpí, no presenta, hasta hoy, este problema. Sin embargo, dada la conexión hidráulica existente entre ambos acuíferos y el río, puede producirse a corto o medio plazo.

La evolución del contenido en manganeso en el acuífero superficial (grupo Blanes), no sólo es correlacionable con las avenidas del río Tordera, sino que también es función del fuerte incremento que sufre la explotación en estos pozos durante el verano, llegándose a cuadruplicar las extracciones. Por otra parte, su presencia implica un posible riesgo sanitario y un importante perjuicio económico, al acumularse en la red de distribución.

No parecen existir problemas de agotamiento de recursos en el acuífero superficial (grupo Blanes). La sobreexplotación puntual de estos pozos, junto con los fenómenos de incrustación-corrosión y el cegado por arena, pueden justificar una merma en su rendimiento, coincidiendo con los períodos de estiaje y el incremento estacional de la demanda de agua.

Ante estos problemas, es una tentación fácil cerrar los pozos del grupo Blanes y concentrar, incrementándola, la explotación en el acuífero profundo (grupo Gelpí). Pero se corre el riesgo de provocar o acelerar la contaminación en esta zona, reincidiendo en el problema.

En general, se ha comprobado una mejor calidad bacteriológica del agua en el grupo Gelpí (aún sin clorar) que en el de Blanes. Sin embargo, en este último ha mejorado notablemente durante el año 1.981, debido a una mayor eficacia de la cloración y como consecuencia de su control y vigilancia.



Pero el sistema de cloración actual en el grupo Blanes, no evita el riesgo de una posible contaminación bacteriológica en la red de distribución, dada la elevada demanda y consumo de cloro en presencia de manganeso, materia orgánica, amoníaco y nitritos. Por ello, es recomendable, a nivel inmediato, establecer nuevos puntos de cloración distribuidos a lo largo de la red, mediante su estudio previo. Sin embargo, la solución definitiva debe pasar necesariamente por la mejora de la calidad de las aguas en su punto de captación, con métodos de depuración apropiados, con la instalación de plantas de superficie (aireación, floculación, filtrado y cloración) o en el propio subsuelo (creando las condiciones de oxidación y crecimiento bacteriano adecuados en el propio acuífero, según el método Vyredox). Un estudio técnico-económico de ambos procedimientos puede demostrar cuál es más viable.

No cabe esperar, a corto ni medio plazo, una mejora de la calidad del agua en el acuífero superficial, por procesos naturales de autodepuración, mientras sigan produciéndose los vertidos por residuos domésticos, industriales y de poblaciones situadas en la cuenca del Tordera. Y aún cuando se suprimieran éstos, el proceso de regeneración de las aguas subterráneas será muy lento.

Finalmente, podemos constatar que el control sistemático de la calidad físico-química y bacteriológica de las aguas de un abastecimiento, mediante la adecuada toma periódica de muestras y su análisis, constituye un excelente método de trabajo para detectar su posible contaminación, seguir la evolución de sus parámetros, estudiar su origen y recomendar las soluciones a adoptar, eliminando el riesgo sanitario y económico que conlleva el suministro de un agua de deficiente calidad para el consumo humano. Creemos que el caso de Lloret de Mar puede constituir un buen ejemplo.

#### RECONOCIMIENTOS

Agradecemos al Ilmo. Ayuntamiento de Lloret de Mar y a su Servicio Municipal de Aguas, el soporte técnico y económico que nos han prestado, desde el año 1.978, para llevar a cabo la tarea de controlar la calidad de las aguas de este abastecimiento público.

Nuestro expreso reconocimiento al Ilmo. Sr. Alcalde-Presidente del municipio, D. Juan Domenech y al Inspector Farmacéutico Municipal, D. Angel Martínez, por su constante preocupación en mantener una estrecha vigilancia sobre la potabilidad del agua, que constituye un ejemplo de acertada política municipal y sanitaria.

También a todos ellos y a la entidad Laboratorios Gerhydra de Girona, por su autorización para publicar los datos obtenidos a lo largo de estos años de control.

## REFERENCIAS

American Public Health Association (1.971). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. APHA, Washington.

Bustos, A., Cabo J., Urtiaga, A. (Abril 1.980,a) Contaminación del agua por nitritos; su tratamiento por cloro. Química e Industria. Vol. 26, nº 4, pp. 257-263.

Bustos, A., Cabo, J., Urtiaga, A. (Noviembre, 1.980, b). Desinfección del agua (Efectos del cloro y derivados, sobre E. Coli y Micrococos Luteus en el agua). Química e Industria. Vol. 26, nº 11, pp. 805-812.

Cliffort White, G. (1.972). Handbook of Chlorination. Van Nostrand Reinhold Company, New York.

Comisería de Aguas del Pirineo Oriental y Servicio Geológico de Obres Públics (1.971). Estudio de los recursos hidráulicos totales del Pirineo Oriental. Informe hidrológico sobre la zona aluvial del río Tordera. Barcelona

Dicz, E., Queralt R. (1.970). Estudio de la polución de la cuenca del Pirineo Oriental. Documentos de Investigación Hidrológica. Vol. 9, pp. 289-290

Fayas, J.A. Domenech J. (1.974). Recursos hidráulicos totales de la cuenca del río Tordera. Documentos de Investigación Hidrológica. Vol. 16, pp. 241-251.

Font, A. (1.977). Estudio de las aguas subálveas del río Ter desde Gerona a su desembocadura. Analectas Farmaceutico Gerundenses. Vol. 7

Hardin, J.W. y Salvatella N. (1.979). Problemas de contaminación de aguas subterráneas en el delta del Tordera. XIII Curso Internacional del Hidrología Subterránea. Barcelona

Rodier, J. (1.981). Análisis de las aguas. Omega. Barcelona.

Textos Legales del B.O.E. (1.975). Código Alimentario Español de 1.975. Madrid.

Verges, J. (1.976). Consumo de agua y polución de las principales empresas del Tordera. Documentos de Investigación Hidrológica. Vol. 19, pp. 223-272.

Viñals, E. (1.979). Resultados de la inspección de los pozos de abastecimiento de aguas a Ampuriabrava y Lloret de Mar. Trab. Inédito. Oficina

de Gestión Minera.Girona.

Viñals, E. (1.981). El hierro y manganeso en las aguas subterráneas. Experiencias previas de depuración en el propio acuífero polucionado. Comunicación presentada en a las Jornadas sobre análisis y evolución de la contaminación de aguas subterráneas en España. Barcelona, 19-23 Octubre 1.981.



CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA	SESION <b>3</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981	ACTAS DE LAS SESIONES	403 407 páginas

CONTAMINACION POR CROMO EN EL POZO DE INESPO EN POLINYA  
(Barcelona)

Ligia Valdés - Luis M. Puiggarí  
Participantes en el XV CURSO INTERNACIONAL DE  
HIDROLOGIA SUBTERRANEA

Resumen. Se trata de un caso de contaminación aparecido a mediados de 1978 en el que se han llegado a alcanzar concentraciones de 50 ppm de cromo hexavalente. La causa de la contaminación se ha establecido residía en la existencia de unas balsas que contenían cromatos. Como conclusión hacer notar la irreversibilidad de la contaminación en el pozo estudiado y la poca probabilidad de que afecte a pozos vecinos.

#### DESCRIPCION DEL ENTORNO

El pozo contaminado se encuentra en la comarca del Vallés Occidental, zona con clima de tipo mediterráneo y precipitaciones irregulares cuya media anual está alrededor de 600 mm.

Desde un punto de vista geológico esta zona pertenece a la depresión del Vallés-Penedés que constituye estructuralmente una semi-fosa tectónica rellena por sedimentos del Mioceno: Los pozos de esta área explotan niveles acuíferos a distintas profundidades, de poca potencia y situados entre capas de arcillas de gran espesor.

#### GEOQUIMICA DE LAS AGUAS

Para investigar el origen y posible evolución de esta contaminación se han considerado otros seis pozos de la misma zona en un área de unos 500.000 metros cuadrados.

En base a los análisis realizados, representadas todas las aguas en un diagrama triangular de Piper o bien en el diagrama de Schoeller-Berkeloff, aparecen diferenciados 4 tipos distintos de agua.

Exceptuando el agua del pozo contaminado por el carácter tóxico del cromo hexavalente, las aguas de los demás pozos pueden considerarse potables aunque su calidad sea distinta.

#### CONTAMINACION

La contaminación por cromo hexavalente se detectó en el pozo de la industria INESPO a principios de 1978. Dos industrias situadas en el área, una con fabricación de artículos metálicos para el hogar y otra con fabricación de productos químicos, son las posibles causantes de la contaminación.

La fabricación de determinado producto químico originaba unas aguas de lavado con una alta concentración de cromatos. Estas aguas eran depositadas en unas balsas construidas en un terreno colindante con la factoría a la espera de su evacuación por medio de camiones cuba. Estas balsas funcionaron hasta 1978, año en que se detectó la contaminación.

Otras fuentes de origen posible de la contaminación eran el colector general de la zona que recoge las aguas residuales de las industrias del polígono y la riera de Polinyà colector de pluviales y residuales de la zona.

Realizada una valoración de estas fuentes posibles de contaminación desestimamos en el pozo contaminado la influencia de la riera y también la del colector. Este contiene habitualmente cromo hexavalente en el vertido circulante y pudieron existir fugas que permitieron la infiltración en el terreno, pero a su vez y debido a la distancia que está del pozo contaminado nos habrían dado en éste otros signos de contaminación del agua residual. Luego opinamos que puede haber filtraciones del colector, pero que no son éstas los causantes del alto contenido en cromo hexavalente del pozo 111.

Las balsas de infiltración, son las que en nuestra opinión fueron causantes en su época de funcionamiento de la infiltración de efluentes con altos contenidos en cromo que fueron progresando a través del medio no saturado hasta alcanzar el lentejón acuífero que alimenta el pozo 111. Además una vez cesada la infiltración del efluente, el agua de lluvia en su infiltración debido a la impregnación de cromatos del terreno y según un sistema de flujo de pistón va lavando y alimentando el nivel acuífero con una agua cargada en cromo hexavalente.

Las oscilaciones que existen en la concentración de cromo en el pozo con mínimos y máximos de parecida cuantía, nos hizo suponer pudieran estar relacionadas con la lluvia caída sobre la zona.

De la observación del gráfico con doble escala en el que aparecen las concentraciones y a su vez la pluviometría, se puede establecer el desfase entre máximos y notar la existencia de relación suficiente entre ambas variables para suponer cierta la hipótesis de influencia, la cual además apoya la teoría de origen y localización de la contaminación.

Nuestra opinión acerca de la contaminación es pesimista. Creemos es irreversible pues hay gran cantidad de contaminantes en el subsuelo y manchas en la superficie todavía que denotan cromo en el mismo. Luego si valoramos los tiempos de tránsito aún cuando cometamos mucho error no creemos se pueda erradicar la contaminación en un espacio de tiempo relativamente corto.

Por otra parte y como hemos mencionado en apartados anteriores no vemos probable se vean afectados otros pozos de la zona, sobre todo si se continúan con las extracciones en el pozo contaminado.

En la actualidad desde primeros de 1981 no están realizándose extracciones y la cifra bombeada hasta el momento ronda los 10.000 metros cúbicos.

Finalmente si consideramos la evolución del contenido en cromo hexavalente del pozo lll, obtenemos como media a lo largo del período de tiempo con contaminación un valor de 29 ppm. Tomando como volumen extraído desde entonces el de 10.000 m<sup>3</sup>., podemos determinar la cantidad de cromo hexavalente extraído del subsuelo.

$10.000 \text{ m}^3 \times 29 \text{ g /m}^3 = 290.000 \text{ gramos.}$

Como recomendaciones, además de proseguir el bombeo, se sugiere la realización de sondeos de reconocimiento y catas en la zona de balsas, que permitirán determinar en profundidad la distribución del contaminante y establecer si se estimara oportuno alguna medida de impermeabilización.

#### GRAFICOS

Se adjuntan cuatro gráficos ilustrativos del caso. En el primero se muestra la hipótesis tomada como válida para explicar la contaminación del pozo lll.

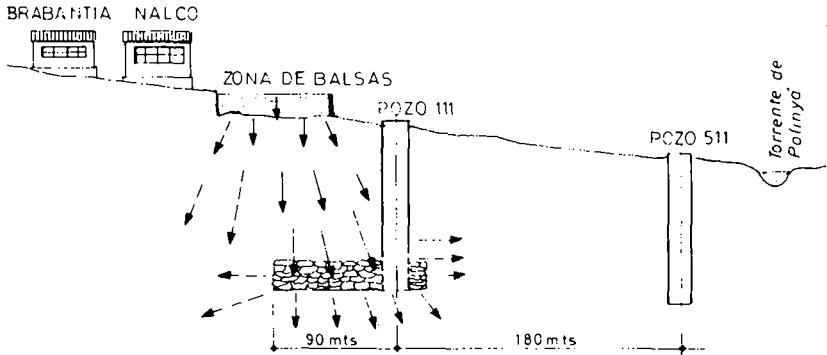
Los dos siguientes en base a los análisis realizados corresponden a los diagramas de Stiff y el logarítmico de Schoeller-Berkehoff, estando indicadas en el diagrama de Stiff las profundidades de los pozos.

El último gráfico nos muestra la pluviometría de la zona y la concentración de cromo hexavalente en el pozo con la intención de establecer relación entre ambas variables, resultando la que existe entre máximos.

#### REFERENCIAS

Puiggari, L.M. - Valdés, L. (C.I.H.S. 1981) Contaminación de aguas subterráneas en la riera de Polinyà (Barcelona).

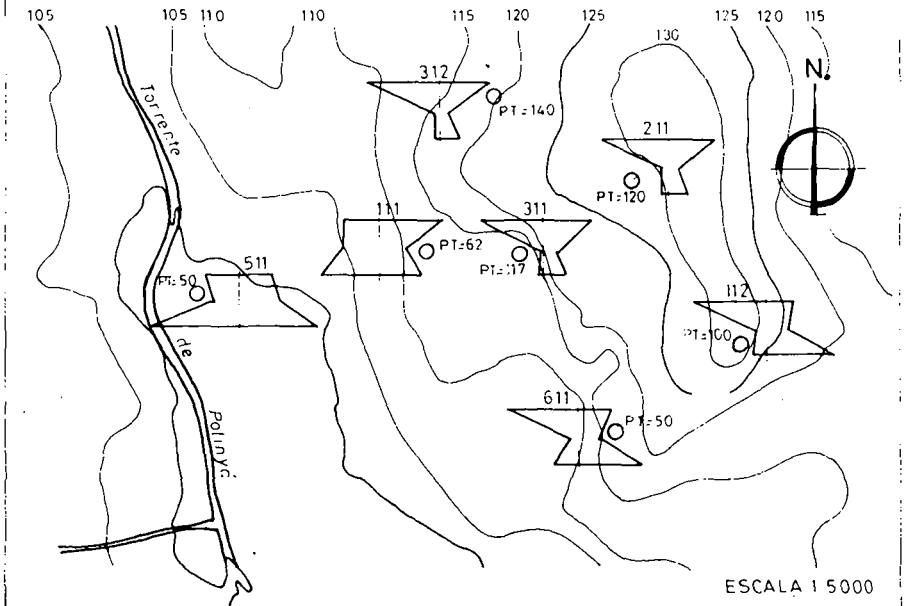
# HIPOTESIS SOBRE PROGRESION DEL CONTAMINANTE



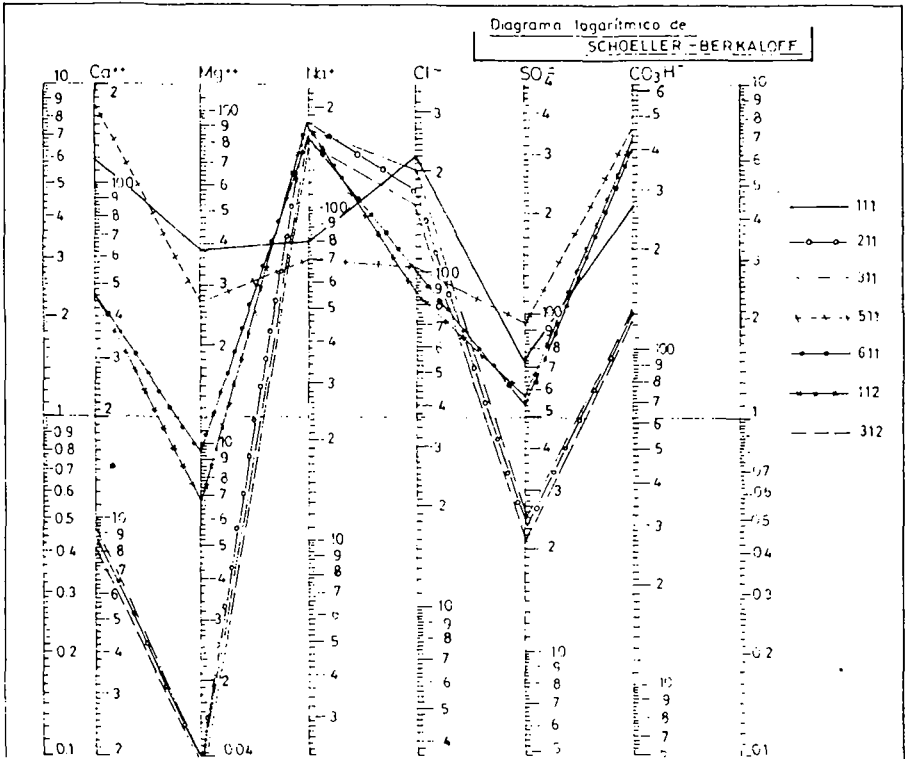
## DIAGRAMA DE STIFF

rNa — rCl  
 rMg — rSO<sub>4</sub>  
 rCa — rCO<sub>3</sub>H

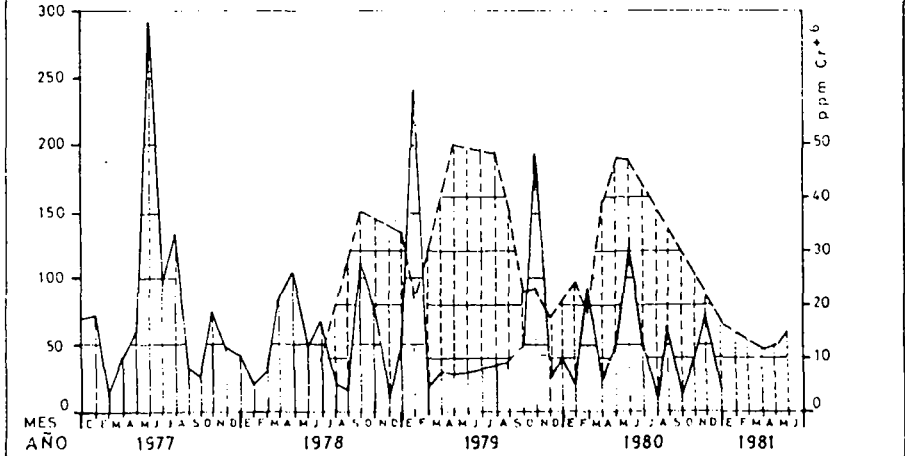
○ POZO  
 PT = PROFUNDIDAD POZO







**E**  
**E** GRAFICO PLUVIOMETRIA - CONCENTRACION DE CROMO





CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA	SESION <b>3</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981	ACTAS DE LAS SESIONES	409 411 páginas

VERTIDOS DE AGUAS RESIDUALES PROCEDENTES DE LA INDUSTRIA CERAMICA EN EL ACUIFERO DE LA PLANA DE CASTELLON.

Andrés Sahuquillo Herráiz

Servicio Geológico de Obras Públicas, Madrid.

RESUMEN

Se presenta un inventario de 33 pozos y puntos de vertido de aguas residuales procedentes de la industria cerámica en el acuífero de la Plana de Castellón. Otros puntos de posible contaminación del acuífero son los vertederos de basuras, algunos de ellos situados en las excavaciones para extracción de áridos de la autopista Valencia-Barcelona, vertidos de aguas residuales urbanos y los vertidos industriales al cauce del río Belcaire

En la Plana de Castellón hay una gran concentración de industria cerámica que cuenta con una gran tradición. En su mayor parte se dedica a la fabricación de azulejos, que requieren la utilización de barnices.

Para la evacuación de las aguas residuales se utilizan pozos contruidos con este fin y, en menor medida, antiguos pozos de captación de aguas. En algún caso se vierten directamente sobre el terreno, en zonas permeables, en grietas, o en alguno de los cauces secos. También se vierte en acequias, o a la red de alcantarillado de las poblaciones.

Se han inventariado 33 puntos de vertido, que se pueden localizar en la figura adjunta. De éstos, 9 son en pozos que penetran en el acuífero. Esta penetración llega a ser de 80 m en un caso. Hay inventariados 14 puntos de vertido en pozos secos con una distancia desde su fondo al nivel freático que puede variar entre 45 metros y prácticamente 0. Entre vertidos a cauces secos

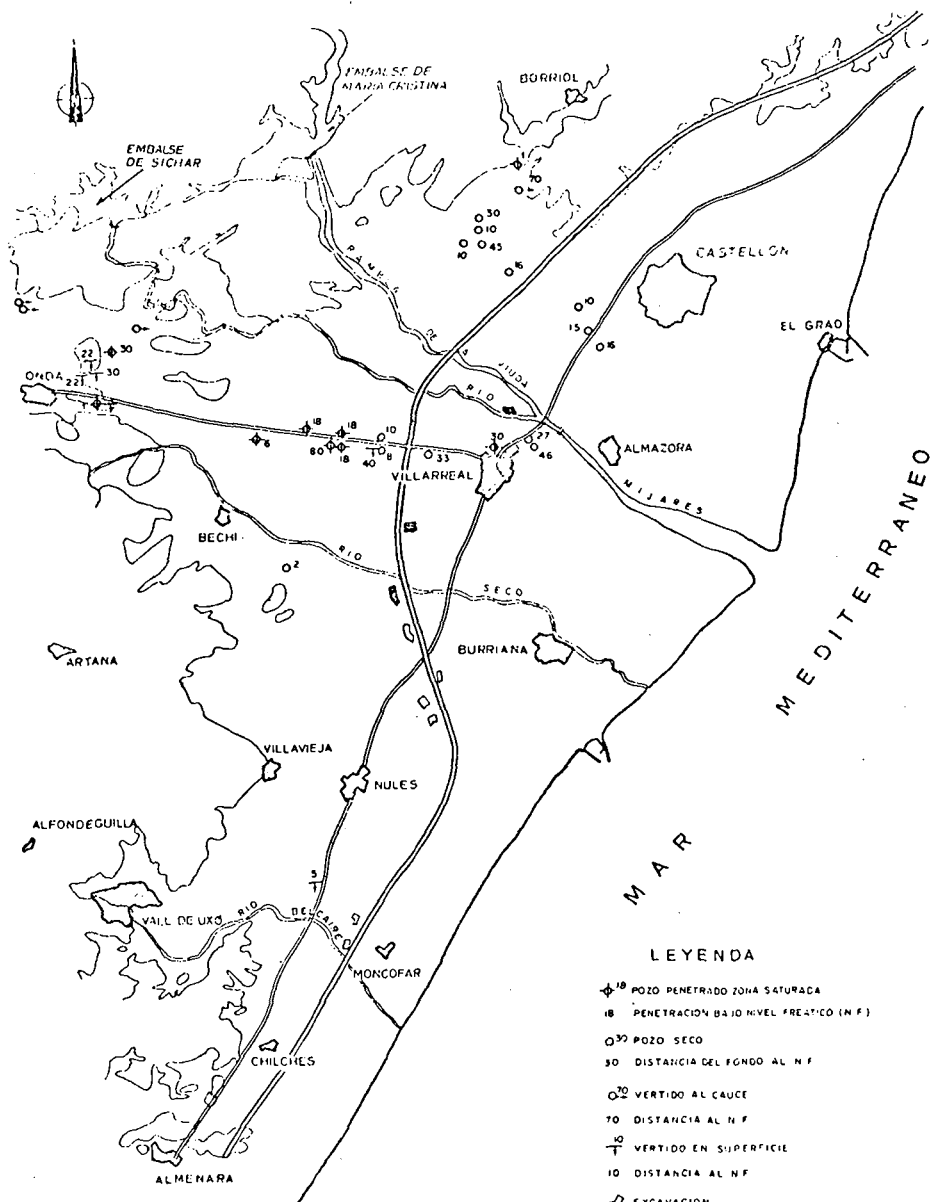
y en superficie a través de grietas del terreno, hay 10 puntos. No hemos incluido otros puntos que también pueden producir contaminación al acuífero a través de balsas de decantación, en las que el efluente se evacue a través de la red de alcantarillado o accquias. También sabemos que el inventario es incompleto y que desde su realización en 1977 se han construido más pozos.

En la figura adjunta se han incluido otros puntos contaminantes del acuífero de la Plana de Castellón, como son los vertederos de basuras. En su totalidad, los vertidos se hacen sin compactar y sin colocar capas de arcilla intermedias que eviten la infiltración del agua, ni la percolación al acuífero del destilado del vertedero. Algunos de los vertederos están situados en las excavaciones para extracción de áridos de la construcción de la autopista Valencia-Barcelona.

Además de los vertidos de aguas residuales de las poblaciones no costeras, es importante la contaminación del río Belcaire, que recoge los efluentes industriales de Vall de Uxó y circula por el acuífero.

En 1975 se recogieron muestras de agua de los principales pozos para abastecimiento de la zona, en los que se tuvo cuidado especial en analizar metales pesados. No se detectó en ninguno de ellos cantidades por encima de los límites exigidos en el Código Alimentario.

Es de notar que algunas industrias tienen un pozo para su abastecimiento, muchas veces situado a sólo decenas de metros del que utilizan para evacuar sus residuos. Parece evidente que no existe mala fe, sino falta de educación y conocimientos técnicos, incluso a niveles elevados, sobre los mecanismos de flujo y contaminación de los acuíferos. Tanto a nivel local como nacional sería muy interesante una campaña de concienciación y educación cívica sobre este problema.



LEYENDA

- ⊕ 18 POZO PENETRADO ZONA SATURADA
- 18 PENETRACION BAJO NIVEL FREATICO (M.F.)
- 30 POZO SECO
- 30 DISTANCIA DEL FONDO AL N.F.
- 20 VERTIDO AL CAUCE
- 70 DISTANCIA AL N.F.
- ⊕ VERTIDO EN SUPERFICIE
- 10 DISTANCIA AL N.F.
- ⊔ EXCAVACION
- ⊕ EXCAVACION CON VERTIDOS, O VERTEDERO DE RESIDUOS SOLIDOS.

ACUIFERO DE CASTELLON DE LA PLANA  
INVENTARIO DE VERTIDOS



CIHS / AIH-E Barcelona 19-23 octubre 1981	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA  ACTAS DE LAS SESIONES	SESION <b>3</b>  413 416 páginas
--	--	---

CONTAMINACION POR CIANUROS EN ALELLA (Barcelona)

Luis J. Godé, I.T.I.

Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental

Resumen: Debido a un incendio que afectó a una fábrica de productos químicos se procedió a evacuar escombros y residuos que fueron conducidos a una cantera en Alella.

Entre estos residuos habian compuestos cianurados que, en especial tras las lluvias se disolvían pasando a un efluente que antiguamente era un manantial de agua recogido en un pozo de la cantera, que actualmente ya no se utilizaba para abastecimiento, amenazando asimismo con afectar a pozos que sí eran utilizados para suministrar agua potable.

Se relatan las medidas adoptadas a lo largo del seguimiento del problema y algunas dificultades surgidas para llevar a cabo algunas de ellas.

ANTECEDENTES

A finales de 1980 se produjo en una industria dedicada al comercio de productos químicos, ubicada en el entorno de Barcelona, un incendio que afectó a parte de sus instalaciones.

Parte de los escombros y residuos afectados por el mencionado siniestro fueron conducidos inicialmente a unas antiguas extracciones de áridos, en la zona del Baix Llobregat. Propietarios de los terrenos afectados pusieron el hecho en conocimiento de la Sociedad General de Aguas de Barcelona, dado que ésta posee pozos de captación y dicha empresa consideró que a fin de evitar posibles afecciones sería conveniente se condujeran los residuos a otro lugar en principio mas seguro.

De acuerdo con lo anterior, los mencionados residuos fueron finalmente depositados en una antigua cantera situada en término municipal de Alella, poniéndose el hecho en conocimiento de la Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental para comprobación de posibles

afecciones a cauce público.

#### EVOLUCION DEL PROBLEMA Y MEDIDAS ADOPTADAS

En la primera inspección efectuada al lugar en cuestión se observó que los residuos mezclados con tierra habían sido depositados en el terreno de nivel superior de los dos existentes y que por la superficie del de nivel inferior discurrían aguas que parecían proceder de drenajes del terreno superior. Dado que, aparte de estos residuos, se observó existían otros procedentes de industrias de terrazo, de características alcalinas, se dispuso como primera medida y en tanto no se conocieran los resultados analíticos de la muestra tomada, se hicieran unas zanjias por donde avanzaba el efluente en donde se añadieran los mencionados residuos alcalinos o en su defecto hidróxido cálcico, a fin de lograr al menos una cierta retención de algunos elementos contaminantes, y en especial de metales pesados, si los había.

Una vez finalizado el primer análisis del mencionado efluente, se comprobó que si bien no se detectaba cromo hexavalente ni fenoles, sí existía en cambio una concentración en cianuros del orden de 5 ppm, que pudieran ser causantes de afecciones a aprovechamientos situados en las cercanías, por los que se dispuso se añadiera hipoclorito sódico en las mencionadas zanjias, a fin de oxidar los cianuros.

Por su parte el Ayuntamiento de Alella, al tener conocimiento del problema comenzó un control de la calidad del agua en diversos aczozos de abastecimiento, a fin de comprobar posibles contaminaciones por cianuros, dado que, aparte del pozo situado en la propia cantera y que ya no se utilizaba en la actualidad para abastecimiento, existían algunas cantaciones cercanas a la mencionada cantera, siendo precisamente la mas cercana una que abastecía en parte a un colegio próximo.

Las medidas correctoras no tuvieron inicialmente la continuidad que hubiera sido de desear dada la no permanencia en la cantera de personal alguno de la empresa originaria de los residuos ni del transportista de los mismos, alegando el propietario del terreno que debían de ser ellos quien se encargaran de adoptar dichas medidas ya que manifestaba que los residuos se habían depositado allí sin su consentimiento, en tanto que el transportista indicaba que los había conducido con el permiso de un subcontratista del mencionado propietario.

Si bien el problema no era en principio de competencia de la Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental, dado que no se trata-



ba de un vertido de aguas residuales a cauce público, y a pesar de haberse dado conocimiento a otros Organismos, se prosiguió la labor de control y seguimiento para un mejor conocimiento de la evolución del mismo.

Habiéndose comprobado que el efluente de la cantera seguía conteniendo cianuros y superados algunos malentendidos iniciales sobre las medidas a adoptar, éstas finalmente se fueron llevando a cabo, claro está, dentro de las numerosas limitaciones existentes.

Una de las primeras medidas fue aprovechar el pozo situado en la cantera, que como se ha dicho no se utilizaba para abastecimiento, para hacerle incidir en él cuanto efluente pudiera admitir y previa oxidación de cianuros, bombearlo hacia una balsa alejada de los pozos de abastecimiento, utilizada exclusivamente para el riego de un pinar contiguo.

Asimismo, y dado que de los inventarios facilitados por la empresa siniestrada se podía deducir que la cantidad de sales de cianuro en los residuos de la cantera podría ser superior a los 200 kg se consideró oportuno se efectuara un rociado con hipoclorito sódico por la zona en donde supuestamente se encontraban dichas sales, a fin de intentar una cierta detoxicación sobre el mismo terreno para la que se utilizaron del orden de 20 Tm de dicho producto.

Es difícil comprobar la eficacia de esta medida puesto que si bien el contenido en cianuros después de adoptarla pareció descender, posteriormente se elevó nuevamente, dependiendo muy directamente de la existencia o no de lluvias, pues parece existir una clara correlación entre fuertes lluvias y dilución de los cianuros, que facilitado por la característica del terreno (arenas graníticas) se convierte en un aumento sensible de la contaminación del efluente.

Asimismo, y dadas las presiones ejercidas por el Ayuntamiento de Alcella y por el propietario del terreno, se intentó se evacuaran parte de los residuos hacia otro lugar, para lo cual se cargaron 9 ó 10 contenedores de tipo y capacidad convencional. Se iniciaron conversaciones para encontrar un destino final a los residuos proponiendo el Ayuntamiento se condujeran a la estación depuradora de aguas residuales del Besós, lo cual no fué posible dado que al ser sólidos y mezclados con gran cantidad de cascotes no se admitió dicha solución, por los problemas que podría ocasionar en la instalación. Otros posibles destinos fueron asimismo desechados por distintas causas, por lo que los contenedores siguen en la cantera sin que nadie indique solución a este problema.

En cuanto al efluente de la cantera, el que no se incluye al pozo para su bombeo como se ha dicho anteriormente, se trata con hipoclorito sódico en una pequeña balsa en especial después de fuertes lluvias pues a pesar de las medidas adoptadas, tras precipitaciones de intensidad, el contenido en cianuros aumenta, lo cual suele denotarse por el aspecto del efluente pues, al parecer, entre los mencionados residuos había unos cuantos kilogramos de fluoresceína, que con las lluvias se disuelve y colorea al efluente.

De los datos que se poseen se deduce que el pozo de la cantera, cuando no se añade hipoclorito al efluente presenta prácticamente la misma calidad que aquel, variando la concentración de cianuro desde valores del orden de 0,2 ppm hasta superiores a 20 ppm, en tanto que los pozos de abastecimiento solamente en alguna ocasión alguno de ellos ha presentado valores detectables que, en general, han sido inferiores a 0,01 ppm.

De acuerdo con lo anterior se formulan las siguientes

#### CONCLUSIONES

- Si bien no parece que en la actualidad exista riesgo de contaminación a aprovechamientos inferiores, siempre que se siga controlando la evolución de la situación, de no haberse adoptado medida alguna, es posible que hubiera habido alguna afección de mayor importancia.
- Las medidas adoptadas y el seguimiento del problema podrían haber sido más eficaces de existir una legislación clara sobre casos parecidos, así como mayor coordinación de los Organismos afectados.
- Se resalta la conveniencia de dar soluciones al problema de evacuación y acondicionamiento de residuos sólidos y líquidos.

CIHS / AIH-E  Barcelona 19-23 octubre 1981	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA  ACTAS DE LAS SESIONES	SESION <b>3</b>  417 427 páginas
--	--	---

CONTAMINACION EN LA PINEDA (VILA-SECA). (1)

CAIXETA, Joao B. Departamento de Aguas e Energia Eléctrica.- D.A. E.E. Sao Paulo, Brasil.  
 FERNANDEZ FILHO, José. Companhia de Desenvolvimento de Recursos Minerais do Rio Grande do Norte. CDM/RN.

Resumen. En el acuífero cuaternario de la zona de La Pineda (Vila-  
 - Seca) existen problemas en la calidad del agua subterránea, de-  
 bido a contaminación por residuos industriales e intrusión marina.  
 Se discute la situación actual y posibilidades de evolución futu-  
 ra, y se comenta en especial una contaminación por hidrocarburos.

1.- Introducción.

En la zona de la Pineda, situada en el término municipal de Vilaseca-Salou (Tar-  
 ragona), existen problemas actualmente en lo que se refiere a cantidad y cali-  
 dad del agua para abastecimiento.

Estos son debidos en su mayor parte a la escasez relativa de recursos hídricos  
 disponibles para atender a la demanda actual exigida y a la contaminación del  
 agua subterránea por intrusión marina y residuos industriales.

Este área, además de ser una zona turística, guarda relación con el desarrollo  
 industrial verificado en los últimos años en el campo de Tarragona, donde se  
 ha implementado un importante complejo petrolquímico.

Cabe resaltar que en la zona de La Pineda, término municipal de Vila-Seca, só-  
 lo se encuentra instalada una industria, estando las demás en el término muni-  
 cipal de Tarragona, pero tienen influencia en la contaminación de los acuíferos  
 de la zona en consideración.

Algunos estudios hidrogeológicos amplos, abarcando el área considerada o pró-  
 xima a ella, han sido efectuados sirviendo como fuente de datos y orientación  
 para este trabajo.

Aef cabe citar el Estudio de los Recursos Hidráulicos Totales del Pirineo O-  
 riental (REPO) Volumen S.2. (Tarragona - Reus - Valls - C.A.P.O. 1971), el  
 Estudio de los Recursos Hídricos del Bajo Francoif (C.A.P.O. 1979). El Estu-  
 dio de la situación actual de los abastecimientos de agua a la zona turística  
 de Vilaseca - Salou (Sorea - 1981) ha sido también utilizado por contener da-  
 tos de explotación recientes del área y de la calidad del agua.

(1) Trabajo realizado dentro del Curso Internacional de Hidrología Subterrá-  
 nea, con la colaboración de Comisaria de Aguas del Pirineo Oriental y bajo la  
 dirección de los Sres. E. Custodio y A. Gelofré.

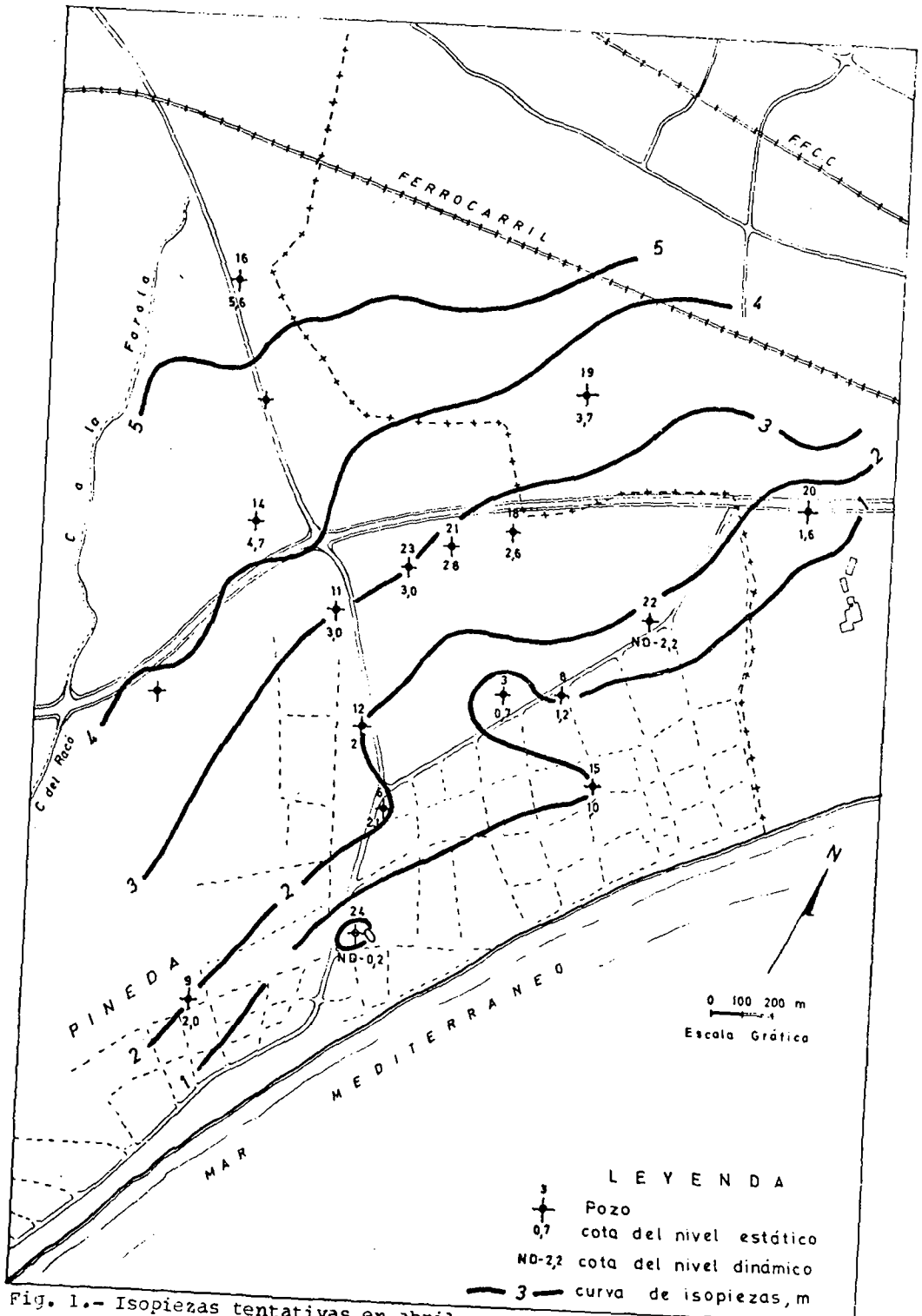


Fig. 1.- Isopiezas tentativas en abril-mayo de 1981 en el área de Pineda de Salou.

## 2.- Geología.

La zona objeto del estudio se situa en la depresión Reus - Valls. Esta depresión de origen tectónico, rellena por depósitos mio-cuaternarios, es estructuralmente la prolongación meridional de la depresión del Vallés - Penedés (depresión prelitoral) de la que está separada por los afloramientos mesozoicos del macizo de Bonastre, que le limitan por su lado Este. Al norte y al oeste está limitada por los materiales paleozoicos y secundarios del horst Priorato - Gaiá (cordillera prelitoral). Al Sur limita con el mar Mediterráneo.

En el área de la Pineda afloran sedimentos cuaternarios y entre ésta y Salou, en una zona topográficamente más elevada, afloran sedimentos del terciario.

A continuación se hace una descripción resumida de los materiales citados, de acuerdo con la hoja de Tarragona del Mapa Geológico de España, publicados por el IGME.

Terciario: Paleoceno.- calizas de ambiente salobre, dolomias y arcillas grises, arcillas rojas.

Tortonense superior (Andaluciense).- calizas arrecifales, calcarenitas arenosas, arenas y margas limolíticas.

Cuaternario: brechas y arenas, gravas angulosas con matriz limoarcillosa (torrencial de espesor máximo 40 m) y dunas litorales.

## 3.- Esquema del flujo subterráneo.

A partir de los datos obtenidos se ha elaborado un mapa de superficies piezométricas (figura 1) con isopiezas equidistantes de 1 m.

- Debido a la pequeña extensión del área y como los pozos están situados sobre el acuífero cuaternario, no ha sido posible identificar variaciones en la transmisividad del mismo.

- La configuración de las isopiezas se muestra un poco deformada debido a la existencia de bombeos durante la toma de medidas.

Se puede observar a través de las mismas, que el flujo subterráneo se dirige hacia el mar, con un gradiente hidráulico medio del área en torno a 0,0026.

## 4.- Estudio de la calidad química del agua.

### 4.1.- Método de trabajo.

Se ha seguido la metodología indicada en el libro Hidrología Subterránea, sección 10 (E. Custodio y M.R. Llamas, 1975).

Los parámetros de análisis utilizados fueron la conductividad eléctrica, los

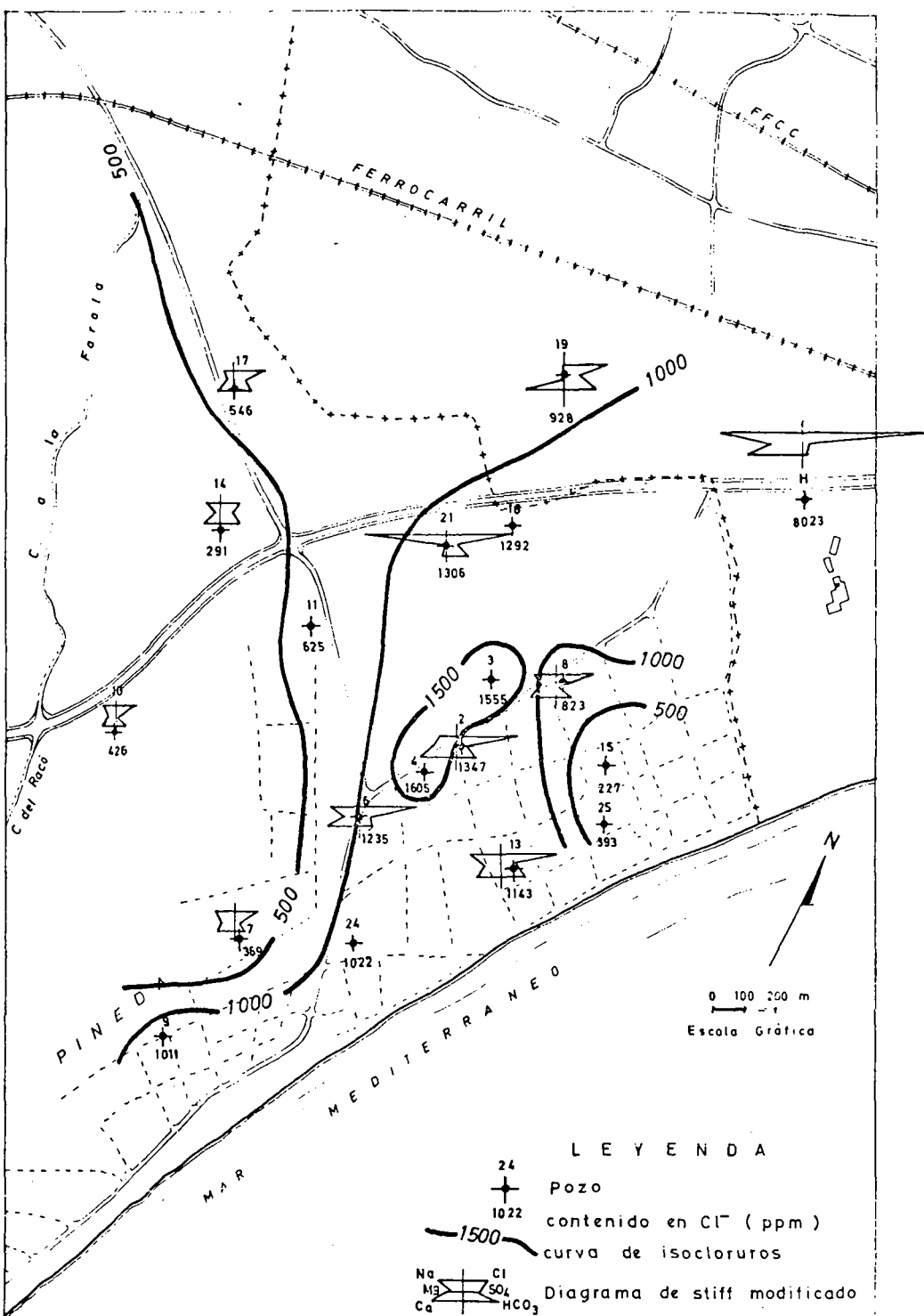


Figura 2.- Distribución del contenido en cloruros y de la composición química del agua mediante diagramas stiff modificados.

contenidos en  $\text{Cl}^-$ , la relación de desequilibrio entre cloruros y alcalinos ( $\text{icb} = (\text{rCl} - (\text{rNa} + \text{K}))/\text{Cl}^-$ ,  $\text{r} = \text{emq/l}$ ). Se ha usado también el diagrama de Stiff modificado.

En la figura 2 se encuentran valores de los contenidos en  $\text{Cl}^-$  y diagramas de Stiff.

#### 4.2.- Análisis de las características químicas.

En 1971, los valores de  $\text{Cl}^-$  para pozos en el acuífero cuaternario, situados en el límite NW del área eran de 100 a 300 ppm (REPO, 1971).

A través de los análisis químicos hechos para la sociedad de aguas del cabo de Salou (Informe Sorez, 1981), puede observarse la progresiva salinización del área.

Pozo/Fecha	mg/l $\text{Cl}^-$			
	1 977	23/10/78	1/7/80	08/80
nº1	284	- - -	1 654	1 899
nº2	340	- - -	1 072	1 313
nº3	491	965	2 712	2 964
nº4	- -	- - -	1 036	1 260
nº5	312	- - -	667	1 153
nº6	- -	- - -	- - -	440

De acuerdo con los datos obtenidos durante la realización de este trabajo, puede verificarse que en la parte norte del sector existen evidencias de intrusión marina, identificada a través de los pozos 20 y 22. En ellos el valor del icb es bastante positivo, y poseen los valores más elevados en  $\text{Cl}^-$  y conductividad eléctrica de la zona. Se atribuye a bombeos intensivos en el término municipal de Tarragona, cerca del área citada, los cuales están provocando intrusión del agua del mar. Otra zona donde se puede observar lo mismo, está definida por una línea que envuelve los pozos 24 y 13, cerca de la costa, yendo en dirección a los de abastecimiento del cabo de Salou (de 1 a 6). Sus contenidos en  $\text{Cl}^-$ , entre 1 000 a 1 600 mg/l y conductividad eléctrica de 4 000 a 5 700  $\mu\text{S/cm}$ , el tipo de agua, icb bastante positivo (de +0,4 a +0,6) evidencia lo citado anteriormente.

Separando estas dos áreas existe un cuerpo de agua dulce con principios de salinización (pozos 25, 15). El pozo 21 posee también salinidad elevada, con características químicas distintas de las aguas de pozos vecinos (ver diagramas de Stiff en la figura 2).

Se puede explicar su elevado contenido en  $\text{Cl}^-$  como resultado de la infiltración del agua en depósitos de sal ( $\text{ClNa}$ ), extendidos directamente sobre el terreno hasta mediados de 1980, en una industria situada aguas arriba, distante de 100 a 200 m del pozo.

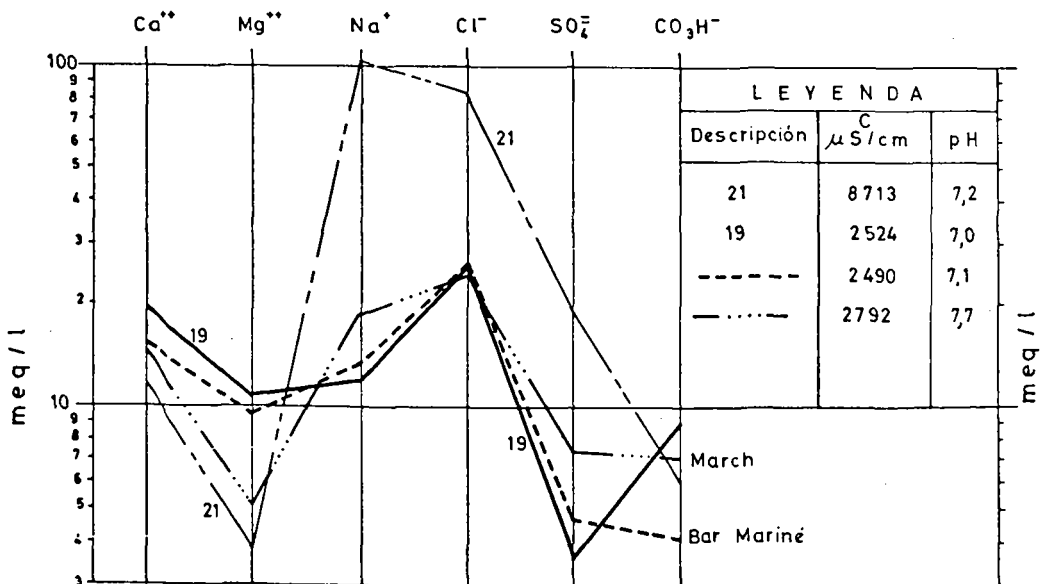
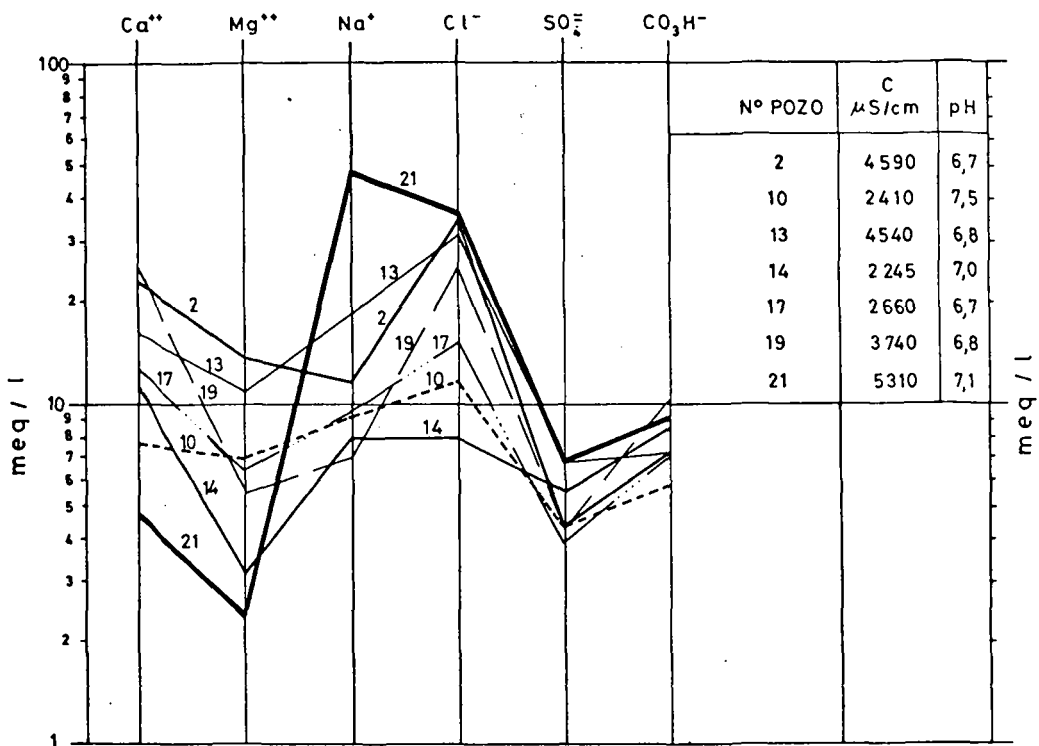


Fig. 3.- Hidrogramas químicos de columnas verticales logarítmicas de las aguas estudiadas en el área de Pineda de Salou.



El valor del  $\text{icb}$  es negativo (-0,68) pudiendo indicar un lavado de terreno en las condiciones actuales.

Esto de cierta forma puede ser confirmado por medio de los diagramas de Schoeller (figura 3) de análisis de 05/80 y 05/81, donde se observa una disminución de la salinidad, reducción de los sulfatos y aumento de los bicarbonatos.

Cabe resaltar que estos depósitos salinos pueden haber contribuido en el contenido en  $\text{Cl}^-$  de los pozos de abastecimiento de Salou (nº 1 a 6), situados aguas abajo.

Los pozos 16 y 17, a pesar de tener niveles piezométricos ya elevados (4 a 5 m), muestran una salinidad algo elevada. Puede ser debido al enriquecimiento en sales del agua de lluvia, de la proximidad al mar y una concentración en el terreno a cause de la evapotranspiración.

Los pozos 6,7,10,17,21 poseen contenido en  $\text{NO}_3^-$  por encima del valor permitido por el Código alimentario Español, y los 6 y 7 son utilizados para el abastecimiento público. Este exceso debe ser debido a infiltración del agua en zonas agrícolas. Algunos pozos poseen DQO (capacidad del agua para consumir oxidantes en procesos químicos) bastante elevado. Posiblemente estos valores son poco significativos debido al gran contenido en  $\text{Cl}^-$ , los cuales se oxidarán parcialmente en el proceso de análisis, contribuyendo a aumentar la DQO.

#### 4.3.- Análisis de la contaminación por hidrocarburos.

Muchas de las aguas de los pozos mostraban un claro olor a hidrocarburos, hecho que ya había causado preocupación anteriormente. Se hizo un muestreo esencial, en botellas de vidrio, para su determinación en el Instituto de Química Bioorgánica del CSIC, en Barcelona. A través del método de análisis utilizado (fluorescencia) ha sido obtenida la cantidad total en hidrocarburos de cadena larga (más pesado), no siendo identificados los compuestos volátiles (más ligeros).

Ha sido elaborado un mapa con el contenido total de hidrocarburos en cada muestra (figura 4), de acuerdo con la tabla 1, que resume los datos.

Los pozos 3,20,21 y 22 son los que están más contaminados. Los 3 y 21 contienen compuestos hidrocarbonados correspondientes al petróleo bruto y los 20 y 22 poseen productos más próximos al gas-oil o queroseno (más ligeros que los primeros).

Esto sugiere en principio, la existencia de distintas fuentes de contaminación, pudiendo haber ocurrido en épocas también distintas.

En la figura 4 se encuentra trazada la línea correspondiente a un conjunto de tuberías, elevadas unos 0,3 m sobre el nivel del suelo, que van desde el mar

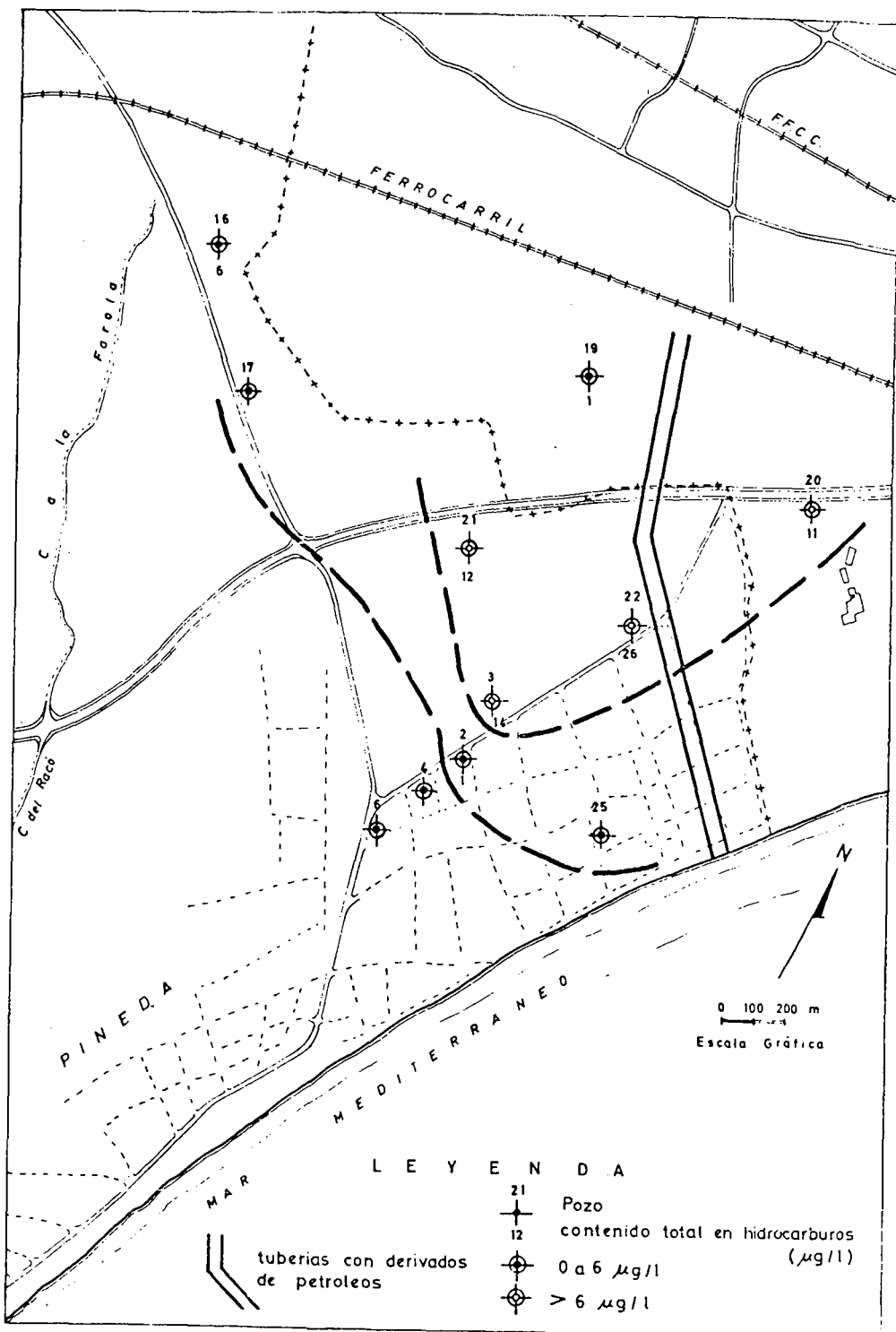


Figura 4.- Distribución del contenido en hidrocarburos.

POZO Nº	ANALISIS Nº	NOMBRE DEL POZO	CONTENIDO TOTAL EN HIDROCARBUROS (en $\mu\text{g}/\text{l}$ )	OBSERVACIONES
2	760	Nº2 A Salou	1	- - - -
4	761	Nº4 A Salou	-	Pequeña cantidad de benzo- -A-pireno
6	762	Las Moreras	-	Pequeña cantidad de benzo- -A-pireno
3	763	Nº3 A Salou	14	Petróleo bruto.
22	764	Pozo del Taller	26	Gasoil o querosen.
20	765	Universidade Laboral	11	Gasoil o querosen.
19	766	Sure petrol	1	- - - -
21	767	Gras	12	Petróleo bruto.
16	768	Bayer	6	- - - -
17	769	Ermita	-	- - - -
26	770	Camping	-	- - - -

hasta los terrenos de propiedad de la industria Enpetrol. El pozo 22, el más contaminado, dista unos 50 m de este conjunto.

No se ha podido obtener los trazados de tuberías, canales de desagüe y emisarios provenientes de las industrias próximas al área, no siendo posible, por lo tanto correlacionar datos de los análisis, con esas fuentes más probables de contaminación.

En algunos pozos (25,2 y 17) se nota fuerte olor, lo que indica la presencia de hidrocarburos volátiles no detectados en los análisis. De esta forma el área contaminada debe ser ampliada, tal como se indica en la figura 3.

En las muestras de los pozos 4 y 6 ha sido identificado el compuesto benzo (A) pireno, que se origina en los procesos industriales, debido a la combustión incompleta del petróleo. No ha sido cuantificado, pero su concentración es pequeña. Se trata de un compuesto altamente cancerígeno y por lo tanto es preciso adoptar las medidas de control, ya que estos pozos se utilizan para el abastecimiento público.

La muestra del pozo 3 posee 14  $\mu\text{g}/\text{l}$  de hidrocarburos (total). En el Informe Sorea, en el mismo pozo se han identificado 28  $\mu\text{g}/\text{l}$  de materia orgánica (total), no sirviendo por lo tanto como elemento de comparación y evolución de la contaminación.

En el Código Alimentario Español no hay establecidos específicamente valores límites permisibles de hidrocarburos, en el agua. El factor limitante son las características organolépticas.

En el Proyecto de Normas Españolas (en realización, situación a 12/01/81) se intentan introducir los siguientes límites (Gonzalez Nicolás, comunicación personal):

- Pesticidas y similares: 0,1 g/l cada uno; 0,5 g/l conjunto.
- Hidrocarburos aromáticos policíclicos: 0,2 g/l
- Sustancias extractables al carbono: 0,1 mg/l
- Ausencia de olores extraños.

#### 5.- Previsión de evolución del área.

En el caso de mantenerse la explotación en los niveles actuales, la salinización de los pozos se hará de manera progresiva con el consiguiente deterioro en la calidad del agua.

La contaminación por hidrocarburos podrá perdurar por mucho tiempo con posibilidades de alcanzar los pozos 4 y 6.

Debido a estos factores es de esperar en un futuro no muy lejano la imposibi-

lidad de utilización de los recursos subterráneos como fuente de abastecimiento de la zona, originando nuevos problemas económicos y sociales, a los ya muchos acumulados en la zona.

#### BIBLIOGRAFIA.

CAPO (1979). ESTUDIO DE LOS RECURSOS HIDRICOS DEL BAJO FRANCOI. Comisaria de Aguas del Pirineo Oriental. Barcelona.

Custodio, E., Llamas, M.R. (1975). HIDROLOGIA SUBTERRANEA. Ediciones Omega. Barcelona. 2 vols. 2 355 págs.

REPO (1971). ESTUDIO DE LOS RECURSOS HIDRAULICOS TOTALES DEL PIRINEO ORIENTAL. Volumen S.2 (Tarragona - Reus - Valls). Comisaria de Aguas del Pirineo Oriental de Barcelona y Servicio Geológico de Obras Públicas de Barcelona.

Sorea, (1981). ESTUDIO DE LA SITUACION ACTUAL DE LOS ABASTECIMIENTOS DE AGUA A LA ZONA TURISTICA DE VILASECA - SALOU Y ANALISIS DE SUS POSIBILIDADES DE MEJORAR, Sociedad Regional de Abastecimiento de Aguas de Barcelona, S.A. (informe interno).



CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA	SESION <b>3</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981		429 436 páginas

ACTAS DE LAS SESIONES

CONTENIDO EN "METALES PESADOS" Y "NUTRIENTES" EN MUESTRAS DE AGUAS SUBTERRANEAS EXTRAIDAS EN POZOS DE LA REGION DE CASTELLON DE LA PLANA.

por José Gonzalez-Nicolás  
Centro de Estudios Hidrográficos

En colaboración con el Servicio Geológico de Obras Públicas se estudia el contenido en: Arsénico, Cobre, Mercurio, Hierro, Manganeso, Cromo, Cinc, Cadmio y Plomo así como Fósforo y Nitrógeno total, en seis pozos de la región de Castellón de Plana, con el fin de conocer si existe contaminación de las aguas extraídas, procedentes, tanto de vertidos industriales como de prácticas agrícolas. Se comentan los resultados obtenidos y se hacen algunas consideraciones sobre metodologías y problemas analíticos encontrados.

El estudio de calidad de las aguas subterráneas que se extraen en pozos del entorno de Castellón de la Plana y que normalmente se utilizan para abastecimiento a poblaciones o regadíos se inició a petición del Servicio Geológico de Obras Públicas, que estaba interesado en conocer si las aguas subterráneas de esta región estaban sufriendo algún tipo de contaminación procedente bien de vertidos industriales o de los usos agrícolas dominantes, principalmente el cultivo de cítricos y otros frutales.

Se inició el estudio mediante toma de muestras en las que se había proyectado determinar: metales pesados, nutrientes y los productos fitosanitarios que pudieran encontrarse presentes.

En la primera toma de muestras (diciembre 80), se realizó la determinación de pesticidas y herbicidas halogenados, mediante cromatografía gaseosa (detector de captura de electrones) comprobándose la ausencia de estos compuestos; al intentar el análisis de otros productos fitosanitarios mediante espectrometría de masas, el equipo Finnigan de que disponemos sufrió una serie de averías que aún en estas fechas no se han podido subsanar.

Para el estudio de la posible contaminación por nutrientes se han considerado las combinaciones posibles del nitrógeno (amonio, nitritos, nitratos y nitrógeno orgánico) y el contenido en fósforo total.

Finalmente como metales pesados se han determinado: Arsénico, Cobre, Mercurio, Hierro, Manganeso, Cromo, Cinc, Cadmio y Plomo.

Los resultados hallados en cuatro muestreos se exponen en las tablas adjuntas y nos sugieren los siguientes comentarios:

a) En las muestras tomadas en diciembre 80 no se observa contaminación de las aguas subterráneas por productos fitosanitarios halogenados, no habiéndose podido analizar otro tipo de estos compuestos.

b) De los nutrientes estudiados es necesario destacar la alta concentración de nitratos de los pozos 642-3-19, 616-7-30, 641-2-68 y 641-1-82 (la máxima concentración hallada corresponde al pozo 641-3-10: 26,8 mg/l de N < > 118,7 mg/l como ión  $\text{NO}_3^-$  y la mínima al pozo 616-7-30: 66,0 mg/l de  $\text{NO}_3^-$ ), en todos estos casos la concentración de este ión obliga a calificar las aguas de estos pozos como "no potables". El pozo 641-1-7, de abastecimiento a Villarreal presenta concentraciones de ión nitrato inferiores (máxima de 28,7 y mínima de 23,9 mg/l como  $\text{NO}_3^-$ ). El resto de los compuestos estudiados en este capítulo se encuentra a nivel de trazas no presentando problema alguno para abastecimiento público o cualquier otro uso que se pretenda hacer del agua.

c) No se ha observado contaminación por metales pesados y en todas las muestras analizadas las concentraciones son inferiores a las consideradas como tolerables por el Código Alimentario Español o reglamentaciones similares.

d) A los apartados anteriores se les debe considerar como meramente indicativos del estado actual de estas aguas, siendo el resultado de cuatro muestreos únicamente; se pretende realizar muestreos sistemáticos, coincidiendo con las cuatro estaciones del año, durante varios años para conseguir establecer conclusiones definitivas y poder conocer su evolución.

La metodología empleada ha sido la siguiente: Las muestras se tomaron por personal del C.E.H. con la colaboración del S.G.O.P.; fueron preservadas in situ con ácido nítrico hasta  $\text{pH} < 2$  para la determinación de metales; con ácido sulfúrico hasta  $\text{pH} < 2$  para nutrientes y con ácido clorhídrico para determinación de pesticidas. El análisis se comenzó en todos los casos antes de transcurridas 24 horas de la toma.

La determinación de  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$ , se realizó en autoanalizador TECHNICON, modelo MINILYZER, y fósforo y nitrógeno total en autoanalizador TECHNICON, modelo ANALYZER II, con digestión previa mediante sulfúrico, sulfato potásico y óxido de mercurio como catalizador.



La determinación de pesticidas o herbicidas halogenados fué efectuada en Cromatógrafo Carlo Erba, equipado con detector de captura de electrones y columna de relleno SE-30-1%.

Para la determinación de metales se utilizó el método de espectrofotometría - de absorción (dietilditiocarbamato de plata) para el arsénico; absorción atómica sin llama para el mercurio y absorción atómica con cámara de grafito para el resto; considerandose interesante hacer constar que en la determinación de Plomo se obtuvieron en algunas muestras resultados anómalos y ante las dudas suscitadas por tales anomalías se consideró conveniente comprobar estos resultados, enviandose duplicado de dichas muestras a un laboratorio equipado con espectrómetro de emisión y equipo de absorción atómica dotado de corrector de deuterio, comprobándose por ambos métodos que la concentración de plomo en todas las muestras era inferior a 0,05 mg/l

Madrid, Octubre 1981

TOMA DE MUESTRAS MES DE DICIEMBRE 1.980

		Ab. El Grao 641-3-19	Ab. Benicasín 616-7-30	Ab. Castellón 641-2-68	Ab. Villarreal 641-1-7	San Isidro 641-3-10	Desamparados 641-1-82
Plomo	mg/l	<0,080	<0,050	<0,050	<0,050	-	
Cobre	mg/l	0,025	0,035	0,035	0,032	0,032	
Arsénico	mg/l	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	
Mercurio	mg/l	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	
Hierro	mg/l	0,050	0,125	0,085	0,030	0,110	
Cromo	mg/l	0,010	0,010	0,010	0,008	0,012	
Cinc	mg/l	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	
Cadmio	mg/l	0,003	0,006	0,003	0,003	0,004	
Manganeso	mg/l	0,015	0,018	0,008	0,007	0,022	

TOMA DE MUESTRAS MES DE JUNIO 1.981

	Ab. El Grao 641-3-19	Ab. Benicafn 616-7-30	Ab. Castellón 641-2-68	Ab. Villarreal 641-1-7	San Isidro 641-3-10	Desemparados 641-1-82
Plomo mg/l	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Cobre mg/l	0,020	0,025	0,020	0,020	0,030	0,020
Arsénico mg/l	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Mercurio mg/l	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Hierro mg/l	0,060	0,050	0,080	0,035	0,050	0,040
Cromo mg/l	0,010	0,010	0,020	0,008	0,012	0,007
Cinc mg/l	0,070	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,050
Cadmio mg/l	0,004	0,002	0,002	0,002	0,003	0,002
Manganeso mg/l	0,020	0,010	0,020	0,010	0,020	0,015

TOMA DE MUESTRAS MES DE JULIO 1.981

	Ab. El Grao 641-3-19	Ab. Benicasin 616-7-30	Ab. Castellón 641-2-68	Ab. Villarreal 641-1-7	San Isidro 641-3-10	Desamparados 641-1-82
Plomo mg/l	< 0,050	-	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050
Cobre mg/l	0,020	0,035	0,020	0,020	0,040	0,025
Arsénico mg/l	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Mercurio mg/l	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Hierro mg/l	0,100	0,090	0,100	0,050	0,100	0,090
Cromo mg/l	0,010	0,020	0,013	0,005	0,013	0,005
Cinc mg/l	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050
Cadmio mg/l	0,003	0,004	0,002	0,003	0,002	0,002
Manganeso mg/l	0,009	0,020	0,008	0,006	0,010	0,008

TOMA DE MUESTRAS MES DE SEPTIEMBRE 1.981

	Ab. El Grao 641-3-19	Ab. Benicasin 616-7-30	Ab. Castellón 641-2-68	Ab. Villarreal 641-1-7	San Isidro 641-3-10	Desamparados 641-1-82
Plomo mg/l	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Cobre mg/l	0,040	0,050	0,020	0,030	0,020	0,020
Arsénico mg/l	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Mercurio mg/l	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Hierro mg/l	0,000	0,150	0,100	0,060	0,090	0,080
Cromo mg/l	0,004	0,015	0,004	0,002	0,003	0,007
Cinc mg/l	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Cadmio mg/l	0,003	0,004	0,002	0,002	0,002	0,002
Manganeso mg/l	0,015	0,040	0,008	0,008	0,008	0,010

	Ab. El Grao 641-3-19	Ab. Benicasfn 616-7-30	Ab. Castellón 641-2-68	Ab. Villareal 641-1-7	San Isidro 641-3-10	Pozo Desemperados 641-1-82
<u>MUESTREO JUNIO 1.981</u>						
N. de $\text{NH}_4^+$ mg/l	0,05	0,02	0,01	0,02	0,08	0,02
N. de $\text{NO}_2^-$ mg/l	<0,001	0,002	0,003	0,009	0,006	0,001
N. de $\text{NO}_3^-$ mg/l	21,0	15,9	16,8	5,4	23,5	19,5
N. orgánico mg/l	0,02	0,04	0,03	0,01	0,02	0,04
P. total mg/l	0,02	0,03	0,02	0,03	0,03	0,04
<u>MUESTREO JULIO 1.981</u>						
N. de $\text{NH}_4^+$ mg/l	0,05	0,03	0,03	0,03	0,04	0,03
N. de $\text{NO}_2^-$ mg/l	<0,001	<0,001	0,008	<0,001	0,005	0,003
N. de $\text{NO}_3^-$ mg/l	24,0	14,9	15,3	9,8	26,5	20,6
N. orgánico mg/l	0,05	0,05	0,05	0,01	0,02	0,05
P. total mg/l	0,03	0,04	0,03	0,03	0,04	0,04
<u>MUESTREO SEPTIEMBRE 1.981</u>						
N. de $\text{NH}_4^+$ mg/l	0,07	0,01	0,01	0,02	0,01	0,02
N. de $\text{NO}_2^-$ mg/l	0,002	<0,001	0,002	<0,001	0,003	0,003
N. de $\text{NO}_3^-$ mg/l	21,4	16,8	19,0	6,5	26,8	18,0
N. orgánico mg/l	0,09	0,04	0,19	0,10	0,14	0,29
P. total mg/l	0,02	0,02	0,02	0,04	0,02	0,03

436

CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA	SESION <b>3</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981		437 444 páginas
<b>ACTAS DE LAS SESIONES</b>		

CONTAMINACION DE AGUAS SUBTERRANEAS POR ACTIVIDADES INDUSTRIALES. EL PROBLEMA DE LOS RESIDUOS INDUSTRIALES

Resumen y conclusiones de la mesa redonda

Preparadas por Joaquín Cantó Janer, Dr. Ing. Industrial de la Sociedad General de Aguas de Barcelona.

Con la colaboración de Enrique Díaz González, Dr. Ing. Industrial de la Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental

Relación de personas que han intervenido

Emilio CUSTODIO GIMENA	Comisaría de Aguas Pirineo Oriental
José DARDER	Geólogo Tarragona
Rosa ERITJA LORENTE	Licenciada en Farmacia
Josep FERRET PUJOL	Comunidad Usuarios Delta R. Llobregat
Joaquín GUARDIOLA PUJALS	Sdad. Gral. Aguas de Barcelona
Leonardo MATIA RIBOT	Laboratorios Cerhidra (Girona)
Agustín MUÑOZ MORENO	Facultad Ciencias de Zaragoza
Benito OLIVER CLAPES	Lab. Análisis Dr. Oliver Rodés
Alberto OTAMENDI SALDISE	Lab. Diputación Foral de Navarra
Diego PASCUAL VIDAL	Jefatura O.H. de Baleares
Miguel SALGOT DE MARCAY	Facultad Farmacia de Barcelona
Manuel SOLER MANUEL	Consorcio Abast. Aguas R. Llobregat
Francisco VENTURA AMAT	Instituto Química Bio-orgánica Patronato Juan de la Cierva
Francisco VILARO RIGOL	Consorcio Abast. Aguas R. Llobregat
Enrique VIÑALS GISBERT	Oficina de Gestión Minera
Miguel XARTO CORTADA	Pozos y Sondeos Xartó

## Resumen

### Introducción

La mesa redonda, durante la que se realizaron numerosas intervenciones, se inició con el tema de la contaminación térmica, que es un tema muy marginal con respecto a los principales problemas de contaminación de aguas subterráneas existentes en España, pero que dió lugar a que, de forma encadenada, fueran apareciendo diferentes temas de interés y controversia.

Los temas tratados podrían agruparse en los cinco apartados siguientes y que desarrollados a continuación pretenden ser un reflejo ordenado de lo que fué la mesa redonda :

- Tipos de contaminación en las aguas subterráneas
- Control analítico de la contaminación de las aguas subterráneas.  
Dificultades, limitaciones y progresos
- Coste de la contaminación
- Legislación
- Vertederos de residuos industriales

### Tipos de contaminación en las aguas subterráneas

Como se ha dicho, el coloquio se inició con el tema de la contaminación térmica. Se intentó aclarar que efectos pueden producirse en un acuífero al inyectar agua caliente. La extensa bibliografía que se ocupa de este tema, indica la existencia de numerosos problemas, que generalmente son difíciles de controlar. Entre ellos se citaron : la proliferación de algas, el cambio del medio ecológico y la colmatación de los acuíferos. Se citaron experiencias habidas en Long Island N. Y., dadas a conocer en publicaciones técnicas y también las tenidas en España, tales como : La refrigeración de unos grandes almacenes de Barcelona (en la que los resultados fueron claramente negativos) y en una industria de fibras sintéticas situada en el Prat de Llobregat (Barcelona).



También se puso de manifiesto un aspecto positivo, afín a la contaminación térmica, que consiste en utilizar el acuífero como elemento del que pueden obtenerse calorías mediante una bomba de calor. Apuntándose la posibilidad de introducir calorías al acuífero en verano y sacarlas en invierno.

La contaminación de los acuíferos por manganeso debido a las aguas superficiales fué un tema también debatido y sobre el que se expusieron experiencias vividas en el delta del Francolí (Tarragona) y en los pozos del tramo final del río Tordera que abastecen a núcleos urbano-turísticos de la zona, acrecentándose el problema durante el verano al aumentar las necesidades y extracciones de agua.

En relación a la presencia de manganeso en el caso del Tordera se formularon dos hipótesis : una en la que se atribuía su presencia a los vertidos industriales a los cauces públicos y otra que, denido a la alta concentración de materia orgánica en las aguas superficiales se facilitaba, al infiltrarse, la disolución del manganeso ya existente en esos terrenos.

La contaminación por cromo está, desgraciadamente, también extendida en amplias zonas de los acuíferos próximos a Barcelona. Sobre este tema se ha presentado una nota técnica referida a un problema concreto habido en Polinyá (Barcelona). Su discusión, durante el coloquio, se centró en la búsqueda de soluciones a las preguntas :

"Qué se hace con los residuos sólidos crómicos vertidos sobre los acuíferos en los alrededores de Barcelona ? "

"Qué debe hacer la Administración ? "

La respuesta a estas preguntas se consideró muy difícil, ya que no se puede intentar limpiar los acuíferos, sino que lo único que cabe esperar es que se laven solos. Debe controlarse, sin embargo, la evolución de la polución de los acuíferos, con el fin de intentar prever su ingerencia sanitaria en las captaciones subterráneas de las zonas colindantes a las de los vertidos.

Se contempló también en la mesa redonda la polución por productos orgánicos, especialmente en cuanto a fenoles, pesticidas y detergentes.

Control analítico de la contaminación de las aguas subterráneas. Dificultades, limitaciones y progresos.

Debe progresarse en el control analítico de la contaminación sobretodo en lo que respecta a la determinación de los productos orgánicos que actúan en el organismo humano por acumulación, y que existen en las aguas en pequeñísimas proporciones. Como muestra del interés que suscita este problema en USA, se citó que la EPA ha presentado últimamente una lista de productos cancerígenos, estableciendo unos límites cuya superación puede provocar la clausura de un pozo.

El análisis de estos productos requiere la utilización de técnicas complejas como son : la cromatografía de gases o la espectrofotometría de masas.

Mediante estos procedimientos, no resultaría excesivamente difícil poseer unos 140 patrones, que podrían identificarse en una muestra, conociéndose si están presentes y en que proporción.

Para tratar estos temas, de una especialización técnica evidente, se expuso la necesidad de que existiese un organismo único a nivel provincial o regional dedicado a ellos, lo que simplificaría mucho su estudio.

También se puso de manifiesto la necesidad de interpretar adecuadamente los análisis de los elementos polucionantes del agua.

La superación de los límites de la legislación vigente, no implica que a partir de estos valores el agua sea tóxica. Estos, son unos límites de seguridad, de los que convendría conocer su historia, ya que algunos de ellos se han establecido en un mínimo detectable por los métodos analíticos convencionales, no existiendo pruebas fehacientes de su toxicidad. Actualmente, se está trabajando en la redacción de una Reglamentación

técnico-sanitaria del uso del agua, en la que se autoriza la utilización del agua con unos determinados límites en ciertos productos que antes estaban prohibidos.

### El coste de la contaminación

La contaminación de los acuíferos subterráneos tiene mayor gravedad que la contaminación de las aguas superficiales aunque estén interrelacionadas. Mientras que en el segundo caso, si aparece un determinado contaminante, desaparece con cierta rapidez, en las aguas subterráneas la contaminación permanece durante mucho tiempo, siendo en consecuencia muy importantes sus costos sociales.

Se expuso la importancia de los costos adicionales producidos en la explotación de las redes de distribución por la captación de aguas polucionadas, dándose como ejemplos concretos los de Lloret de Mar y de Tarragona. Y se expresó la necesidad de cuantificar la incidencia económica de la contaminación del agua subterránea en las instalaciones de distribución y la conveniencia de dar publicidad a los datos obtenidos, tales como el valor de los daños producidos por la contaminación por habitante abastecido.

A continuación se facilitaron datos concretos sobre la incidencia que la distribución de agua salada ha tenido en Tarragona. Se dijo que los daños habidos en las viviendas se han valorado aproximadamente en 50 000,- pesetas por familia, lo que constituye un importante dispendio para una ciudad como Tarragona.

### Legislación

Entre los asistentes a la mesa redonda, se mostró un especial interés en conocer detalles y opiniones de la nueva ley de la Generalitat de Catalunya de 5 de Junio de 1981 sobre el vertido de aguas residuales.

El Sr. Vilaró hizo un breve comentario sobre dicha ley del que se pueden destacar los siguientes puntos :

- Es una ley parecida a la francesa.
- La financiación de un plan de saneamiento dentro de un ambiente determinado, se hace en función del agua consumida en la red.
- Pueden establecerse también "forfaits" a las industrias en función de su magnitud y del tipo de contaminación.
- Con los ingresos obtenidos se financiarán planes de saneamiento que incluirán depuradoras de aguas residuales, colectores y depuración de aguas industriales.

Se anunció que se establecerán en breve los canones por vertido para la Corporación Metropolitana, con la posibilidad de extensión hasta alcanzar toda la Zona 1ª.

Durante el coloquio se manifestó la necesidad de adaptar la legislación a las necesidades actuales, ya que ésta a veces no va de acuerdo con la solución de los problemas.

Se insistió también en conveniencia de acudir a la intervención de los tribunales Ordinarios en la exigencia de responsabilidades, daños y perjuicios por los efectos de la contaminación de las aguas.

#### Vertidos de residuos industriales

El vertido de residuos industriales es un problema no resuelto en España que provoca innumerables problemas subsidiarios y especialmente en los acuíferos, en los que, al verter ilegalmente residuos industriales en agujeros abiertos para la explotación de las gravas, quedan contaminados en muchos casos de forma irreversible.

En las discusiones sobre este tema, se intentó exponer los problemas existentes a fin de encontrar solución. Comentando los casos de USA, Inglaterra y Gales como muy positivos para ser imitados.

Se expuso la necesidad de que para abordar el problema era imprescindible efectuar un inventario de los productos contaminantes que deben verse, a partir del cual podría encontrarse una solución que siempre sería compleja. Se explicó como en USA los residuos tóxicos están clasificados en varias categorías, lo que permite dar un tratamiento específico a cada uno de ellos.

Se apuntó la necesidad de establecer plantas centralizadas de tratamiento de residuos industriales específicos, tal como se ha hecho en la "Agence de Bassin Seine-Normandie" en la que existe una planta para la detoxicación de productos como los cromatos y los cianuros.

Se plantearon las dificultades para establecer los vertederos de residuos industriales. Ningún municipio acepta fácilmente la instalación de un vertedero, por lo que deberían establecerse incentivos económicos que propiciaran su aceptación. Por otra parte, si el vertedero tiene algún lixiviado, el problema continúa ya que el tratamiento de las aguas de lixiviado tiene un elevado costo y no produce ningún beneficio.

## Conclusiones

- Sería necesario en los años próximos, impulsar el progreso en el análisis y control de los productos contaminantes, especialmente de ciertos productos orgánicos que al actuar acumulativamente en el organismo humano, y aunque existan en el agua en muy pequeñas proporciones, pueden llegar a producir efectos cancerígenos.
- La contaminación de las aguas subterráneas por residuos industriales tiene una doble repercusión económica : la que se deriva de la inutilización de los acuíferos, y la que es consecuencia de los daños que las aguas polucionadas producen en las redes de distribución. El coste de los daños debidos a dicha contaminación, debería cuantificarse y darse a la publicidad.
- Se están efectuando trabajos positivos en la adaptación de la legislación, a los problemas existentes, modificándola de acuerdo con las necesidades actuales. Debería continuarse el progreso iniciado, y especialmente en lo que se refiere a las medidas financieras necesarias para llevar a cabo los planes de saneamiento.
- El problema del vertido de los residuos industriales es acuciante y debería dársele en breve una solución viable. Para ello habría que realizar inventarios, en las regiones industriales, de los productos contaminantes que deben verterse. Sería conveniente establecer plantas centralizadas para la detoxicación de productos tóxicos y programar la instalación de vertederos, incentivando, si es preciso, a los municipios que los acepten.

CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA	SESION <b>4</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981		: páginas

ACTAS DE LAS SESIONES

Sesión 4.- EVALUACION Y CAUSAS DE LA CONTAMINACION POR INVASION DE AGUA MARINA EN LOS ACUIFEROS DE LA COSTA PENINSULAR Y EN LAS AREAS INSULARES.

Ponencia General.

Custodio, E. Evaluación y causas de la contaminación por invasión de agua marina en los acuíferos de la costa peninsular y en las áreas insulares.

Ponencias.

Alvarez, C., Doblas, G., Iglesias, A. Aspecto hidrodinámico de la intrusión marina.

Ferrer, J., Ramos, F.J. Un modelo quasi-tridimensional para el estudio de la intrusión salina en acuíferos costeros.

Corominas, J., Custodio, E. Contaminación por nitratos e intrusión marina en el acuífero costero del Maresme (Barcelona).

Benavente, J., Calvache, A., Fernández-Rubio, R., Pulido Bosch, A. Calidad de las aguas subterráneas en los acuíferos detríticos de la Provincia de Granada.

Notas Técnicas.

Alvarez, C., Doblas, G. Aplicación de los aspectos hidrodinámicos de la intrusión marina a algunos acuíferos costeros de la cuenca del Júcar.

Soler, C. Contaminaciones producidas en el acuífero costero del golfo. Isla de Hierro. Tenerife.

Resumen de la mesa redonda de la sesión: A. Bayó Dalmau.





CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA	SESIÓN 4
Barcelona 19-23 octubre 1981		447 503 páginas

ACTAS DE LAS SESIONES

EVALUACION Y CAUSAS DE LA CONTAMINACION POR INVASION DE AGUA MARINA EN LOS ACUIFEROS DE LA COSTA PENINSULAR Y EN LAS AREAS INSULARES.

Emilio Custodio.

Curso Internacional de Hidrología Subterránea. Barcelona.

ETSIIB-UPB / C.A. del P.O.

Resumen: La contaminación marina a causa de las extracciones de agua subterránea es uno de los problemas más agudos de contaminación de acuíferos que se produce en buena parte del litoral Mediterráneo e insular. En muchos casos crea situaciones de salinidad intorelable en abastecimientos de población y en usos industriales, y origina dificultades a la agricultura, hasta el punto de tener que abandonar áreas de riego o establecer costosas obras de suministro de agua desde áreas alejadas. La facilidad con que se manifiesta la salinización ayuda a que los usuarios identifiquen el problema, pero no existe una conciencia colectiva de la gravedad y trascendencia del problema. Se suelen desconocer los mecanismos de intrusión, como se efectúan los controles, y como se previenen los efectos diferidos de una sobreexplotación. Con frecuencia se confunde la salinización natural con la formación de conos de ascenso salinos y con el desplazamiento lateral de aguas saladas.

Los acuíferos costeros son explotados, pero para ello es preciso disponer de unas reglas precisas, de la voluntad de aplicarlas y de una apropiada legislación.

Abstract: Evaluation and causes of sea water encroachment pollution in the aquifers of the pen insula coast and island areas. Aquifer contamination by sea water as a result of groundwater exploitation is one of the most acute problems along the Mediterranean and island coasts. In many situations it arises unbearable conditions of water salinity in human supplies and industrial uses, and agriculture is faced with difficulties, reaching the point in which irrigated areas must be abandoned or costly water supply works must be constructed to carry water from far away areas.

Salinity is easily noticed and thus it facilitates the problem identification by the water users, but it does not exist a collective conscience of the acuteness and repercusion of the problem. Usually the mechanisms of the intrusion, how to monitor and how forecoat the delayed effects of an overexploitation are poorly understand. Frequently a natural salinization is taken as a saline water upconing or both of them as a side displacement of the salty water. Coastal aquifers are exploitable, but some precise operation rules, the willingness to apply them and an ad-hoc legislation are needed.

## INTRODUCCION.

No siempre se reconoce la invasión salina de acuíferos costeros como una verdadera contaminación ya que con frecuencia se asocia contaminación con introducción de substancias tóxicas o nocivas, y con la introducción de microorganismos y virus sospechosamente patógenos. No obstante, la mezcla con aguas saladas es una verdadera contaminación y una de las formas más insidiosas y frecuentes en las áreas costeras, ya que es capaz de degradar y aún inutilizar grandes volúmenes de agua y de acuífero. Basta un 2% de agua marina para producir un agua subterránea con serios reparos para su potabilidad y para afectar a su calidad agrícola o para usos industriales. Para inutilizarla para la mayoría de usos basta con un 5% de agua marina.

En buena parte de las áreas costeras españolas, tanto peninsulares como insulares, suelen coexistir una elevada densidad de población - salvo Madrid, Sevilla y Zaragoza, las grandes ciudades españolas son litorales - una baja precipitación, buenas condiciones para asentamientos turísticos intensivos, industriales y de regadío, y una escasez o casi ausencia de aguas superficiales permanentes. Ello condiciona una demanda elevada de agua en áreas con escasos recursos y la necesidad o conveniencia de recurrir a la explotación de los embalses subterráneos. Notorios ejemplos, entre los muchos existentes, son:

- Bajo Besós y Bajo Llobregat, en el entorno de Barcelona, con una elevada y dominante demanda industrial de agua subterránea. La intrusión marina es muy grave.
- Área de Tarragona, con una elevada demanda industrial y urbana. El agua disponible es insoportablemente salina.
- Llano de Palma, en Baleares, con una demanda agrícola notable. Problemas de salinización por ascenso salino.
- Llanos de Juan Grande - El Doctoral, en Gran Canaria, con una permanente demanda agrícola. Problemas de salinización por ascenso salino y movimiento lateral.

La mayor parte de los problemas conocidos y documentados corresponden al litoral catalán, aunque sucesivamente van apareciendo nuevos datos e informaciones sobre otras áreas Mediterráneas o Canarias, o se levantan alarmas en áreas con explotaciones de notable interés económico. En el área Atlántica y Cantábrica la información disponible es casi nula, aunque son poco frecuentes los acuíferos costeros bien desarrollados.

El hecho de que buena parte de información disponible procede de Cataluña, sesga el contenido de esta ponencia hacia ese territorio. Ello no es necesariamente un inconveniente, ya que las circunstancias que se comentan son fácilmente aplicables a otras áreas costeras Mediterráneas y aún insulares.

## ASPECTOS BASICOS.

Los aspectos básicos sobre la intrusión marina han sido desarrollados en numerosos textos, uno de los cuales está en castellano (Custodio, 1.976). Sería demasiado extenso y fuera de ocasión desarrollar aquí esos principios básicos, por lo que sólo se enunciarán aquellos que son imprescindibles para un correcto enjuiciamiento de las situaciones que se encuentran y citan más frecuentemente.

### Situaciones estacionarias.

- 1) Existe un equilibrio entre el agua dulce y el agua salada de modo que se forma una zona intermedia de tránsito entre ambas - el agua salada encima y el agua dulce debajo - cuyo espesor es tanto menor cuanto:
  - a) mayor es el flujo de agua dulce que escapa al mar.
  - b) menores con las fluctuaciones alrededor de la posición media de equilibrio creada por efectos de marea, por ciclos de recarga o de descarga, o por extracciones intermitentes.
- 2) Siempre se forma una cuña de agua salada que penetra tierra adentro, apoyada sobre la base del acuífero, cuya penetración es tanto mayor cuanto:
  - a) mayor es el espesor del acuífero (crece en proporción al cuadrado de dicho espesor).
  - b) menor es el flujo de agua dulce al mar.
  - c) mayor es la permeabilidad en la franja costera.

### Situaciones dinámicas.

- 1) Toda extracción de agua subterránea resta aporte de agua dulce a la franja costera, lo que inicia un movimiento lento (metros a centímetros por día) de penetración de la cuña salina y de ascenso de la interfaz de agua salada o de la zona de mezcla, el tiempo que se va reduciendo el escape inicial de agua dulce al mar. Si queda un excedente de agua dulce para el escape al mar, se tiende lentamente a un nuevo equilibrio, con una cuña más penetrante y con más espesa zona de mezcla. Si no queda excedente de agua, el agua salada tenderá a llenar todo el acuífero hasta el nivel del mar, con zona de mezcla extendiéndose por encima del nivel del mar.
- 2) La extracción de agua subterránea, al hacer penetrar la cuña salina, aumenta notablemente el espesor de la zona de mezcla y produce un fuerte avance transicional. El efecto es más acusado con extracciones de régimen variable o intermitentes.
- 3) La extracción de agua salina por los pozos protege en cierto modo y hasta cierto punto a pozos situados más al interior, al restar potencial al agua salada.
- 4) La extracción de agua dulce situada sobre agua salina provoca un abombamiento

to de la interfaz (formación de un cono salino), de modo que si no se rebasa un caudal crítico función de la penetración del pozo, de la posición inicial de la interfaz y de las características del acuífero, se acaba alcanzando una posición de equilibrio. En esa posición de equilibrio puede y suele producirse cierta salinización a causa de la dispersión por reducción de flujo, sobretodo si se crea un punto de estancamiento. Si al caudal crítico se rebasa, el agua salada acaba alcanzando al pozo y la salinización se hace mucho más acentuada. La presencia de heterogeneidades y ciertos detalles constructivos del pozo pueden jugar un papel dominante en la evolución y estabilidad del cono de agua salada.

### Aspectos cuantitativos.

Sean los siguientes valores, referidos a una referencia altimétrica dada:

$h_d$  = nivel piezométrico de agua dulce (en un piezómetro abierto en agua dulce).  
 $h_s$  = nivel piezométrico de agua salada (en un piezómetro abierto en agua salada).

$h_0$  = nivel del mar local

$\gamma_d$  = peso específico del agua dulce  $\approx 1,000$

$\gamma_s$  = peso específico del agua salada  $\approx 1,025$

$\alpha = \gamma_d / (\gamma_s - \gamma_d) \approx 40$

$z$  = profundidad del contacto teórico entre agua dulce y agua salada.

Se debe cumplir que:

$$\gamma_d (z + h_d) = \gamma_s (z + h_s) \quad (\text{fórmula de Hubbert}).$$

Si se tienen valores medios, se toma como referencia a  $h_0$  y es  $h_s \approx h_0$  resulta que  $z = \alpha \cdot h_d \approx 40 h_d$  (fórmula de Ghyben-Herzberg), que permite calcular la profundidad de agua salada (algo por defecto) conocida  $h_d$ . Debe emplearse con gran precaución cuando existe una zona zona de mezcla.

En situaciones dinámicas es frecuente que  $h_s < h_0$ , por lo que la interfaz agua dulce - agua salada aparece más profunda que lo esperado, pero suele estar en lento ascenso.

### Situaciones multicapa.

Para vez un acuífero costero responde como un sistema homogéneo monocapa. Siendo la intrusión marina un aspecto de detalle en el conjunto del acuífero, al igual que lo son buena parte de los aspectos de contaminación, que debe ser medido en escala decamétrica a hectométrica, y a veces a escala métrica, las heterogeneidades juegan un papel notable que puede llegar a ser dominante. Esto contrasta con la piezometría, balances, estudios de agotamientos, etc., que tienen un carácter mucho más global y por lo tanto menos afectado por situaciones locales.

Lo que unas veces puede describirse como un único acuífero, al considerarse la intrusión marina, en especial en situaciones dinámicas, se comporta como un sistema multicapa con posibles transferencias entre ellas. El estudio y com-

prensión de la situación requiere de una información mucho más detallada.

El caracter local multicapa explica con frecuencia situaciones aparentemente extrañas y permite, si se conoce bien, plantear explotaciones con un factor de seguridad suplementario.

#### Consideraciones sobre la observación y el control.

Al ser la intrusión marina un fenómeno geohidrológico de detalle, muy influido por situaciones locales, y depender de una distribución de potencial en un medio de fluido heterogéneo (de densidad variable), la observación apropiada de los fenómenos requiere una red densa a varias profundidades, con piezómetros y sondeos de caracter puntual.

La utilización de datos no bien referenciados o tomados en perforaciones de condiciones mal conocidas, puede hacer difícil un estudio, hacer aparecer la situación innecesariamente complicada y llevar a conclusiones inciertas, sino erróneas.

Es conveniente ya veces necesario tener información, no solo sobre la situación del agua dulce, sino también de la del agua salada y del agua mezcla, disponiendo de tubos de observación a varias profundidades, o en cada uno de los posibles subacuíferos que se puedan presentar.

El control de la intrusión marina es difícil si no se hace mediante el mantenimiento de un apropiado escape de agua dulce al mar y la construcción de captaciones de profundidad, con localización y a distancia apropiada a la costa. Otros métodos, salvo situaciones muy especiales, son muy caros o no resultan viables técnica y/o económicamente.

#### Modificaciones químicas.

Todo proceso de contaminación marina supone un aumento de la mineralización y una modificación de la composición y concentración catiónicas, con lo que se inician reacciones químicas roca-agua, fácilmente identificables y que permiten identificar con cierta probabilidad el tipo de proceso que está ocurriendo.

En el caso concreto de la contaminación marina, en general se observa una sustitución de  $\text{Na}^+$  del agua por  $\text{Ca}^{++}$  cedido por el terreno (dominantemente por su fracción arcillosa), y en menor grado por  $\text{Mg}^{++}$ . Este hecho es paralelo al del aumento absoluto de  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Mg}^{++}$  y  $\text{SO}_4^{--}$  y del acercamiento de la relación:  $r \text{SO}_4 / r \text{Cl}$  ( $r = \text{meq/l}$ ) a la del mar (0,10). La relación  $r \text{Cl} / r \text{CO}_3\text{H}$  crece rápidamente, cosa que no siempre sucede si se trate de aguas salinas residuales.

Los criterios químicos, utilizados con buen criterio y las debidas precauciones, suelen ser una de las herramientas mejores y más baratas, aunque necesitan una correcta interpretación por una persona especializada.

Al analizar el origen de la salinidad hay que considerar que:

- en el terreno se pueden encontrar aguas salinas antiguas naturales, en general de origen marino, pero prácticamente estacionarias o en un proceso muy lento de expulsión.
- en ocasiones pueden existir sales solubles en el terreno, capaces de producir aguas muy salinas, incluso más que el agua del mar.
- no siempre que se encuentra agua salada o salina se trata de una contaminación marina provocada por la acción del hombre, sino que se puede tratar de una penetración de equilibrio de carácter natural.
- en zonas áridas, el agua de recarga puede ser notablemente salina (Custodio 1.973), sobretudo en islas sometidas al aerosol marino.

#### SITUACIONES EN ESPAÑA.

Dado que la información disponible sobre contaminación marina en España es muy desigual, tanto en distribución como en detalle, ha parecido más oportuno discutir las diferentes situaciones agrupadas en tipos con características similares, de modo que la discusión sea más simple y las observaciones y consecuencias en un lugar puedan ser trasladables a otros.

No obstante, esta transcripción de una situación de un lugar a otro es difícil, a menos de conocer en detalle las circunstancias geológicas, hidrogeológicas, piezométricas, de recarga, de explotación, etc., que condicionan en cada caso la intrusión y afectan al proceso de contaminación marina.

Quando se establece un paralelismo basado en aparentes similitudes o en similitudes parciales (v.g. solo geología, solo situación geográfica, solo caudal explotado por unidad de superficie, etc.) es muy frecuente cometer errores de bulto y errar en las previsiones o en las obras a construir.

La clasificación en diferentes tipos atiende sobretudo a caracteres geomorfológicos, con lo cual dentro de cada tipo habrá que considerar las otras circunstancias que afecten. La clasificación adoptada, no pretende ser ni mejor que otras ni la más práctica, sino simplemente quiere facilitar la posterior discusión, considerando únicamente aquellas formaciones de interés práctico para la obtención de recursos de agua. Así, no se consideran los tramos de costa acantilados, en granito, calizas o materiales volcánicos, aunque por ellos pueden escapar al mar recursos de agua dulce o puede captarse agua mediante galerías, como sucede en Canarias.

Se adopta pues, la siguiente clasificación:

- a) Deltas, en general muy explotados y con importantes asentamientos humanos.
- b) Pequeños aluviales costeros, en general muy explotados y con importantes asentamientos humanos.
- c) Llanuras costeras, de notable importancia agrícola.
- d) Piedemontes costeros, de interés económico variable.
- e) Formaciones calcáreas y arrecifales, de interés económico variable.
- f) Plataformas litorales en materiales volcánicos, de notable importancia agrícola y con notables asentamientos humanos.

Muchas áreas costeras pueden encajarse en más de una clase, y para ser encaje se elige aquella característica que mejor explica las condiciones de relación agua dulce - agua salada.

En cada característica o tipo se discuten primero los aspectos generales, y luego se comentan sucintamente las diferentes situaciones particulares, siguiendo el perfil peninsular a partir de la frontera francesa, en sentido contrario a los agujas del reloj, continuando después con las islas Baleares y las Canarias. Las áreas de las que no se ha dispuesto u obtenido datos o referencias, no se mencionan.

#### FORMACIONES DELTAICAS.

##### Aspectos generales.

La principal y más importante formación deltaica es la del Ebro, y posiblemente la mejor conocida sea la del Llobregat. La información existente sobre la primera es aún muy rudimentaria (Bayó, Berga y Faya S., 1976; Custodio, Batista y Bayó, 1976), y por el contrario la segunda está muy documentada (Custodio, 1981 y referencias mencionadas en la bibliografía de esta publicación). Estos deltas, así como otros más o menos conocidos (Ter, Tordera, Besós, etc., véase Custodio, Batista y Bayó, 1976; Custodio, Bayó y Batista, 1977), en general de muy reciente formación, poseen una estructura similar causada por la gran variación del nivel del mar desde la última glaciación hasta nuestros días, aco- plada a un proceso de fuerte degradación de territorio, al que no es ajeno el hombre con la tala y quema de bosques y una agricultura no siempre apropiada.

Sobre un acuífero de gravas y/o arenas profundo, que ocupa el paleovalle del río y con frecuencia se prolonga lateralmente de forma discontinua mediante depósitos dunares y de playa, se han depositado arenas finas, limos y arcillas en ambiente de estuario y de marisma, a veces con presencia de turbas y gas me- tano. El conjunto está cubierto por el delta morfológico, que consiste en depósitos fluviales del río principal y de otras cuencas menores adjuntas, de depósitos de duna y de playa y de sedimentación de llanura de inundación y de marisma y albufera.

La formación poco permeable intermedia puede ser una intercalación práctica- mente impermeable que aísla. Los acuíferos, uno superior y otro inferior, o

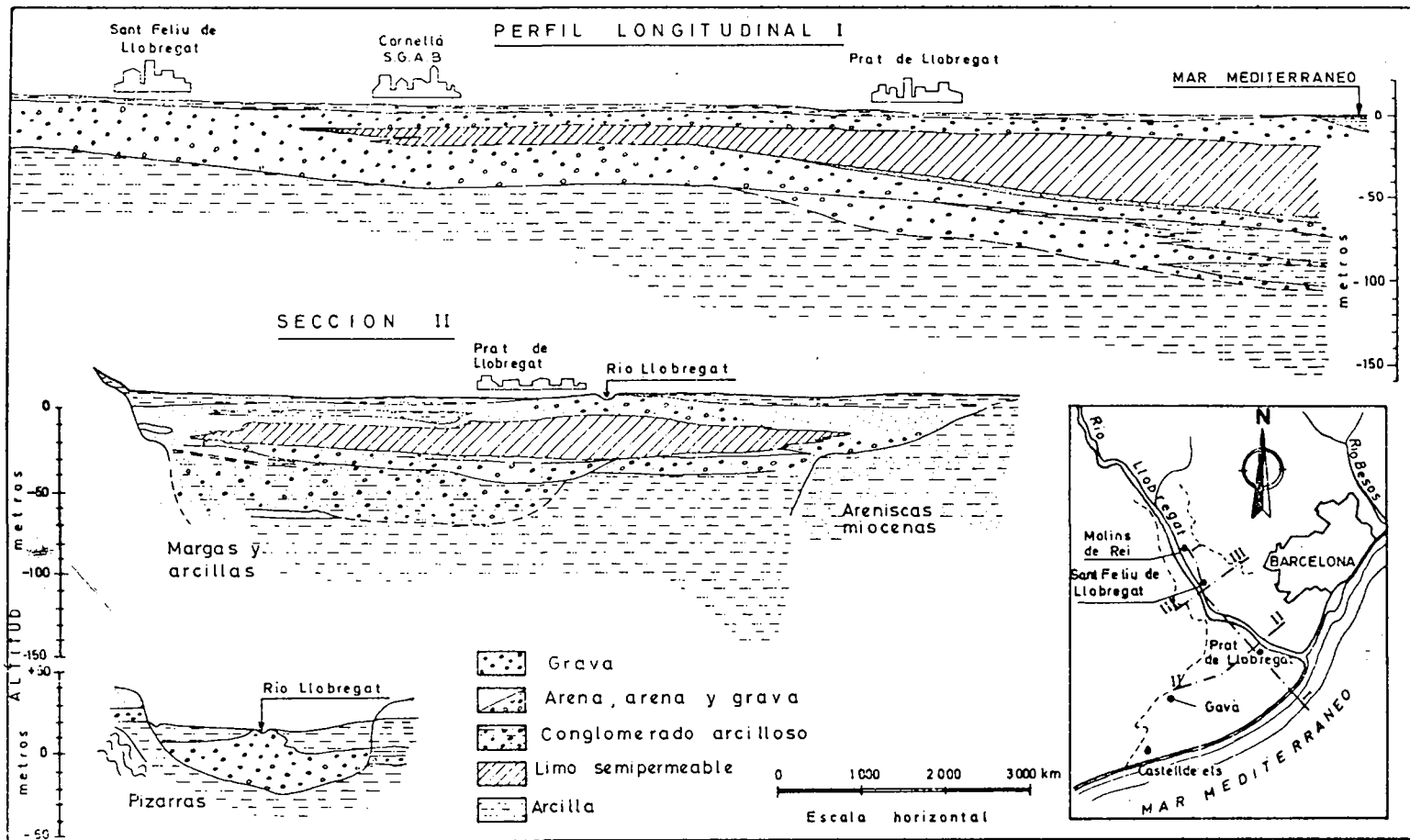


Figura 1a.- Perfil longitudinal y perfiles transverseles del delta del río Llobregat, mostrando el sistema bicuifero central característico. MOP (1976); Custodio, Bayó y Peláez (1971).



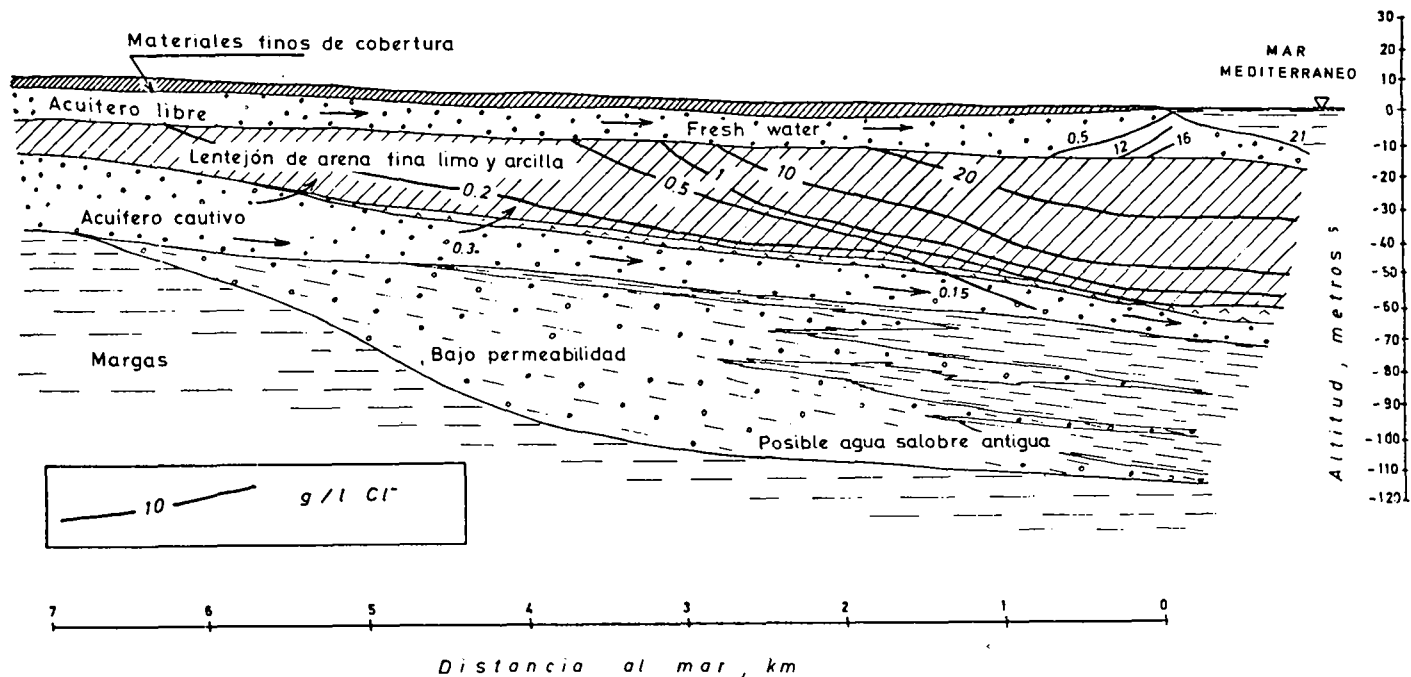


Figura 1b.- Distribución de la salinidad en un perfil longitudinal centrado en el delta. Se ha obtenido por muestreo, estudio de testigos y complementación geofísica. Custodio, Bayó y Peláez, 1971.

ser solo un nivel semipermeable, o incluso desaparecer en los laterales y río arriba, para dejar una única formación acuífera, aunque heterogénea y anisótropa.

El modelo más sencillo es el del delta del Llobregat (fig. 1), que es válido para el delta del Ebro, pero en otros casos la disposición es más complicada, sobretudo en deltas pequeños, con acuíferos profundos más reducidos y menos clara separación entre niveles permeables (fig. 2).

Aunque no existe una información directa, se supone y parece deducirse de las observaciones, que el acuífero profundo puede aflorar o quedar en relación más o menos fácil con el fondo submarino a distancias de hasta algunos km de la costa.

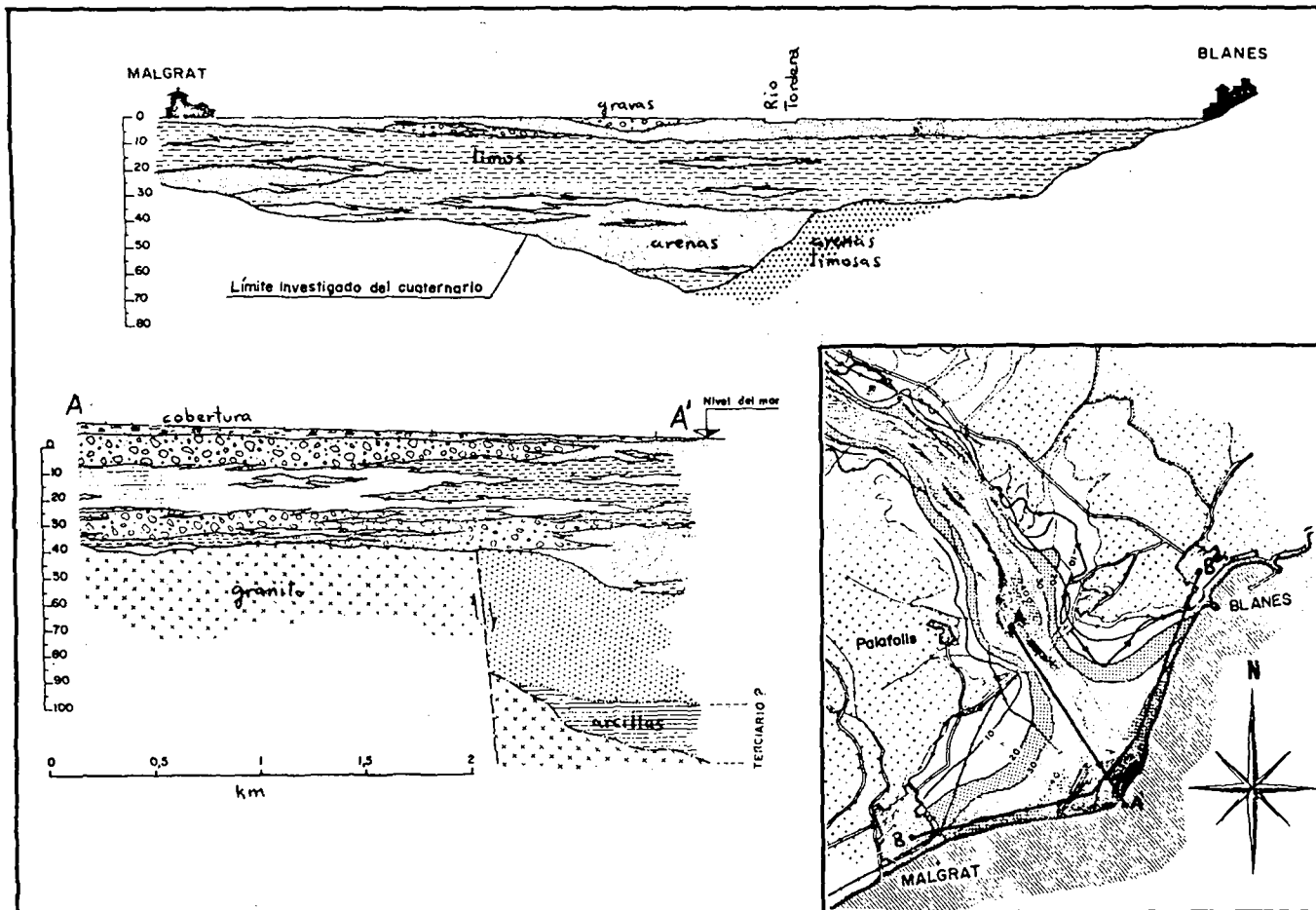
La naturaleza limosa o arenosa del fondo marino juega un papel importante en la facilidad de salinización. También juega un papel importante en el conjunto de procesos la casi ausencia de marea en el Mar Mediterraneo (20 a 30 cm), donde se encuentran estas formaciones.

Todas esas formaciones deltaicas contienen o pueden contener agua salada y aguas de origen natural en cuatro formas principales:

- aguas salinas en niveles profundos aislados de la circulación general o sin circulación posible.
- aguas saladas de formación atrapadas en los poros de las porciones menos permeables de la cuña intermedia.
- aguassaladas y salinas freáticas en áreas de muy baja altitud topográfica o aún no levadas.
- agua salada de intrusión marina normal a lo largo de la costa, con una penetración acentuada junto al río, junto a las lagunas litorales y zonas de marisma, y en áreas donde la base permeable es más profunda.

El agua dulce se encuentra en las zonas de inundación (actuales o pasadas), áreas de dunas y playas y conos de deyección de cuencas laterales. Artificialmente pueden incrementarse los recursos por infiltración de agua de canales y de excentes de riego, como sucede en el delta del Ebro y en el Delta del Llobregat.

En el delta del Llobregat y otros deltas pequeños, en el acuífero profundo salvo en áreas localizadas se encuentra naturalmente agua dulce, que inicialmente era surgente. Ello es debido a que el área de recarga principal, que es el valle fluvial y bordes del delta, el nivel piezométrico natural se encuentra a cota muy superior al mínimo necesario para contrarrestar la columna de agua marina en el afloramiento submarino, de acuerdo con la fórmula de Ghyben-Herzberg. No sucede lo mismo en el delta del Ebro, donde no se alcanza ese nivel piezométrico mínimo a cause de la mucha menor pendiente del valle fluvial, y el acuífero profundo está ocupado naturalmente por agua salada, en este caso en ausencia de bombeo alguno.



457  
 157 Figura 2.- Cortes geológicos del delta del Tordera. Aparece un sistema bicape, pero pobremente definido. REPO, (1971).

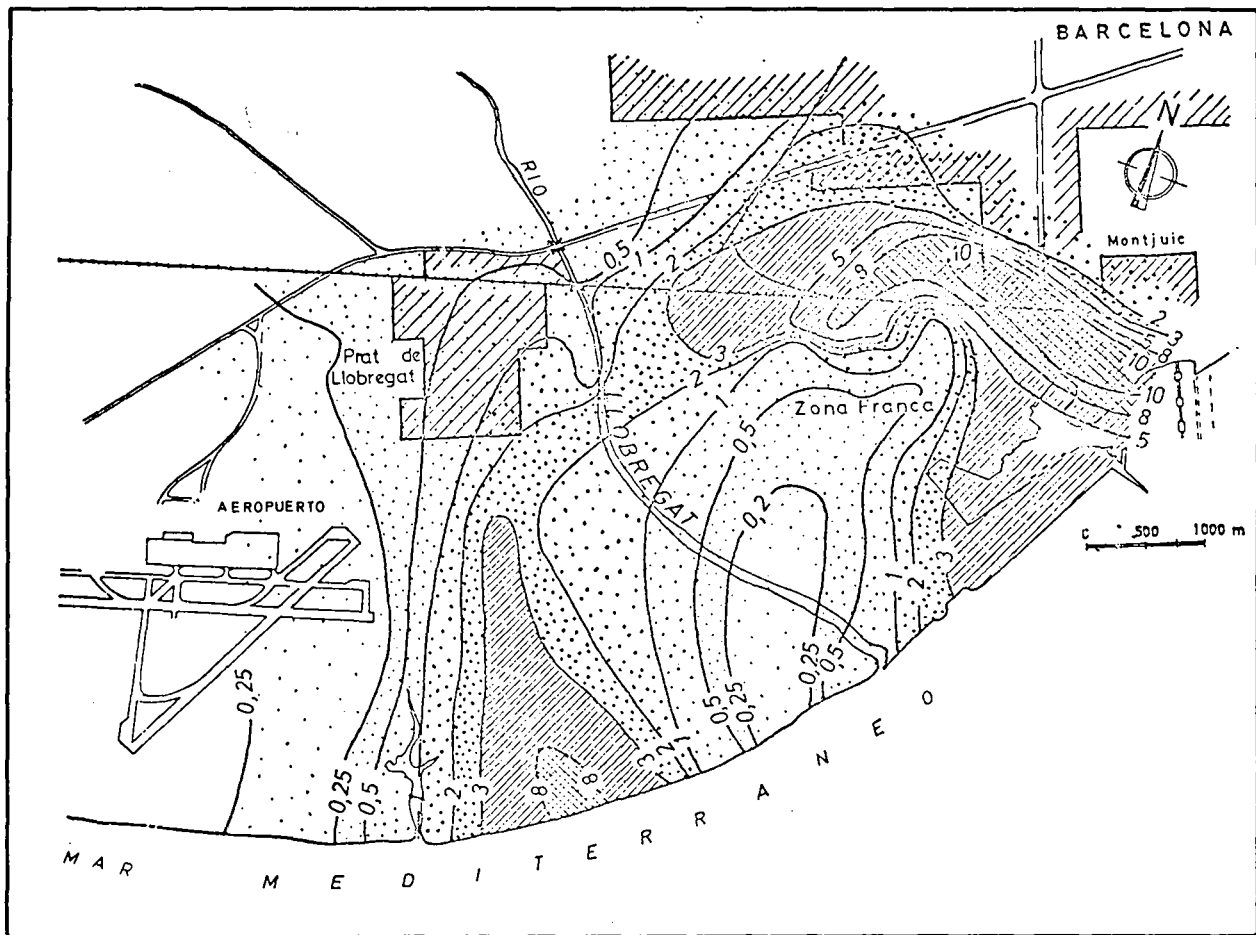
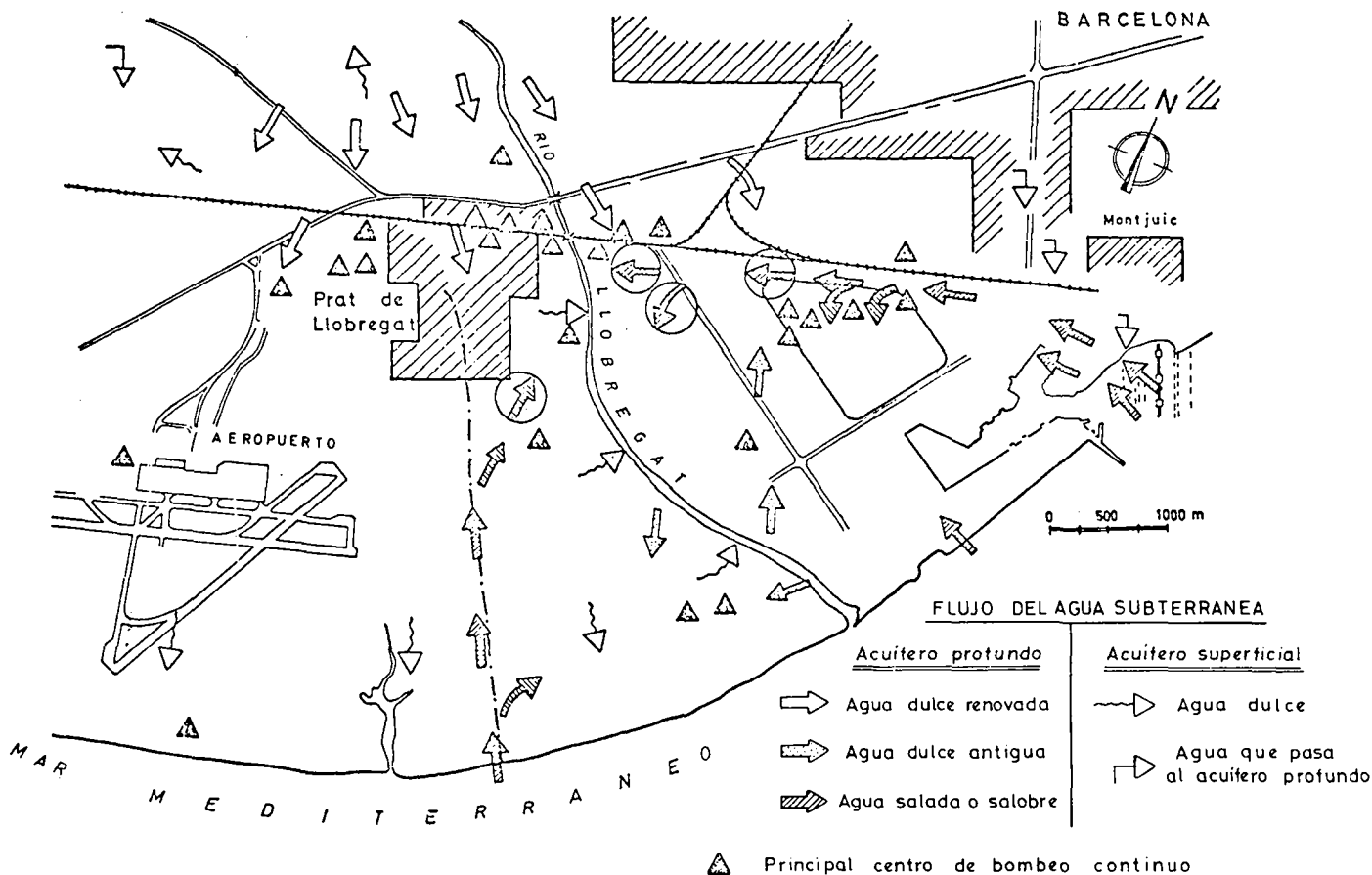


Figura 3a.- Estado de intrusión marine en 1977 en el acuífero profundo del sector oriental del delta del río Llobregat (Custodio, 1971).



459 Figura 3b.- Movimiento del agua subterránea en el sector oriental del delta del río Llobregat, tal como se deduce de los estudios piezométricos y geohidroquímicos. El agua antigua tiene un movimiento muy lento (Custodio, 1981).

Exceptuando el Bajo Ebro, casi sin explotación de agua subterránea, los otros deltas están intensamente explotados, en especial el del Llobregat, y años atrás el del Besós. Con el tiempo, el centro de gravedad de la explotación se ha ido trasladando hacia la costa. Así se ha creado en los acuíferos profundos una depresión piezométrica con niveles bajo el nivel del mar permanentes o prolongados a lo largo de la costa. Ello supone, no solo una reducción del flujo al mar, sino la inversión del flujo del agua subterránea, con una sostenida penetración marina, cuyos efectos aparecen diferidos hasta varios años, dependiendo del lugar donde se producen.

La penetración del agua salada no es homogénea a lo largo del litoral, sino que progresa preferentemente por las áreas más permeables (fig. 3), con un notable frente de mezcla y dejando aisladas áreas menos permeables con agua dulce, que poco a poco va desapareciendo por mezcla (en muchos años) o por extracciones de vida corta, preferentemente concentradas en esas áreas.

La penetración se ve frenada si existen pozos que extraen agua salina (fig. 4), y estos pozos pueden favorecer la más lenta salinización de otros más al interior; paralelamente, su supresión o paro reactiva el proceso de contaminación marina. Estos efectos han sido claramente observados en los deltas del Besós y del Llobregat.

En el caso del Llobregat, los primeros síntomas de salinización en la porción central aparecieron en la costa con un retraso de unos 6 años y se desarrollaron durante otros 10 años. En el sector oriental, donde la salinización se produce principalmente por infiltración vertical hasta el acuífero profundo y luego movimiento horizontal, los primeros síntomas de salinización aparecieron en unos 5 años y se desarrollaron en otros 5 años. Los datos del delta del Besós, aunque mucho más salinizado (fig. 5), son más inciertos, pero parece que el desarrollo de la salinización intensa tardó unos 10 años en producirse, aunque en este caso han jugado también problemas de inapropiada construcción de las captaciones.

#### Estado de contaminación marina.

Las situaciones de contaminación marina por acción del hombre, de las que se tiene conocimiento son:

a) delta del Ter (Girona). Extensión reducida. No hay problemas conocidos. Escasos datos. (REPD, 1.971).

b) delta del Tordera (Girona-Barcelona) Extensión reducida. Inicio de contaminación en la margen izquierda por bombas industriales y de abastecimiento, sin afecciones importantes por el momento.

c) delta del Besós (Barcelona). Extensión reducida. Intrusión muy avanzada en los dos acuíferos y existencia de pozos mal construidos. Abandono de captaciones y traslado de industrias. Problemas de ascenso de niveles freáticos. (Cus-

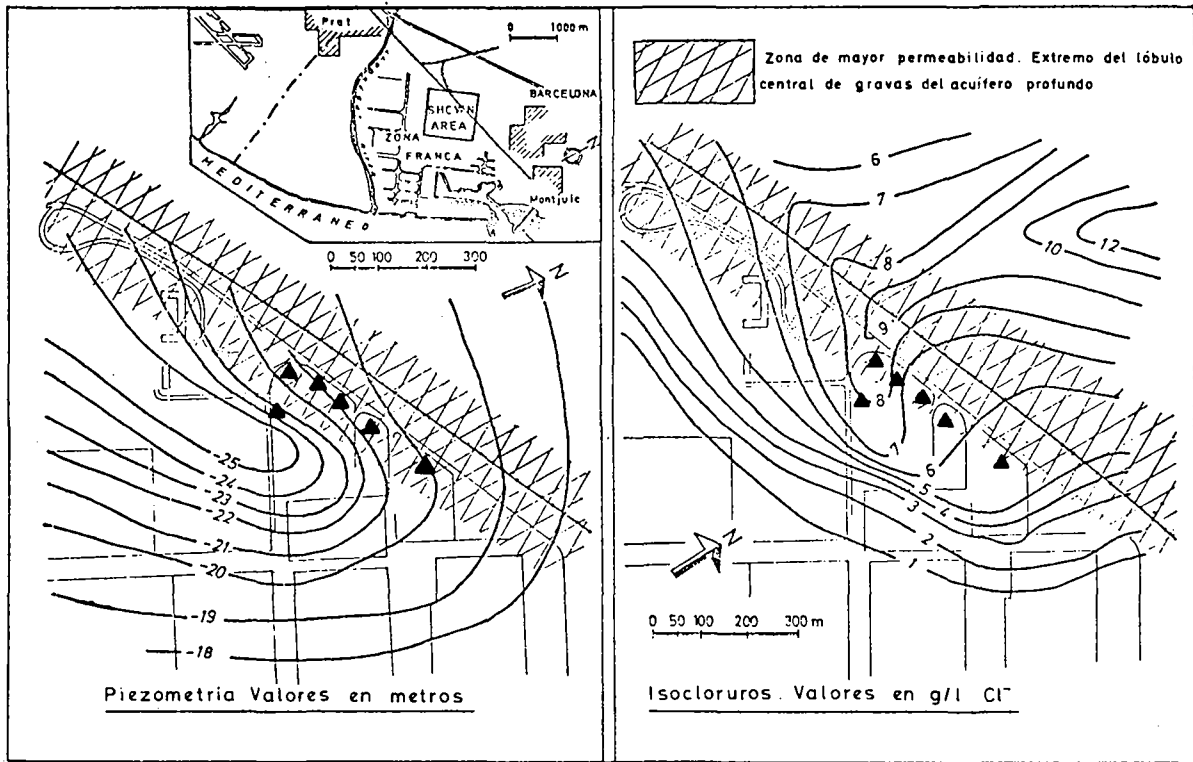


Figura 4.- Mapas piezométricos y de contenido en cloruros en el acuífero profundo, correspondientes a una pequeña zona en la Zona Franca de Barcelona, en el sector oriental del delta del Llobregat. Los intensos bombeos, localizados en los triángulos, producen una depresión local que corta buena parte del flujo de agua salada hacia los centros mayores de extracción en Prat de Llobregat. Situación en 1977. (Custodio, 1981).

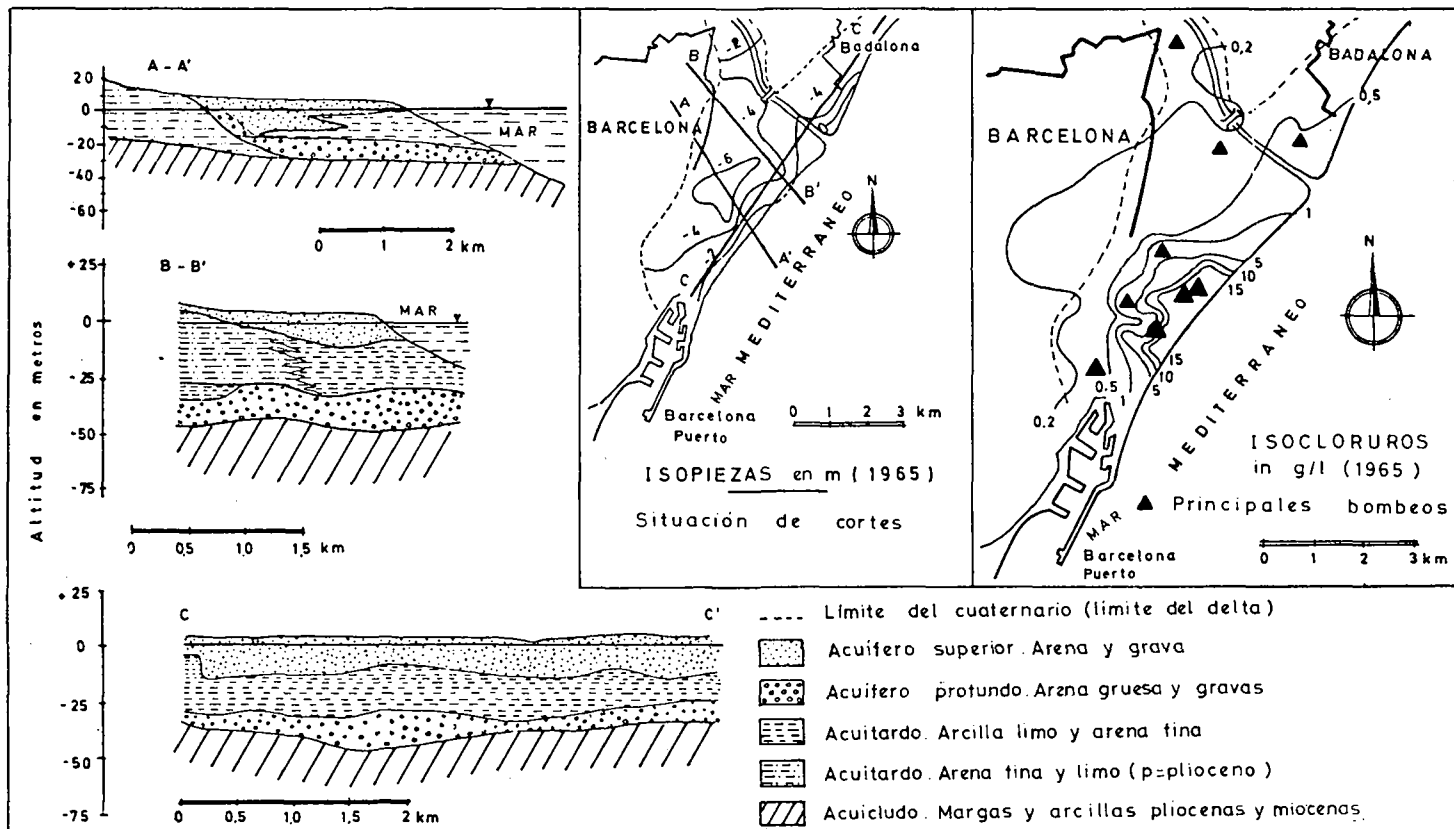
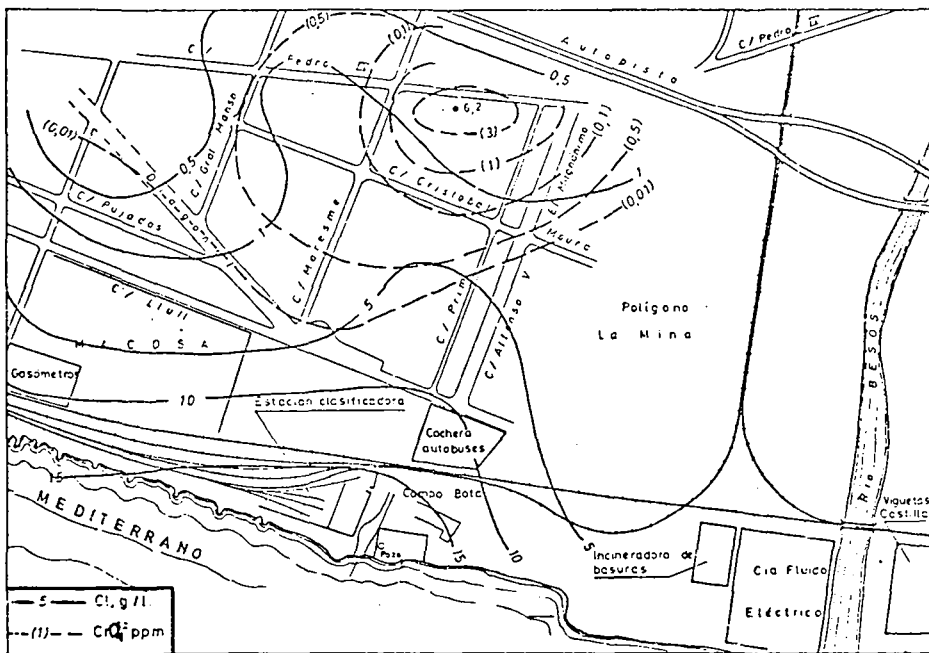
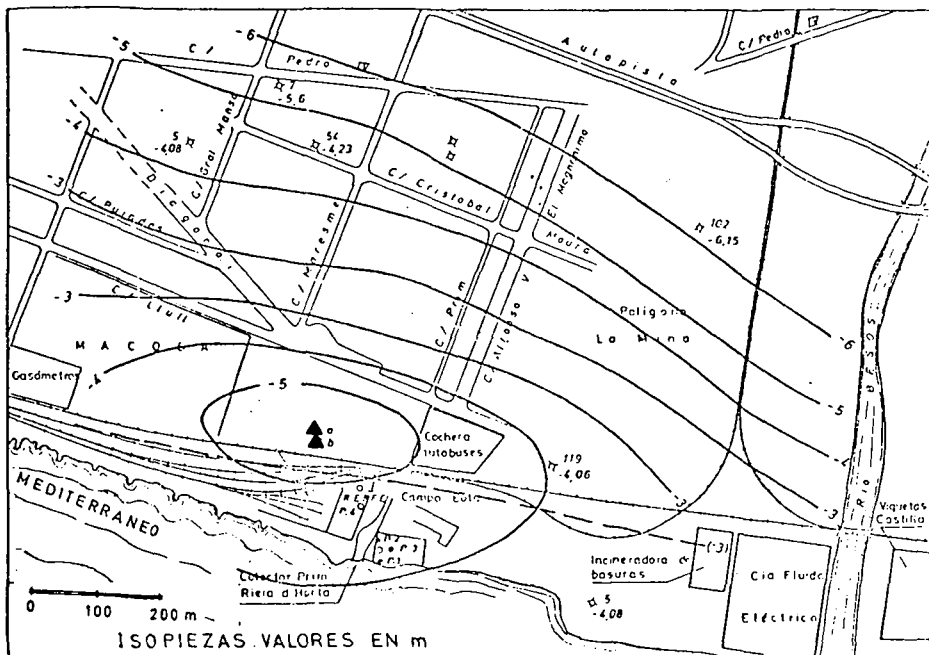


Figura 5a.- Situación de la intrusión marina en el delta del río Besòs en 1965. La intrusión marina era muy intensa en el acuífero profundo y el acuífero superficial estaba prácticamente vacío. Una inapropiada construcción de algunos pozos facilitaba la comunicación entre ambos acuíferos. MOP (1965).





Figur. 5b.- Detalle de la intrusión marina en el acuífero profundo del delta del Besós en 1977. La estación de bombeo señalada mediante triángulos crea una depresión local que reduce el flujo de agua salada hacia el interior. Su reciente desaparición permite una nueva propensión de la salinización hacia el interior. Se muestra una contaminación por un vertido crónico en el acuífero superior, que se refleja en el profundo. (Gustodio, Suárez y Galofré, 1976).

todio, Suárez y Galofré, 1.976 ; Custodio, 1.981 ; Custodio, Balaqué y Touris, 1.981).

d) delta del Llobregat (Barcelona). Extensión media. Intrusión notable en progresión. Esfuerzos por reducir extracciones, pero se requiere recarga artificial en el valle. Ya se practica recarga artificial en parte. (Custodio, Isamat y Miralles, 1.979). Abandono de algunas captaciones industriales y amenaza grave a notables centros de abastecimiento urbano e industrial. Interferencias entre pozos, tanto positivas como negativas. Afección a áreas agrícolas del sector occidental con abandono de cultivos (Cendala, Fernández-Rubio y Custodio, 1.980). En general hay estudios de detalle continuados (Custodio, 1.966; 1.967; 1.968; 1.981; Custodio, Bayó y Peláez, 1.971; Custodio, Cacho, Peláez y García, 1.976; Llamas y Vilaró, 1.967; Merqués, 1.975; MOP, 1.966; Vilaró 1.967; Vilaró y Martín Arndiz, 1.968). La salinización en ciertas áreas es a causa de vertidos salinos en el río (Custodio, Díaz y Galofré, 1.978; Vilaró Custodio y Bruington, 1.970; Vilaró y Custodio, 1.972).

e) delta del Ebro (Tarragona). Gran extensión. No hay problemas asociados. Escasos datos. Primera parte del acuífero profundo ocupado por agua salada. (Bayó, Barga y Fayas, 1.976; Custodio, Bayó y Batista, 1.976).

f) delta del Anderax (Almería). Sistema bicapa más o menos clásico, en el sector E de Almería, de 220 km<sup>2</sup>. El acuífero profundo es salino (IGME, 1.980), al parecer por causas naturales (falta de potencial hidráulico para el lavado). En el acuífero superficial solo se tiene una salinización moderada, que en buena parte parece debida a efectos climáticos y de recirculación.

g) delta del Guadalfeo (Granada). Delta mediano de 85 km<sup>2</sup> y 11 km de línea de costa, al parecer de acuífero único. No se conocen los mecanismos de posible salinización, pero se observa alta conductividad eléctrica y contenido en cloruros, hasta 3 g/l a 0,5 km del mar en laterales y cerca de Motril, pero no cerca de los ríos Guadalfeo y Puntalón (Castillo y Fernández-Rubio, 1.976; IGME, 1.980) aunque el hecho de que el valor de desequilibrio relativo entre haluros e iones alcalinos sea grande, hace sospechar la existencia de aguas salinas naturales.

h) delta del Guadalquivir (Cádiz - Sevilla - Huelva). Vasta extensión con problemas litorales poco conocidos y con baja ocupación humana. Existen cordones de dunas con agua dulce, pero parecen ser lentejones sobre agua salobre o salada natural. En la porción S E dominan aguas salobres naturales.

#### PEQUEÑOS ALUVIALES COSTEROS.

##### Aspectos generales.

En las frecuentes áreas montañosas a lo largo de las costas españolas son frecuentes las pequeñas cuencas de carácter torrencial, que tributan directamente

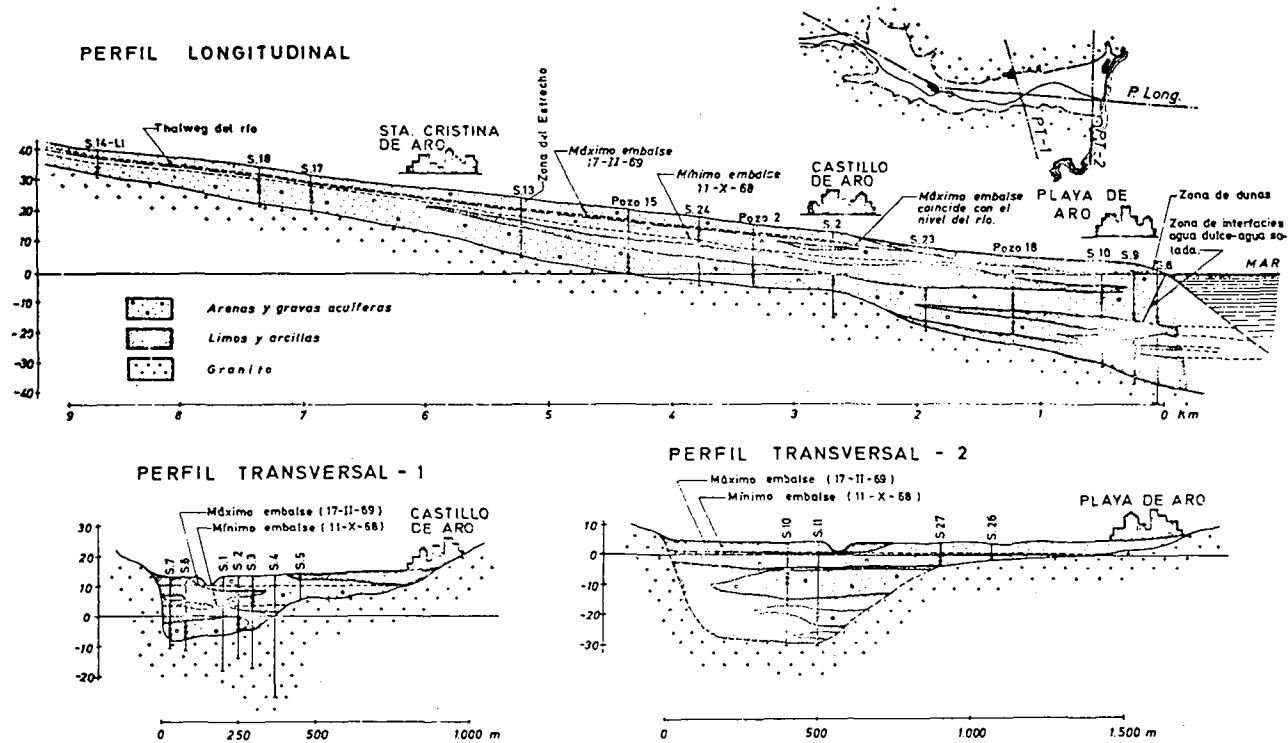


Figura 6.- Secciones hidrogeológicas longitudinal y transversales del aluvial del Ridaura, en su tramo inferior, en las que se aprecia el sistema bicapa. La explotación del acuífero profundo en áreas algo alejadas del mar permite atender fuertes demandas con notables depresiones piezométricas momentáneas, sin que se produzca una intrusión marina perniciosa. Doménch y Llamas (1970); Doménech, Batista y Fayes (1979).

al mar. Con frecuencia tienen depósitos aluviales permeables de algunas decenas de metros de espesor en el tramo final, aunque en ocasiones, cuando ha existido un retroceso de la línea de costa, no se alcanzó en épocas pasadas ni se alcanza actualmente el perfil de equilibrio del tramo litoral, y allí no existen depósitos aluviales recientes o su espesor es reducido.

Quando estos aluviales se desarrollan, forman un acuífero de interés local, que con frecuencia llega a estar notablemente sobreexplotado. La estructura suele ser aparentemente sencilla, monocapa, aunque también hay ejemplos bicapa - por ejemplo el Bajo Riudaura, en Platja d'Aro, Girona, (fig. 6) - similares a las formaciones de los deltas antes comentados. No obstante, en detalle y en lo que afecta a la penetración marina en el terreno, la situación puede ser más compleja, con varias capas permeables irregularmente distribuidas y separadas por formaciones semipermeables, rara vez poco permeables. Es frecuente que exista una porción más permeable, que ocupa solo una parte del valle, como sucede en el Algerrobo, Málaga (Plata y Beonza, 1,968) o en Zarauz, Guipuzcoa (Hidalgo y Carreras, 1,979), cuya posición no necesariamente coincide con la posición actual del cauce.

En estado natural, dada la en general buena alimentación y no muy elevados espesor y permeabilidad en el litoral, la cuña de intrusión marina es poco penetrante, pocas decenas de metros y rara vez algunas centenas.

La explotación produce con facilidad una rápida penetración de agua salada, y los pozos de caudal elevado pueden quedar afectados en pocas semanas a unos pocos meses. Suelen quedar áreas marginales donde captaciones de poca entidad pueden seguir extrayendo agua dulce o poco salina, pero es frecuente que los intermedios, aún de pequeño caudal, se vean afectados. Es frecuente que la explotación tenga un carácter marcadamente estacional, agrícola o para suministro a núcleos turísticos, con el pico en verano. Pasada la punta de demanda, que suele además coincidir con las lluvias otoñales, la salinidad se reduce y se puede llegar a recuperar buena parte al almacén de agua dulce.

En los casos en que existe un acuífero profundo cubierto por un acuífero y las captaciones están algo alejadas de la costa, es posible aprovechar el efecto de retraso que produce ese acuífero para obtener la demanda estacional mediante la utilización de reservas, que se restituyen en la época de semireposo siguiente. Tel sucede en el Bajo Riudaura, en Platja d'Aro, Girona (Doménech, Batista y Fayas, 1,970; Doménech y Llamas, 1,970).

#### Estado de contaminación marina.

Las situaciones de intrusión marina por acción del hombre de las que se tiene conocimiento, son, a grandes rasgos:

a) Rieras de la Costa Brava (Gerona). Principalmente las de Aubí (Palamós), Calonge, Lloret y Tossa (Fayas, Niñerola, 1,970; Niñerola y Doménech, 1,970). Notable permeabilidad que favorece pozos caudalosos. Salinización rápida en

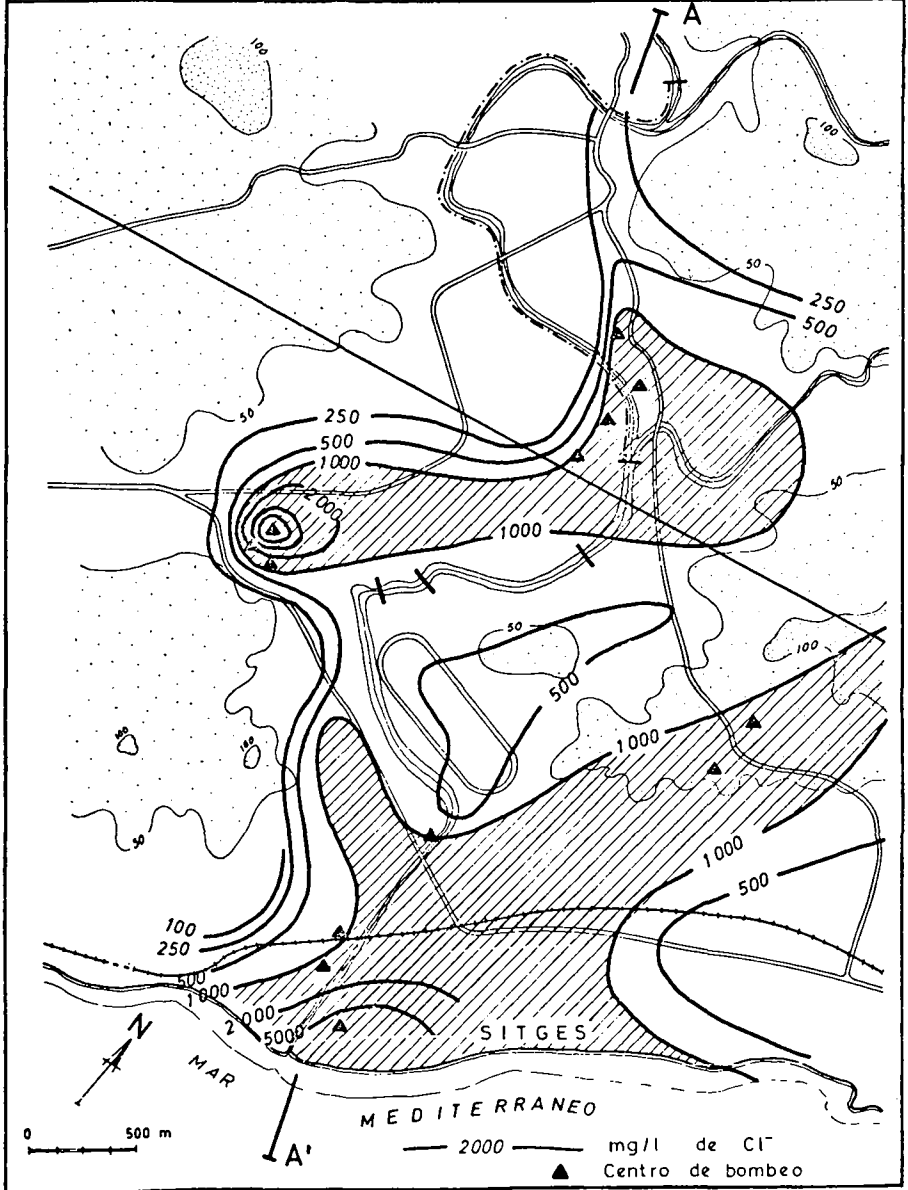
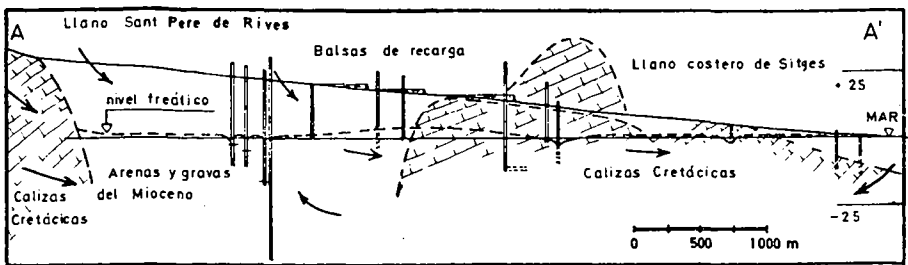


Figura 7.- Intrusión marina en los llanos de Sitges y Sant Pere de Ribes (Barcelona). El nivel de agua en los pozos se mantiene próximo al nivel del mar. La contaminación marina se produce preferentemente por ascenso salino a partir de aguas saladas en las calizas subvacantes. Custodio, Belofré y Gené (1976).

verano y recuperación razonablemente el resto del año. La explotación mejora si los pozos reducen el caudal y se alejan de la costa. Si se disminuye la recarga en el cauce (derivaciones, ocupación del terreno, etc.) la velocidad de salinización parece aumentar.

b) Ridaura o Riu d'Aura (Girona). Configuración bicapa y pozos en el acuífero profundo, algo alejados de la costa. Sin problemas de salinización conocidos después de más de 15 años de intensa explotación estival. La protección del acuífero es fundamental. Existe una red parcial de control.

c) Rieras del Maresme (Barcelona). Principalmente San Pol (Calella), Arenys, Argentona y Premià. Características similares a las de la Costa Brava pero con menor permeabilidad y mayor frecuencia de intercalaciones arcillo-limosas. Explotación estacional más extendida y menos acusada. Salinización en la costa y menor hacia el interior, con cambios más lentos. La menor transmisividad hace que los pozos algo alejados del litoral al final del verano apenas produzcan agua, en vez de salinizarse acentuadamente. La reducción de flujo y escorrentía por exceso de extracciones a la cuenca alta es una causa notable de salinización.

d) Rieras del área de Garraf (Barcelona) y bloque del Gaià (Tarragona). Configuración monocapa preferente, en general sobre calizas, dolomías y calcarenitas (fig. 7). Graves problemas locales de salinización por ascenso salino desde la roca de base y por movimiento lateral. (Riera de Vilafranca a Sitges, Río Foix, Río Gaià). Se explotan pozos para suministro de población de hasta 10 g de Cl<sup>-</sup>. La calidad del agua depende mucho de la recarga y son notables los efectos de alteraciones en el régimen de aportaciones, como la corrección de vertidos en la riera de Vilafranca (Custodio, Galofré y Gené, 1976; Custodio y Galofré, 1977) y la regulación del Río Gaià. (REPO, 1974; CAPO, 1980).

e) Bajo Francolí (Tarragona). Configuración monocapa preferente y reducido espesor de gravas. Intensa explotación y alto grado de salinización en pozos de abastecimiento e industriales (hasta 8 g/l de Cl<sup>-</sup>), variable de un año a otro y según la época. Se trata de salinización lateral y la posición del frente es función clara de la recarga que produce el río Francolí (fig. 8). La alteración del régimen de aportaciones del río puede tener un efecto acusado (CAPO, 1980; Custodio, 1980).

f) Bajo Gorgós (Alicante). Pequeño aluvial con principios de salinización en la porción costera central. (fig. 9). Reposa sobre calizas.

g) Delta del Adra (Almería). Pequeño aluvial costero de estructura aparentemente simple, con albuferas salobres. No hay problemas conocidos de intrusión marina (IGME, 1980).

h) Bajo Vélez (Málaga). Aluvial de unos 40 km<sup>2</sup> en que una parte se divide en dos acuíferos por una pequeña cuña de limos, pero que no llega a extenderse hasta la línea de costa. No existe contaminación marina conocida (IGME, 1981).

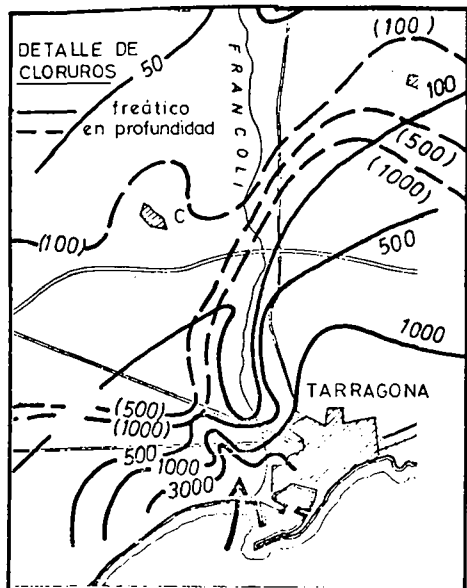
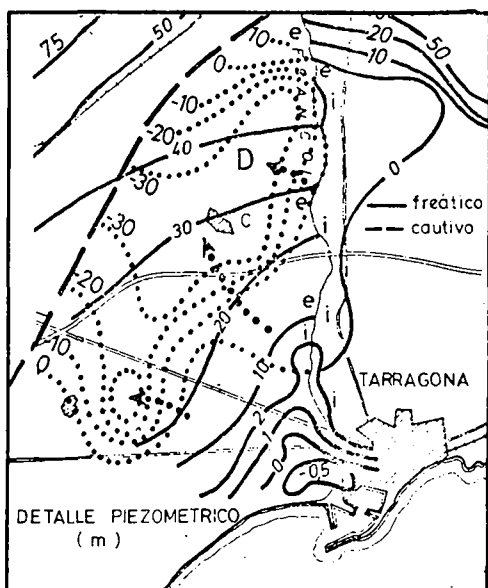
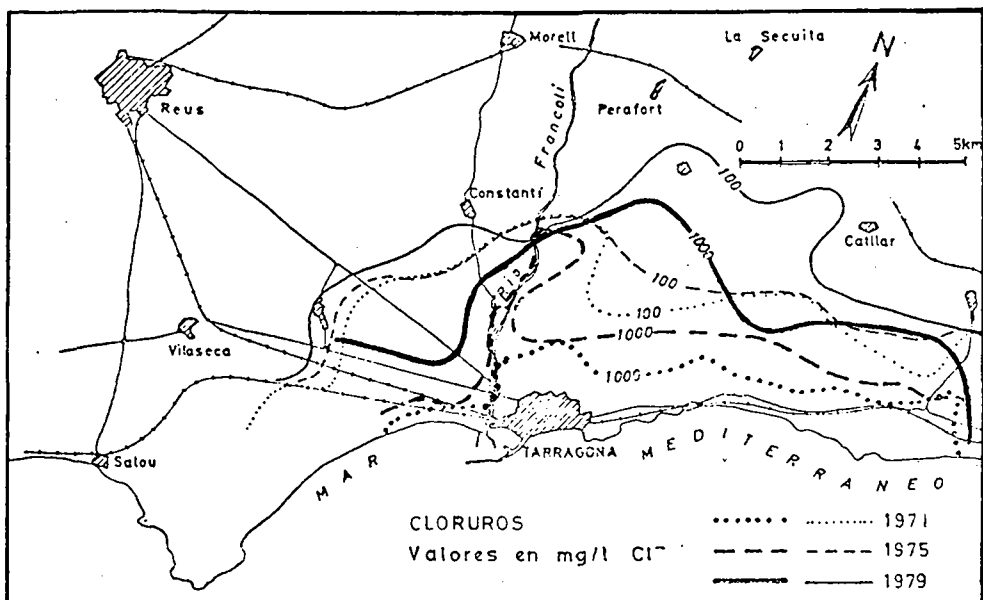


Figura 8.- Salinización de los acuíferos detríticos y calcáreos en el entorno de Tarragona. Se aprecia el avance de la salinización, en parte debido a una intensa explotación (lado W) y en parte a una secuencia de años secos (lado E), y al efecto de recarga del río Francolí. Según CAPO, 1979; Custodio, 1979, con datos de Torrens, 1976.

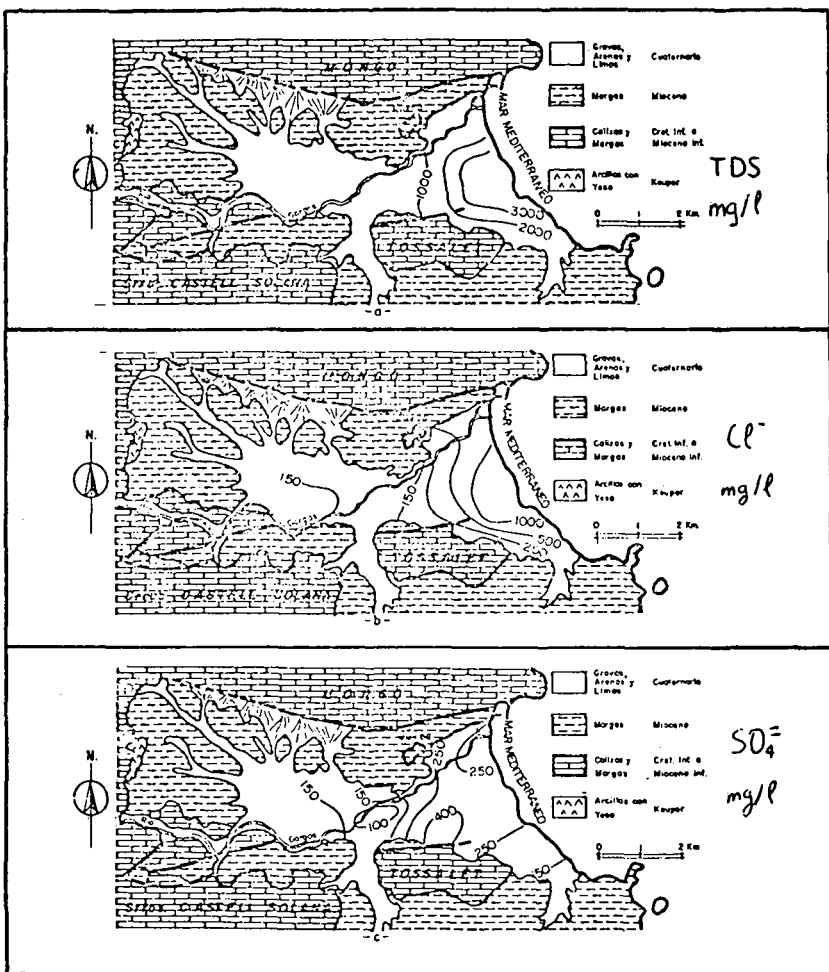


Figura 9.- Contaminación salina en el aluvial inferior del río Gorgos (Jávea).



i) Bajo Guadalhorce (Málaga). A pesar de su extensión mediana (112 km<sup>2</sup>), es una formación de poco espesor, salvo un paleocauce de espesor normal, pero sin que parezca tener estructura bicapa. No parecen haber problemas notables de contaminación marina, si bien la cota freática 1 m llega e situarse a 1-2 km de la costa (hay zonas pantanosas), con depresiones bajo el nivel del mar en el interior (IGME, 1 980; 1 981).

j) Istmo del Grove - La Toja (Pontevedra). No es una formación aluvial, sino de arenas marines, que une formaciones de granitos gnéis y pizarras. Se trata de una extensión de 1,5 km<sup>2</sup> explotada a 20 l/s durante 4 años sin que se conozca problemas de intrusión marina. La pluviometría es muy elevada.

k) Aluvial de Zarauz (Guipuzcoa). Aluvial de espesor máximo de 25 m en el área de paleocauce, explotado para abastecimiento, donde a 1 km de la costa se observa un crecimiento del contenido en cloruros (Hidalgo y Carreras, 1 979).

l) Barranco de Tirajana (Gran Canaria). Aluvial de más de 40 m de potencia, muy heterométrico, de avenidas torrenciales, con salinización intensa por sobrebombeo, aumentado por la drástica disminución de aportes superficiales. Parte de los pozos están abandonados por exceso de salinidad para los usos agrícolas.

## LLANURAS COSTERAS

### Aspectos generales.

A lo largo de la costa aparecen llanuras costeras de naturaleza muy variable, en general relativamente estrechas. Unas veces son el resultado de aportes fluviales, como en el caso del Empordán o la Plana de Castellón, y no son propiamente un delta sino la coalescencia de depósitos de uno o más ríos principales con otros menores, con una notable remodelación marina. Esta es la forma que aquí se considera, dejando para el apartado siguiente las formaciones más predominantemente pedemontanas.

En las llanuras costeras la situación es similar a la de los deltas, sin que se desarrolle un neto sistema bicapa, y similar también a la de los pequeños aluviales costeros, pero con mayor desarrollo longitudinal, y con frecuencia con notables variaciones de espesor en función del relieve del zócalo. El detalle geológico puede ser complicado, con una alternancia de materiales más o menos permeables.

Son frecuentes las zonas pantanosas — aunque muchas de ellas hoy están desecadas y puestas en cultivo o con asentamientos urbanos — y las albuferas y marismas (fig. 10), que pueden contener agua salobre. En estas zonas litorales deprimidas, las albuferas y marismas, existe agua salada a poca profundidad y las aguas freáticas pueden estar afectadas por el agua salobre superficial, pero cuando se trata de zonas encharcadas de emergencia de agua dulce, es normal no encontrar agua salada en profundidad (salvo que el zócalo sea permeable).

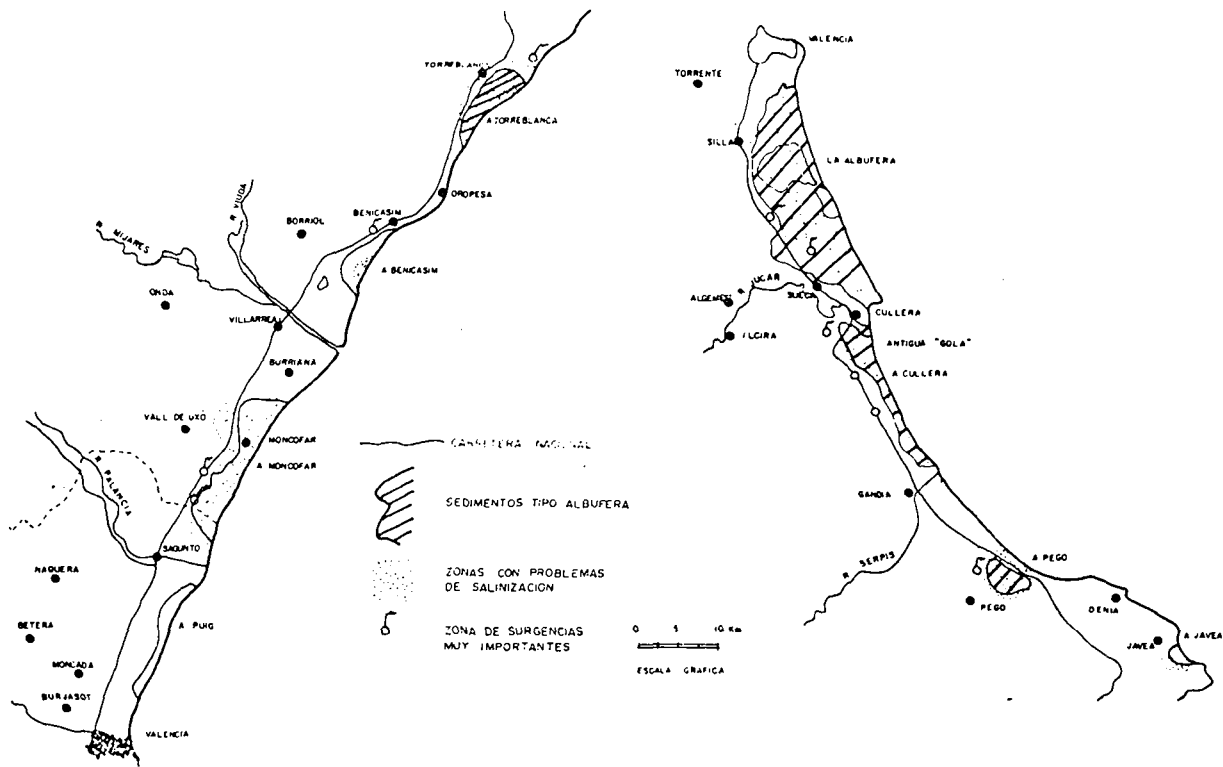


Figure 10.- Presencia de albuferas, marjelerías y áreas con problemas de salinización a lo largo de la costa castellonense - valenciana. (Sanchis Moll, 1976).

La explotación produce la progresiva desecación de las áreas pantanosas y un avance de la cuña de agua salada, y es frecuente que se desarrollen conos de agua salina.

#### Estado de la contaminación marina.

Las situaciones de contaminación marina por acción del hombre de las que se tiene conocimiento son:

- a) Empordán (Girona), llano de coalescencia de los ríos Muga y Fluviá, con estructura bicapa en algunos lugares. Buena parte de la información corresponde al sector norte, en Roses, a consecuencia de la salinización parcial de los pozos de abastecimiento a Roses y Cadaqués. No se conoce suficientemente el mecanismo de salinización, pero la salinidad aumenta con el caudal y puede aumentar o disminuir con la puesta en explotación de ciertos pozos próximos, según la posición y efecto sobre los potenciales de agua dulce y agua salada. No se conocen problemas en otros lugares, ni afecciones directas de la excavación de canales de navegación deportiva.
- b) Salou - Pineda (Tarragona). Depósitos cuaternarios litorales de varias rieras menores en el campo de Tarragona. Salinización lateral por ascensos salinos bajo los pozos muy poco penetrantes, a causa de la extracción para urbanizaciones. Se alcanzan hasta 2-3 g/l de Cl a 1 km de la costa. Esta salinización coexiste con una salinización por vertidos industriales de sal.
- c) Plana de Castellón (Castellón de la Plana). Depósitos de la Rambla de la Vivuda y el río Mijares, heterogéneos y potentes. No parecen existir problemas importantes y la isopieza de 1 m discurre a 1-2 km de la costa (IGME, 1977). En realidad se trata de un delta antiguo sin la estructura típica antes comentada. El riego con aguas superficiales, no solo favorece la recarga de los acuíferos, sino que mantiene la salinidad en niveles moderados, salvo en los extremos, como sucede en Benicasim, donde sí hay problemas salinos, y también en Moncofar-Chilches (Aragones et al, 1979).
- d) Plana de Sagunto (Valencia). Depósitos principalmente de los ríos Palancia y Cerraixet, que forman un delta antiguo sin la estructura típica. Existen algunos problemas de salinización en los laterales, pero no en la zona final del río Palancia, donde se produce una buena recarga por riego con aguas superficiales, salvo cerca de las extracciones industriales, donde se produce un avance de la cuña de intrusión marina y se pueden producir conos salinos ascensionales (Sanchez, A. et al, 1971; Aragonés y Sahuquillo, 1976).
- e) Plana de Valencia (Valencia). Extensa zona de coalescencia de depósitos de los ríos Turia y Júcar, con zona litoral muy deprimida (Albufera de Valencia y zonas colindantes), tras una formación costera dunar. Pocos problemas de salinización conocidos (Sanchis Moll, 1970) aunque en el área Sur (Sueca - Cullera) las calizas que sirven de zócalo pueden facilitar ascensos salinos que se

llegan a manifestar en manantiales (Sanchis Moll et al, 1976). En profundidad se pueden encontrar aguas salinas antiguas. Cerca de las albuferas y otros zonas deprimidas, algunos pozos pueden producir agua algo salina por efecto del agua superficial (Sanchis Moll, Ibañez y Segura, 1976), a pesar de ser una zona con excedente de agua por una alta dosis de riego con aguas superficiales.

f) Vega del Segura (Murcia). Contacto con el mar algo dificultado, donde hay un acuífero cautivo profundo salinizado naturalmente, con 30 km<sup>2</sup> de extensión y bien delimitado (IGME, 1981). En las formaciones superficiales los cloruros son altos por infiltración de aguas usadas, pero hacia la costa parecen crecer más por influencia de las aguas salinas profundas.

g) Campo de Cartagena (Murcia). No existe señales claras de intrusión marina y los contenidos elevados en cloruros parece que pueden ser atribuidos a recirculación. (IGME, 1981).

h) Campo de Dalías (Almería). Gran explotación en el interior y problemas de recirculación del agua, que elevan la salinidad progresivamente. No existe contaminación marina claramente conocida, a pesar de la notable depresión piezométrica, y en áreas donde los cloruros son algo elevados, los registros de salinidad no muestran crecimiento con la profundidad (IGME, 1980).

#### PIEDEMONTES COSTEROS

##### Aspectos generales.

Bajo la denominación de piedemontes costeros se incluyen un conjunto variado de formaciones en llanura - aunque estrictamente no siempre son piedemontes - de edad miocena a cuaternaria, formados por una acumulación irregular de gravas, arenas, limos y arcillas procedentes de torrentes de las sierras.

Con frecuencia están parcialmente endurecidos y suelen presentar costas calcáreas (caliches), a veces muy duras y de hasta 3 m de espesor, a profundidades variables. La potencia permeable de estas formaciones es variable y decrece hacia la costa, desde más de 200 m en algunos lugares hasta casi cero en algunos tramos costeros. Unas veces reposan en formaciones arcillosas con algunas intercalaciones detríticas marinas o continentales, como en el Campo de Tarragona, que con frecuencia contienen aguas antiguas salinas. Otras veces el zócalo son calizas, dolomías y margocalizas (fig. 11).

Se formaron en clima árido, y hoy se encuentran también en áreas poco lluviosas, pero con potentes tormentas. La permeabilidad suele ser de moderada o alta, aunque varía con la distancia a la sierra y con la naturaleza petrológica del área madre de los sedimentos. Suelen encontrarse abanicos aluviales mejor desarrollados que otros, que cuando proceden de áreas calcáreas o dolomíticas suelen contener buenos acuíferos.



La erosión marina con frecuencia ha hecho retroceder la línea de costa y se forma un acantilado más o menos desarrollado, ya sea junto a la misma costa o tras una playa.

Cuando los materiales permeables se ponen en contacto franco con el mar y presentan un espesor de varias decenas de metros es frecuente que se tenga una cuña natural de agua salada que penetra profundamente tierra adentro, hasta algunos km. Esta penetración es aún más acusada si la base son calizas con desarrollo de karst, sobretodo en la superficie de contacto. La explotación conduce a un rápido avance del agua salada y a la formación de conos de agua salina, tanto más acusados cuanto más penetrantes sean los pozos.

Por el contrario, cuando lo que está en contacto con el mar son las facies distales del piedemonte, poco permeables y de pequeño espesor, la cuña de agua salada tiene una penetración natural muy pequeña y la penetración es lenta al producirse la explotación, sobretodo si las captaciones están algo alejadas de la costa.

#### Estado de contaminación marina.

En la diversidad de situaciones posibles se destacan algunos problemas claros por la acción humana:

a) Maresme (Barcelona). Franja litoral de anchura máxima de 2 km, que se extiende entre los ríos Besòs y Tordera. Está formada principalmente por depósitos torrenciales de arenas y arenas arcósicas derivadas de granito, con depósitos de playa cubriendo la franja costera. Intensiva explotación agrícola y urbana, con notable salinización cerca de la costa y en las poblaciones, pero mucho menor de lo que cabía esperar del hecho de que los niveles freáticos se mantienen por debajo del nivel del mar. La existencia de depósitos poco permeables cerca de la costa, bajo los depósitos de playa, retrasa y modera la penetración salina.

b) Campo de Tarragona. Espesa formación mio-plio-cuaternaria que hacia el Sur es cada vez más detrítica y adquiere un carácter continental dominante de tipo piedemonte. (Cambrils, Montroig, Miami y Hospitalet del Infante). La salinización natural es muy pequeña en la parte central y crece hacia el Sur, a medida que en la costa aumenta el espesor y permeabilidad de los materiales. La salinización natural sigue la forma de los principales conos de deyección, con mayor penetración en el centro (fig. 12). Donde hay más penetración natural se produce una salinización creciente por las notables extracciones, tanto lateral como por ascenso salino. En la zona costera central la salinización es aún incipiente pero se observa un avance, parte ligado al aumento de extracciones y parte ligado a una prolongada secuencia de años secos y medios, sin años notablemente húmedos, que son los más eficaces para la recarga en el clima semiárido de la zona (Custodio, 1 980, 1 980; Custodio y Martín Armáiz, 1 976).

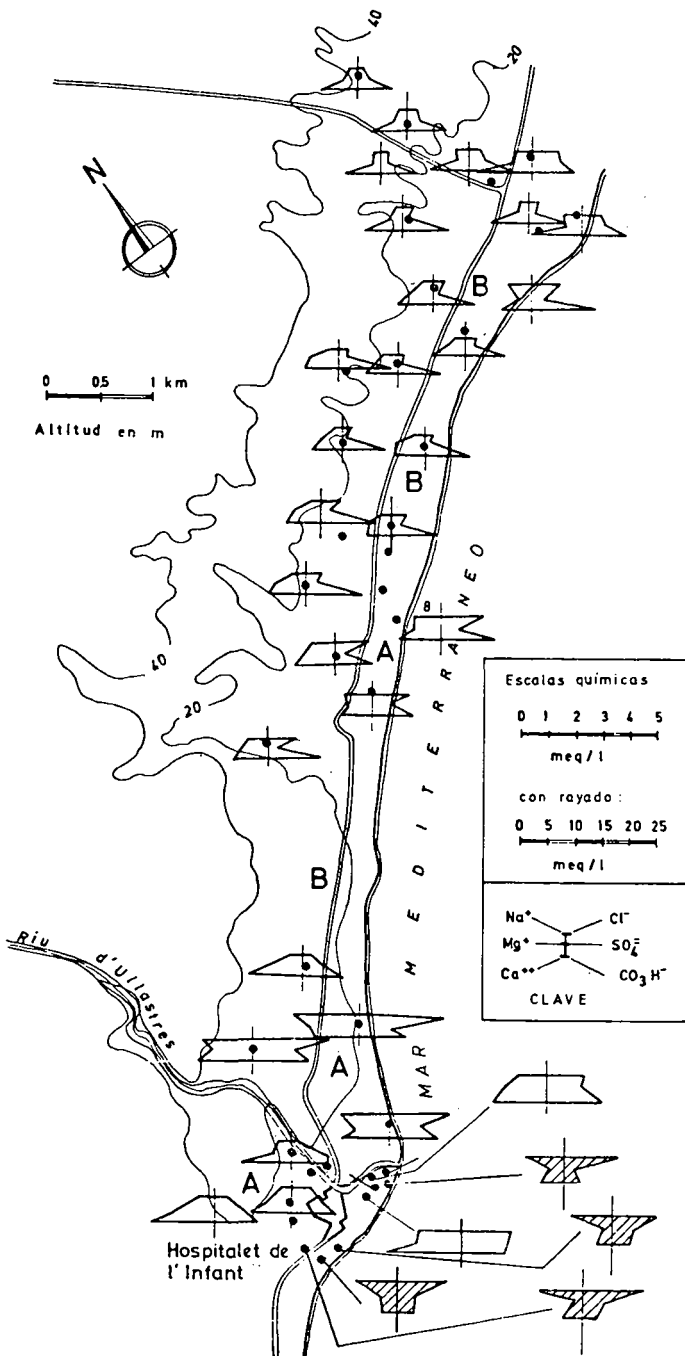


Figura 12.- Evolución de la salinidad en el área costera del Sur del Camp de Tarragona entre Montroig y Hospitalet de l'Infant, señalada mediante diagramas modificados de Stiff. Donde los piedemontes tienen mejor contacto con el mar (A) la salinidad es mucho más acentuada que cuando el contacto es a través de depósitos litorales (B).

c) Planas de l'Ametlla - Perelló (Tarragona), de características similares a la anterior, aunque en ciertas áreas el zócalo está a poca profundidad y es calcáreo. La salinización natural es clara y las captaciones están fácilmente afectadas por ascensos salinos (Custodio, 1976; Custodio, Bayó y Orti, 1971), más acusados donde el zócalo es de calizas permeables (no siempre lo son). En el pequeño cono de deyección del Lleria, toda la formación contiene naturalmente agua de salinidad próxima a la marina, dada la poca recarga y muy elevada permeabilidad (Custodio, 1978), como se muestra en la figura 13.

d) Plana de Vinaroz. Espesa formación detrítica con creciente explotación, con un zócalo calcáreo karstificado, por lo menos en ciertas áreas. La línea piezométrica de 1 m llega a estar a más de 4 km de la costa. Salinización dispersa y principalmente por conos salinos, con riesgo de rápido agravamiento en el futuro. En el extremo Sur, Peñiscola representa el lugar de descarga de calizas confinados por las formaciones de la Plana.

e) Plana de Torreblanca - Oropesa. Formación similar a la anterior, con intensa explotación en el entorno de esas dos poblaciones, donde se presenta una depresión piezométrica, con salinización lateral y por conos salinos, de modo que en más del 30% del llano se tienen más de 1 g/l de  $\text{Cl}^-$  (fig. 11). Entre esas dos poblaciones existe una marjalería que ayuda a mantener bajos los niveles piezométricos, y donde la salinidad del agua subterránea es de tendencia elevada naturalmente (Sanchez, A. et al, 1971; Aragonés, Pulido y Saenz, 1976)

f) Franja costera del Golfo de Mazarrón (Murcia). Niveles freáticos deprimidos, pero sin aparente intrusión marina, salvo una situación de pequeña contaminación en la rambla de Mazarrón, localizada en niveles del zócalo calcáreo. Parece que la conexión con el mar es pobre y actúa por el momento de barrera que difiere los efectos de contaminación.

g) Cuevas de Almazora - Vera (Almería). Sistema aparentemente monocapa de más de 100 m de espesor, de 20 km<sup>2</sup>, sin pozos litorales y sin problemas conocidos de intrusión marina (IGME, 1980; 1981).

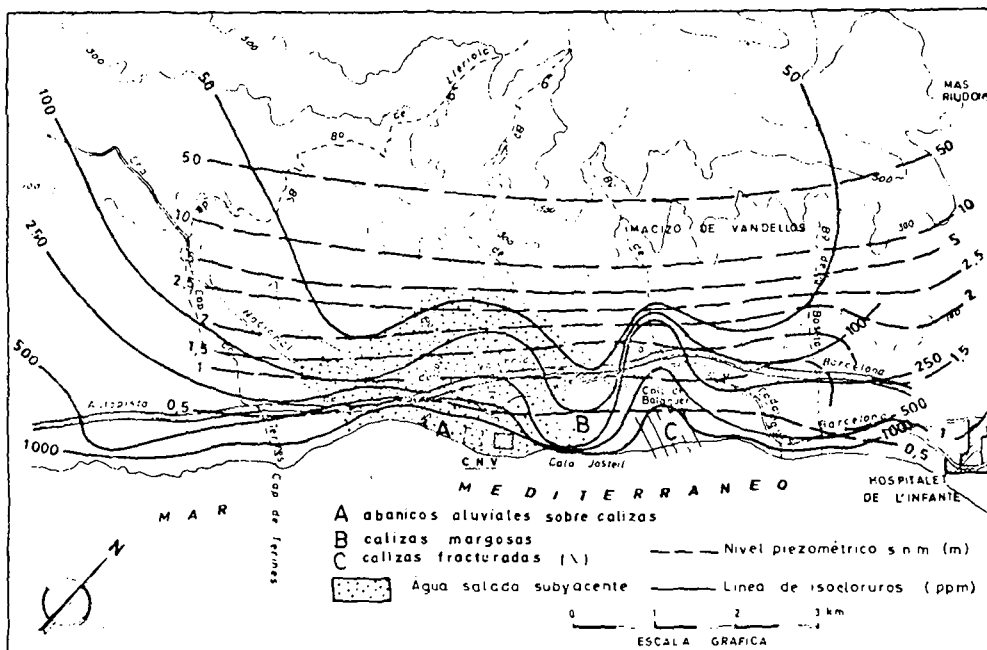
h) Campo de Níjar (Almería). Escaso contacto con el mar. Se trata preferentemente de una depresión interior. No hay problemas conocidos de salinización marina y otros problemas existentes son climáticos y litológicos (IGME, 1981).

#### FORMACIONES CALCÁREAS Y ARRECIFALES.

##### Aspectos generales.

A lo largo del litoral español, y de forma acusada en el del Mediterráneo, son frecuentes las formaciones de calizas y de dolomías en fácil contacto con el mar, y también las formaciones de calcarenitas y calizas arrecifales. En estos casos la circulación del agua es esencialmente por fisuras, con lo que su orientación, disposición, continuidad, tamaño, frecuencia y grado de desarrollo kár-





FRECUENCIA DE ORIENTACION DE FISURAS EN CNV

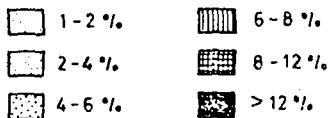


Figura 13a.- Variaciones en la penetración marina de causa de condiciones litológicas variables a lo largo de la costa. A.- Abanicos aluviales de materiales groseros, con niveles muy permeables sobre calizas karstificadas; el agua es salina casi desde el nivel freático (fig. 12b). B.- Calizas margosas y margas, poco fracturadas, sin salinización, pero casi improductivas. C.- Calizas con fracturación normal a la costa, con salinización muy variable según las condiciones locales, y fácil contaminación salina de los pozos. Custodio (1976; 1978).

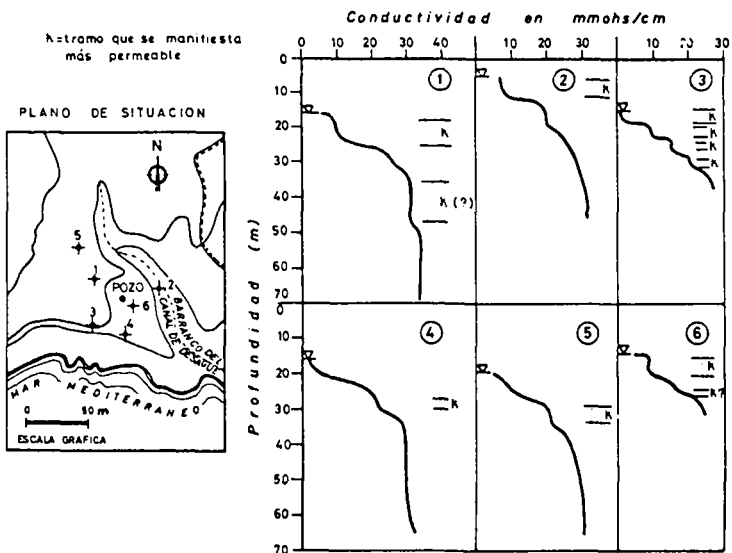
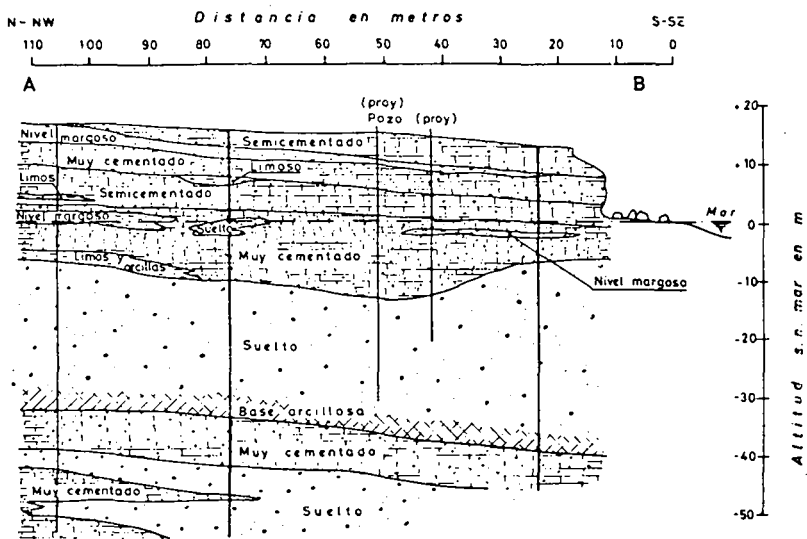


Figura 13b.- Detalle de la salinización en el abanico aluvial del Lleria - Mela Set (fig. 12a). El zócalo calcáreo muy karstificado se encuentra hacia unos 120 m de profundidad, cerca de la costa, y aflora a unos 250 m hacia el interior. No es posible captar agua dulce en los depósitos detríticos (Custodio, 1978).

tico afectan notablemente a las relaciones agua dulce - agua salada.

Cuando existen fisuras abiertas perpendiculares al mar, la penetración natural del agua salada es grande y la salinización de los pozos se puede producir con gran rapidez, aún a distancias de algunos km de la costa. En otras situaciones puede existir una protección más o menos efectiva, como en el caso de fisuras de orientación paralela a la costa y presencia de sedimentos poco permeables en la costa. No es posible establecer una casuística sencilla.

Con frecuencia se producen muy grandes variaciones a lo largo de la costa en función de la heterogeneidad litológica y de permeabilidad de la roca.

Unas veces se trata de áreas montañosas junto al mar, pero las situaciones de mayor interés son aquellas en que se produce un llano (en general cubierto de materiales más jóvenes) o una franja costera apta para asentamientos humanos.

En algunos casos se producen manantiales litorales más o menos importantes que con frecuencia vierten un agua salobre de salinidad variable según la época, y que representa o la descarga de la zona de mezcla (suele ser espesa y con extensión casi hasta la superficie freática) o la entrada de agua salada por fisuras a lo largo del conducto principal de salida.

En este último caso, que puede corresponder al de la surgencia de la Falconera (Garraf, Barcelona), existe un conducto por debajo del nivel del mar, con un tramo final ascensional, que posiblemente corresponde a una salida más joven que el conducto principal, al quedar éste cubierto por el mar en su ascenso de nivel desde el final de la última glaciación (fig. 14). Esta salida litoral y circulación profunda, permite que el agua salada pueda penetrar por las fisuras hasta el conducto principal, debido a tener un mayor potencial equivalente de agua dulce, y así producir una contaminación natural. La obtención de agua dulce en cantidad atractiva resulta prácticamente imposible.

#### Estado de contaminación marina.

Las principales situaciones conocidas son:

a) Macizo del Montgrí (Girona). Pequeña unidad salinizada naturalmente por gran fisuración. Existen manantiales submarinos y litorales. Lateralmente actúa de sustrato de formaciones recientes no consolidadas y puede responder de algunas salinizaciones por ascenso salino.

b) Macizo de Garraf (Barcelona) y prolongaciones calcáreas y calcareníticas hasta Tarragona. En las áreas llenas la salinización es importante por una combinación de penetración natural del agua salina y exceso de extracciones, las cuales han creado profundas penetraciones de agua salada. Cuando es el sustrato de formaciones recientes poco o no consolidadas, se producen salinizaciones por ascenso salino, a veces muy intensas, aún en pozos poco penetrantes. Algun

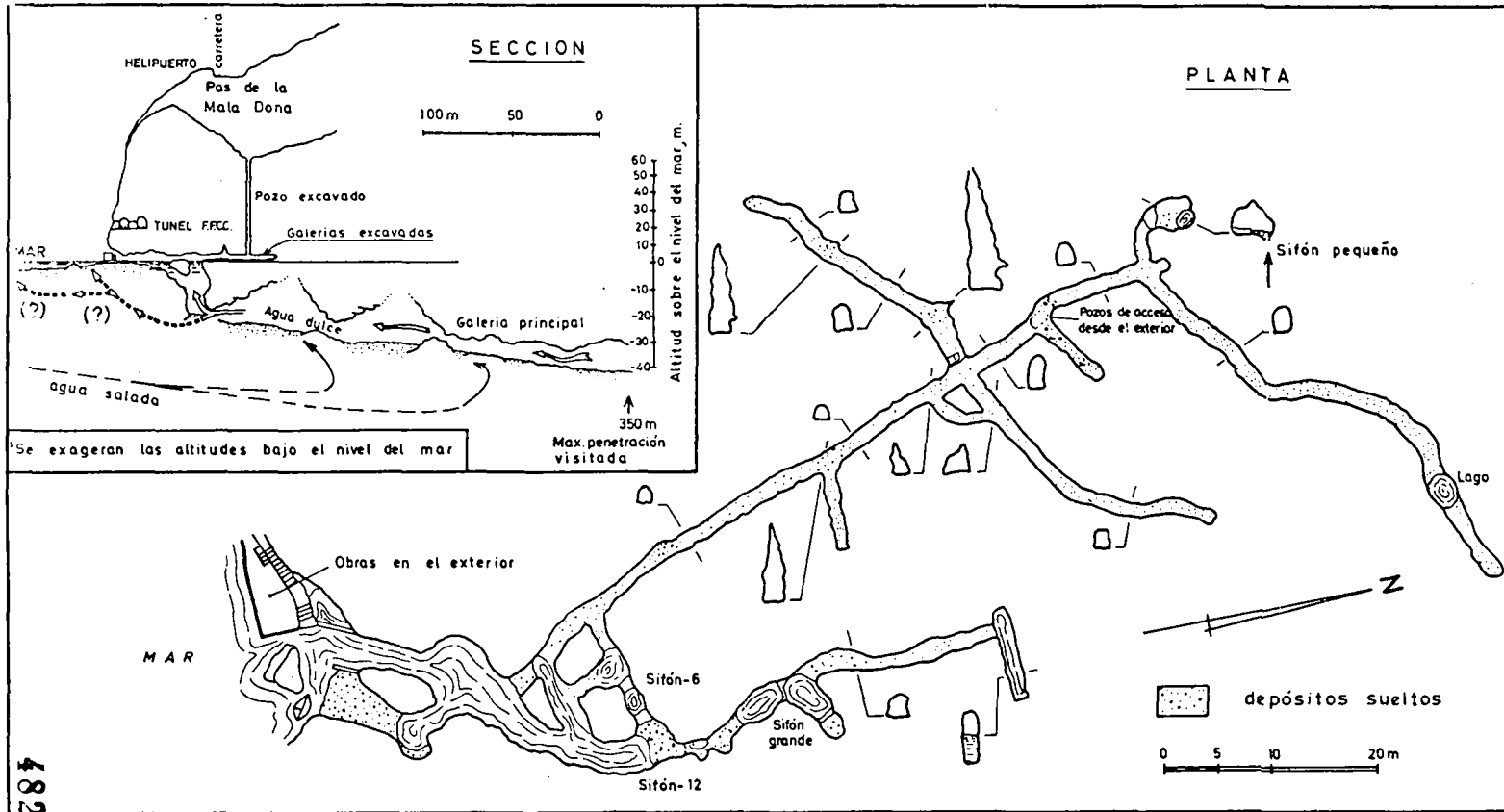
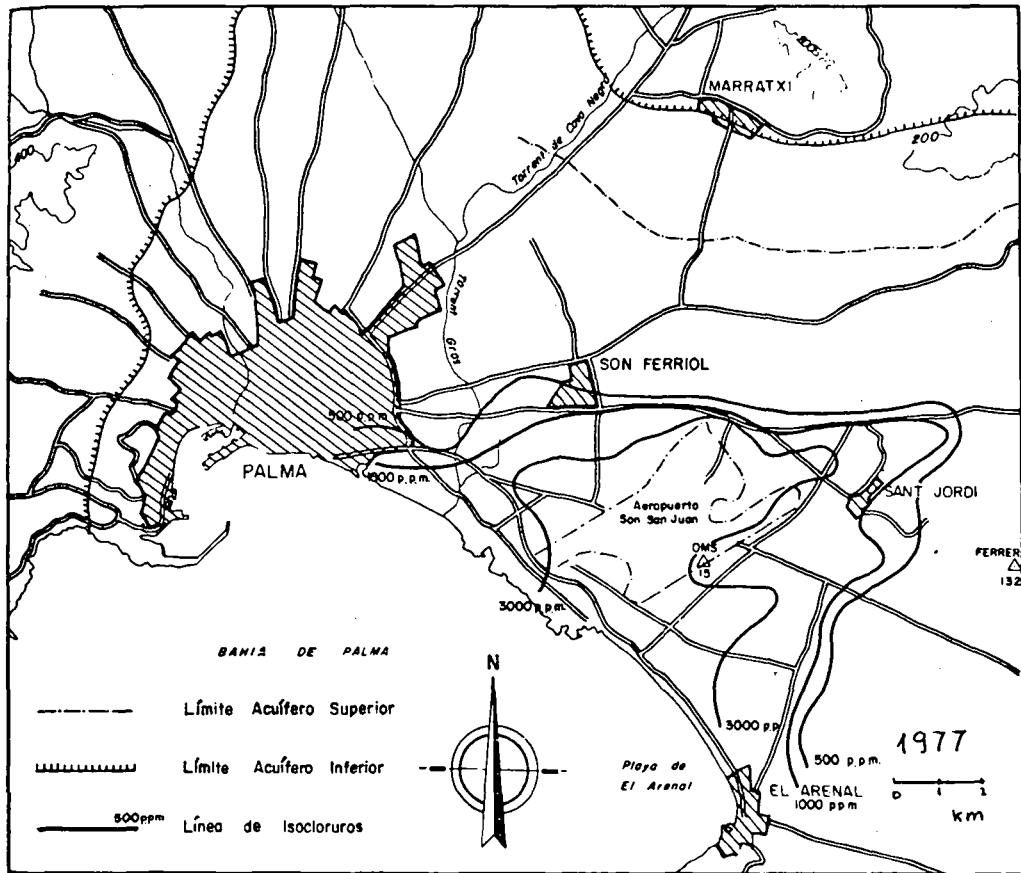


Figura 14.- Planta de las galerías excavadas y puntos de agua en La Falconera y sección vertical de las galerías y del conducto submarino natural. El agua salada penetra a través de la red de figuras ya que a causa de la chimenea final de salida del agua dulce, el potencial de agua salada en el conducto vale en el entorno de  $-0,5$  a  $-1$  m.



483 Figura 15a.- Intrusión marina en el sector oriental del Llano de Palma (Mallorca), siguiendo la disposición de los materiales más permeables del arrecife coralino.

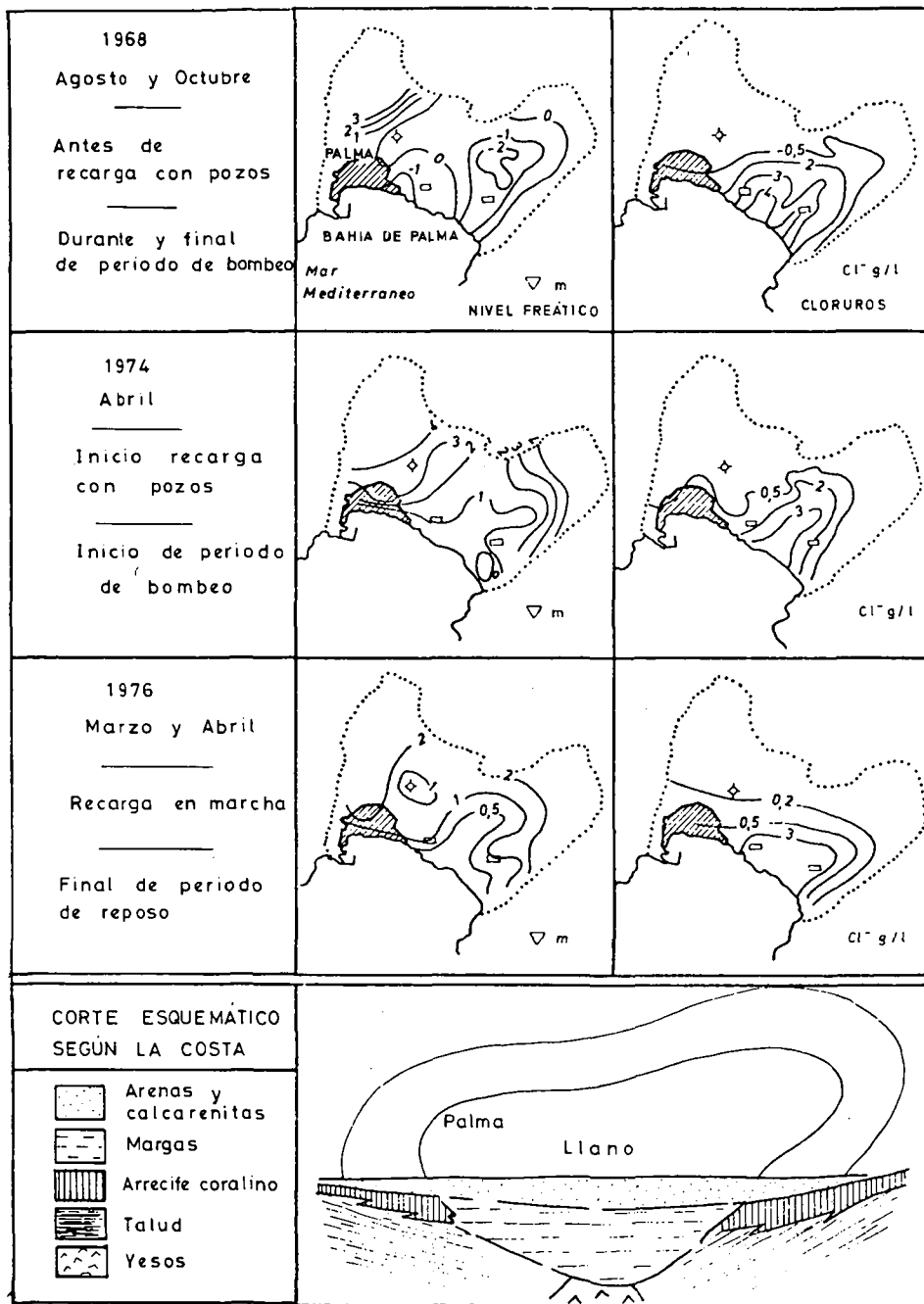


Figura 15b.- Evolución de los niveles freáticos entre 1968 y 1976 en el Llano de Palma (Mallorca) según datos del Instituto Geológico y Minero de España y del Servicio Geológico de Obras Públicas. Entre 1974 y 1976 se recargó agua mediante pozos en el área oriental del arrecife. La porción central es poco permeable.

nos pozos que han cortado tramos karstificados a distancia de varios km de la costa, en pocas semanas han sido afectados por un aumento claro de salinidad. En general la salinización es creciente (Sitges, Vilanova i la Geltrú, Roda de Berá, Torredembarra) a pesar de que los pozos se han ido alejando de la costa. Coincidiendo con grandes fallamientos, principalmente de tipo de desgarre, aparecen manantiales submarinos litorales de agua salobre. El más importante es el mencionado de la Falconera (Custodio, 1976; Custodio y Galofré, 1976). En el área de Tarragona las calizas son notablemente más permeables que las calcarenitas y éstas se salinizan a través de aquellas. En el Bajo Francolí las calizas quedan cautivas, pero debido a una intensa explotación la salinidad crece rápidamente a medida que se extrae el agua dulce en la formación en fondo de saco (fig. 8).

c) Macizo de Vandellós (Tarragona). Macizo calcáreo abrupto, notablemente fisurado en sectores concretos, donde la permeabilidad principal es perpendicular al mar (Bayó, Doménech y Custodio, 1976). En estos lugares existe una notable penetración marina y los pozos se salinizan con facilidad, a menos de solo intersectar fisuras por encima del nivel del mar. En el resto la permeabilidad es muy pequeña. Descarga al mar por áreas preferentes, que se manifiestan en el fondo marino.

d) Macizo del Montsià (Tarragona). Similar al de Vandellós, aunque más reducido. Salinización importante en la costa, en Sant Carles de la Ràpita.

e) Formaciones calcáreas de Cullera - Gandia - Denia - Jávea (Valencia, Alicante). Relieves de calizas cretácicas separadas del mar por una franja litoral de depósitos poco consolidados, con pequeñas depresiones penetrantes, y que con frecuencia tienen marjalerías y turberas alimentadas por manantiales de agua salobre procedente de las calizas, cuya salinidad varía naturalmente a lo largo del año. Tal sucede en Cullera, Jaraco, Gandia y Pego. Los drenajes para intentar desecar esas áreas conducen a un aumento de la salinidad del agua de aporte (Rulido, 1976; Sanchis, 1976; IGME, 1977; Pulido Bosch, 1979). Ciertos pozos tienen problemas de salinidad, pero en parte puede ser debido a un exceso de penetración.

f) Area de Altea - Benidorm - Alicante (Alicante). Materiales margocalcáreos de baja permeabilidad, con pequeña salinización en aluviales y predominio de salinización por infiltración de aguas usadas (IGME, 1980). No parece haber problemas especiales en Alicante.

g) Llano de Palma (Mallorca). Formación compleja de 370 km<sup>2</sup>, con un recubrimiento cuaternario sobre calcarenitas y calizas arrecifales y una notable intercalación de margas que separa al conjunto de los niveles de calizas y dolomías inferiores. Salinización creciente con la explotación (IGME, 1981), en especial hacia el SE, donde los depósitos arrecifales son más gruesos y más fisurados (fig. 15). Se alcanza hasta 6 g/l de Cl<sup>-</sup>, pero con variaciones estacionales notables. Se ha reducido la extracción mediante reutilización de aguas residuales urbanas en agricultura, y ciertas prácticas de recarga artificial. Parte

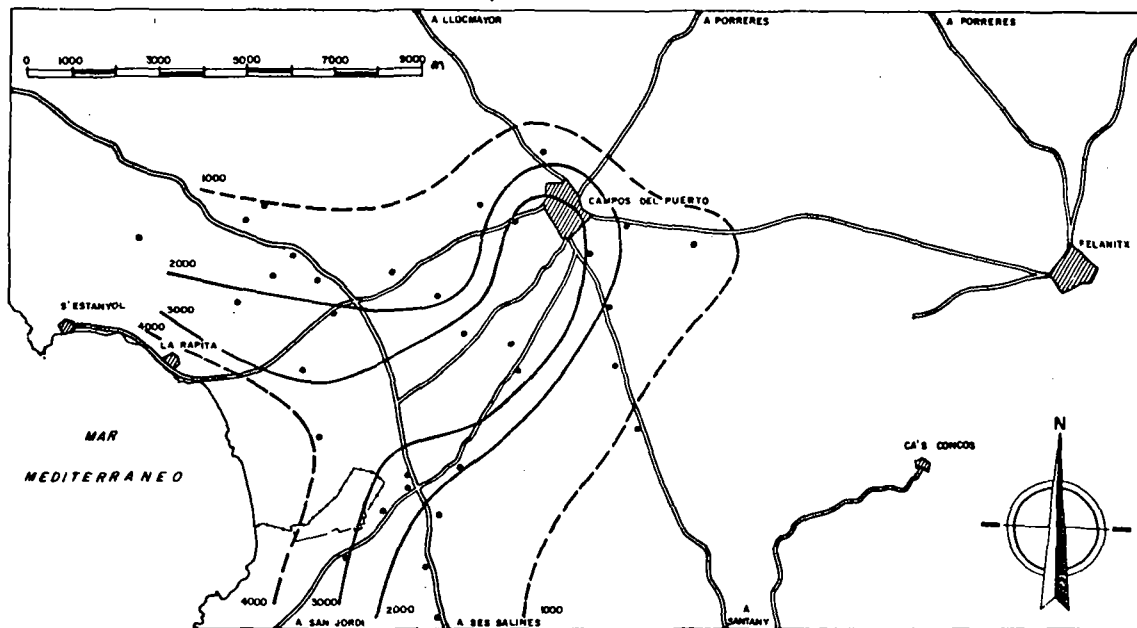


Figura 16.- Penetración de la contaminación marina en el acuífero calcáreo de Campos - Lluçmajor.



de la salinización es por ascenso salino bajo los pozos. La salinización de algunos pozos de abastecimiento público era debida a que alcanzaban el nivel profundo calcáreo, que naturalmente contiene agua salobre; la cementación del tramo final solucionó parte del problema.

h) Llano de Inca - La Puebla (Mallorca). Depresión similar a la de Palma, con albufera y zonas pantanosas cerca del litoral, que aleja de la costa la línea freática de 1 m, hasta 5 km. No se conocen problemas de contaminación marina.

i) Llano de La Marineta - Sta. Margarita (Mallorca). Depresión similar a la anterior, más reducida. Se alcanza 1 g/l de  $\text{Cl}^-$  a 2 km de la costa, pero no se conoce claramente el mecanismo de salinización.

j) Area de Lluchmajor - Campos (Mallorca), de depósitos de gravas y calcarenitas, con notable salinización, hasta 3,5 g/l de  $\text{Cl}^-$  a 9 km del mar (fig. 16). Es debido a la formación de los materiales a la intensa explotación.

k) Sierra de Levante (Mallorca). Formación de calcarenitas, caliza y dolomías bastante explotadas, en las que a 5 km de la costa se encuentra 1 g/l de  $\text{Cl}^-$ , que se interpreta como de origen marino (IGME, 1981).

l) Area de Mitj-jorn (Menorca). Calcarenitas y otros depósitos arrecifales del sur de la isla, entre Maó y Ciutadella, con explotación creciente por pozos (Barón, Bayó y Fayas, 1979). Existe una salinización creciente en el área de Ciutadella y al sur de Maó, pero en otras áreas, los niveles piezométricos descienden y es de temer contaminación marina en un futuro próximo. En ciertas áreas, la disposición de los materiales es favorable para retrasar la intrusión marina, debido a que forman una especie de barrera natural (fig. 17).

m) Cala Llonga (Ibiza). Depósitos cuaternarios sobre conglomerado, calcarenitas y margas. Descenso continuo de niveles hasta cota cero y depresiones locales de hasta 17 m. Se alcanzan 1,5 g/l de  $\text{Cl}^-$  a 1 km de la costa y parece creciente. (Batlle, 1976).

## PLATAFORMAS LITORALES EN MATERIALES VOLCANICOS.

### Aspectos generales.

Las únicas plataformas litorales en materiales volcánicos de interés se encuentran en Canarias y se trata de áreas relativamente llanas en ciertas partes de la periferia de las islas, unas veces de erosión marina en épocas pasadas y otras veces de acumulación de materiales volcánicos en puntos alejados de los de efusión. Su elevación puede ser próxima a la del nivel del mar actual, pero con frecuencia se extiende a cotas entre 80 y 200 m.

La explotación se hace mediante pozos, con frecuencia con galerías o drenes en

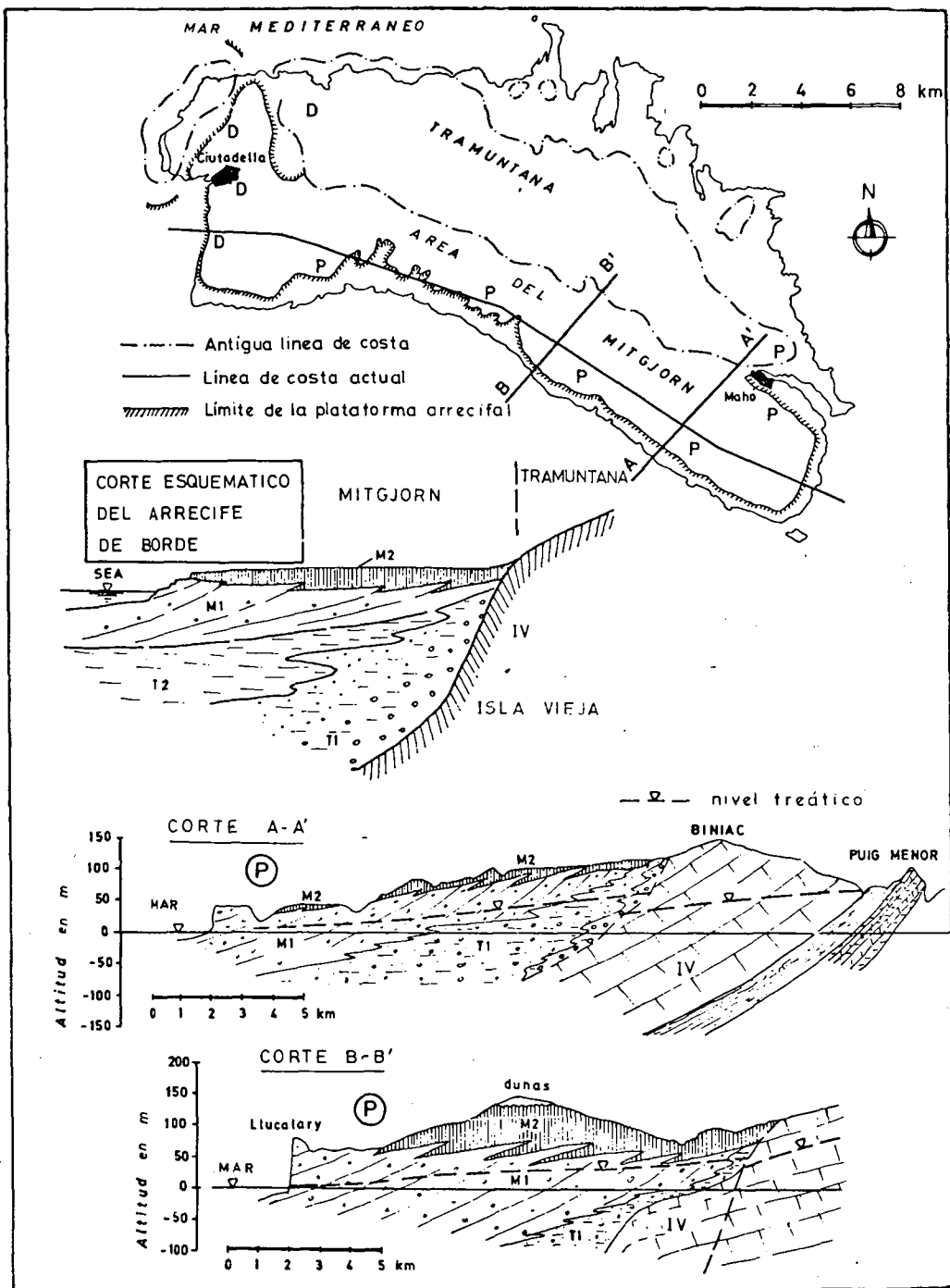


Figura 17.-Estratigrafía del borde arrecifal de Menorca, según datos del Servicio Geológico de Obras Públicas y personales de A. Bayó: IV= isla vieja (calizas, dolomías, arcillas y esquistos); T1= depósitos de talud, algo permeables; T2= limolitas, impermeables; M1= calcarenitas del talud arrecifal, algo permeables; M2= biocalcarenitas y calizas arrecifales, muy permeables.

el fondo.

La situación de las relaciones entre el agua dulce y el agua salada depende mucho de la edad de los materiales, ya que la permeabilidad decrece rápidamente con el tiempo. En general se trata de conjuntos heterogéneos y que localmente funcionan como multicapa.

Con frecuencia se encuentran en las áreas más áridas, con lo que la recarga es escasa.

#### Estado de contaminación marina.

De acuerdo con los estudios del Proyecto Canarias SPA-15 (1 972), y otros estudios posteriores se tiene:

a) Isla de Gran Canaria. Intrusión marina bien desarrollada en la costa E y SE, desde Telde a Castillo del Romeral, preferentemente en basaltos. Salinización por sobrebombeo, en pozos poco penetrantes bajo el nivel del mar. Muchos pozos han sido abandonados por salinidad excesiva para el cultivo, o se utilizan si el agua se puede mezclar con otra más dulce o el tipo de destino permite aplicar una reducción de sales disueltas mediante ósmosis inversa.

b) Isla de Tenerife. Intrusión marina localizada en las zonas llanas de Tegueste - Tejina - Punta Hidalgo (NE), Barranco de Tahodio (Santa Cruz) y Valle de Güimar (SE). Las dos primeras son por extracciones elevadas y la salinidad ha ido creciendo con el tiempo. En Tejina los pozos costeros han debido abandonarse para explotar pozos más al interior, que se van salinizando con el tiempo. En Güimar la salinización se produce en basaltos bastante permeables, en buena parte por conos ascensionales salinos. En la costa SW y S (Puerto Santiago - Guía de Isora - Los Cristianos - Llanos del Sur) existe agua salada por permeabilidad algo elevada y muy pequeña recarga, que produce conos salinos bajo los pozos, con un carácter localizado, aunque es posible que los retornos de riego y aportes de aguas mineralizados naturales del interior contribuya a la salinidad.

c) Isla de La Palma. El principal foco de salinización es el Barranco de las Angustias y llano de Tazacorte, por exceso de bombeo en pozos. Existe un avance progresivo de la salinidad.

d) Isla de La Gomera. Pocos problemas conocidos. La mayoría del agua procede de galerías y manantiales. No obstante existen algunos pozos que producen agua salina en el aluvial de Hermigua (NE) y sobretodo en Playa de Santiago y Rajita (S y SW), debido a la alta permeabilidad de los materiales.

e) Isla de El Hierro. Los únicos problemas de salinización importantes están en la llanura litoral de El Golfo (N), donde hay una notable explotación agrícola. La salinización es en parte por ascenso salino, ya que los materiales son nota-

blemente permeables.

e) Isla de Lanzarote. No existen problemas conocidos de contaminación marina directa, salvo en unos pozos sin importancia, próximos al litoral, en levas jóvenes. En el malpais próximo a Arrecife se captan aguas de salinidad coincidente con la del mar, y los pozos se utilizan como captación de agua marina. Las aguas muy salinas que se captan en la isla son de origen climático (Custodio, 1974).

f) Isla de Fuerteventura. No existen problemas conocidos de contaminación marina directa, salvo en unos pocos pozos próximos al litoral. Las aguas de salinidad elevada de la mayoría de pozos y galerías son de origen climático.

#### RESUMEN GENERAL.

La panorámica expuesta, aunque no es homogénea dada la desigualdad de información de que se ha dispuesto, permite apreciar que la contaminación de las aguas subterráneas por el agua marina se produce con frecuencia en España y en ocasiones alcanza niveles de notable gravedad.

Parece que el área más afectada en el momento actual es el litoral catalán, en especial en las provincias de Barcelona y Tarragona, y luego siguen ciertos tramos de las costas del País Valenciano y de Mallorca, y el E y SE de Gran Canaria.

En otras áreas, o bien la información disponible no ha delatado problemas graves, o estos son pequeños, aunque cabe que en ciertas situaciones de muy intensa explotación, la intrusión marina aún no se manifieste con gravedad dada la lentitud de reacción en muchas situaciones reales.

Ciertas situaciones en Cataluña llegan a extremos inusitados (Custodio, 1980), tal como el suministro de agua a población con salinidades que alcanzan o rebasan 10 g/l de sales disueltas (Sitges, Vilanova i la Geltrú, Tarragona) y abastecimientos industriales con salinidad creciente hasta muchos g/l de sales disueltas (Puerto Franco de Barcelona, Besós, Tarragona), con el hecho curioso que en Barcelona, donde una vez hubieran pozos de agua dulce, hoy se extrae agua salada para el acuario del zoológico.

La agricultura no se libra de estos efectos de contaminación marina, como sucede en el Marésme y en el sector occidental del delta del Llobregat, y se han tenido que ir buscando cultivos cada vez más tolerantes, al mismo tiempo que, aprovechando la naturaleza arenosa del suelo, se han tenido que ir aplicando dosis mayores de riego (hasta más de 30 000 m<sup>3</sup>/ha/año) para reducir el aumento de salinidad del agua del suelo, o abandonar totalmente el riego si no ha habido forma de substituir esas aguas.

El caso de Tarragona se ha llegado recientemente a crear un florecimiento en

verano, aún a lo largo del año, de un comercio de transporte de agua en camiones cub's para las industrias más afectadas, desde distancias a veces de más de 50 km, con un paulatino aumento de la conflictividad centrada en el agua y de la adopción de drásticas medidas de prohibiciones de toma o de paso. También se ha llegado a la importación de agua en petrolero desde Algeciras y su almacenamiento temporal en el lugar, o al cierre durante algunos veranos o meses de industrias de talla importante.

#### SIGNIFICACION DE LA INTRUSION MARINA.

La intrusión marina en muchos casos no es más que el reflejo de un desarrollo de captaciones desmesurado, para conseguir una rápida fuente de riqueza o como una acción transitoria en espera de soluciones de traída de aguas que después no se han producido, todo ello con frecuencia unido a un desconocimiento de las reglas de operación y explotación de un acuífero costero, una legislación poco adecuada y peor aprovechada, y una administración pública, estatal o local, sin medios, incapaz o sin interés.

Las consecuencias de carácter económico y social, tal como se encuentran en España son:

- destrucción total o parcial, con frecuencia permanente, de una fuente de recursos de agua y de regulación para adecuar la recarga a las demandas.
- evolución de los suministros de agua potable hacia salinidades, no solo no acordes con el Código Alimentario, sino intolerables para la bebida y cocina y aún para el lavado y aseo.
- aumento de los costes sociales al tenerse que usar más aditivos de lavado, más energía, aumentar la velocidad de corrosión de conducciones y aparatos, etc., y mayor carga polucionante en los desagües. Todo ello unido a la necesidad de una red de distribución en comercios de agua embotellada, que aunque ocupa personal, supone un gran coste familiar y un gran consumo de energía.
- aumento de los costes de producción industrial al aumentar la necesidad de pretratamientos del agua (sobre todo si hay que desmineralizar), mayor frecuencia de averías o sustituciones en maquinaria y dispositivos, y de tratamiento del agua de vertido, cuando ello además no supone una pérdida de calidad del producto elaborado o manufacturado (contaminación salina, grado insuficiente de reacción, pintado de baja calidad, descascarillado prematuro, etc.).
- abandono de captaciones y redes de distribución, mucho antes de concluir su vida útil o económica, con la consiguiente repercusión económica general.
- traslado de industrias a otras áreas con mejores calidades de agua, con la consiguiente alteración del grado de ocupación local.

- abandono de áreas agrícolas en regadío o por salinización progresiva del suelo, o descanso drástico de la productividad o por excesivo coste del agua al tener que aumentar progresivamente las dosis de riego o ser necesario adoptar medidas correctoras, además del mayor consumo de fertilizantes, pesticidas y correctores al aumentar el agua que retorna al acuífero y lava el terreno.

- en ciertas zonas bajas, inicialmente pantanosas o de marisma o marjelería, drenadas por los bombeos practicados, problemas en las contaminaciones (edificios, sótanos, estacionamientos subterráneos, túneles de metro, cloacas, etc.) al subir de nuevo el nivel como consecuencia de la reducción o abandono de las extracciones.

En algunos casos, tras el abandono de la explotación se produce una disminución de la salinidad, como está sucediendo en el delta del Besòs (en este caso la recarga por fugas de la red urbana de abastecimiento es dominante), pero el proceso es lento y se tardan muchos años en alcanzarse la utilizabilidad.

#### UTILIZACION Y GESTION DE LOS ACUIFEROS COSTEROS.

De todo lo expuesto podría concluirse que los acuíferos costeros están llamados tarde o temprano a quedar contaminados por el agua marina. Sin embargo esta aseveración es falsa ya que es posible utilizar un acuífero costero permanentemente y hacer que se cumplan los fines principales que de él se esperan: a) proporcionar agua, b) transmitir y distribuir agua, c) reunir a una demanda variable con una recarga también variable (efecto de regulación), y de ello existen ejemplos en muchas partes del mundo y el pequeño acuífero del Aiguà (Girona) es por ahora un buen ejemplo.

En un acuífero costero la recarga no es igual en promedio a los recursos explotables, sino que éstos son siempre menores debido a que para mantener cierto equilibrio entre el agua dulce y el agua salada, con una penetración y dispersión tolerables, es necesario que exista un determinado flujo de agua dulce al mar en la costa, tanto mayor cuanto menos penetrante se desea que sea la cuña.

La única manera de explotación con éxito de un acuífero costero es conocer suficientemente bien su funcionamiento, y en base a una decisión de qué penetración es deseable del agua salada, determinar el caudal, régimen y disposición de las extracciones, en general con ayuda de un modelo de simulación, que no tiene por que ser complicado (REPO, 1971; Cuena y Custodio, 1971; Custodio, Cuena y Bayó, 1971; Vileró y Custodio, 1973; Cacho y García, 1976; Custodio Cacho y García, 1977; Aragonés, López-García y Llamas, 1973).

Esas medidas técnicas pueden y deben incluir la posibilidad de reutilización y recarga artificial, pero una recarga artificial razonable en cada contexto en particular, sin tratar de transcribir situaciones de otros lugares, que probablemente no encajan ni geohidrológicamente, ni técnicamente ni económicamente. En muchas situaciones españolas es posible aprovechar aguas circulantes y so-

bretado aguas de escorrentia de tormentas para mejorar la recarga (Custodio, Galofré y Gené, 1976; Custodio, Isamat y Miralles, 1979), sin necesidad de recurrir a métodos muy sofisticados.

Una de las grandes dificultades de gestión de los acuíferos costeros reside en las medidas legales y administrativas, y en un exacerbado individualismo de los usuarios de agua y propietarios de captaciones, junto con la falta de visión de futuro y deseo de una rápida rentabilidad a nivel privado, que normalmente se traduce en un sobreconsumo social.

Se requiere una modificación de la Ley de Aguas y de sus normas de aplicación, de modo que sea posible establecer comunidades de usuarios por acuífero, de incorporación forzosa, con capacidad para la gestión, estudio y control, además de captar por prorrateo sus necesidades económicas, para las que la semiconstituida Comunidad de Usuarios de Agua del Bajo Llobregat puede ser un primer antecedente orientativo. Ello requiere además una administración con capacidad para ser árbitro en conflictos, amparada en una legislación apropiada.

Difícilmente las diferentes comunidades tendrían capacidad económica para una gestión técnica propia, por lo cual la administración o consorcios de comunidades deberían contribuir equipos técnicos de control, estudio y gestión, de nivel territorial amplio.

Estas Comunidades suponen una seria limitación al derecho de apropiación privada del agua captada, pero no necesariamente supone la declaración de todas las aguas públicas, con la creación de pesados organismos de la administración, poco ágiles y no siempre impuestos en los problemas concretos.

Las Comunidades deben tener poder de limitar extracciones, obligar a mejoras de uso, cierre de captaciones, etc., dentro de una distribución justa de deberes, obligaciones, beneficios y cargas económicas.

La importancia de los acuíferos costeros en España es clara puesto que:

- se sitúan bajo o próximos a las áreas de gran demanda de agua y pueden constituir, no solo fuentes de abastecimiento permanente de por lo menos parte de la demanda, sino reservas de emergencia ante sequías prolongadas, averías, fallos o contaminación de otras fuentes de abastecimiento. Este último aspecto toma cada vez más importancia de cara al abastecimiento de poblaciones. La pérdida de un acuífero costero por salinización supone no solo obtener nuevas fuentes de abastecimiento, sino construir sistemas apropiados de emergencia.

- permiten obtener el agua en áreas próximas a las de consumo, evitando, por lo menos en parte, costosas obras de transporte en tubería o canal. Ello es de especial importancia en el medio rural, en áreas turísticas dispersas y para industria desconcentrada de baja demanda específica.

- pueden proporcionar un almacén temporal para aguas de escorrentía y de tormenta, y para aguas usadas susceptibles de reutilización (por ejemplo en agricultura), adaptando la disponibilidad a la demanda.

En muchas circunstancias los acuíferos costeros se utilizan para la obtención de caudales continuos industriales, que no permiten que el acuífero juegue un papel regulador de demandas variables. En estos casos es conveniente abastecer esas demandas continuas con aguas reguladas y destinar los recursos del acuífero a atender en la medida posible a demandas estacionales y variables (agricultura, turismo, zonas de recreo temporal).

En España, el abandono o falta de control de los acuíferos costeros puede suponer una carga económica grave, el aumento de desequilibrios locales, y un incremento de la conflictividad entre usuarios.

Entre los temas de gestión, el de la construcción de las captaciones puede tener gran importancia, por cuanto las captaciones pueden favorecer la explotación preferente de unos niveles o la circulación de aguas entre unos acuíferos y otros o desde la superficie. Así, no es raro encontrar pozos salinizados por que el pozo tiene simultáneamente rejilla en dos acuíferos, uno de agua dulce y otro de agua salina, o porque la corrosión del tubo o circulación por el exterior del mismo permite la penetración de agua salina. En las áreas costeras el pozo requiere un diseño apropiado, con entubación de espesor suficiente para que no se perfora durante la vida útil, con cementaciones de sellado y aislamiento bien hechas y rejillas correctamente colocadas y a la profundidad adecuada. Un pozo mal construido, no solo puede producir la salinización del agua que del mismo se extraiga, sino favorecer la salinización de acuíferos por flujo a través del pozo, como ha sucedido en el delta del Besòs. Los pozos baratos, construidos con poca tecnología y excesivo ahorro de material, son en realidad los más caros por su corta vida y problemas de explotación, pero además pueden dañar al acuífero costero.

El abandono de pozos es un tema así mismo de importancia y debe preverse desde su construcción, de forma que sea factible su sellado efectivo o transformación en un elemento de observación. Es necesario disponer de los medios técnicos y económicos para ello

#### OBSERVACION, CONTROL Y PREDICCIÓN.

El conocimiento y control de un acuífero costero, sobretudo en cuanto a la posibilidad de contaminación por agua marina, requiere una red de observación proyectada, instalada y operada adecuadamente.

Una tal red de observación debe comprender, además de las redes hidrometeorológicas y foronómicas:

a) control y medida de las extracciones, por lo menos a nivel mensual, con



contador de horómetros en las captaciones más importantes

- b) toma mensual o trimestral de muestras del agua captada en por lo menos 2 a 4 pozos por km de longitud de costa y por lo menos 1 pozo/km<sup>2</sup> en el área de posible afección, de los que por lo menos uno al año debe ser completo, pudiendo limitarse el resto a unas pocas determinaciones. Tienen preferencia los pozos más explotados, pero teniendo en cuenta el efecto de posibles ascensos salinos.
- c) establecimiento de una red piezométrica apropiada, con un punto cada 1 a 5 km<sup>2</sup>, teniendo en cuenta que en cada punto se puedan requerir más de un tubo piezométrico, para considerar el efecto de heterogeneidades, subacuiferos y estratificación del agua dulce sobre el agua salada. Es frecuente colocar 2 a 3, a veces hasta 4 tubos de rejilla corta. Conviene evitar los tubos piezométricos de rejilla larga, sobretudo en medios muy estratificados y en roca fisurada.
- d) muestreo semestral o anual de los piezómetros, con aire comprimido o tomamuestras sumergibles, o registro semestral de la salinidad en la zona de rejilla.
- e) en algunos casos especiales, donde en la zona de rejilla se corta una transición rápida de salinidad, colocación de un registrador de interfaz salina. En otros casos puede convenir colocar limnigrafos, uno en agua dulce y otro en agua salada o salobre.

Toda esta red no puede proyectarse adecuadamente sin un estudio previo de detalle, de características más o menos clásicas, pero en el que los aspectos químicos e isotópicos ambientales deben considerarse con especial atención.

Esta red debe ser la base de la toma de decisiones y de las predicciones de evolución, en lo posible apoyadas con un modelo de simulación.

La mejor forma de mantener viva la red y la información obtenida es establecer la necesidad de un informe anual de evolución y análisis de la situación y un informe extraordinario quinquenal de interés general. En áreas costeras, las perforaciones y piezómetros pueden ser una fuente de contaminación, al igual que los pozos mal construidos o abandonados, por lo que su proyecto debe ser adecuado (no basta un simple tubo en una perforación, sino que puede ser necesario prever cierres y cementaciones) y tener previsto el modo de abandono.

En España no existe ninguna red de observación de acuiferos costeros que sea satisfactoria ni completa, e incluso la que probablemente está más desarrollada, la del delta del Llobregat, presenta múltiples deficiencias.

No obstante, existen varias redes imperfectas, pero de indudable utilidad, unas mantenidas por el Instituto Geológico y Minero de España en las costas de Levante y el Sur de España, que cubren una parte notable del litoral, otras dependientes del Comité Interministerial de Baleares y otras construidas por el

Servicio Geológico de Obras Públicas y Urbanismo, mantenidas por la Comisaria de Aguas del Pirineo Oriental en la costa catalana. Los datos se publican en anuarios de niveles piezométricos (IGME) y de aforos (DGOH-MOPU).

#### AGRADECIMIENTOS.

El autor agradece a la Comisaria de Aguas del Pirineo Oriental, donde trabaja, y al Servicio Geológico de Obras Públicas en Barcelona la puesta a disposición de los datos existentes. Así mismo agradece al Instituto Geológico y Minero de España y al Servicio Geológico de Obras Públicas la información escrita y oral facilitada, y a la Delegación de Canarias del último organismo, la utilización de datos en elaboración para el proyecto MAC-21. Así mismo, una parte importante de la información utilizada procede de trabajos prácticos del Curso Internacional de Hidrología Subterránea, elaborados por sucesivos participantes en el mismo bajo la dirección de un Comité Docente. Las ideas expresadas son las del autor y no necesariamente las de los organismos mencionados.

#### REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.

Aragónés, J.M., López García, L., Llemes, M.R. (1973). Estudio de la explotación de los acuíferos del Lleno de Palma de Mallorca mediante un modelo digital simplificado. Informaciones y estudios. Boletín 38. Servicio Geológico de Obras Públicas. Madrid, 75 págs.

Aragónés, J.M., Pulido, J.L., Sanz, C. (1976). Estudio hidrogeológico de la Plana de Drogesa - Torreblanca (Castellón). I Simposio Nacional de Hidrogeología. Valencia. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Vol. I, págs. 470-489.

Aragónés, J.M., Sahuquillo, A. (1976). Estudio hidrogeológico del Bajo Palencia y Carraixet. I Simposio Nacional de Hidrogeología. Valencia. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Vol. I, págs. 490-513.

Aragónés, J.L., et al. (1979). Estudio hidrogeológico de la Plana de Castellón. II Simposio Nacional de Hidrogeología. Pamplona. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Págs. 235-253.

Barón, A., Bayó, A., Fayas, J.A. (1979). Relación modelo geológico - modelo hidrogeológico. Ejemplo: el acuífero mioceno de la isla de Menorca. II Simposio Nacional de Hidrogeología. Pamplona. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Vol. IV, págs. 1-19.

Batlle, A. (1976). Importancia de la estructura geológica en el aprovechamiento integral de acuíferos costeros: ejemplo de Cala Llonga (Ibiza). I Simposio Nacional de Hidrogeología. Valencia. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Vol. I, págs. 56-72.

Bayó, A., Berga, L., Fayas, J. (1976). Avance al conocimiento de la hidrogeología de la comarca del "Baix Ebre" (valle inferior y delta del río Ebro). I Simposio Nacional de Hidrogeología. Valencia. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Vol. I, págs. 73-88.

Bayó, A., Doménech, J., Custodio, E. (1976). Estudio geológico del macizo de Vandellós para definir sus características hidrogeológicas. Actas del Simposio Internacional de Hidrogeología. Valencia, 1976. Págs. 89-107.

Cacho, F., García, J.L. (1976). Modelación de los acuíferos de la Zona Franca del delta del Llobregat con vistas al estudio de la progresión salina. Simposio Nacional de Hidrología, Valencia. Vol. II, págs. 1200-1224.

Cacho, F., Custodio, E., García, J.L. (1977). Modeling the aquifers of the Llobregat delta (Barcelona, Spain). Int. Assoc. Hydrogeologists. General Assembly of Birmingham. Vol. XIII - 1, págs. E 12-24.

Candela, L., Fernández-Rubio, R., Custodio, E. (1980). Contaminación por boro en un área del sector occidental del delta del Llobregat (Barcelona, España). IV Coloquio Internacional sobre las Aguas Subterráneas. Acireale, Sicilia, 1980, (en prensa).

CAPO (1980). Estudio de los recursos hídricos del Bajo Francolí. Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental. Barcelona. 400 págs.

Castillo, E., Fernández-Rubio, R. (1976). Hidroquímica de los acuíferos del delta del Guadalfeo y sectores adyacentes (Motril, Granada). I Simposio Nacional de Hidrogeología. Valencia. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Vol. II, págs. 951-964.

Cuena, J., Custodio, E. (1971). Construction and adjustment of a two-layer mathematical model of the Llobregat delta. Mathematical Models in Hydrology. Proceedings of the Warsaw Symposium, IASH-UNESCO-WMO. Vol. 2 (published 1974), págs. 950-964.

Custodio, E. (1966). Calidad química de las aguas subterráneas del delta del río Llobregat. Documentos de Investigación Hidrológica nº 2 y 3. Coloquio de Barcelona, 1966. Centro de Estudios, Investigación y Aplicaciones del Agua. Vol. 2 y 3, págs. 129-138 + 17 mapas. Barcelona, 1967.

Custodio, E. (1967). Etudes hydrogéochimiques dans le delta du Llobregat, Barcelone (Espagne). General Assembly of Bern. Int. Assoc. Scientific Hydrology. Pub. 62, págs. 135-155.

Custodio, E. (1968). Datación de aguas en el delta del río Llobregat. Documentos de Investigación Hidrológica nº 6. Centro de Estudios, Investigación y Aplicaciones del Agua. Barcelona, págs. 205-237.

Custodio, E. (1973). Geohydrological studies in small areas without systematic data. Simposio de UNESCO sobre Previsión de Recursos de Agua con Datos Inadecuados. Madrid, 1973. Studies and Reports in Hydrology n° 16, UNESCO, París, 1975, págs. 77-93. Vol. 2.

Custodio, E. (1974). Contribuciones al conocimiento geohidroquímico de la Isla de Lanzarote (Islas Canarias, España). Simposio Internacional sobre Hidrología de Terrenos Volcánicos. Arrecife de Lanzarote. 1974 (en prensa en OEH-IV), 32 págs.

Custodio, E. (1975). Metodología y resultados del estudio hidrogeológico del macizo kárstico de Carref, Barcelona. Boletín Geológico y Minero. Enero-Febrero, 1975. Vol. 76-1, págs. 31-44. Madrid.

Custodio, E. (1976). Estudio de la salinización de las aguas subterráneas en la región litoral entre Ametlla de Mar y Montroig (Tarragona). Actas del Simposio Nacional de Hidrogeología. Valencia, 1976, págs. 984-1006.

Custodio, E. (1976). Relaciones agua dulce - agua salada en las regiones costeras. Hidrología Subterránea. Ed. E. Custodio and M. R. Llamas. Ediciones Omega. Barcelona. Vol. II, Section 13. Págs. 1313-1389.

Custodio, E. (1978). Ensayos para determinar la viabilidad de una excavación profunda en el litoral del Macizo de Vandellós (Tarragona, España). Simposio sobre el Agua en la Minería y Obras Subterráneas, Granada, 1978. Asoc. Nac. Ing. Minas y Cons. Sup. Colegios Ing. Minas. Págs. 85-109.

Custodio, E. (1980). Aspectos químicos e isotópicos del comportamiento de las aguas subterráneas en la cuenca del río Freatoli (Tarragona, España). IV Coloquio Internacional sobre las Aguas Subterráneas. Acireale; Sicilia 1980 (en prensa).

Custodio, E. (1980). Els recursos hidràulics a les comarques meridionals de Catalunya. Jornades Agraries de les Comarques Meridionals. Obra Agrícola de "La Caixa". Expo-Reus 80. Ponències Tècniques (en prensa).

Custodio, E. (1981). Sea water encroachment in the Llobregat and Besòs areas, near Barcelona (Catalonia, Spain). Sea Water Intrusion Meeting SWIM-81: Uppsala. 35 págs.

Custodio, E. (1980). Perspectivas de las aguas subterráneas en el Pirineo Oriental (Cataluña, España), de cara al Siglo XXI: urgencia en la actuación de degradación irreversible. Simposio Agua Siglo XXI. UNESCO. Comité Español para el PHI. Madrid, Sep. 1980. 24 págs. (en prensa). Reproducido en Quaderns d'Enginyeria, Vol. 3 n° 1 (1981). págs. 93-113. ETSIIB-Barcelona.

Custodio, E., Bayó, A., Ortí, A. (1971). Características geológicas, hidrogeo-

- lógicas y geoquímicas de los acuíferos costeros entre Cambrils y L'Ametlla de Mar (Tarragona). 1<sup>er</sup> Congreso Hispano-Luso-Americano de Geología Económica. Sección 3, Tomo 1. Págs. 147-170. Madrid-Lisboa. 1 971.
- Custodio, E., Bayó, A., Peláez, M.D. (1 971). Geoquímica y datación de aguas para el estudio del movimiento de las aguas subterráneas en el delta del Llobregat (Barcelona). Primer Congreso Hispano-Luso-Americano de Geología Económica. Sección 6, Madrid, págs. 51-80.
- Custodio, E., Cuena, J., Bayó, A. (1 971). Planteamiento, ejecución y utilización de un modelo matemático de dos capas para los acuíferos del delta del Llobregat (Barcelona). Primer Simposio Hispano-Luso-Americano de Geología Económica. Madrid, Vol. III. Paper E.3-17, págs. 171-198.
- Custodio, E., Cacho, F., Peláez, M.D., García, J.L. (1 976). Problemática de la intrusión marina en los acuíferos del Delta del Llobregat. II Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Barcelona. Instituto Geológico y Catastral. Madrid. Págs. 2 103-2 129.
- Custodio, E., Suárez, M., Galofré, A. (1 976). Ensayos para el análisis de la recarga de aguas residuales en el Delta del Besòs. II Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Barcelona Meeting, Instituto Geográfico y Catastral. Págs. 1 893-1 936.
- Custodio, E., Martín Armáiz, M. (1 976). Métodos de balance de agua subterránea en el área de Vandellòs. Actas del Simposio Nacional de Hidrogeología. Valencia, 1 976. Págs. 1 262-1 290.
- Custodio, E., Batista, E., Bayó, A. (1 970). Intrusión marina en los acuíferos del litoral catalán. II Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Barcelona, 1 976. Instituto Geográfico y Catastral. Madrid. Págs. 2 103-2 129.
- Custodio, E., Galofré, A. (1 976). Evolución de la calidad del agua en la surgencia litoral de La Falconera en relación con un gran vertedero de basuras en el macizo de Garraf (Barcelona). II Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Barcelona, 1 976. Instituto Geográfico y Catastral. Madrid. Págs. 2 131- 2 173.
- Custodio, E., Galofré, A., Gené, J. (1 976). Recarga de aguas residuales municipales en el Llano de Sitges. II Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Barcelona, 1 976. Instituto Geográfico y Catastral. Madrid. Págs. 1 859- 1 892.
- Custodio, E., Cacho, F., García, J.L. (1 977). Modelling the aquifers of the Llobregat delta (Barcelona, Spain). General Assembly Intern. Assoc. Hydrogeologists. Birminham, 1 977. Vol. XIII-1, págs. E 12-24.
- Custodio, E., Galofré, A. (1 977). Basin recharge in the Sitges plain (Barcelona, Spain) to eliminate temporarily municipal waste water. Intern. Assoc. Hydrogeologists. Birminham, 1 977. Vol. XIII-1, págs. F 41-57.

Custodio, E., Bayó, A., Batista, E. (1977). Sea water encroachment in Catalonia coastal aquifers. Intern. Assoc. Hydrogeologists. Birminham, 1977. Vol. XIII-1, págs. F 1-11

Custodio, E., Ofaz, E., Galofré, A. (1978). Influencia de la minería potásica catalana en la calidad del agua del río Llobregat (Barcelona). Simposio sobre Agua en la Minería y Obras Subterráneas. Granada, 1978. Asoc. Nac. Ing. Minas y Cons. Sup. Colegios Ing. Minas. Págs. 989-1011.

Custodio, E., Isamat, F.J., Miralles, J.M. (1979). Twenty five years of ground-water recharge in Barcelona (Spain). International Symposium on Groundwater recharge. Dortmund. May. 10 págs. (en prensa).

Custodio, E., Balagué, S., Tourís, R. (1981). Behaviour of contaminants after injection of treated urban waste water in a well. International Symposium on Quality of Groundwater ISQG'81. Noordwijkerhout (Amsterdam). Int. Assoc. Hydrogeologists (in press).

Doménech, J., Llamas, M.R. (1970). Estudio de los recursos y reservas hidráulicas totales de la cuenca del río Ridaura para el abastecimiento de una importante zona turística de la Costa Brava (Gerona). Documentos de Investigación Hidrológica nº 8. Coloquio de Sevilla. Centro de Estudios, Investigación y Aplicaciones del Agua. Barcelona. Págs. 133-153.

Doménech, J., Batista, E., Fayas, J.A. (1979). Evolución y problemática de la explotación del embalse subterráneo del Ridaura (Gerona). II Simposio Nacional de Hidrogeología. Pamplona. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Vol. IV, págs. 21-40.

Fayas, J.A., Niñerola, S. (1970). Necesidades de adoptar medidas para la defensa de un acuífero aluvial frente a la polución de sus aguas y para mejorar la recarga: riera de Aubí (provincia de Gerona). Documentos de Investigación Hidrológica nº 8. Coloquio de Sevilla. Centro de Estudios, Investigación y Aplicaciones del Agua. Barcelona. Págs. 63-80.

Hidalgo, J., Carreras, A. (1979). Estudio hidrogeológico preliminar de la depresión de Zarauz (Gipuzcoa). II Simposio Nacional de Hidrogeología. Pamplona. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Págs. 207-253.

IGME (1977). Los recursos hidráulicos de la cuenca media y baja del Júcar: su utilización actual y desarrollo futuro. Colección Informe. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid. 94 págs.

IGME (1980). Calidad de las aguas subterráneas en las cuencas del Sur de España. Primer Informe. Aguas Subterráneas: Colección Informe. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid. 172 págs.

- IGME (1 980). Calidad de las aguas subterráneas en la cuenca baja del Segura y costeras de Alicante. Primer Informe. Aguas Subterráneas: Colección Informe. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid, 77 págs.
- IGME (1 981). Investigación hidrogeológica en las cuencas del Sur de España (sector occidental). Aguas Subterráneas: Colección Informe. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid, 77 págs.
- IGME (1 981). Calidad de las aguas subterráneas en la isla de Mallorca. Aguas Subterráneas: Colección Informe. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid, 71 págs.
- Llomas, M.R., Vilaró, F. (1 967). Die Rolle der Grundwasserspeicher bei der Wasserversorgung von Barcelona. Des Gas-und Wasserfach, Wasser-Abwasser. Vol. 34 n° 15, págs. 945-953.
- Marqués, M.A. (1 975). Las formaciones cuaternarias del delta del Llobregat. Acta Geológica Hispánica. Vol. X, págs. 21-28.
- MOP (1 966). Estudio de los recursos hidráulicos totales de las cuencas de los ríos Besòs y Bajo Llobregat, 2º informe. Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental y Servicio Geológico de Obras Públicas. Barcelona, 4 Vols.
- Niñerola, S., Doménech, J. (1 970). Ejemplos de embalses subterráneos con capacidad reducida: abastecimientos a Lloret de Mar y Tossa de Mar (provincia de Gerona). Documentos de Investigación Hidrológica n° 8. Coloquio de Sevilla. Centro de Estudios, Investigación y Aplicaciones del Agua. Barcelona. Págs. 155-168.
- Plata, A., Baonza, E. (1 968). Determinación de la velocidad de filtración de aguas subterráneas en diversos puntos del Sur de España mediante el empleo de trazadores radioactivos (provincia de Málaga). Gabinete de Aplicaciones Nucleares a las Obras Públicas. I. 181-2. Madrid. (informe interno).
- Pulido Bosch, A. (1 976). Los bombeos de drenaje entre los ríos Júcar y Girona: consecuencias hidrogeológicas. I Simposio Nacional de Hidrogeología. Valencia. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Vol. II, págs. 760-771.
- Pulido Bosch, A. (1 976). Salinización y recarga artificial en el acuífero de Jávea (Alicante). I Simposio Nacional de Hidrogeología. Valencia. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Vol II, págs. 772-787.
- Pulido Bosch, A. (1 979). Contribución al conocimiento de la hidrogeología del Penibético Nororiental (provincia de Valencia y Alicante). Memoria del Instituto Geológico y Minero de España. Madrid. 410 págs.
- REPO (1 971). Estudio de los recursos hidráulicos totales del Pirineo Oriental.

Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental y Servicio Geológico de Obras Públicas, Barcelona. 27 vols.

- Informe hidrológico de la zona aluvial del Bajo Ter. Zona Norte.
- Informe sobre la construcción, ajuste y utilización de un modelo matemático de los acuíferos del Bajo Llobregat. Zona Centro.
- Informe Grrraf-Penedés-Gaiá. Zona Sur.
- Informe de los recursos hidráulicos de la cuenca del río Tordera. Zona Norte.
- Informe sobre los recursos hidráulicos de los deltas de los ríos Fluviá y Muga. Zona Norte.
- Informe sobre los recursos hidráulicos de la Comarca de Reus-Valls-Tarragona. Zona Sur.
- Informe sobre los recursos hidráulicos del sistema montañoso occidental. Zona Sur.

Sánchez, A. et al. (1971). Resumen de estudio de los recursos hidráulicos de la zona comprendida entre los ríos Ebro y Mijares. Primer Congreso Hispano-Luso-Americano de Geología Económica. Madrid-Lisboa. Ponencia E-3-65. Sec. III. Vol. II, págs. 679-692.

Sanchis Moll, E. (1976). La contaminación de las aguas subterráneas en la Provincia de Valencia. II Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Barcelona. Comunicaciones, Comisión Nacional de Geodesia y Geofísica (Pres. Gob). Madrid. Págs. 1753-1770.

Sanchis Moll, E. J., Ibañez, V. Segura, M. (1976). Características hidrogeológicas de las albuferas de la cuenca del Júcar. I Simposio Nacional de Hidrogeología. Valencia. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Vol. I, págs. 623-636.

Sanchis Moll, E. J. et al. (1976). Hidrogeología de la Muntanyeta dels Benisants. I Simposio Nacional de Hidrogeología. Valencia. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Vol I, págs. 637-657.

SPA-15. (1972). Estudio científico de los recursos de agua de las Islas Canarias. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. Gobierno Español. UNESCO-Dirección General de Obras Hidráulicas. Las Palmas-Madrid. 4 vols.

Torrens, J. (1976). Contribución al estudio de la salinidad en el área costera de Tarragona. I Simposio Nacional de Hidrogeología. Grupo de Trabajo de Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Valencia. Vol. II.

Vilero, F. (1967). Balance del aprovechamiento actual del Bajo Llobregat. Documentos de Investigación Hidrológica nº 2. Barcelona Symposium. Centro de Estudios, Investigación y Aplicaciones del Agua. Barcelona. Págs. 155-169.

Vilero, F., Martín Arnáiz, M. (1968). Balance hídrico del Llobregat. Seminario de Balances Hídricos. FAO-IGME. Madrid.



Vilaró, F., Custodio, E., Brington, A. (1970). Sea water intrusion and water pollution in the Pirineo Oriental (Spain). American Soc. Civil Engineers, National Water Resources Meeting, Memphis, Tenn. January, 42 págs.

Vilaró, F., Custodio, E. (1972). Calidad de las aguas superficiales y subterráneas en el Pirineo Oriental. Actas de les II Jornadas Técnicas del Medio Ambiente. Feria Oficial e Internacional de Muestras de Barcelona. Págs. 79-103. Barcelona, 1972.

Vilaró, F., Custodio, E. (1973). Data acquisition and methodology for a simulation model of the Llobregat delta (Barcelona, Spain). Symposium on Design of Water Resources Projects with Inadequate Data. UNESCO-WMO-IASH. Madrid. Studies and Reports in Hydrology nº 16, vol. 1, págs. 581-598.

Alvarez, C., Doblas, G., Iglesias, A. (1981).- Aspecto hidrodinámico de la intrusión marina.

Es una comunicación de carácter teórico, que no hace referencia a ningún caso concreto de contaminación marina. Presenta el cálculo simplificado del efecto de las extracciones costeras mediante pozos, una vez alcanzado el régimen permanente. Un programa de cálculo para calculadora programable de bolsillo permite determinar la posición de la interfaz para un caudal dado de extracción a una cierta distancia de la costa, o el caudal extraíble para que el pozo no sea alcanzado por el pie de la cuña de agua salada. Se supone el caso ideal de interfaz brusca. Así mismo se incluye el cálculo gráfico del ascenso salino para pozos parcialmente penetrantes cuyo fondo queda sobre una interfaz agua dulce-agua salada - aproximadamente horizontal. Estos cálculos son interesantes en - evaluaciones preliminares y con seguridad son útiles para primeros tanteos, pero falta comprobar la garantía que ofrecen en las situaciones reales de las costas españolas, en especial en situaciones en que la dispersividad puede ser elevada o en que el tiempo hasta alcanzarse el equilibrio es grande. No obstante, estas fórmulas parecen los únicos métodos de cálculo sencillos disponibles actualmente y el autor de estas notas de hecho los ha utilizado, en esas u otras expresiones, para análisis de situaciones reales, sin que haya apreciado errores de bulto.

Alvarez, C., Doblas, G. (1981).- Aplicación de los aspectos hidrodinámicos de la intrusión marina a algunos acuíferos costeros de la cuenca del Júcar.

Se trata de una nota técnica en la que las formulaciones de la comunicación anteriormente reseñada se aplican a tres casos reales, comprobándose la coherencia entre las predicciones y las observaciones. Sería interesante extender el método al caso de situaciones no estacionarias o de acuíferos multicapa.

Ferrer, J. Ramos, F.J. (1981).- Un modelo quasi-tridimensional para el estudio de la intrusión salina en - acuíferos costeros.

Los autores comentan las líneas generales de un modelo de simulación propio para seguir el movimiento de una interfaz brusca agua dulce-agua salada en un acuífero costero, suponiendo aplicables - las aproximaciones de Dupuit-Forchheimer. Se trata de un modelo - aún no probado en situaciones reales. La brevedad de la comunicación no permite apreciar el método aplicado de seguimiento de la -

interfaz dentro de la discretización especial, aunque se da la cita del trabajo de detalle. Sería interesante su desarrollo posterior para:

- a) analizar algunas situaciones reales en la costa española
- b) predecir la evolución en ciertas situaciones en que se tema intrusión marina
- c) tratar de producir abacos que permitan visualizar el proceso esperable ante diversas situaciones posibles en condiciones reales de la costa española.

Corominas, J. y Custodio, E. (1981).- Contaminación por nitratos e intrusión marina en el acuífero costero del Maresme (Barcelona).

A pesar de la cercanía a Barcelona, el Maresme es una región relativamente poco conocida bajo el punto de vista del agua subterránea. La conservación de los acuíferos es importante a pesar del aporte de agua desde el exterior. El bombeo actual viene manteniendo una depresión piezométrica a lo largo de la costa, sin que resulte una intrusión marina de las proporciones esperables. Ello parece debido a la aparición de materiales poco permeables en la costa. Ello demuestra que la penetración del agua del mar depende de la distribución local de permeabilidades. De la misma se puede sacar provecho para atender las puntas de demanda, aunque no para mantener una sobreexplotación permanente, que produce una lenta salinización y una acumulación de sales en el medio, que en este caso es principalmente de nitratos y de sulfatos de origen agrícola.

Benavente, J., Galvache, A., Fernández-Rubio, R. y Pulido Bosch, A. (1981).- Calidad de las aguas subterráneas en los acuíferos detríticos costeros de la provincia de Granada.

Se analizan los efectos de intrusión marina y de contaminación agrícola, si bien aquí solo se reseñan los primeros. Se trata de un área con un notable asentamiento humano y agrícola al que se superpone en verano una intensa punta turística. Aunque el área es semiárida, recibe aportes estivales de ríos alimentados por el deshielo, de los que depende en buena manera la recarga.

Es de destacar que según los autores, las Vegas de Motril-Salobreña y de Almuñecar son globalmente excedentarias, aunque localmente existan depresiones de bombeo. No se conocen problemas de intrusión en los pozos, lo que señala la ausencia de un nivel inferior de agua salina, pero en cualquier caso es recomendable una vigilancia piezométrica de detalle para conocer el movimiento horizontal, cuyos efectos pueden aparecer muy diferidos. Es posible que esos acuíferos reúnan buenas condiciones para su utilización en punta.

En las áreas de Castell de Ferro y La Herradura se menciona intrusión marina por sobreexplotación temporal, pero no se dan detalles sobre los mecanismos.

En el área de Carchuna, la salinidad natural de las aguas subterráneas disminuye por aporte de aguas superficiales de riego procedentes del río Guadalfeo, aunque ello va asociado a problemas de niveles freáticos excesivamente altos. En estos casos se requiere combinar el aumento de recarga con un drenaje apropiado de las aguas más salinas.

CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA  <b>ACTAS DE LAS SESIONES</b>	SESION <b>4</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981		<b>507 523</b> páginas

## ASPECTO HIDRODINAMICO DE LA INTRUSION MARINA

ALVAREZ, CEFERINO\*  
 Dr. Ing. Civil - EPTISA

DOBLAS, GONZALO\*  
 Ing. Minas - EPTISA

IGLESIAS, ALFREDO\*\*  
 Ing. Minas - IGME

Resumen. La explotación de los acuíferos costeros conlleva el clásico esquema de la intrusión salina. Esta se materializa con la progresión en el tiempo y el espacio, de la interfase agua dulce - agua salada, lo que produce una salinización de los pozos en explotación.

El trabajo expone el aspecto teórico del problema de la intrusión, presentando unos abacos que facilitan los cálculos para conocer la situación de la interfase frente a la explotación de los acuíferos costeros. No se pretende aquí exponer la formulación teórica detallada la cual se puede encontrar en diferentes trabajos, sino que partiendo de la realidad de los conocimientos - hidrogeológicos, se prefiere disponer de unas soluciones simplificadas y que presenten una aplicación práctica a la hora de, teniendo en cuenta los aspectos hidrodinámicos, proponer soluciones.

## ASPECTO TEORICO DEL PROBLEMA

El agua continental ( dulce ) y el agua de mar son líquidos miscibles. La disposición hidrodinámica hace que se presente una zona de transición entre ellas, de forma que en ella la densidad del agua varía desde la del agua "dulce" a la del mar.

Desde el punto de vista de este trabajo el hecho relativamente frecuente de que la zona de transición tiene un espesor relativamente pequeño, comparado por ejemplo con el espesor del acuífero, permite suponer la interfase agua dulce - agua salada lineal y la variación de densidad brusca.

### 1.- Régimen natural ( figura 1 )

La aproximación de Ghyben - Herzbeg da:

$$h_s = \frac{\gamma_f}{\gamma_s - \gamma_f} \cdot h_f = \delta \cdot h_f$$

si  $\gamma_f = 1 \text{ g/cm}^3$ ,  $\gamma_s = 1.025 \text{ g/cm}^3$ , entonces  $\delta = 40$

Debido a la curvatura de las líneas de corriente en la zona de intrusión, la interfase se encuentra más abajo del valor  $h_s$ .

\* Estudios y Proyectos Técnicos Industriales, S.A. ( E.P.T.I.S.A. )

\*\* Instituto Geológico y Minero de España ( I.G.M.E. )

Si  $q_0$  es el caudal natural del acuífero que desagua al mar, se tiene:

$$q_0 = -K(h_f + h_s) \frac{\partial h_f}{\partial x} = -K(1 + \delta) \frac{h_s}{\delta} \cdot \frac{\partial h_s / \delta}{\partial x}$$

Considerando las condiciones:

$$x = 0 \quad h_s = B \quad y \quad x = L \quad h_s = 0$$

$$\text{se llega a: } L = \frac{KB^2}{2q_0} \cdot \frac{\delta_s - \delta_f}{\delta_f} \quad \text{ó} \quad L = 0'0125 \frac{KB^2}{q_0} \quad (1)$$

Siendo  $L$  = entrada tierra adentro de la interfase

$B$  = espesor medio del acuífero

$K$  = permeabilidad media del acuífero

Considerando los ejes  $(x, y)$ , la ecuación de la interfase es una parábola:

$$x = \frac{-L y^2}{B^2} + \frac{2L}{B} y \quad (2)$$

Si se adoptan las coordenadas  $(x, h)$ , la ecuación de la superficie libre es:

$$h^2 = \frac{2 \cdot q_0 \cdot x \cdot \Delta\delta}{K(\delta_f + \Delta\delta)} \approx 2 \frac{q_0}{K} \frac{\Delta\delta}{\delta_f} \cdot x \quad (3)$$

con  $\Delta\delta = \delta_s - \delta_f$

$$h^2 = 0'05 \frac{q_0}{K} \cdot x \quad (3')$$

y la ecuación de la interfase, en las coordenadas  $(x, z)$  es:

$$z^2 = 2 \frac{\delta_f}{\delta_s - \delta_f} \cdot \frac{q_0 x}{K} \quad (4)$$

$$z^2 = 80 \frac{q_0}{K} \cdot x \quad (4')$$

Por su parte Glover, escribe la ecuación de la interfase de la siguiente manera:

$$z_g^2 = 2 \frac{\delta_f}{\Delta\delta} \cdot \frac{q_0 x}{K} - \left( \frac{\delta_f}{\Delta\delta} \cdot \frac{q_0}{K} \right)^2 \quad (5)$$

$$z_g^2 = 80 \frac{q_0}{K} \cdot x - 1.600 \left( \frac{q_0}{K} \right)^2$$

lo que da:

$$x_0 = - \frac{\delta_f}{2 \cdot \Delta\delta} \cdot \frac{q_0}{K} \quad \text{ó} \quad x_0 = - 20 \frac{q_0}{K}$$

De la ecuación (4) se obtiene, para  $z = B$  y  $x = L$ :

$$x = L = \frac{B^2 K}{2q_0} \cdot \frac{\Delta\phi}{\delta f}, \text{ idéntica a (1)}$$

De la ecuación (5) se obtiene:

$$x = L_g = \left[ B^2 - \left( \frac{\delta f}{\delta\delta} \cdot \frac{q_0}{K} \right)^2 \right] / 2 \frac{\delta f}{\delta\delta} \cdot \frac{q_0}{K}$$

$$L_g = \frac{B^2 K}{q_0} \cdot \frac{\Delta\phi}{\delta f} - \frac{q_0}{2K} \cdot \frac{\delta f}{\Delta\phi}$$

$$L_g = 0.0125 \frac{K B^2}{q_0} - 20 \frac{q_0}{K}$$

## 2.- Explotación de los acuíferos costeros ( figuras 2, 3 y 4 )

Si se considera la superposición de un flujo uniforme y radial, lo que representa un pozo bombeando en un acuífero ( figura 2 ) se tiene:

$$x_s = \frac{Q_w}{2\pi q_0} \text{ y } 2A = \frac{Q_w}{q_0}$$

siendo  $Q_w$  el caudal de bombeo,  $x_s$  = distancia divisoria de aguas.

A partir de una distancia  $R$  del pozo, igual al radio de influencia, las líneas de -- corriente no están influenciadas por el pozo, y obedecen únicamente al flujo uniforme.

$$R^2 = 2.25 \frac{T}{S} \cdot t \quad \begin{array}{l} T = \text{transmisividad} \\ S = \text{coeficiente de almacenamiento} \\ t = \text{tiempo} \end{array}$$

En una anchura igual a  $2R$ , el caudal  $q_0$  se convierte en:

$$q = \frac{q_0 \cdot 2R - Q_w}{2R} = q_0 - \frac{Q_w}{2R}$$

Aplicando este valor del caudal en vez de  $q_0$ , en las relaciones anteriores, se obtiene la posición media:  $L_m$  de la interfase a lo largo de la anchura  $2R$ .

$$L_m = 0.0125 \frac{K \cdot B^2}{q}$$

Suponiendo que  $PQ = QR$  ( figura 2 ), se obtiene el valor máximo de la distancia - del pie de la interfase (cuando el potencial correspondiente al pie de la interfase, --  $\frac{B}{\phi}$ , es igual al potencial del punto de estacionamiento):

$$L_M = L_m + (L_m - L) = 2L_m - L$$

$L$ : distancia al pie de la interfase para  $Q_w = 0$

$$L_M = 0.0125 \cdot K \cdot B^2 \left( \frac{2q_0 - q}{q \cdot q_0} \right)$$

Para un pozo bombeado con un caudal  $Q_w$ , la distancia mínima  $d_m$ , del pozo a la costa, para que la intrusión no llegue al pozo, se define por:

$$d_m = L_M + x_s$$

En el caso de una batería de pozos paralela a la costa y equidistantes a metros, - ( figura 3 ) el caudal  $q_0$  viene a ser reducido al valor :

$$q = q_0 - \frac{Q_w}{a}$$

De las ecuaciones anteriores se deduce :

$$dm = \frac{Q_{wc}}{2 \pi q_0} + 0.0125 \cdot K \cdot B^2 \left( \frac{2q_0 - q}{q \cdot q_0} \right)$$

$$\text{ó} \quad Q_{wc} = 2 \pi q_0 \left[ dm - 0.0125 K \cdot B^2 \left( \frac{2q_0 - q}{q \cdot q_0} \right) \right]$$

con  $Q_{wc}$  = caudal de bombeo crítico para la distancia  $dm$ .

El esquema teórico anterior de superposición de dos flujos: uno radial y otro uniforme, puede ser reemplazado por el esquema constituido por el pozo real y un pozo recarga imagen; en este caso se tiene ( Strack 1.976 ) ( fig. 4 ) :

$$x'_s = d \left\{ 1 - \frac{Q_{wc}}{\pi \cdot q_0 \cdot d} \right\}^{1/2}$$

con  $x'_s = PQ = L_m - L$  y  $d = dm - L_m$

de donde se deduce :

$$x'^2_s = d^2 - d \frac{Q_{wc}}{\pi \cdot q_0} \quad \text{ó} \quad d^2 - d \frac{Q_{wc}}{q_0} - x'^2_s = 0$$

$$\text{y} \quad Q_{wc} = (d^2 - x'^2_s) \frac{\pi q_0}{d}$$

Strack ( 1.976 ) define la ecuación del pie de la interfase como:

$$\frac{1}{2} (1 + \delta) \frac{B^2}{S^2} = \frac{q_0}{K} \cdot x + \frac{Q_w}{4 \pi K} \ln \frac{(x - x_w)^2 - y^2}{(x - x_w)^2 + y^2}$$

si  $\delta = 40$ , y para  $y = 0$ ,  $x = L$ :

$$0.0125 B^2 = \frac{q_0}{K} \cdot L + \frac{Q_w}{4 \pi K} \ln \frac{(L - x_w)^2}{(L + x_w)^2}$$

Si el pozo imagen es simétrico al pozo real referente a la costa, se tiene :

$$x'_s = L_M \quad \text{y} \quad d = dm$$

$$\text{y entonces} \quad d^2 - dm \cdot \frac{Q_{wc}}{\pi \cdot q_0} - L_M^2 = 0$$

$$Q_{wc} = (d^2 - L_M^2) \frac{\pi \cdot q_0}{dm}$$

Cuando existe una intrusión salina en el acuífero explotado, aparece en la interfase un efecto de "cono" ( Randkivi, 1.975 ) :

$$Z_i = \frac{K_f}{\Delta s} (H - h_i)$$

con  $H$  = Espesor saturado del acuífero  
 $h$  = Piezometría en el punto  $i$

$$\text{ó} \quad Z_i = 40 (H - h_i)$$

$Z$  = Elevación de la interfase a partir del muro del acuífero



Mc Whorther ( 1.972 ) indica que se puede escribir para el valor máximo de Zi:

$$Z_{iw} = \frac{Q_w}{2\pi(H-\ell)K} \cdot \frac{\delta_f}{\Delta\delta} \approx 6.5 \frac{Q_w}{(H-\ell)K} \quad \text{con } \ell = \text{penetración del sondeo}$$

Como medida de seguridad, el caudal máximo de bombeo ha de ser:

$$Q_M = \frac{2}{3} \pi (H-\ell)^2 \frac{\Delta\delta}{\delta_f} \cdot K \quad \text{ó} \quad \boxed{Q_M \approx 0.05 (H-\ell)^2 \cdot K}$$

### RESOLUCION POR MEDIO DE CALCULADORAS

Las actuales máquinas calculadoras de bolsillo "programables" efectúan no solo - complicados cálculos matemáticos en cadena sino decisiones lógicas. Esto permite dar a la teoría antes expuesta una gran versatilidad llegando a relegar los "abacos" en simples representaciones gráficas.

Se desarrolla a continuación el programa "INTRUSION" elaborado para una máquina HP - 41. Esta máquina, admite programas que pueden ser fácilmente transformados para el uso en otras ( HP. 67, 97 y 34, TI 58 y 59, SR. 52 etc. ). En cualquier caso, este programa debe ser adaptado y depurado según las posibilidades del usuario.

Las formulas básicas de cálculo son:

$$q = q_0 - \frac{Q_w}{2R} \quad (1)$$

$$L = 0.0125 KB^2 / q_0 \quad (2)$$

$$L_M = 0.0125 KB^2 \frac{2q_0 - q}{q \cdot q_0} \quad (3)$$

$$dm = \frac{Q_w c}{2\pi q_0} + 0.125 KB^2 \frac{2q_0 - q}{q \cdot q_0} \quad (4)$$

$$Q_M = 0.05 (B - \ell)^2 \cdot K \quad (5)$$

De estas se deducen:

- Combinando ( 1 ) y ( 2 )

$$Q_w = 2R \left( q_0 - \frac{0.0125 KB^2}{L} \right) \quad (6)$$

- Combinando ( 1 ) y ( 3 )

$$Q_w = 2R q_0 \frac{q_0 L_M - 0.0125 KB^2}{q_0 L_M + 0.0125 KB^2} \quad (7)$$

- Combinando ( 1 ) y ( 4 )

$$\frac{1}{2\pi} Q_w^2 - (q_0 dm + 0.0125 KB^2 + \frac{q_0 R}{\pi}) Q_w - 2R q_0 (dm q_0 - 0.0125 KB^2)$$

que se puede expresar bajo la forma:

$$aQ_w^2 + bQ_w + c = 0$$

y cuya solución para este caso es:

$$Q_w = \frac{2c}{-b + \sqrt{b^2 - 4ac}} \quad (8)$$

- de (1)

$$Q_w = (q - q_0) \cdot 2R \quad (9)$$

- de (5)

$$\ell = B \sqrt{\frac{Q_M}{0.05 K}} \quad (10)$$

$$\text{- de (1) } q_0 = q - \frac{Q_w}{2R} \quad (11)$$

Si consideramos que:

$$Z^2 = 80 \frac{q}{K} \cdot x \quad \text{para } x = L, z = B - \ell \text{ y } q = q_0 - \frac{Q_w}{2R}$$

tendremos:

$$(B - \ell)^2 = 80 \left( q_0 - \frac{Q_w}{2R} \right) \cdot \frac{L}{K}$$

$$Q_w = 2R \left\{ \left( q_0 - \frac{(B - \ell)^2 \cdot K}{80 L} \right) \right\} \quad (12)$$

Analogamente

$$(B - \ell)^2 = \left( q_0 - \frac{Q_w}{2R} \right) \frac{80 L}{K}$$

$$\ell = B - \sqrt{\left( q_0 - \frac{Q_w}{2R} \right) \cdot \frac{80 L}{K}}$$

Se dá un listado del programa de cálculo. Los diagramas del flujo empleados se reflejan en la figura 5.

El programa utiliza las siguientes memorias:

RO1 = K, RO2 = B, RO3 = 0.125 KB<sup>2</sup>, RO4 = R, RO5 = q<sub>0</sub>, RO7 = Q<sub>w</sub>, RO8 = q,  
RO9 = L, R10 = a, R11 = b, R12 = c, R13 = dm, R14 = L<sub>M</sub>, R15 = Q<sub>M</sub>, R16 =

El programa de borrado funciona independientemente del resto. La "etiqueta" "IN TRUS" sirve para la utilización de impresora, mediante la inclusión de la señal - 21. El ingreso de datos numericos se controla mediante la señal 22. Otras señales se utilizan con el fin de conocer el estado de las variables (dato ó incognita) - estas son:

00: L, 01: L<sub>M</sub>, 02: D<sub>M</sub>, 03: Q<sub>w</sub>, 04: Q

Las intrucciones son:

- 1). Borrado y alistamiento ( " BORRADO " )
- 2). Selección de impresora ( " INTRUS " )
- 3). Entrada de K, B, R ó Q<sub>o</sub>, en este orden
- 4). Cálculo de L
- 5). Borrado
- 6). Entrada de K, B, R ó A y Q<sub>o</sub>, Q<sub>w</sub>, ó Q ( dos de ellos )
- 7). Cálculo de L
- 8). Cálculo de Q<sub>o</sub>, Q<sub>w</sub> ó Q ( una de ellas : la no ingresada ) y ó
- 9). Cálculo L<sub>M</sub> y D<sub>M</sub> y δ
- 10). Entrada de l ( " penetración " del pozo en el acuífero ) ó Q ( caudal de explotación en zona salinizada )
- 11). Cálculo de Q ó l<sub>M</sub>
- 12). BORRADO
- 13). INGRESO de K, B, R ó A y Q<sub>o</sub>, Q<sub>w</sub> ó Q ( una de ellas )
- 14). INGRESO de L, L<sub>M</sub> ó D<sub>M</sub> ( una de ellas )
- 15). Cálculo de Q<sub>o</sub>, Q<sub>w</sub> ó Q ( dos de ellas )
- 16). Cálculo de L, L<sub>M</sub> ó D<sub>M</sub> ( dos de ellas )

Cualquier otro tipo de combinación lógica puede ser utilizado teniendo las siguientes precauciones.

- Borrado al cambiar de incognitas ó borrar las señales indicadoras 0,1,2,3 y 4
- Entrada K, B y R en este orden, si se cambia K, ingresar de nuevo B

### CONCLUSIONES

Como resumen de lo anterior se puede decir:

- 1.- Un acuífero costero está definido por su permeabilidad media K y su espesor medio B, ( en realidad cota del muro del acuífero libre ó potencia del acuífero confinado ).  
En régimen natural el acuífero descarga al mar un caudal q<sub>o</sub> por metro de anchura.
- 2.- En este caso el pie de la interfase llega a una distancia L de la costa.

$$L = 0.0125 \frac{K \cdot B^2}{q_0}$$

La ecuación de la interfase es:

$$\bar{z}^2 = 80 \frac{q_0}{K} \cdot x$$

Se construyó el diagrama 1 que, para diversos valores de KB<sup>2</sup>, da del valor de L en función de q<sub>o</sub>.

3.- Si se explota el acuífero a partir de un pozo. Se calcula el radio de influencia R. A lo largo de la anchura 2R, la posición media del pie de la interfase es:

$$L_m = 0.0125 \frac{KB^2}{q}$$

$$\text{con } q = q_0 - \frac{Q_w}{2R}$$

Considerando el parámetro  $\beta = \frac{Q_w}{2q_0 \cdot R}$ , el diagrama 1 permite calcular  $L_m$  en función de L, o de  $q_0$ .

4.- La distancia máxima del pie de la interfase es:

$$L_M = 2L_m - L$$

5.- Si se quiere extraer un caudal  $Q_w$ , la distancia mínima para situar el pozo ha de ser:

$$d_m = L_M + x_s$$

$$\text{con } x_s = \frac{2R(q_0 - q_w)}{2Hq_0}$$

6.- Si el acuífero está explotando a partir de una serie de pozos paralelos a la costa y distantes de  $a$ , se tiene:

$$q = q_0 - \frac{Q_w}{a}$$

$$L_m = 0.0125 \frac{KB^2}{q}$$

$$d_m = L_M + x_s$$

$$x_s = \frac{a(q_0 - Q_w)}{2Hq_0}$$

7.- La distancia mínima para la situación de los sondeos puede también calcularse a partir de:

$$d_m^2 - d_m \cdot \frac{Q_w}{Hq_0} - L_M^2 = 0$$

8.- Cuando se bombea un caudal  $Q_w$ , el cono salino sube, a partir del muro, a una altura de: (diagramas 2).

$$Z = 6.5 \frac{Q_w}{(H - \ell)K}$$

9.- Si existe intrusión salina, o si el pozo esta situado en la zona de penetración de la interfase, el caudal máximo que se ha de bombear, para no extraer agua totalmente salinizada, es:

$$Q_M = 0'05 (H - \ell)^2 \cdot K$$

$\ell$  = penetración del sondeo

H = espesor naturalizado del acuífero

El diagrama 3 nos da el valor de  $Q_M$  en función de la permeabilidad, para diferentes valores de penetración del pozo.

#### BIBLIOGRAFIA

- Mc Whorter - Sunada - Ground Water Hydrology and Hydraulics.  
Water Resources Publications - 1.977, pp. 160 - 167
- Raudkivi, A.J. - Callender - Analysis of Groundwater Flow  
John Wiley and Sons - 1.975, pp. 171 - 184
- Bear, J. - Hydraulics of Groundwater  
Mc. Graw Hill - 1.979, cap. 9. 379 - 431
- Strack, O. - A single potencial solution for regional interface  
problems in coastal aquifers - Water Resources  
Res. 12 (6) - 1.976, pp. 1.161 - 1.174.

LISTADO DEL PROGRAMA " INTRUSION "

( PARA HP 41 )

01*LBL "BUNKNDU"	38*LBL "UN"	87 SF 03	136 RCL 11	188*LBL 06
02 LRU	39 FS% 22	98 STU 07	139 XTC	189 SF 04
03 LF 01	40 GIU 01	89 "UN"	140 RCL 10	190 STU 08
04 LF 02	41 RCL 06	90 FS? 21	141 RCL 12	191 "U"
05 SF 02	42 RCL 07	91 PKM	142 *	192 FS? 21
06 LF 03	43 PI	92 RCL 07	143 *	193 PKM
07 LF 04	44 Z	93 FS? 21	144 *	194 RCL 06
08 LF 21	45 *	94 PPA	145 -	195 FS? 21
09 LLA	46 /	95 PTH	146 SPP1	196 PKM
10 LLA	47 -		147 RCL 11	197 KIN
11 END.		96*LBL 03	148 -	
	48*LBL 01	97 RCL 03	149 XTC	198*LBL "L"
	49 STU 03	98 RCL 03	150 RCL 12	199 FS% 22
01*LBL "JNKDUC"	50 "UN"	99 RCL 03	151 *	200 GIU 07
02 SF 21	51 FS? 21	100 /	152 Z	201 FS? 04
03 PTH	52 PKM	101 -	153 *	202 GIU 10
	53 RCL 03	102 RCL 04	154 GIU 02	203 AEB "U"
04*LBL "A"	54 FS? 21	103 *		
05 STU 01	55 PPA	104 Z	155*LBL 04	204*LBL 10
06 "A"	56 PTH	105 *	156 RCL 03	205 GIU 03
07 LF 21		106 GIU 02	157 RCL 14	206 RCL 03
08 PPA	57*LBL "UN"		158 *	207 /
09 RCL 01	58 FS% 22	107*LBL 03	159 RCL 03	
10 SF 21	59 GIU 02	108 PI	160 -	208*LBL 01
11 PPA	60 FS? 01	109 Z	161 RCL 03	209 STU 04
12 PTH	61 GIU 20	110 *	162 RCL 14	210 SF 06
	62 FS? 02	111 XTC	163 *	211 "L"
13*LBL "PUI"	63 GIU 03	112 STU 10	164 RCL 03	212 FS? 21
14 STU 02	64 FS? 01	113 RCL 03	165 *	213 PKM
15 *0125	65 GIU 04	114 RCL 13	166 *	214 RCL 03
16 RCL 01	66 FS% 02	115 *	167 RCL 03	215 FS? 21
17 *	67 GIU 03	116 RCL 03	168 *	216 PKM
18 RCL 02	68 RCL 06	117 *	169 RCL 03	217 KIN
19 ATC	69 RCL 03	118 RCL 03	170 *	
20 *	70 -	119 RCL 03	171 Z	218*LBL "LH"
21 STU 03	71 RCL 04	120 *	172 *	219 FS% 22
22 "FOI"	72 Z	121 PI	173 GIU 02	220 GIU 02
23 FS? 21	73 *	122 /		221 AEB "U"
24 PPA	74 *	123 *	174*LBL "A"	222 RCL 03
25 RCL 02	75 STU 07	124 XTC	175 FS% 22	223 Z
26 FS? 21	76 "UN"	125 STU 11	176 GIU 06	224 *
27 PPA	77 FS? 21	126 RCL 13	177 FS? 01	225 RCL 03
28 KIN	78 PPA	127 RCL 03	178 GIU 13	226 -
	79 RCL 07	128 *	179 AEB "U"	227 RCL 03
29*LBL "R U H"	80 FS? 21	129 RCL 03		228 RCL 06
30 STU 04	81 PPA	130 -	180*LBL 10	229 *
31 "R"	82 PTH	131 RCL 03	181 RCL 03	230 /
32 FS? 21		132 *	182 RCL 07	231 RCL 03
33 PKM	83*LBL 20	133 RCL 04	183 RCL 04	232 *
34 RCL 04	84 RCL 07	134 *	184 Z	
35 FS? 21	85 KIN	135 Z	185 *	233*LBL 06
36 PKM		136 *	186 /	234 STU 14
37 PTH	86*LBL 02	137 STU 12	187 -	235 SF 01

236 \*LM=  
237 FS? Z1  
238 PRA  
239 KUL 14  
240 FS? Z1  
241 PRA  
242 KIM

243\*LBL "DM"  
244 FS?L 22  
245 GIU 09  
246 XEU "M"  
247 KUL 05  
248 Z  
249 \*  
250 KUL 08  
251 -  
252 KUL 05  
253 /  
254 KUL 05  
255 /  
256 KUL 05  
257 \*  
258 KUL 07  
259 KUL 05  
260 /  
261 P1  
262 /  
263 Z  
264 /  
265 \*

266\*LBL 07  
267 STU 15  
268 SF 01  
269 "PH"  
270 FS? Z1  
271 PRA  
272 KUL 13  
273 FS? Z1  
274 PRA  
275 PRA

276\*LBL "MP"  
277 FS?L 22  
278 GIU 18  
279 KUL 05  
280 KUL 05  
281 KUL 16  
282 -  
283 XTZ  
284 KUL 01  
285 \*  
286 .0120

287 \*  
288 KUL 09  
289 /  
290 -  
291 KUL 04  
292 \*  
293 Z  
294 \*

295\*LBL 18  
296 STU 15  
297 "PH"  
298 FS? Z1  
299 PRA  
300 KUL 15  
301 FS? Z1  
302 PRA  
303 KIM

304\*LBL "MP"  
305 FS?L 22  
306 GIU 11  
307 KUL 05  
308 KUL 07  
309 KUL 04  
310 /  
311 Z  
312 /  
313 -  
314 0E  
315 \*  
316 KUL 07  
317 \*  
318 KUL 01  
319 /  
320 SPT  
321 UMS  
322 KUL 02  
323 \*

324\*LBL 11  
325 STU 16  
326 "FENEIK"  
327 FS? Z1  
328 PRA  
329 KUL 16  
330 FS? Z1  
331 PRA  
332 ENH

USER KEYS:

11 "BORRADD"  
12 "INTRUS"  
13 "K"  
14 "PUT"  
15 "R. O W"  
21 "00"  
22 "0W"  
23 "0"  
24 "L"  
25 "LM"  
32 "DM"  
33 "0X"  
34 "MP"





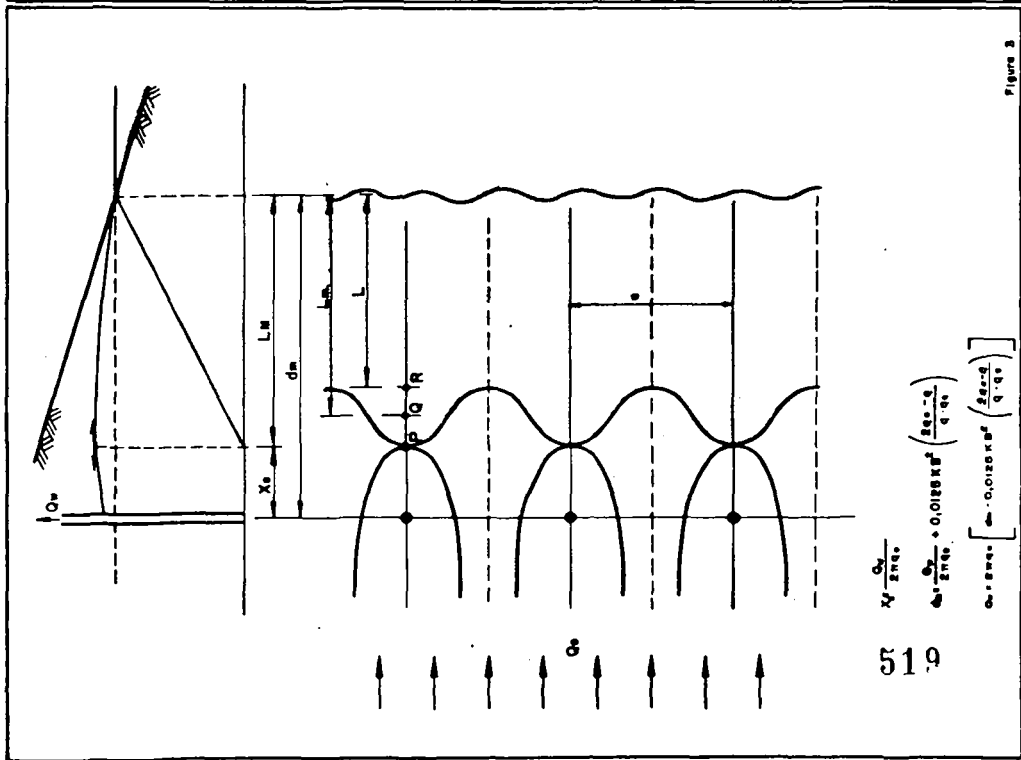


Figure 3

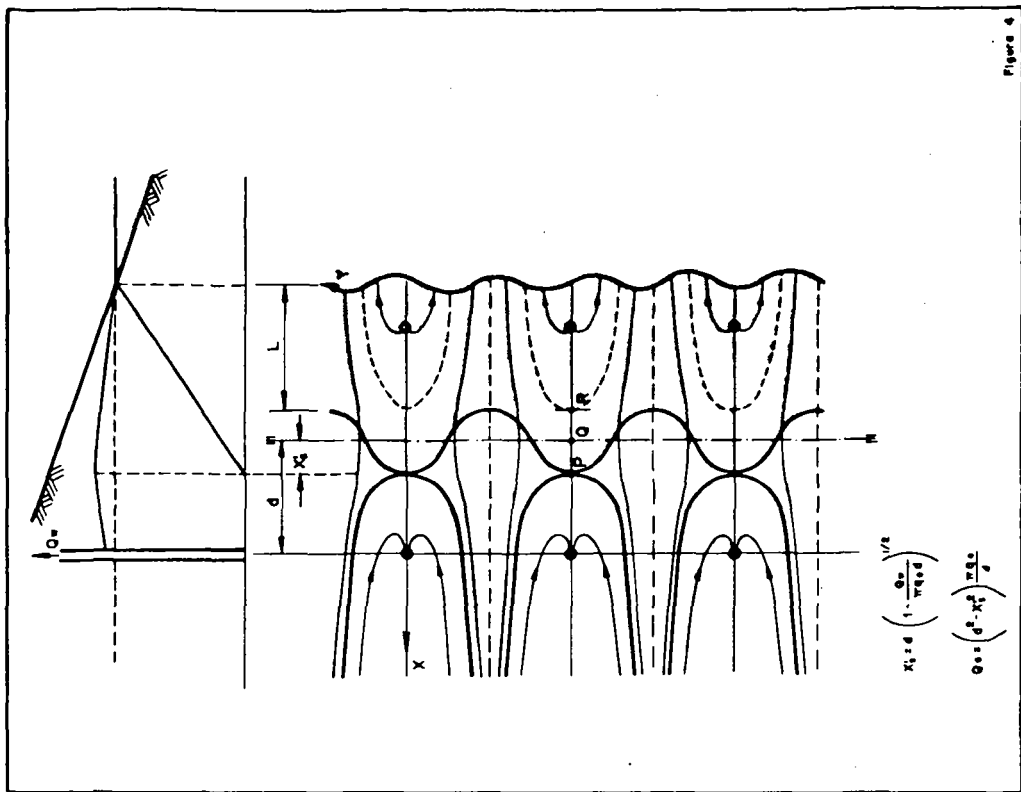
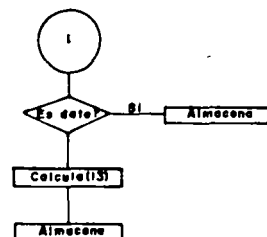
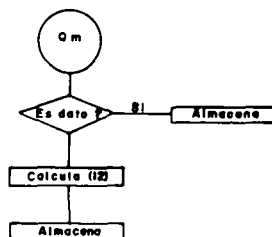
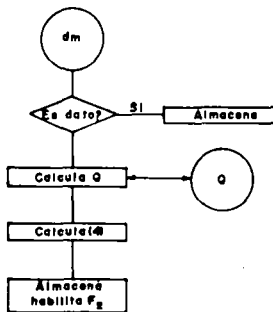
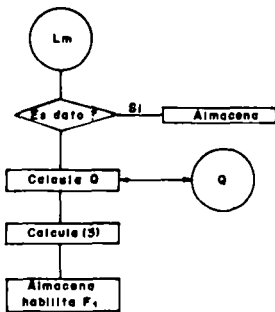
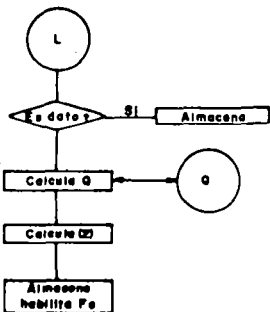
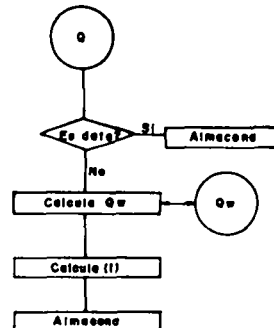
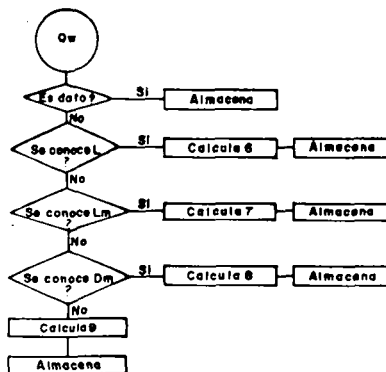
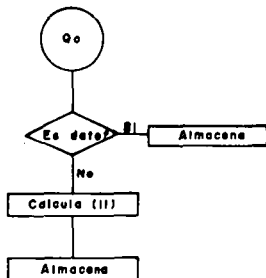
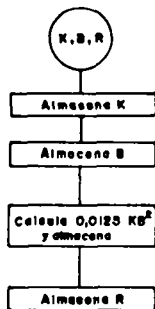


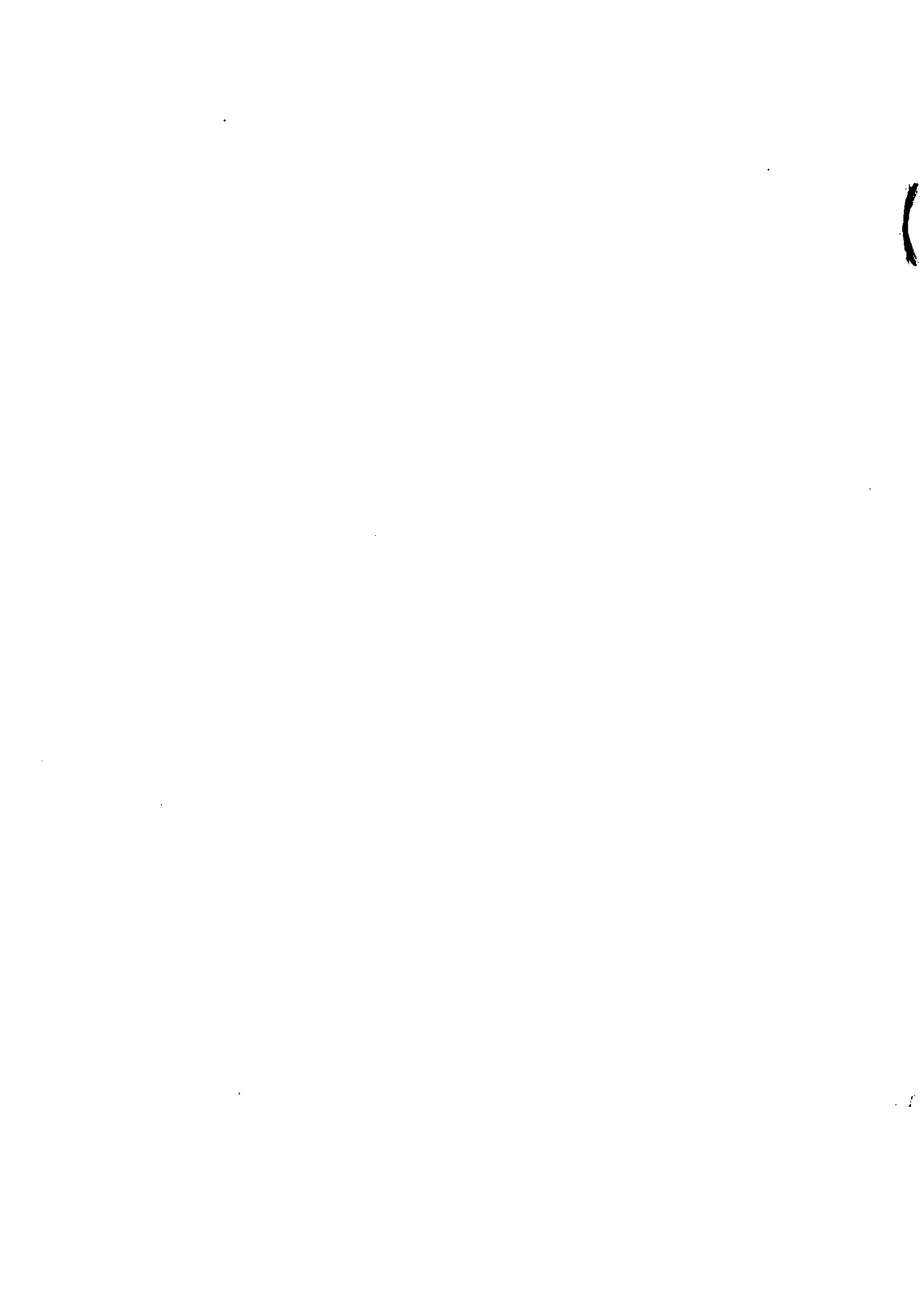
Figure 4

## Diagramas de flujo del programa "INTERFASE"



524





CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA	SESION <b>4</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981	ACTAS DE LAS SESIONES	525 536 páginas

UN MODELO QUASI-TRIDIMENSIONAL PARA EL ESTUDIO  
DE LA INTRUSION SALINA EN ACUIFEROS COSTEROS.

José Ferrer Polo. E.T.S.I.C.C.P./U.P.V.

Francisco J. Ramos Ramis. E.T.S.I.C.C.P./U.P.V.

Resumen. Se exponen inicialmente las dos formas de abordar el estudio matemático de la intrusión salina, considerando o no la dispersión, indicando las razones de la elección de la segunda. Se expone el modelo matemático correspondiente así como el sistema utilizado para el establecimiento automático de las condiciones de contorno en la costa y pie de la interfaz.

Finalmente se procede a la validación del modelo mediante la comparación con soluciones analíticas y se indican las conclusiones obtenidas.

#### INTRODUCCION

El problema de la intrusión salina en acuíferos costeros exige, si se desea abordar con toda generalidad desde el punto de vista matemático, considerar un solo fluido, el agua, con densidad variable en cada punto debido a la distinta concentración de un soluto, la sal, en dicho fluido.

El planteamiento del problema con las anteriores hipótesis conduce a un sistema de tres ecuaciones diferenciales la del flujo de agua en medio poroso saturado, la del transporte convectivo-dispersivo de un soluto en un fluido y la que relaciona la energía total, nivel piezométrico en el caso del agua, con la concentración variable de soluto. El sistema de ecuaciones citado, junto con sus condiciones de contorno, es resoluble en los casos reales únicamente mediante aproximaciones numéricas, por lo cual al estar el problema planteado tridimensionalmente resulta imposible de abordar dadas las grandes necesidades de memoria y tiempo de ordenador. En los casos, teóricos o reales, en que se ha abordado el problema con el citado planteamiento se ha estudiado únicamente un plano perpendicular a la costa, lo cual permite transformar el problema tridi-

mensional en bidimensional, Segol, Pinder y Gray (1975).

Para evitar los problemas anteriores permitiendo una aplicación mas generalizada a los casos reales se puede considerar la existencia de dos fluidos inmiscibles separados por una interfaz brusca. Este planteamiento permite estudiar el problema como bi-dimensional lo cual lo hace abordable con los métodos numéricos usuales en el cálculo con ordenador, Bonnet y Sauty (1975), Layla (1980), Mercer y otros (1980).

Este trabajo tiene por finalidad establecer un modelo numérico que sea aplicable en forma totalmente operativa al estudio de la evaluación de los recursos hidráulicos en zonas costeras.

### EL MODELO MATEMATICO

Para el establecimiento del modelo matemático se admiten las siguientes hipótesis:

- 1 .- El agua dulce y el agua salada se consideran fluidos inmiscibles.
- 2 .- Es válida la hipótesis de Dupuit.
- 3 .- Es válida la ley de Darcy.
- 4 .- Las propiedades de suelo y fluidos no varían con el tiempo.
- 5 .- Se consideran los coeficientes de almacenamiento y permeabilidad medios en una misma vertical.

Con las hipótesis anteriores el modelo matemático correspondiente viene dado por el siguiente sistema de ecuaciones diferenciales

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial x} (K_d (h^d - h^i) \frac{\partial h^d}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (K_d (h^d - h^i) \frac{\partial h^d}{\partial y}) + q = \\ = S_d \frac{\partial h^d}{\partial t} - \theta \frac{\partial h^i}{\partial t} \end{aligned} \quad (1)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial x} (K_s (h^i - Z^f) \frac{\partial h^s}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (K_s (h^i - Z^f) \frac{\partial h^s}{\partial y}) = \\ = S_s \frac{\partial h^s}{\partial t} + \theta \frac{\partial h^i}{\partial t} \end{aligned} \quad (2)$$

$$h^i = \frac{\rho_s}{\rho_s - \rho_d} h^s - \frac{\rho_d}{\rho_s - \rho_d} h^d = \alpha_s h^s - \alpha_d h^d \quad (3)$$

donde:

d,s (como índices) = agua dulce, agua salada

K = permeabilidad

S = coeficiente de almacenamiento

$\theta$  = porosidad

h = nivel piezométrico (para los índices d y s)

$h^i$  = cota de la interfaz

t,f (como índices) = techo y fondo del acuífero

Z = cota del substrato impermeable

$\rho$  = densidad

El sistema de ecuaciones anterior puede reducirse al siguiente con las incógnitas  $h^d$  y  $h^s$ :

$$\frac{\partial}{\partial x} (T_d \frac{\partial h^d}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (T_d \frac{\partial h^d}{\partial y}) = \theta_d \frac{\partial h^d}{\partial t} - q \quad (4)$$

$$\frac{\partial}{\partial x} (T_s \frac{\partial h^s}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (T_s \frac{\partial h^s}{\partial y}) = \theta_s \frac{\partial h^s}{\partial t} - q_s \quad (5)$$

donde:

T = transmisividad

$$\alpha = - \frac{\theta}{S_d} \left( \frac{\partial h^i}{\partial t} / \frac{\partial h^d}{\partial t} \right) = \frac{\theta}{S_d} \left( \alpha_d - \alpha_s \left( \frac{\partial h^s}{\partial t} / \frac{\partial h^d}{\partial t} \right) \right) \quad (6)$$

$$\theta_d = S_d (1 + \alpha) > 0 \quad (7)$$

$$\theta_s = S_s + \theta \quad \alpha_s > 0 \quad (8)$$

$$q_s = \theta \quad \alpha_d \quad \partial h^d / \partial t \quad (9)$$

La variable auxiliar  $\alpha$  es siempre positiva debido al signo necesariamente contrario de las derivadas de  $h^d$  y  $h^i$ , puesto que todo aumento del nivel piezométrico conlleva necesariamente un descenso en la posición de la interfaz.

Las ecuaciones 4 y 5 son formalmente idénticas lo cual permitirá posteriormente un tratamiento numérico similar.

#### EL MODELO NUMERICO

Las ecuaciones 4 y 5 coinciden formalmente con la ecuación bi dimensional del flujo de agua en medio poroso saturado, Prickett y Lonquist (1971), por lo que la aproximación de las derivadas espaciales mediante el método de las diferencias finitas tras, sustituir la zona a estudiar por un mallado rectangular de N celdas es suficientemente conocida. La aproximación de las derivadas en el tiempo mediante un esquema de diferencia hacia detrás conduce a dos sistemas de ecuaciones lineales, que pueden expresar en forma matricial como:

$$A h^d = h_1^d + q^d \quad (10)$$

$$B h^s = h_1^s + q^s \quad (11)$$

donde el subíndice 1 representa valores correspondientes al intervalo de tiempo anterior.

Debe considerarse que la linealidad de 10 y 11 es solo aparente, puesto que debido a las expresiones auxiliares 6, 7, 8, 9 las incógnitas aparecen también en A, B,  $q^d$  y  $q^s$ . Esto puede obviarse en forma análoga a como se resuelve el problema de la transmisividad variable en un acuífero libre, Prickett y Lonquist (1971), para lo cual se sigue un método iterativo, de forma que se asigne a  $h^d$  y  $h^s$  los valores de la iteración anterior para el cálculo de A, B,  $q^d$  y  $q^s$  y tras obtener  $h^d$  y  $h^s$  de 10 y 11 se procede a una nueva iteración hasta conseguir que los valores de  $h^d$  y  $h^s$  entre cada dos iteraciones sucesivas sean tan parecidos como se desee.

Para obtener los valores de  $h^d$  y  $h^s$  correspondientes a cada iteración pueden obtenerse las matrices inversas de A y B o bien utilizar un método iterativo de resolución. Este último sistema es el más recomendable, pues pueden hacerse coincidir los dos tipos de iteraciones, con lo que a las ventajas de menor almacenamiento de los métodos iterativos se une el de una mayor velocidad de cálculo. Puede demostrarse, Ferrer y Ramos (1981), que las matrices A y B cumplen la condición necesaria y suficiente para su resolución por métodos iterativos.

Puede asimismo demostrarse, Ferrer y Ramos (1981), que el modelo numérico representado por 10 y 11 es incondicionalmente convergente y estable, no produciéndose transmisión ni acumulación de los



errores numéricos producidos en cada intervalo de tiempo al siguiente.

De acuerdo con lo anterior la obtención de las 2N incógnitas se efectúa a partir de dos sistemas de N ecuaciones, pero debiendo comprobar en cada iteración que la interfaz se encuentra situada por encima del substrato impermeable, de no ser así el valor de  $h^e$  en dicha celda se calcula utilizando la expresión 3 para un valor de  $h^i = z^f$ .

#### CONDICIONES DE CONTORNO DE LA INTERFAZ

Para conseguir que el modelo propuesto sea totalmente operativo es necesario que genere sus propias condiciones de contorno en la costa, puesto que no son conocidas. Estas condiciones son en general los valores de  $h^d$ ,  $h^s$ ,  $h^i$  en la costa si el acuífero es libre o en el afloramiento al mar si es confinado. Admitiendo como hipótesis que en la costa  $h^s$  es el correspondiente al nivel medio del mar en la zona, las condiciones de contorno en la costa, indicadas con subíndice o, se obtienen los valores de  $h_o^d$  y  $h_o^i$  mediante las soluciones analíticas estacionarias en función del caudal de agua dulce  $q_o$  que llega a la costa procedente del interior, obteniéndose:

a) Acuífero libre

$$h_o^d = h_o^s \quad (12)$$

$$h_o^i = h_o^s - \sqrt{\frac{\alpha_d - 1}{\alpha_s}} \frac{q_o \alpha_d}{K} \beta \quad (13)$$

b) Acuífero confinado

$$h_c^d = z_o^t + \frac{\alpha_d}{\alpha_s} (h_o^s - z_o^t) + \frac{q_o}{K} \beta \quad (14)$$

$$h_o^i = z_o^t - \frac{q_o \alpha_d}{K} \beta \quad (15)$$

El parámetro  $\beta$  varía con la pendiente del terreno bajo el mar y se ha obtenido de forma analítica y experimental en los casos extremos, siendo su valor idéntico en los casos a) y b). Para pendientes pequeñas  $\beta = 1$ , Glover (1959), Verruijt (1968), para afloramiento prácticamente vertical  $\beta = 0.741$ , Rummey y Harleman (1962), Vappichá y Nagaraja (1975).

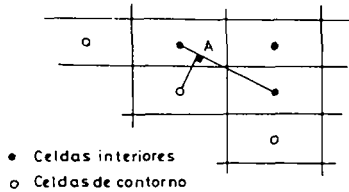


Figura 1. Obtención del punto de cálculo de  $q_0$

Dado que las expresiones 12, 13, 14 y 15 son solución analítica en un plano perpendicular a la costa y  $q_0$  es caudal por unidad de anchura es necesario conocer el punto A de la línea de costa perpendicular al centro de la celda, tal como se indica en la figura 1 a partir del cual es posible el cálculo de  $q_0$  y por tanto de las condiciones de contorno en la costa que son corregidas en cada iteración.

#### VALIDACION DEL MODELO

La validación del modelo se ha efectuado por simple comparación entre soluciones analíticas exactas o aproximadas y los valores calculados.

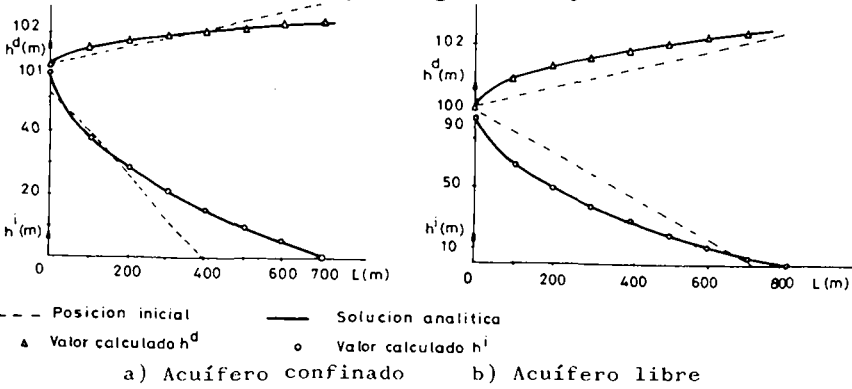
Dado que las soluciones de que se dispone corresponden a un plano perpendicular a la costa del acuífero utilizado en todos los casos ha sido rectangular.

Se ha comprobado que la forma más adecuada de aproximar las permeabilidades entre nudos es la media armónica de las permeabilidades. Análogamente la mejor forma de aproximar los espesores saturados entre nudos es la media geométrica en la zona de agua salada y en la zona de agua dulce en el caso de acuífero libre, no así en la zona de agua dulce en el caso de acuífero confinado en la cual la mejor aproximación es la media aritmética.

#### Comprobación de soluciones analíticas estacionarias.

La comprobación se ha efectuado partiendo de una situación arbitraria y manteniendo las condiciones de contorno constantes, salvo en la costa, alcanzar el estado estacionario. En las figuras 2-a y 2-b pueden verse los resultados correspondientes a acuífero libre y con

finado, puede observarse que el grado de ajuste es total.



Figuras 2. Comparación con soluciones analíticas estacionarias.

TABLA 1. Datos para el caso de soluciones estacionarias.

Datos comunes casos a y b.

$Z^f$ = 0 m	$Lx$ = 300 m	$\Delta y$ = 100 m	$\rho_s$ = 1.025 kg/m <sup>3</sup>
$h_o^S$ = 100 m	$Ly$ = 1.000 m	$\Delta t$ = 60 d	$\rho_d$ = 1.000 kg/m <sup>3</sup>
$\theta$ = 0.1	$\Delta x$ = 100 m	$K$ = 60 m/d	

Caso a (Acuífero libre)

$\beta = 1$        $q_o = 10 \text{ m}^2/\text{d}$

Caso b (Acuífero confinado)

$Z^t = 60 \text{ m}$        $\beta = 0.741$        $S = 10^{-4}$        $q_o = 5 \text{ m}^2/\text{d}$

Comprobación de soluciones analíticas transitorias con variación de las condiciones de contorno en la costa.

En este caso la solución analítica es aproximada debido a que para el planteamiento de la ecuación diferencial a resolver, Vappicha y Nagaraja (1975), se han efectuado dos hipótesis, que la forma de la interfaz coincide en cada momento con la solución estacionaria correspondiente al caudal que se está vertiendo al mar y que es despreciable la variación en el almacenamiento debida a la variación del nivel piezométrico frente a la debida al movimiento de la interfaz. Las dos hipótesis anteriores implican un error que es evi-

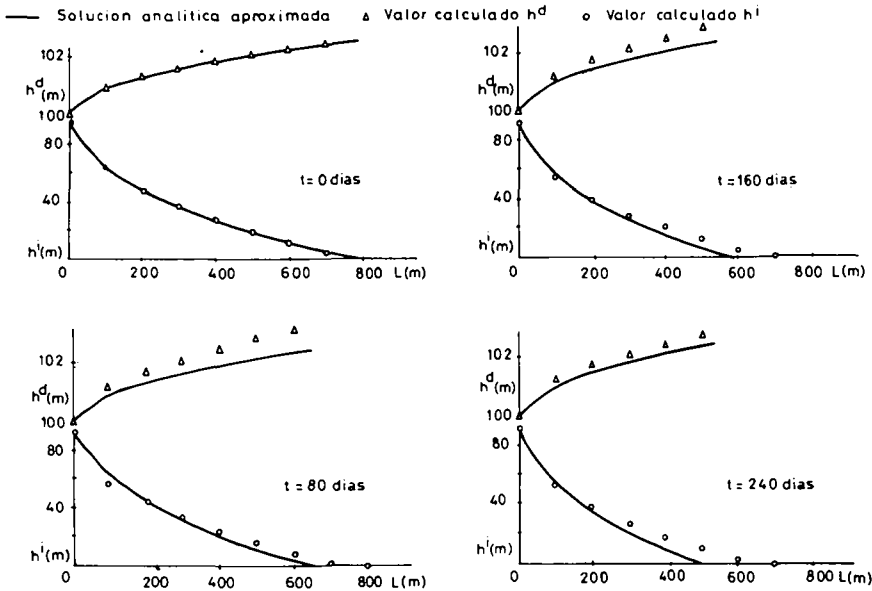


Fig. 3-a .- Acuífero libre interfaz retrocediendo.

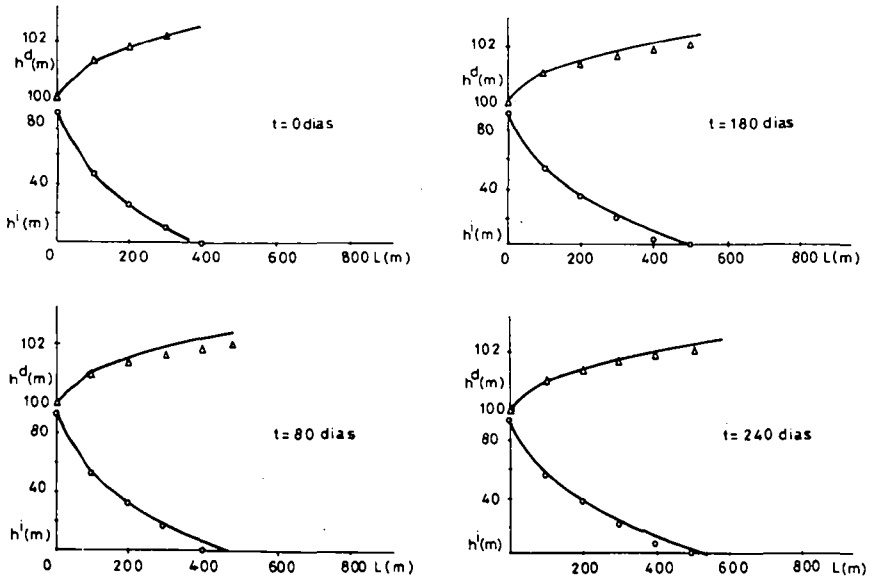


Fig. 3-b .- Acuífero libre interfaz avanzando.

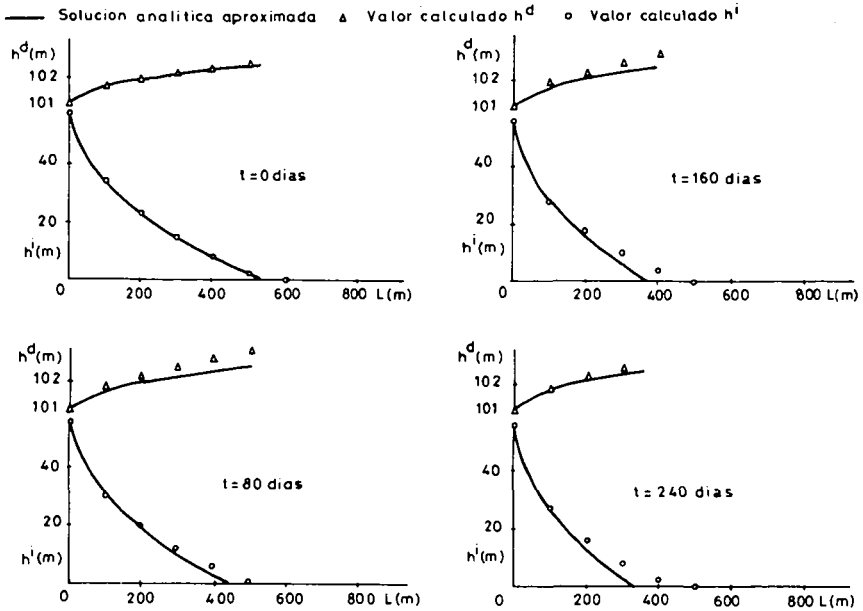


Fig. 4-a.- Acuífero confinado interfaz retrocediendo.

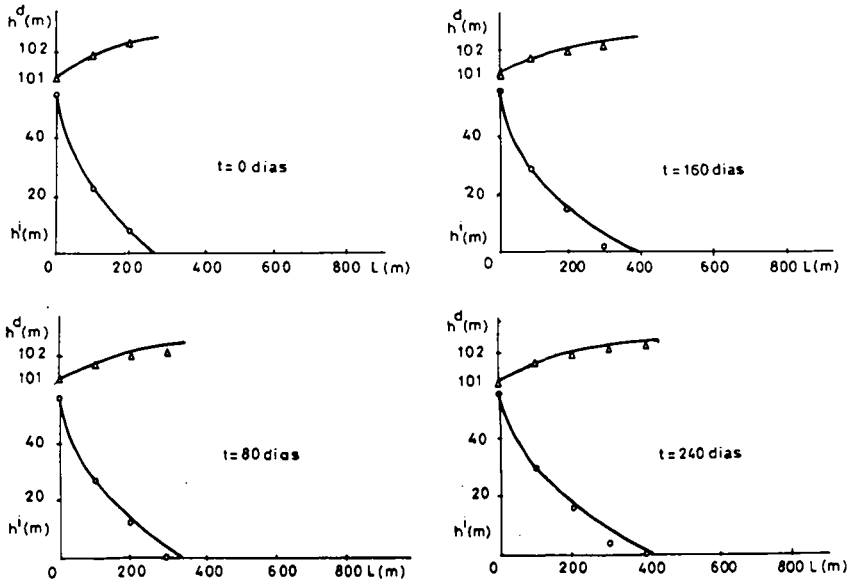


Fig. 4-b.- Acuífero confinado interfaz avanzando.

dentemente menor en el caso de acuífero confinado. Se han comprobado dos casos, tanto para acuífero libre como confinado uno de avance y otro de retroceso de la interfaz cuando se pasa bruscamente de un caudal de vertido de  $10 \text{ m}^2/\text{d}$  a otro de  $5 \text{ m}^2/\text{d}$  y viceversa

TABLA 2. Datos para el caso de soluciones transitorias con variación de las condiciones de contorno en la costa.

Datos comunes

$Z^f = 0 \text{ m}$	$\theta = 0.2$	$L_y = 1.000 \text{ m}$	$\Delta t = 10 \text{ d}$
$h_o^S = 100 \text{ m}$	$K = 60 \text{ m/d}$	$\Delta x = 100 \text{ m}$	$\rho_d = 1000 \text{ kg/m}^3$
$\beta = 0.741$	$L_x = 300 \text{ m}$	$\Delta y = 100 \text{ m}$	$\rho_s = 1025 \text{ kg/m}^3$

Acuífero confinado

$$Z^t = 60 \text{ m} \quad S = 10^{-4}$$

La comparación entre los valores analíticos y calculados puede verse en las figuras 3 y 4 para acuífero libre y confinado, correspondiendo el caso a) a interfaz avanzando y b) a interfaz retrocediendo.

Puede comprobarse que el ajuste entre los valores analíticos y los calculados es total en la costa, debido a que en ella las dos hipótesis hechas para obtener la solución analítica son correctas, no ocurre así en puntos alejados debido al incumplimiento de las dos hipótesis indicadas.

Comprobación de soluciones analíticas transitorias sin variación de las condiciones de contorno en la costa.

Esta comprobación se ha efectuado para comprobar el movimiento del pie de la interfaz, lo cual no pudo hacerse en el apartado anterior. Para ello se utiliza la solución analítica debido a Keulegan (1954) correspondiente a un acuífero confinado con niveles piezométricos de agua dulce y salada constantes en ambos extremos e interfaz inicial vertical, manteniéndose la interfaz en todo momento como un plano.

TABLA 3. Datos para el caso de solución transitoria sin variación de las condiciones de contorno en la costa.

$Z^f = 0$ m	$K = 40$ m/d	$L_x = 15$ m	$\Delta y = 5$ m
$Z^t = 10$ m	$\rho_d = 1000$ kg/m <sup>3</sup>	$L_y = 100$ m	$\Delta t = 1$ d
$\theta = 0.2$	$\rho_s = 1025$ kg/m <sup>3</sup>	$\Delta x = 5$ m	

Condiciones iniciales

$t = 0$	$x < 47,5$	$h^i = 10$ m	$h^s = 20$ m	$h^d = 20,25$ m
$t = 0$	$x \geq 47,5$	$h^i = 0$ m	$h^s = 20$ m	$h^d = 20,50$ m

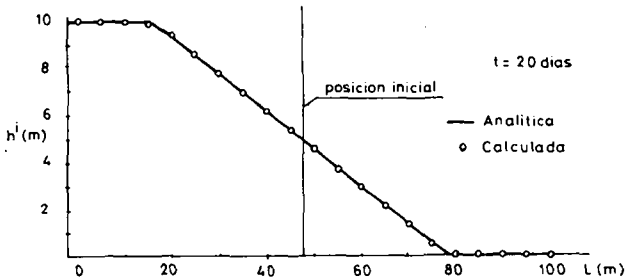


Figura 5. Comparación para el caso de solución transitoria sin variación de las condiciones de contorno en la costa.

Puede observarse en la figura 5 como el grado de ajuste es satisfactorio, lo cual valida el método utilizado para la imposición automática de las condiciones de contorno.

#### CONCLUSIONES

- 1 .- El modelo numérico propuesto es incondicionalmente convergente y estable.
- 2 .- El tiempo de cálculo y exigencias de almacenamiento son del orden del doble de las necesarias para un modelo sin intrusión salina.
- 3 .- El propio modelo genera las condiciones de contorno de la interfaz, tanto en la costa como en el pie.

## REFERENCIAS

- Bonnet, M. y J.P. Sauty (1975). Un modele simplifie pour la simulation des nappes avec intrusion saline. Proceedings of the Bratislava Symposium.
- Ferrer, J. y F.J. Ramos (1981). Un modelo quasi-tridimensional para el estudio de la intrusión salina en acuíferos costeros en régimen transitorio. Servicio de Publicaciones de la Universidad Politécnica de Valencia.
- Glover, R.E. (1958). The pattern of fresh water flow in a coastal aquifer. Journal Groundwater Research, nº 64, pp 439-475.
- Layla, R. (1980). Numerical analisis of transient salt/fresh water interface in coastal aquifers. Tesis Ph. D. Colorado State University.
- Keulegan, H.G. (1954). An example report on models law for density currents. U.S. National Bureau of Standar.
- Mercer, J.W. y otros (1980). Simulation of salt water interface motion. Ground Water. Vol. 18, nº 4.
- Rummer, R.R. y D.R.F. Harleman (1962). Intruded salt water wedge in porous media. Geological Survey.
- Vappicha, V.N. y S.H. Nagaraja (1976). An aproximate solution for the transient interface in a coastal aquifer. Journal of Hidrology nº 31, pp 161-173.
- Verruijt, A. (1978). A note on the Ghyben-Herzbery formula. Bulletin IASH. Vol. 13, pp 43-45.



CIHS / AIH-E  Barcelona 19-23 octubre 1981	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA  ACTAS DE LAS SESIONES	SESION <span style="border: 1px solid black; padding: 2px;">4</span>  <span style="border: 1px solid black; padding: 2px;">537 552</span> páginas
--	--	--

CONTAMINACION POR NITRATOS E INTRUSION MARINA EN EL ACUIFERO COSTERO DEL MARESME (BARCELONA) (1).

Josep Corominas Blanch, Geólogo (2)  
 Emilio Custodio Gimena, Dr. I.I. (3)

#### RESUMEN

El Maresme, estrecha franja costera al N de Barcelona, es hídricamente deficitaria, con una elevada demanda urbana en buena parte servida con aguas importadas, y una demanda agrícola notable que debe utilizar recursos locales. Las consecuencias de las extracciones y de un continuo lavado de terrenos de cultivo en los que se aplican gran cantidad de fertilizantes es una progresiva contaminación salina y concentraciones de ión nitrato inusitados, hasta superar en algunos puntos 500 mg/l, dando origen a aguas en las que el ión nitrato es el anión mayoritario.

#### INTRODUCCION

La comarca barcelonesa del Maresme se ubica en la vertiente costera de la cordillera Litoral Catalana, en su sector comprendido entre los rios Besós y Tordera aproximadamente, si bien aquí solo se considera el sector entre El Masnou y Caldas d'Estrac (Caldes), aislando el problema especial de Mataró por su notable desarrollo urbano e industrial. Esta cordillera, de naturaleza completamente granodiorítica, ha sido fuertemente desmantelada por la profunda alteración y consiguiente erosión de los materiales que la integran, hasta dar en la actualidad unos relieves redondeados y suaves, con cotas que raramente superan los 400 m, cortados transversalmente por valles de fondo plano y pendiente suave, que se abren al mar en una estrecha llanura costera de 1 a 2 km de anchura media.

- 
- (1) El presente trabajo está tomado de los primeros datos elaborados sobre el área dentro de un inicio de tesis doctoral por el primero de los autores, bajo la dirección y asistencia del segundo.
  - (2) Compañía General de Sondeos (Madrid). Exprofesor de la Facultad de Ciencias Geológicas de la Universidad de Barcelona.
  - (3) Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental y Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales de Barcelona - UPB.

junto está constituido por un basamento cristalino y una cobertura de alteración, tanto "in situ" como transportada, que ha suavizado sus relieves y ha dado lugar a una estrecha llanura litoral.

La alteración de los afloramientos granodioríticos es profunda, - siendo fácil encontrar hasta más de 20 m de materiales alterados, incluso en las mismas cabeceras de los arroyos del sector. El espesor del relleno y del granito alterado se conoce en los valles interiores de la cordillera, donde los pozos son totalmente penetrantes o donde la proximidad del zócalo permite utilizar reconocimientos geofísicos; en estos puntos los espesores más frecuentes oscilan entre los 10 y los 30 m. El arrastre de esos materiales por frecuentes e intensas precipitaciones de tipo torrencial ha provocado la rápida denudación de la cordillera y la colmatación del fondo de los valles, que se abren en forma de grandes conos de deyección a la salida de aquella, con una pendiente regular del 3%. Estos conos coalescentes lateralmente han configurado la peculiar morfología de la llanura costera.

La disposición y naturaleza de los materiales neógenos y cuaternarios que colmatan la cuenca litoral son poco conocidas, y la intensa acción antrópica desarrollada ha desfigurado completamente la morfología de los afloramientos, impidiendo su estudio. En ningún caso es factible verificar la diferenciación de ALMERA (1914) entre un cuaternario antiguo al pie de la cordillera, y otro más actual en el sector litoral, a no ser por los restos de un escarpe morfológico de unos 3 o 4 m, observable únicamente en los dos extremos de la zona (Caldetes y Masnou), y también limitando la cabecera del delta de la riera de Argentona.

Dentro de la llanura costera la información sobre la profundidad del zócalo es prácticamente inexistente, disponiéndose únicamente de datos geofísicos de la riera de Argentona, en la que NIÑEROLA, (1970-71) detecta el zócalo resistivo a unos 30-40 m de profundidad a la altura del barrio mataronense de Cerdanyola, y no puede determinarlo junto a la costa, donde la penetración se ve interferida por la presencia de un nivel conductivo a unos 60 m de profundidad.

Datos de un sondeo geotécnico facilitado por Geotecnia Geólogos - consultores señalan que en las proximidades del litoral se encontraría, de arriba hacia abajo, una secuencia de capas de 3 a 5 m de espesor sucesivamente de arena arcillosa, arcilla, arena media y gruesa, arcilla marrón, todo ello sobre un espesor no determinado de arenas medias y gruesas que parecen de playa.

Ésta, y la muy escasa información obtenida de los pozos de la zona permiten suponer que el sector litoral está constituido por materiales marinos de naturaleza lutítica (marismosos) y arenosa (de playa) indentados entre sí, los cuales penetran hacia el interior hasta el mismo pie de los escarpes graníticos. Sobre ellos,

briéndolos muchas veces hasta la misma línea de costa, se disponen los conos de deyección, constituidos por materiales arenos-arcillosos, con intercalaciones de niveles de caliche que pueden dar lugar a verdaderas costras.

La relación entre los conos y los materiales marinos no es clara, aunque parece probable que sea de indentación al pie de la cordillera y de recubrimiento en el sector litoral, donde parece que es posible una grosera diferenciación de unos niveles permeables profundos semicautivos y unos depósitos arenosos superiores, separados por una cuña más o menos arcillosa limosa, quizás no continua, y que sería un reflejo de la estructura bicapa de los próximos deltas del Tordera, Besós y Llobregat, y en general de muchas formaciones costeras cuaternarias del Mediterráneo. Esta estructura parece poder explicar la situación piezométrica y de intrusión marina. Esta estructura se modifica en el sector central de la zona, donde la riera de Argentona ha dado lugar a una sedimentación de características deltaicas más claras. Las otras rieras son menos importantes, si bien son claramente diferenciables. Sus aluviales son diferentes unos de otros y así la riera de Alella tiene aluviones más finos y menos permeables que los de la riera de Teià.

Se estima que deben existir unos 400 pozos, de los que se han visitado y muestreado 190. Las captaciones son generalmente en forma de pozos excavados, de diámetro variable para acomodar aguas norias, que solo penetran totalmente en el acuífero en las zonas en que el basamento granítico está próximo a la superficie (zonas interiores de la cordillera). Dentro de la llanura costera, el grave peligro de salinización ha motivado un sistema de riego a través de múltiples pozos que penetran muy someramente en el acuífero, y que, en consecuencia, dan caudales reducidos, del orden de 10 m<sup>3</sup>/h por término medio. Este hecho, que por un lado facilita enormemente el acceso al acuífero, por el otro dificulta enormemente su estudio en cuanto a establecer sus características litológicas, geométricas e hidráulicas. Por otro lado, numerosos pozos tienen galerías en su fondo, lo que acaba de complicar el panorama. Actualmente existen tuberías de transporte de agua de unas zonas a otras y es fácil cometer errores de muestreo. Por otra parte, la infiltración de aguas de origen exterior puede producir alteraciones locales.

El granito alterado, junto con los materiales de colmatación, constituyen un acuífero regionalmente libre dispuesto sobre un zócalo cristalino impermeable. El acuífero está recargado por las precipitaciones sobre la cuenca, la infiltración de la escorrentía del borde montañoso y la infiltración de retornos de riego y de aguas usadas, que es casi total para las poblaciones del interior. La descarga se efectúa directamente al mar, o se realiza artificialmente a través de las numerosas captaciones existentes. No hay

manantiales ni cursos de agua permanentes.

Este modelo relativamente sencillo, puede complicarse localmente debido a la diversidad litológica del recubrimiento (arcillas y arenas), que en algunos casos puede llegar a actuar como acuífero multicapa (figura 1).

La abundancia de materiales arenosos confiere al conjunto una permeabilidad considerable, que se pone de manifiesto en el carácter efímero de los cursos superficiales, que solo son funcionales durante unas pocas horas después de intensas tormentas. Parece que se produce un rápido ascenso piezométrico después de las precipitaciones importantes, pero no hay datos objetivos.

En la parte interior el agua puede estar a profundidades de 20 a 25 m, y a unos 10 a 12 m en la faja a 0,5 km de la costa.

No se dispone de datos sobre las características hidráulicas de los materiales, y los que se deducen de la reducida información sobre descensos específicos hay que tomarlos con grandes precauciones dado el carácter de los pozos existentes. Pueden esperarse transmisividades entre los 20 y los 2000 m<sup>2</sup>/día, siendo frecuentes los valores comprendidos entre 100 y 200 m<sup>2</sup>/día. En el granito al terado, si el nivel freático no es profundo, se pueden esperar permeabilidades en el entorno de 1 m/día, y en las arenas del orden de 10 a 20 m/día, excepcionalmente hasta 50 m/día en arenas gruesas. Los caudales de explotación de los pozos oscilan entre los 5 y los 60 m<sup>3</sup>/h, correspondiendo los mayores al entorno de la riera de Argenton. Es frecuente que muchos pozos antiguos de gran diámetro jueguen el papel de captación y depósito, de modo que el caudal de la bomba se puede mantener solo durante unas pocas horas, y se requieren después 1 a 2 días para reconstituir la reserva.

#### PIEZOMETRIA

La falta de una red piezométrica no permite conocer las variaciones piezométricas que se producen, pero la comparación de los datos obtenidos por participantes en diversas ediciones del Curso Internacional de Hidrología Subterránea y los comentarios de los usuarios permiten estimar que no hay tendencia definida en los últimos años y que la forma de la superficie piezométrica es constante en sus grandes rasgos. Esa forma es la de una depresión paralela a la costa, con valores bajo el nivel del mar (época de primavera) desde casi el mismo litoral hasta 400-700 m tierra adentro, con mínimos de hasta -6 m y zonas más suaves dentro de las poblaciones (menores extracciones actuales) y bajo el aluvial de algunas de las rieras mayores (recarga). Así pues, existe un gradiente del mar hacia el interior desde cero hasta 0,015. Hacia el interior el gradiente es del 0,03, creciente hasta el 0,1, que señala una permeabilidad decreciente con rapidez.

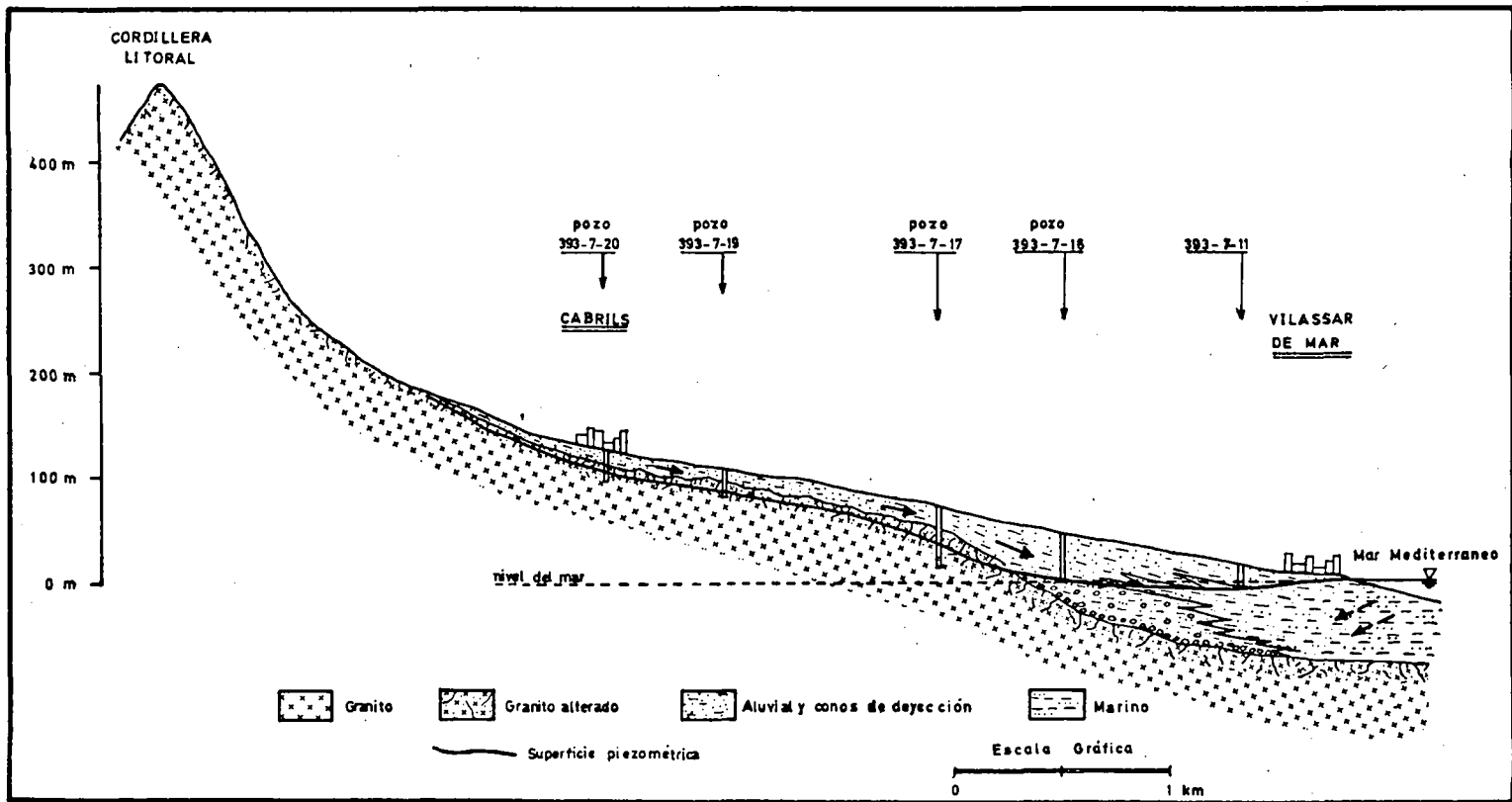


FIGURA 1

Fig 1.- Perfil hidrogeológico de la riera de Cabrils (Maresma - Barcelona). Los detalles son hipotéticos

## INTRUSION MARINA

El agua de la zona estudiada, en ausencia de elementos contaminantes, es de tipo bicarbonatado cálcico, con una mineralización muy elevada (conductividad eléctrica que facilmente supera los 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  a 18° C) y alta dureza (en general entre 500 y 1500 ppm de  $\text{CO}_3\text{Ca}$ ). El hecho se explica por la ya algo elevada salinidad del agua de lluvia y por la fácil alterabilidad del granito bajo buenas condiciones de aporte de  $\text{CO}_2$  del suelo.

En las figuras 2 y 3 se muestra la conductividad eléctrica y el contenido en cloruros. Los límites del acuífero representados en el mapa son solo indicativos de la proximidad del zócalo granítico, ya que es imposible definir un límite absoluto de impermeabilidad.

El contenido en ión cloruro de la parte interior del llano suele estar comprendido entre 50 y 100 mg/l, a veces hasta 150 mg/l. Algunas áreas con Cl algo elevado se pueden relacionar con infiltración de aguas usadas de población, como sucede aguas abajo de Sant Genis de Vilassar. Las grandes variaciones de un lugar a otro, no solo reflejan cambios de suelos, litología, recarga e influencia marina, sino diferentes grados de ocupación y urbanización del terreno, transporte de agua de un lugar a otro, aporte de aguas del Ter e infiltración de aguas usadas.

En el área costera se aprecia una notoria salinización del acuífero por intrusión de agua de mar, la cual afecta generalmente a toda la zona.

Aunque el grado de salinización no es aparentemente muy alto (la situación solo es verdaderamente alarmante en el cinturón industrial del litoral mataronense), debe tenerse en cuenta que los valores corresponden en general a muestras tomadas tras los primeros momentos del bombeo, en que la salinidad es menos notoria. Numerosos pozos producen un agua de salinidad creciente con el tiempo, y su tiempo de uso efectivo queda limitado por este hecho.

El hecho de la intrusión en sí no es nada extraño en un acuífero con una piezometría deprimida en la llanura costera y explotado muy en el límite de sus posibilidades. La contaminación marina actualmente es más acusada entre las poblaciones, donde hay más extracciones, con zonas más protegidas que parecen relacionadas con las rieras como la de Teià y la de Argentona. La línea de 500 mg/l de Cl señala aproximadamente la extensión de la zona afectada. Los valores mayores están en el entorno de 2000 mg/l de Cl, excepto en el área singular de Mataró. Numerosos pozos de riego próximos al litoral hoy están fuera de uso a causa de la salinidad.

No existen datos que permitan enjuiciar objetivamente la evolución

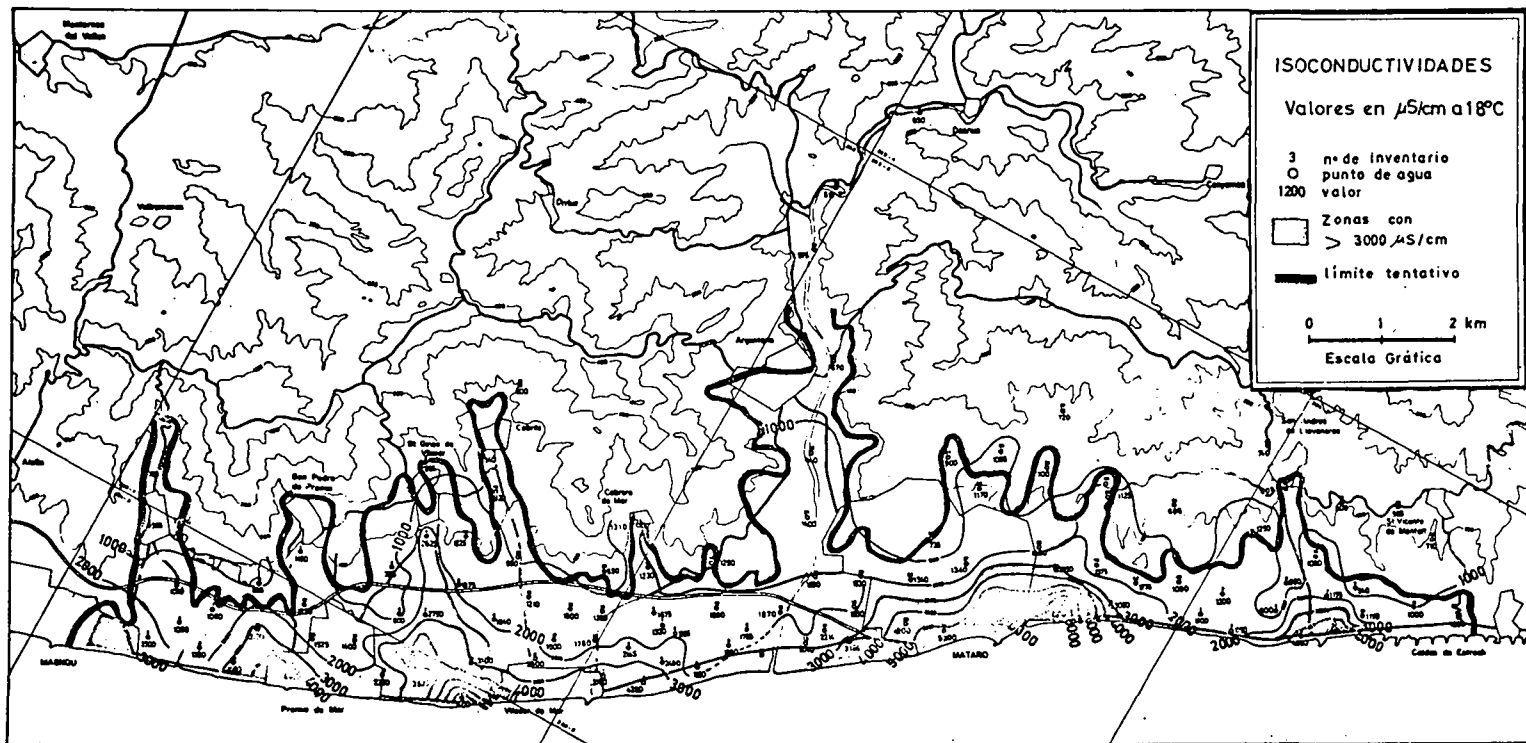


Figura 2.- Distribución de la conductividad eléctrica del agua (en  $\mu\text{S/cm}$  a  $18^\circ\text{C}$ ) en septiembre de 1978



Fig 3.- Distribución del contenido en cloruros en el agua subterránea (mg/l de Cl<sup>-</sup>) en septiembre de 1978



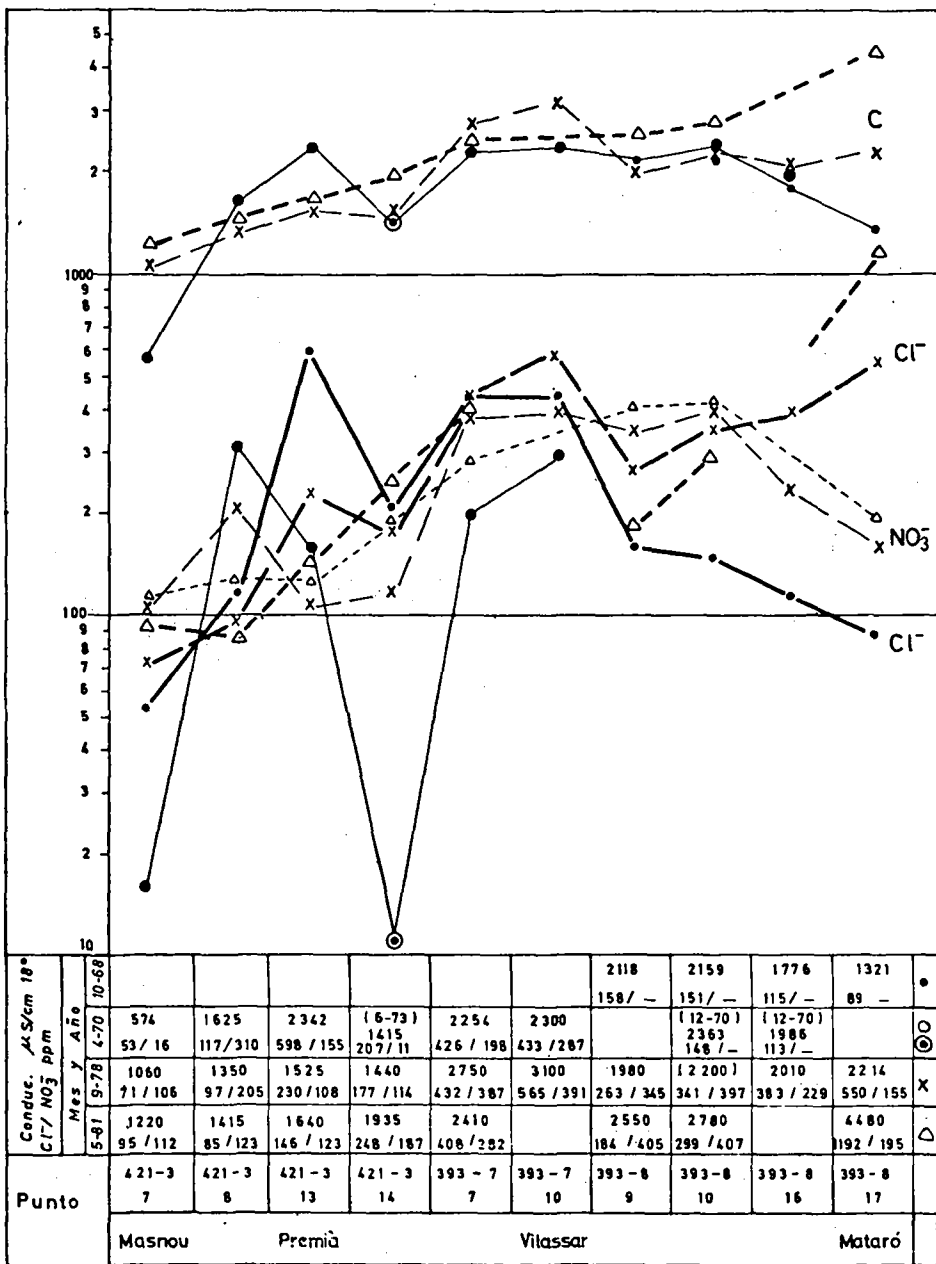


Fig 4.- Evolución temporal de la conductividad eléctrica (C) y del contenido en cloruros y nitratos a lo largo del litoral desde Masnou a Mataró. Datos tomados del primero de los autores y procedentes de trabajos del Curso Internacional de Hidrología Subterránea.

histórica de la salinización por efecto marino. Los pocos datos disponibles se resumen en la figura 4. Puede apreciarse que la salinización ha variado poco desde 1970 entre El Masnou y Vilassar, excepto en la población de Premiá donde ha disminuido (posible efecto de la traida de aguas del Ter), pero ha sido creciente entre la desembocadura de la riera de Argentona y Mataró. Este hecho es coherente con las observaciones orales de los usuarios, que señalan una situación estacionaria o solo en ligero aumento, excepto en el tramo final de la riera de Argentona.

De hecho, el fenómeno intrusivo fué verdaderamente alarmante hace unos quince años, cuando toda la demanda de la zona se servía de sus propios recursos. Posteriormente, la importación de agua del Ter, que en el momento actual supera los 8 hm<sup>3</sup>/año para abastecimiento urbano, representó un notable alivio para un acuífero superexplotado y, al mismo tiempo, una recarga suplementaria por infiltración de casi la totalidad de los vertidos que se producen tierra adentro. Por otro lado, la continua reconversión de zonas agrícolas en zonas urbanas, servidas por agua importada, representa también una disminución en las extracciones.

Todos estos hechos pueden haber contribuido durante los últimos años a la amortiguación del fenómeno intrusivo o a su casi estabilización, pero sin llegar en ningún momento a su recuperación.

Al tratarse de un acuífero con una alta tasa de recirculación y muy escasas salidas al mar, el fenómeno de la contaminación marina se une al de la concentración salina por evaporación en los campos agrícolas. Por ahora no hay datos suficientes para calcular su importancia relativa. No obstante, parece ofrecer pocas dudas que la salinización costera es de origen marino a causa de la extracción, siendo al parecer pequeño el efecto relativo del aerosol marino.

En la zona costera se identifica un cambio iónico por el que el agua se hace más cálcica que la mezcla teórica, lo que evidencia la penetración marina como un fenómeno activo que no ha saturado aún la capacidad de cambio natural.

Aunque no es posible por ahora efectuar una cuantificación, el mantenimiento de una depresión piezométrica bajo el nivel del mar y la falta de salidas superficiales del agua subterránea solo pueden conjugarse con una salinidad en buena parte estacionaria. Así resulta que la permeabilidad de los materiales a lo largo de la costa es muy pequeña, y ello parece estar de acuerdo con las observaciones realizadas. Así, existe una protección natural parcial que ha impedido que la situación solo sea preocupante en vez de ser catastrófica.

#### CONTAMINACION POR NITRATOS

Es verdaderamente alarmante el alto grado de contaminación por

nitratos de las aguas subterráneas, que practicamente supera los 100 ppm en toda la llanura costera, con valores punta que llegan a superar los 500 ppm en  $\text{NO}_3^-$  tal como puede observarse en la figura 5. El ión nitrato puede llegar a ser el anión dominante.

Esta contaminación está relacionada con el uso intensivo de abonos nitrados y un notable lavado de los mismos a causa de dosis de riego elevadas, en parte debidas a la necesidad de reducir la salinidad del agua del suelo. Ello es tanto más cierto cuanto más salina es el agua aplicada.

Aunque no sistemáticamente, en la figura 4 se aprecia que el contenido en nitratos aumenta progresivamente por lavado continuado y acumulación en el medio saturado. El tiempo de tránsito desde la superficie del terreno hasta el nivel de saturación puede variar entre 1 y 5 años, atendiendo a la profundidad del nivel freático, al porcentaje de saturación y al flujo de agua descendente.

Las concentraciones bajo las áreas urbanas son menores que bajo las zonas agrícolas y parece ser que en el entorno de las rieras los valores resultan atenuados.

No se ha realizado ningún estudio sobre la dosis de fertilizantes y correctores del suelo aplicados, por lo cual en el momento presente no es posible cuantificar la contribución anual y el balance de nitratos, pero cálculos muy preliminares señalan arrastres superiores a 50 kg N/ha/año.

En la figura 6 se puede observar que el crecimiento del ión nitrato es paralelo al del ión sulfato mientras que la relación con la relación  $\text{rSO}_4/\text{rCl}$  ( $\text{r} = \text{meq/l}$ ) está poco definida. El ión sulfato es pues una contaminante más procedente de los fertilizantes y correctores del suelo (yeso), mientras que el origen del ión cloruro es otro, en este caso la contaminación marina.

### CONCLUSIONES

El área del Maresme está sometida a una intensa contaminación por labores agrícolas que alcanza a muy elevados contenidos en nitratos (hasta superar 500 ppm en  $\text{NO}_3^-$ ) y se manifiesta también en el contenido en sulfatos. Por otro lado, el mantenimiento de un gradiente desde el mar hacia el interior favorece una penetración marina que afortunadamente está parada por la existencia de materiales poco permeables en el litoral. Aunque los problemas han disminuido con la aportación de aguas del Ter, no se han solucionado en su totalidad y la creciente demanda va a tener que recurrir a un acuífero ya sobreexplotado y muy contaminado. Por ello es necesario establecer proyecto de protección y recarga artificial.

### AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren mostrar su reconocimiento a la Facultad de -

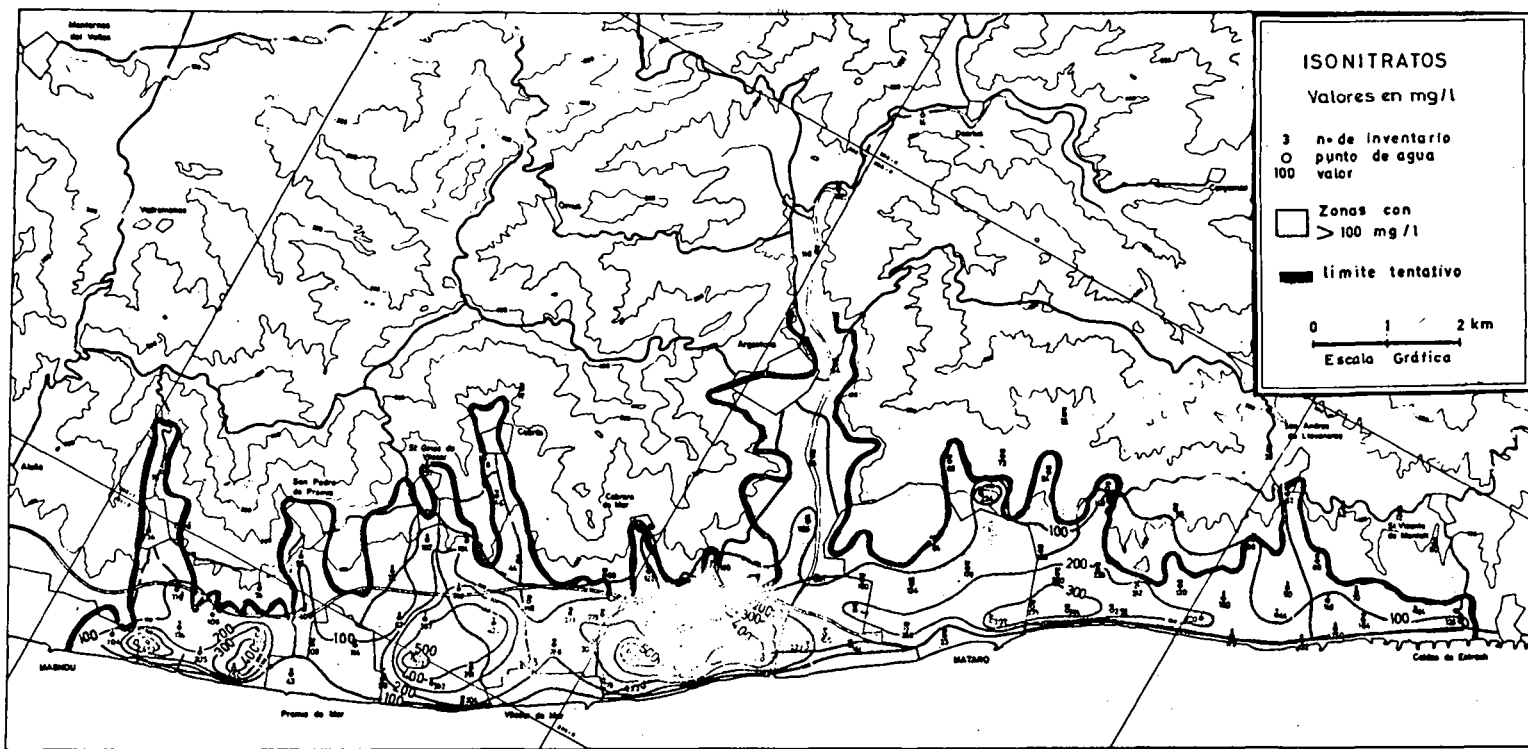


Figura 5.- Distribución del contenido en nitratos en el agua subterránea (mg/l de  $\text{NO}_3^-$ ) en septiembre de 1978.

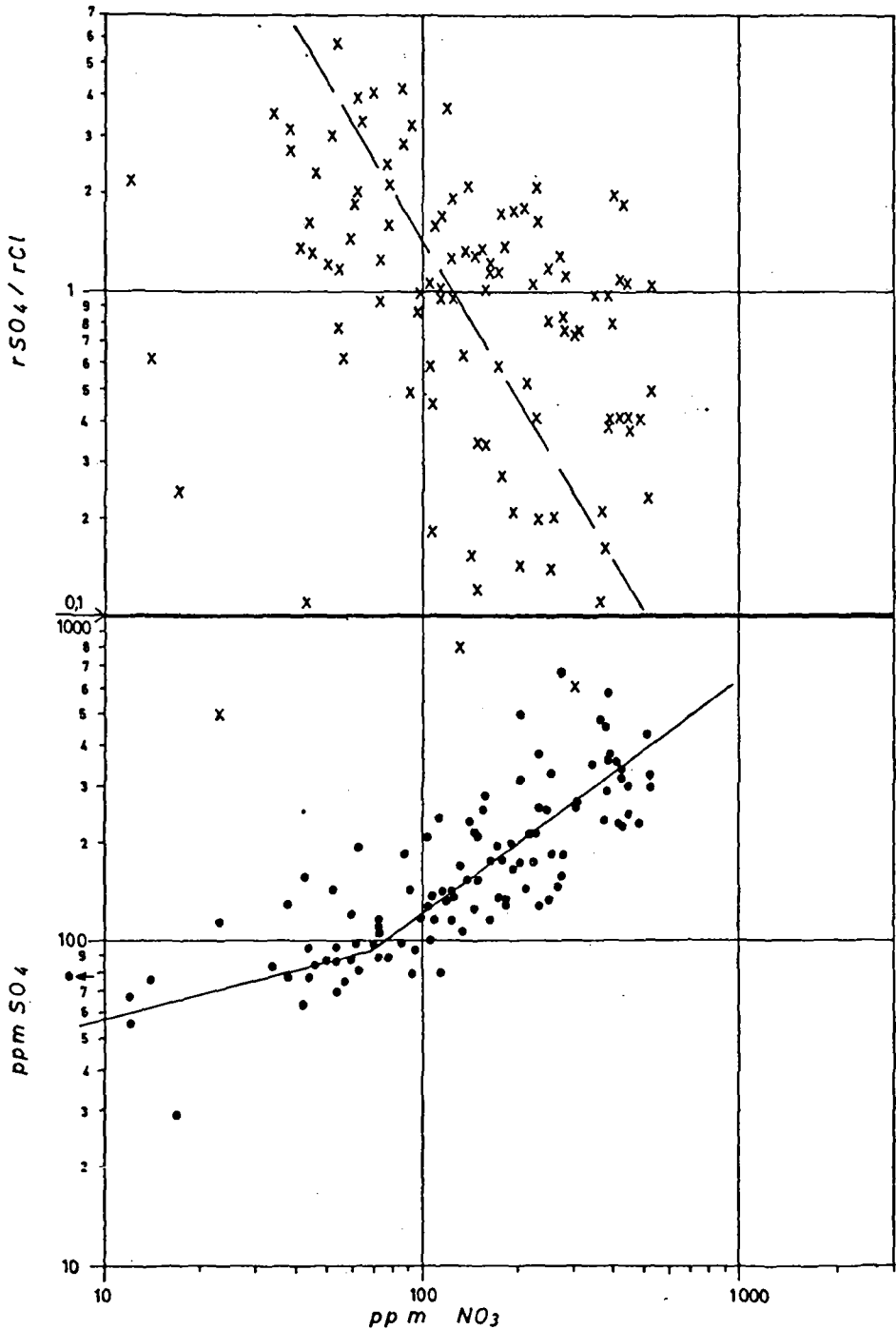


Fig 6.- Relación entre el contenido en nitrato y el contenido en sulfato y la relación entre el sulfato y el cloruro.

Geología de la Universidad de Barcelona y a la Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental por las facilidades para la toma de datos y realización de análisis químicos.

#### REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Almera, J. (1914): Mapa geológico y topográfico de la provincia - de Barcelona. Diputación de Barcelona. .
- Alonso, A., Mediavilla, C. (1981): Estudio de las aguas subterráneas en la franja costera comprendida entre Montgat y Premiá. Curso Internacional de Hidrología Subterránea. Barcelona.(inédito).
- Hernani, J., Esteves, F. (1973): Balance hídrico de la zona Vilassar-Mataró. Curso Internacional de Hidrología Subterránea. Barcelona. (inédito).
- IGME (1976): Mapa Geológico de España a escala 1:50.000. Hoja 393. Mataró. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid.
- Marqués, G., Parrança, J. (1973): Intrusión marina y contaminación de acuíferos en el Maresme. Zona Montgat-Vilassar. Curso Internacional de Hidrología Subterránea. Barcelona. (inédito).
- Niñerola, J.M. (1970): Abastecimiento de agua a INQUIMA (Mataró, Barcelona). GEOTECNIA, Geólogos Consultores, Barcelona. (informe técnico interno).
- Terán, R., Treviño, J. (1981): Estudio de aguas subterráneas en la franja costera comprendida entre Premiá de Mar y Mataró. Curso Internacional de Hidrología Subterránea. Barcelona.(inédito).
- Trilla, J. (1969): Generalidades de los acuíferos de la cordillera litoral catalana en su vertiente mediterránea, sus problemas y las presas subterráneas como sistema de explotación. Agua, ener.-feb. 69. CEEIA. Barcelona.

CIHS / AIH-E	<b>JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA</b>  <b>ACTAS DE LAS SESIONES</b>	SESION <b>4</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981		<b>553 564</b> páginas

**CALIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN LOS ACUIFEROS  
DETRITICOS COSTEROS DE LA PROVINCIA DE GRANADA**

BENAVENTE HERRERA, J.; CALVACHE QUESADA, A.; FERNANDEZ-RUBIO, R.; PULIDO BOSCH, A.

*Cátedra de Hidrogeología de La Universidad de Granada.*

**RESUMEN**

Los acuíferos detríticos, localizados en la franja litoral de la Provincia de Granada, son objeto de interés preferente, frente a la demanda motivada por la elevada densidad de población, incrementada en la época estival a consecuencia del turismo, así como por la tradicional e intensa explotación agrícola. Estos factores afectan a la calidad de las aguas de dichos acuíferos, y su incidencia se discute en esta comunicación. Se estudia, además, la influencia en la calidad de las aguas de las características hidrogeológicas de los materiales de borde de dichos acuíferos, el efecto de los regadíos, los posibles riesgos de intrusión marina y la presencia de otros fenómenos, modificadores de la calidad de las aguas subterráneas en dicho sector.

**CARACTERISTICAS GENERALES DE LOS ACUIFEROS**

Los acuíferos detríticos ("vegas") del litoral de la provincia de Granada, se ubican en enclaves socio-económicos privilegiados, en los que existe una demanda creciente de agua de buena calidad, tanto para consumo humano como para uso agrícola. Dicho sector costero presenta una población estable del orden de 100.000 habitantes, la cual llega a triplicarse en los meses de verano como consecuencia de la población turística. Si se tiene en cuenta que tal asentamiento humano se realiza en una superficie que, en conjunto, es ligeramente superior a los 50 Km<sup>2</sup>, puede tenerse idea de la elevada densidad de población, la más alta de la provincia.

Por otra parte, los cultivos implantados en el área (subtropicales y extratempranos, en general), motiva que las tasas de rentabilidad del laboreo agrícola se sitúen entre las más elevadas del país.

En la figura 1 se representa la localización geográfica de los acuíferos estudiados que, en orden de importancia en relación a su extensión superficial, son los siguientes: Vega de Motril-Salobreña, Vega de Almuñécar, Llanos de Carchuna, Vega de Castell de Ferro y Vega de La Herradura. La extensión del primero de ellos es ligeramente superior a 35 Km<sup>2</sup>, mientras que ninguno de los cinco restantes llega a superar individualmente los 5 Km<sup>2</sup>.

La distribución de los tipos de cultivo es, asimismo, bastante diferente de unas vegas a otras; en Almuñécar dominan, de manera exclusiva, los cultivos de frutos subtropicales, mientras que en Motril-Salobreña la caña de azúcar constituye el monocultivo dominante, si bien en los últimos años su importancia disminuye frente a la mayor rentabilidad y menor exigencia de agua de los primeros. A este respecto conviene señalar que la dotación de agua para la caña de azúcar, en el sector de Motril-Salobreña, supera los 15.000 m<sup>3</sup>/ha/año (Pulido Bosch, et al. 1980), con riego tradicional por inundación sin retención final, mientras que en Almuñécar, para una hectárea tipo (50% de chirimoyos, 30% de aguacates y 20% de nísperos) es del orden de 9.000 m<sup>3</sup>/ha/año (C.H. S.E. 1974). En el resto de los acuíferos considerados dominan los cultivos extratemperanos y de vivero (invernaderos y enarenados, en general) frente a los subtropicales.

La precipitación media, sobre la franja costera en que se sitúan tales acuíferos, es inferior a 500 mm/año (periodo 1955/56 - 1979/80) con valores medios de intensidad del orden de 10-20 mm/día. La temperatura media anual es, en todos los casos, superior a 16 °C (periodo 1960/61 - 1979/80), y los valores de evapotranspiración real, calculados por el método de Thornthwaite, superan el 70% de la precipitación total anual en la mitad occidental del área y el 90% en la oriental (Benavente, en preparación).

Los materiales que constituyen los acuíferos detriticos corresponden a depósitos postorogénicos de tipo aluvial y/o deltaico (gravas, arenas, limos y arcillas), litoral (gravas y arenas de playa) y algunos sedimentos conglomeráticos (piédemonte).

Los bordes de dichos acuíferos pertenecen, dentro de las Zonas Internas de las Cordilleras Béticas, al Complejo Alpujárride. Son, fundamentalmente, materiales de naturaleza metapelítica (micasquistos, filitas y cuarcitas) y pueden considerarse, a grandes rasgos, como "impermeables". Existen algunos afloramientos carbonatados alpujárrides, situados, en general, encima de los materiales antes descritos, y que constituyen acuíferos por fisuración y karstificación; estos materiales suelen presentar en la base, y algunas veces como intercalaciones, tramos de calcoesquistos con lentejones de yeso. Otros aspectos referentes a la Geología del sector pueden encontrarse en los trabajos de Avidad y García-Dueñas (1981) y Aldaya (1981). El esquema hidrogeológico de los acuíferos estudiados se presenta en la figura 2.

## CALIDAD Y APROVECHAMIENTO DE LAS AGUAS

### Aguas superficiales

El río Guadalfeo es el principal curso de agua del sector; su cuenca vertiente es del orden de 1.250 Km<sup>2</sup>, y recoge el agua del deshielo de la vertiente meridional de Sierra Nevada, por lo que presenta un régimen fundamentalmente nival, con caudales máximos en el mes de Julio. En su recorrido recibe importantes aportes de aguas subterráneas, procedentes de la descarga de acuíferos carbonatados alpujárrides (Pulido Bosch, 1980; Carrasco, 1981; Benavente, 1981 a; Benavente y Romero, 1981). En su entrada a la Vega de Motril-Salobreña registra una aportación media anual de 258 hm<sup>3</sup> (Castillo, 1975), y su caudal se deriva para la irrigación en dicho sector ("riegos tradicionales") y en el adyacente de los Llanos de Carchuna y Calahonda. Constituye la principal fuente de alimentación del acuífero de Motril-Salobreña, tanto por infiltración directa a lo largo del cauce, como a partir de sus derivaciones para re-



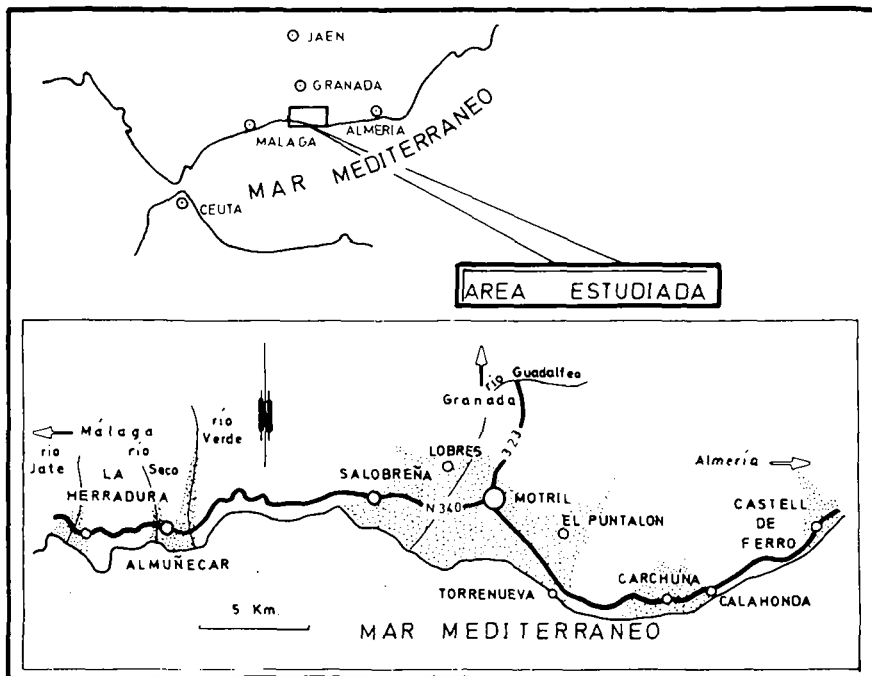


Figura 1.- LOCALIZACION GEOGRAFICA DE LOS ACUIFEROS ESTUDIADOS.

gadíos, (más del 50% de la recarga total, según Castillo y Fernández-Rubio, 1978).

El río Verde de Almuñecar tiene una cuenca del orden de 105 Km<sup>2</sup>, con aportación media en su entrada a la Vega de Almuñecar cercana a los 18 hm<sup>3</sup>/año, en su mayoría procedentes del drenaje de acuíferos carbonatados alpujárrides, situados en el sector de cabecera (Benavente, 1981 b; Benavente y Romero, 1981) y que posteriormente se infiltra casi en su totalidad en dicho acuífero (Esquintino y Fernández-Rubio, 1975). Sus aguas se emplean para regadíos en la cuenca de los ríos Verde y Seco.

El río Jate tiene su origen en surgencias ligadas a materiales carbonatados alpujárrides, y con sus aportaciones (inferiores a 2 hm<sup>3</sup>/año) se riega la pequeña Vega de La Herradura, de la que constituye la principal fuente de alimentación:

El resto de los cursos de agua, existentes en el sector, presenta régimen torrencial, con aporte de aguas en época de fuertes aguaceros, que se infiltran

CUADRO I.- RESUMEN DE LAS PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS HIDROGEOQUÍMICAS DE LOS ACUIFÉROS ESTUDIADOS

A	B	C	D	E	F
ACUIFERO	MATERIALES Y LÍMITES (1)	SECTOR (2)	FACIES HIDROQUÍMICAS DOMINANTES (3)	FACTORES CONDICIONANTES DE (D). ALIMENTACION	CALIDAD DE LAS AGUAS (4). CAUSAS DE CONTAMINACION. OTRAS OBSERVACIONES
MOTRIL-SALOBREÑA	Al (80%) PI (5%) Cg (15%) — P e I	NOROCCIDENTAL (10%) NORORIENTAL (20%) CENTRAL Y COSTERO (70%)	Sulfatadas cálcicas (1300-1600) Cloro-sulfatadas magnésicas (1000-1300) Bicarbonatadas magnésico cálcicas (600-900)	Aportaciones subterráneas termales Influencia de materiales de borde Alimentación del río Guadalfeo y derivaciones	Calidad: $C_2-C_3-S_1$ / aceptables-tolerables Contaminación por vertidos líquidos urbanos (Salobreña) Concentración en sales por evaporación directa (sector costero) Contaminación generalizada ( $NO_3^-$ ) debida al laboreo agrícola Contaminación por vertidos industriales (azucareras)
ALMURECAR	Al (95%) PI (5%) —	RIO VERDE (75%) RIO SECO ALTO (10%) RIO SECO BAJO (15%)	Bicarbonatadas magnésico cálcicas (500-800) Bicarbonatadas cálcico sódicas (900-1200) Bicarbonatadas magnésico cálcicas (700-1000)	Alimentación del río Verde Influencia de materiales de borde y de extracciones de la Cuenca del Río Verde	Calidad: $C_2-S_1$ (Río Verde); $C_3-S_1$ (Río Seco) / aceptables Riegos de intrusión marina de continuar la explotación intensa en pozos cercanos a costas Mejora de la calidad original de las aguas de la cuenca del río Seco a partir de regadíos procedentes del río Verde
CARCHUNA	Cg (5%) PI (60%) — P e I	TOTALIDAD	Cloruradas sódicas (2500-4500) Bicarbonatadas cálcicas (900-1200)	Aguas congénitas (Sedimentos marinos recientes) Influencia de regadíos (aguas derivadas del río Guadalfeo)	Calidad: $C_3$ y $C_4-S_1$ ; $C_4-S_3$ / tolerables-no potables Mejora progresiva de la calidad original de las aguas subterráneas Sobrealimentación: Inundación de graveras
CASTELL DE FERRO	Cg (5%) Al (90%) PI (5%) — P e I	SEPTENTRIONAL (30%) CENTRAL Y COSTERO (70%)	Bicarbonatadas cálcicas (700-1000) Sulfatadas magnésicas (1600-1900)	Aportaciones subterráneas? Influencia de riegos (en cabecera) con aguas bicarbonatadas cálcicas, y alimentación por escorrentía	Calidad: $C_3-S_1$ / aceptables-tolerables Contaminación agrícola localizada (sector central). Reciclaje de regadíos ( $NO_3^-$ ) Riegos de intrusión marina
LA HERRADURA	Al (70%) PI (30%) — P e I	OCCIDENTAL ORIENTAL	Bicarbonatadas sódico cálcicas (1400-1700) Sulfatadas bicarbonatadas cálcicas (1100-2000) Cloruradas sódicas (2500-3500)	Alimentación procedente de regadíos (río Jate) Aportaciones subterráneas? Llavado de sedimentos marinos recientes?	Calidad: $C_3-S_1$ y $C_4-S_2$ / tolerables - no potables Contaminación agrícola ( $NO_3^-$ ) Intrusión marina?

en gran parte al llegar a los correspondientes acuíferos aluviales.

En los tres casos comentados, la calidad química de las aguas es buena, tanto para consumo humano como para su empleo en agricultura. Presenta facies bicarbonatada cálcica o magnésica y conductividad eléctrica a 25 °C, inferior a 700 micromhos/cm.

### Aguas subterráneas

Constituyen la fuente de abastecimiento a las poblaciones de Almuñécar, Salobreña, Castell de Ferro, Lobres, El Puntalón, La Herradura, así como a numerosas urbanizaciones dispersas por el borde litoral. Complementan los regadíos en el sector de Motril-Salobreña y Almuñécar; en el primero de ellos se utilizan para el suministro a determinadas industrias (papeleras y azucareras, fundamentalmente).

Las principales características hidrogeológicas de los acuíferos estudiados, así como la facies y calidad de sus aguas, se resumen en el cuadro 1.

## CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS

### Intrusión marina

En la Vega de Motril-Salobreña no parecen existir, al menos en el momento actual, riesgos de intrusión marina, debido fundamentalmente al carácter excedentario del acuífero, que registra importantes pérdidas al mar, superiores al 60% de los recursos (Castillo y Fernández-Rubio, 1978). Estudios recientes (Benavente, 1981 c) indican que los niveles fluctúan en general muy poco, especialmente en el área cercana a la costa, donde incluso aparecen áreas encharcadas o pantanosas con nivel freático subsuperficial (profundidad inferior al metro). En tal caso, se detecta un incremento generalizado en la concentración de sales disueltas (fundamentalmente cloruros) debido a fenómenos de concentración por evaporación directa (Castillo y Fernández-Rubio, 1976), sin olvidar la posible influencia derivada de la existencia de sedimentos marinos recientes poco lixiviados (Geirnaert et al., 1981). Localmente se han registrado descensos del nivel piezométrico que superan los 3 m/año; estos lugares coinciden con los puntos de máxima extracción (v.g., pozo Ranney que abastece a una industria papelera, que extrae 700 l/s de forma continuada).

*CLAVE Y NOTAS DEL CUADRO 1 .- (1).- Materiales ( Al : sedimentos aluviales; Pl id. de playa; Cg : conglomerados) se señala el porcentaje aproximado de extensión superficial correspondiente a cada tipo. Límites ( P: permeables; I : impermeables).*

*(2) .- Se indica el porcentaje aproximado de extensión superficial que corresponde a cada uno de los sectores considerados.*

*(3) .- Entre paréntesis, valores mas característicos de conductividad eléctrica a 25 C (micromhos/cm ) asociados a las facies.*

*(4) .- Calidad para uso agrícola : normas U.S.W.B (SAR-Conductividad). Calidad para consumo humano : normas O.M.S ( aceptable, tolerable, no potable ).*

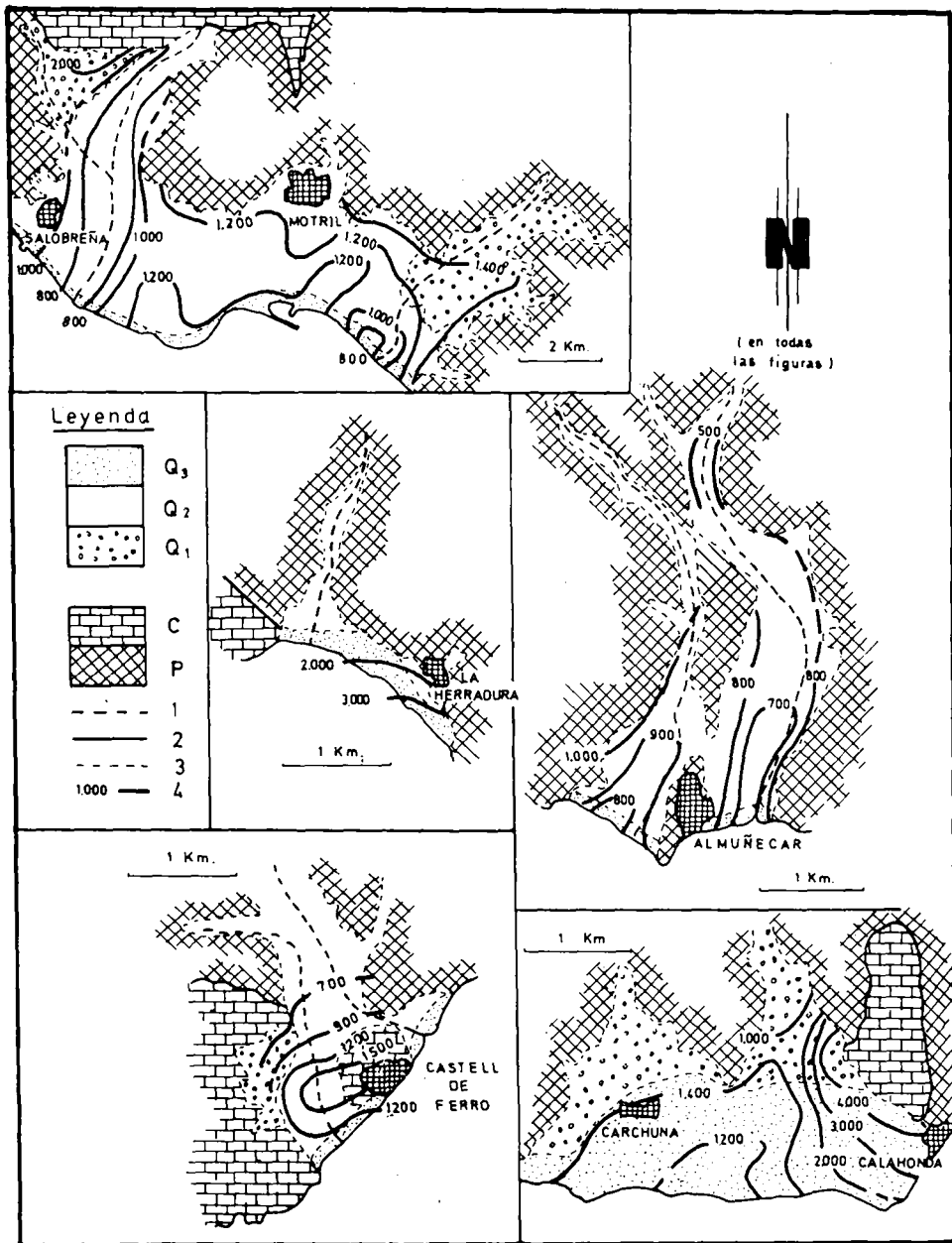


Figura 2 .- ESQUEMA HIDROGEOLOGICO (leyenda en pagina siguiente).

El acuífero de la Vega de Almuñécar ha sido considerado, de acuerdo con estudios realizados en los últimos años, como netamente excedentario, con salidas ocultas al mar de más del 40% de sus recursos (IGME, 1977, 81). Así, pruebas prolongadas de bombeo efectuadas en pozos muy cercanos al borde litoral (Fernández-Rubio, 1972) no acusaban ningún indicio de intrusión; por otro lado, muestreos conductivimétricos realizados (IGME, 1977, 81) en piezómetros, en la propia línea de costas, que atravesaban el acuífero completo hasta alcanzar el sustrato impermeable, tampoco registraron indicios de intrusión. La ausencia de intrusión marina viene asimismo corroborada por datos hidrodinámicos del sector.

Ultimamente, y debido a la fuerte explotación de aguas subterráneas que se realiza en el área, la situación comienza a ser alarmante, según los estudios que realizamos en la actualidad. En efecto, en el sector central del acuífero se detectan, en los últimos cuatro años, descensos en el nivel del agua, en estiaje, superiores en algunos casos a los ocho metros. De igual manera, y según datos obtenidos recientemente (septiembre, 1981) se comienza a registrar una inversión de gradientes (cotas por debajo del nivel del mar) en los pozos de los sectores más próximos al borde litoral. De continuar esta situación, el riesgo de salinización es muy elevado.

En los acuíferos de Castell de Ferro y La Herradura, de escasos recursos, no cuantificados de manera detallada, existen serios indicios de intrusión marina, consecuencia de la sobreexplotación temporal a que se ven sometidos. En el caso de la Herradura, y en función del creciente deterioro de la calidad de las aguas subterráneas, el abastecimiento urbano se realiza en los últimos años a partir de aguas extraídas en el acuífero de Almuñécar. Continúan, sin embargo, numerosas extracciones para regadíos, que pueden agudizar el riesgo de salinización.

En el acuífero de Carchuna la situación es contraria a las anteriormente mencionadas. La mala calidad original de las aguas subterráneas (Fernández-Rubio y Orellana, 1962) congénitas de sedimentos marinos recientes, limita cualquier explotación; en la actualidad se registra una elevación del nivel freático, debido a la infiltración de los regadíos, realizados con aguas derivadas del río Guadalfeo que, aparte de plantear posibles problemas agrícolas (asfixia radicular) y medio ambientales (inundación de graveras), incide favorablemente en una progresiva mejora de la calidad de dichas aguas subterráneas (Benavente y Calvache, 1981).

#### Contaminación por labores agrícolas

En función de lo reseñado en el primer apartado de esta comunicación, constituye una fuente de contaminación extensa (en contraposición a otras que son puntuales), común a todos los acuíferos estudiados, aunque, como más adelante señalaremos, sea más patente en unos acuíferos que en otros.

LEYENDA de la Figura 2 .-  $Q_2$  : arenas y gravas de playa;  $Q_3$  : arenas, gravas y lúmos aluviales;  $Q_4$  : conglomerados; C : materiales carbonatados alpujarrides; P : materiales metapelíticos alpujarrides; 1 : curso de agua; 2 : contacto mecánico; 3 : contacto discordante; 4 : curva aproximada de isoconductividad eléctrica a 25 C, y su valor en micromhos/cm.

En efecto, la elevada productividad agrícola del sector obliga a un continuo tratado del suelo y cultivos, mediante numerosos productos. Así, y según datos de Pulido Bosch et al. (1980), para el sector de Salobreña, en una hectárea de riego se emplean del orden de 170 Tm/año de estiércol animal, 2 Tm/año de amoniaco (sulfato amónico, 21 por ciento de nitrógeno) y nitrosulfato amónico, y unas 0'5 Tm/año de "abonos complejos" (del orden del 20% de N de forma libre, amoniacal y uréico, compuestos fosforados, 15%, y potásicos, 15%). Se emplean, además, numerosos plaguicidas y herbicidas.

Hemos considerado al ión  $\text{NO}_3^-$  como indicador de contaminación producida por los factores citados. Dicho ión, está presente en todas las muestras analizadas, en concentraciones diferentes según los casos. En los acuíferos de Motril-Salobreña y Almuñécar, donde la infiltración principal proviene de aguas superficiales, en las cuales este ión aparece en concentraciones bajas (inferiores, en general, a 10 mg/l), es donde se registran los valores mínimos que, sin embargo, en muchos casos llegan a rebasar los límites de tolerabilidad que para este ión imponen el C.A.E. (1967) y la O.M.S. (1964).

En los acuíferos de Castell de Ferro y La Herradura, hemos señalado, en trabajos anteriores (Benavente y Calvache, 1981), la presencia de concentraciones anómalamente elevados en  $\text{NO}_3^-$ , superiores a 100 mg/l e incluso, en el primero de ellos, de 200 mg/l. En nuestra opinión tales valores obedecen a una concentración en dicho ión procedente de un continuo e intenso laboreo agrícola, acentuado por un reciclaje de las aguas de regadíos, en áreas en que la recarga es muy reducida. Por la misma causa también se detecta un enriquecimiento relativo en otros iones, fundamentalmente  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  y  $\text{Na}^+$ .

En cualquier caso parece comprobarse el efecto de que la concentración de este ión disminuye con la profundidad, dentro de la zona saturada del acuífero (Lallemant-Barres, 1974; Ayers y Branson, 1973, in Calvin, 1976), lo que se ha tenido en cuenta de cara a proyectos de captación de aguas subterráneas para abastecimiento humano en el sector (Pulido Bosch, et al., 1980).

#### Otras fuentes de contaminación

Las principales actividades industriales del sector litoral de la provincia de Granada, se localizan en la Vega de Motril-Salobreña (Pascual, 1975), entre las que hay que señalar aquellas que utilizan la caña de azúcar como materia prima para la elaboración de ron y alcohol. En dos de dichas factorías los vertidos del proceso industrial se efectúan en acequias que discurren sin revestir sobre el acuífero, en el cual se infiltran (Pulido Bosch, et al., 1980). Según tales autores, el agua residual procedente de los vertidos de destilería tiene un pH ácido (5'5), azúcares disueltos (0'1 a 0'5 g/l), materia orgánica disuelta y en suspensión (5 g/l) y cloruros, sulfatos y bicarbonatos (del orden de 3 g/l); las aguas restantes, procedentes de limpieza y refrigeración, están menos concentradas y tienen pH alcalino (7'5).

Los fenómenos de contaminación bacteriológica de aguas de abastecimiento humano, son lamentablemente bastante frecuentes en la provincia de Granada (Arrebola y García Olmedo, 1971). Uno de estos casos, estudiado anteriormente por nosotros (Pulido Bosch et al., 1980; Benavente et al, 1981), lo constituye el entorno de Salobreña, donde encontramos interconexión hidrogeológica, a través del afloramiento marmóreo intensamente karstificado en el que se ubica el núcleo urbano, entre las aguas residuales, conducidas en acequias sin revestir, y las aguas captadas para abastecimiento de dicho núcleo. Evidencias bacteriológicas (presencia de *Escherichia Coli* en las aguas de consumo) e hidroquímicas (incremento local de la dureza, mineralización total, y presión par-

cial de  $\text{CO}_2$  respecto a las aguas subterráneas de su entorno) apoyan dicha hipótesis (figura 3).

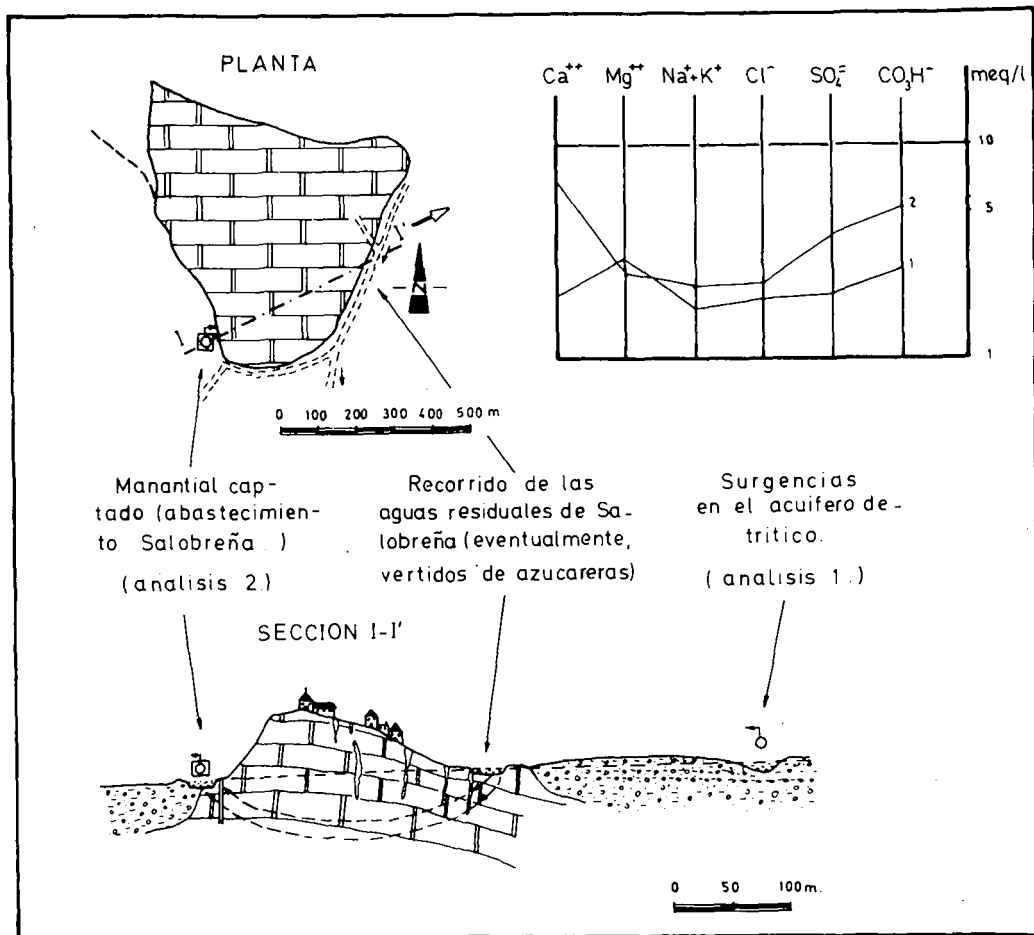


Figura 3 .- ESQUEMA ILUSTRATIVO DE LOS POSIBLES FACTORES CONTAMINANTES EN LAS AGUAS CAPTADAS PARA ABASTECIMIENTO A SALOBREÑA Y SU INFLUENCIA SOBRE LAS CARACTERÍSTICAS HIDROGEOQUÍMICAS DEL ACUÍFERO.

## CONCLUSIONES

La calidad de las aguas de los acuíferos detríticos costeros de la provincia de Granada, está fuertemente condicionada por la alimentación procedente de los cursos superficiales, tanto de manera directa, en su recorrido por los acuíferos, como a partir de las derivaciones para regadío; además se registran influencias relacionadas con las características hidrogeológicas de los materiales de borde y las que se derivan de la existencia de sedimentos marinos recientes poco lixiviados por aguas continentales.

Existen evidencias de una contaminación generalizada de origen agrícola, intensificada en aquellos acuíferos donde, debido a lo reducido de la recarga, se producen fenómenos de concentración por reciclaje de regadíos a partir de extracciones continuadas de agua; de esta manera se incrementa igualmente el riesgo de intrusión marina (Castell de Ferro, La Herradura, Almuñécar). Los residuos líquidos, industriales y urbanos, constituyen asimismo fuentes puntuales de contaminación. El caso de Salobreña (polución bacteriológica de aguas de abastecimiento a partir de aguas residuales) constituyen un ejemplo de este último aspecto.

## REFERENCIAS

- Aldaya, F. (1981). Memoria explicativa de la Hoja de Albuñol (nº 20-44) del Mapa Geológico Nacional escala 1/50.000. IGME. Madrid.
- Arrebola, J.A.; García Olmedo, M.A. (1971). Estudio analítico de las aguas de consumo en la provincia de Granada. Col. Of. Farm. Granada.
- Avidad, J. y García Dueñas, V. (1981). Memoria explicativa de la Hoja de Motril (nº 19-44) del Mapa Geológico Nacional escala 1/50.000. IGME. Madrid.
- Ayers, R.S. y Branson, R.L. (1973). Nitrate in the Upper Santa Ana River Basin in relation to groundwater pollution. Div. of Agric. Sci. Univ. California.
- Benavente, J. (1981, a). Sobre el drenaje de la Sierra de Lújar (Granada). Simp. Agua Andalucía. V.II.pp: 589-598. Granada.
- Benavente, J. (1981, b). Caracterización hidrológica del alto río Verde (Otívar, Granada). Simp. Agua Andalucía. V.II.pp: 565-578. Granada.
- Benavente, J. (1981, c). Nuevos datos hidrodinámicos en el acuífero de Motril-Salobreña (Granada). Simp. Agua Andalucía. V.II.pp: 579-588. Granada.
- Benavente, J. y Calvache, A. (1981). Aspectos hidrogeoquímicos de algunos acuíferos detríticos costeros en la provincia de Granada. Simp. Agua Andalucía. V.II.pp: 731-753. Granada.
- Benavente, J. y Romero, A. (1981). Investigaciones hidrogeológicas en el extremo oriental de Sierra Almirajara (Granada). Simp. Agua Andalucía. V.I.pp: 221-232. Granada.
- Benavente, J.; Calvache, A. y Fernández Gutierrez, R. (1981). Evolución según el flujo subterráneo, de las características hidrogeoquímicas en el acuífero de Motril-Salobreña (Granada). En prensa.



C.A.E. (1967). B.O.E. 17-23 Octubre. Madrid.

Calvin, J. (1976). Contaminación agrícola. I Simp. Nac. Hidrog. V.II.pp: 965-983. Valencia.

C.H.S.E. (1974). Estudio de la viabilidad técnico económica del plan de aprovechamiento integral del río Verde de Almuñécar (Granada) para la ampliación y mejora de los regadíos en la cuenca. Informe técnico. M.O.P.U. Granada.

Carrasco, F. (1981). Características hidrogeológicas del borde Norte del acuífero calizo-dolomítico de Sierra de Luján. Su relación con el río Guadalfeo. Simp. Agua Andalucía. V.I.pp: 233-248. Granada.

Castillo, E. (1975). Hidrogeología de la vega de Motril-Salobreña y sus bordes. Tesis de Licenciatura (inédita). 1984 pp. Univ. Granada.

Castillo, E. y Fernández-Rubio, R. (1976). Hidroquímica de los acuíferos del delta del Guadalfeo y sectores adyacentes (Motril, Granada). I Simp. Nac. Hidrog. V.II.pp: 951-964. Valencia.

Castillo, E. y Fernández-Rubio, R. (1978). Hidrogeología del acuífero de la vega de Motril-Salobreña (Granada). Bol. Geol. Min. T. LXXXIX. pp: 571-580. Madrid.

Esquitino, F. y Fernández-Rubio, R. (1975). Contribución al estudio hidrogeológico de los ríos Verde y Seco (Almuñécar, Granada). V. Jorn. Min. Met. T.III.pp: 145-161. Bilbao.

Fernández-Rubio, R. (1972). Estudio hidrogeológico de la captación existente en el Cortijo de Fuente Piedra (Almuñécar, Granada). Informe inédito. 27 pp. Granada.

Fernández-Rubio, R. y Orellana, E. (1962). Prospección geológico-geofísica en la rambla del Puntalón (Motril) y en los llanos de Carchuna (Calahonda), para el I.N.C. Aero Service Limited. 17 pp. Madrid.

Geirnaert, W.; Pulido Bosch, A.; Castillo, E. y Fernández-Rubio, R. (1981). Estudio de la geometría del acuífero detrítico de la Vega de Motril-Salobreña mediante SEV. Simp. Agua Andalucía. V.I.pp: 291-302. Granada.

IGME (1977). Estudio hidrogeológico de la cuenca Sur, Málaga y Granada. Informe técnico nº 72 (acuíferos costeros). ENADIMSA. Madrid.

IGME (1981). Investigación hidrogeológica en las cuencas del Sur de España (Sector occidental). 79 pp. Madrid.

Lallemant-Barres, A. (1974). Quelques cas de pollution des eaux souterraines par les nitrates, en milieu rural. BRGM. 74S6N 226 A.M.E. 12 p.

O.M.S. (1964). Normas internacionales para el agua potable. 218 p. Ginebra.

Pascual García, J. (1975). Estudio hidrogeológico de la cuenca Sur "demanda de agua". Jornd. Min. Met. T.III.pp: 209-245. Bilbao.

Pulido Bosch, A. (1930). Datos hidrogeológicos sobre el borde occidental de Sierra Nevada. Serie Univ. nº 123. Fund. J. March. 51 p. Madrid.

Pulido Bosch, A.; García Gómez, J. y Benavente, J. (1980). Las fuentes potenciales de contaminación en los acuíferos de Salobreña (Granada). Rev. Tecniterrae, 33. pp: 31-38. Madrid.

CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA	SESION <b>4</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981	ACTAS DE LAS SESIONES	565 566 páginas

APLICACION DE LOS ASPECTOS HIDRODINAMICOS DE LA INTRUSION MARINA A ALGUNOS ACUIFEROS COSTEROS DE LA CUENCA DEL JUCAR

ALVAREZ, CEFERINO  
Dr. Ing. Civil - EPTISA

DOBLAS, GONZALO  
Ing. Minas - EPTISA

Resumen. En la presente nota se indica un análisis rápido de la situación de la interfase, mediante el empleo de abacos y del programa INTRUSION para mini calculadoras programables, presentados en la comunicación "ASPECTOS HIDRODINAMICOS DE LA INTRUSION MARINA".

ACUIFERO DEL BAJO PALANCIA

Para suministro de agua a la IV Planta Siderurgica de Sagunto, se explota el acuífero detrítico del Bajo Palancia, mediante baterías de sondeos, aproximadamente paralelas a la costa. Las características de estos pozos son: distancia a la costa: 2000 m, distancia entre pozos 60 m; pozo J: profundidad 67 m, caudal 28 l/s; pozo K: profundidad 61 m, caudal 92 l/s; pozo L: profundidad 60 m, caudal 59 l/s. Las características del acuífero son: espesor medio: 80 m; permeabilidad comprendida entre  $10^2$  y  $10^3$  m/s; caudal que desagua al mar, en régimen natural  $q_0 = 1'6$  l/s/m.

En régimen natural ( $Q_w = 0$ ) el pie de la interfase, según el diagrama 1 o el programa, se sitúa a 500 m; es decir los pozos no se sitúan en zona de intrusión. En este caso no aparece un "domo" salino. Suponiendo una penetración del orden de 60 m -- ( $D = B - t = 80 - 60 = 20$  m) el caudal máximo explotable para no extraer agua totalmente salinizada es de 200 l/s (diagrama 3), si  $K = 10^2$  m/s ó 20 l/s ( $K = 10^3$  m/s) lo que refleja la importancia de la determinación de K. Mediante el programa determinamos que el caudal máximo (para  $K = 10^2$  m/s) bombeable para situar la interfase en el fondo de los sondeos sería de unos 85 l/s por pozo. El caudal para situar el pie de la interfase en el muro del acuífero sería únicamente 60 l/s por pozo.

Los valores de contenido de Cl del agua son inferiores a 100 mg/l, lo que confirma la no existencia de salinización.

ACUIFERO DE LA PLANA DE VINAROS - PEÑISCOLA

En este acuífero se consideran los sondeos 8010 y 8014 (inventario I.G.M.E.) situados a 500 m y 1.800 m respectivamente de la costa. Se estima  $B = 20$  m,  $K = 5 \cdot 10^{-3}$  m/s y  $q_0$ , descarga natural al mar  $50 \cdot 10^3$  m<sup>3</sup>/s/m. El pozo 8014 bombea 6 l/s. Se admite un radio de influencia de 150 m.

En régimen natural, el pie de la interfase se sitúa a 500 m (diagrama 1),  $\beta = 0'4$  y  $L_m = 850$  m de donde  $L_M = 2 L_m - L = 1.200$  m (por el programa obtenemos  $L_m = 1167$  m). Es decir el pozo 8010 se encuentra en zona salinizada. El caudal máximo explo

table por 8014 se obtiene para  $L_M = 1,800$  m y es de  $8'4$  l/s, es decir la explotación está bastante ajustada. En estas circunstancias la penetración máxima a 500 m sería de  $z^2 = \beta \frac{Q}{K} x$  con  $Q = [(0'05 \times 300) - 6 \cdot 0] / 300 = 0'03$  l/s que dá  $z = 15$  m. es decir, para  $B = 20$  m, se situaría a unos 5 m de profundidad en el pozo 8010.

Los análisis químicos realizados indican valores medios de  $Cl^-$  de 200 mg/l para el pozo 8014 y 800 mg/l para el pozo 8010.

#### ACUIFERO DE OROPESA - TORREBLANCA

Se consideran los pozos 6006 y 6010, ( I.G.M.E. ), situados a 3.000 y 400 m respectivamente de la costa. Se estima:  $K = 5 \cdot 10^8$  m/s,  $B = 20$  m,  $R = 150$  m,  $q_0 = 5 \cdot 10^8$  m<sup>3</sup>/s/m. En estas circunstancias en régimen natural la interfase se sitúa a 500 m. Bombeando 17 l/s el pozo 6006, se obtiene  $\beta > 1$ , es decir la intrusión alcanza al pozo ( caso que reflejan los mapas de isocloruros del acuífero). Para no tener intrusión a una distancia de 3.000 m el caudal máximo ha de ser del orden de  $12 - 14$  l/s.

#### CONCLUSIONES

El conocimiento parcial de los acuíferos, debido a su complejidad, hace que el uso de formulas sofisticadas aparezca como una solución demasiado ambiciosa. Lo que se pretende son ordenes de magnitud que permitan saber donde se situa la " interfase " y tener un valor del caudal máximo explotable para evitar grandes peligros. En este caso la sencillez de los diagramas y del programa "INTRUSION" para minicalculadoras pueden ser de cierta utilidad.

CIHS / AIH-E  Barcelona 19-23 octubre 1981	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA  ACTAS DE LAS SESIONES	SESION <b>4</b>  567 571 páginas
--	--	---

CONTAMINACIONES PRODUCIDAS EN EL ACUIFERO COSTERO DEL  
 GOLFO. ISLA DE HIERRO. TENERIFE

Carlos SOLER LICERAS

Servicio Geológico de Obras Públicas y Urbanismo en  
 Canarias

Resumen. En el presente estudio se intenta dar un esbozo de la labor efectuada por el S.G.O.P.U. en Canarias en el control del acuífero costero de El Golfo. Los datos recogidos durante un período de diez años, nos demuestran la existencia de una incipiente contaminación; por intrusión marina y regadíos excesivos. Aunque esta última, no presenta valores alarmantes, la primera en cambio de no racionalizar la extracción, puede conducir a situaciones límites.

La isla de Hierro, la más occidental del archipiélago canario con escasamente 280 Km<sup>2</sup> de superficie, está compuesta por un edificio volcánico moderno con predominio de coladas basálticas escoriáceas, conos de piroclastos y alguna que otra emisión ácida.

La parte visible de la Isla, está constituida por los denominados Basaltos Antiguos, formando el relieve abrupto por emisiones sucesivas de coladas basálticas masivas con intercalaciones de capas escoriáceas, emisiones de piroclastos y conos de cinder. En algunos lugares donde la erosión no ha dejado sentir su efecto devastador, se pueden encontrar potencias de hasta 1.000 metros de estos materiales.

La depresión del Golfo, situada en la zona Noroeste de la Isla está formada por una plataforma costera de 10 Km. de largo por 3 Km. de ancho en su zona más amplia. Dicha plataforma, buza suavemente desde la cota 300, hacia el mar. Esta pendiente, superior por lo general al 10%, en comparación con el resto de la Isla puede suponerse como la más horizontal de ella.

Toda esta depresión, queda enmarcada y por así decirlo separada del resto de la Isla, por unos acantilados verticales de cerca de 1.000 metros. de altitud. El origen de esta depresión, cabe buscarlos en la erosión, en la coincidencia de tres planos de fractura, o en el derrumbamiento de una estructura volcánica; aunque los últimos estudios realizados, parecen apuntar hacia una combinación de las dos primeras teorías mencionadas.

La geología de superficie de la depresión del Golfo, está constituida por basaltos antiguos que forman la parte vertical del acantilado, piedemontes asociados a los derrumbes de éstos y situados lógicamente en la base. La plataforma costera, está formada por emisiones básicas recientes; con predominio de malpaisés y coladas esco-riáceas. En el subsuelo y dentro ya del acuífero, la geología repite estos tres tipos de materiales. De la costa al interior son:

Coladas basálticas de elevada permeabilidad

Piedemontes con matriz arcillosa supuestamente poco permeables.

Basaltos antiguos, masivos y permeables por fisuración, con zeolitas y vacuolas rellenas por carbonatos.

En este acuífero, objeto de un estudio hidroquímico que el Servicio Geológico en Canarias, está realizando desde hace más de diez años, se usan para ello, treinta y cuatro puntos de observación de los cuales ocho son pozos y solamente dos de ellos están actualmente en explotación, produciendo entre ambos, alrededor de un millón y medio de metros cúbicos anuales. Los veintiseis puntos de observación restantes, son sondeos realizados por el S.G.O.P.U., con una longitud total superior a los 5.000 metros, distribuidos en forma de malla con cuatro líneas sensiblemente paralelas a la costa y otras siete perpendiculares a éstas.

De todos estos puntos de observación, se han ido extrayendo muestras continuamente durante más de cinco años, dichas muestras analizadas por el Excelentísimo Cabildo Insular de Gran Canaria, han dado lugar a 240 fichas con las cuales, se han elaborado otras tantas ya preparadas con los índices y contenidos hidroquímicos que a nuestro parecer más nos podrían interesar.

Atendiendo a la clasificación de Schoeller y considerando a la vez los diagramas de Stiff existen tres tipos de agua nétamente diferenciados y que ocupan a su vez cinco zonas perfectamente separadas.

Los tipos son:

5 a: Bicarbonatadas Cálcidas. Cloruradas Sódicas.

1 b: Cloruradas Sódicas. Sulfatadas Cálcidas

2 a: Cloruradas Sódicas. Bicarbonatadas Magnésicas.

Por similitud con otras islas y por la geología supuesta hacia el interior de la Isla parece lógico esperar que inicialmente esta agua primera 5 a sea 6 a (Bicarbonatada Sódica, Sulfatada Magnésica). La geología que corresponde a estos tipos de agua, por los testigos obtenidos en los sondeos, dentro ya del acuífero, corresponde el 5 a al piedemonte arcilloso y los tipos 1 b y 2 a a los materiales básicos recientes siendo ésta última la 2 a la que marca la zona de intrusión marina.

A efectos de contaminación, se han estudiado diversos índices y datos hidroquímicos. Para la intrusión marina los índices que más claridad han aportado han sido:

$$\frac{r \text{ Mg}}{r \text{ Ca}}$$

$$\frac{r \text{ K}}{r \text{ Na}}$$

$$\frac{r \text{ Cl}}{r \text{ CO}_3 \text{ H}}$$

$$\frac{r \text{ SO}_4}{r \text{ Cl}}$$

Junto con los contenidos en  $\text{Cl}^-$  y  $\text{Na}^{++}$  y  $\text{SO}_4^{=}$

Como resultados de todo ello se ha elaborado una zona de visible intrusión marina, que ya ha afectado a otros pozos, evidentemente este proceso que ha generado el cierre de estos pozos, viene facilitado además de la extracción de agua por parte; tanto de ellos, como de los restantes pozos, por la elevada permeabilidad existente en las zonas emplazados, que corresponden a las coladas básicas modernas, formadas por coladas basálticas muy fisuradas y de poco espesor, junto con capas de escorias de igual potencia.

En las zonas detectadas con agua procedente de la intrusión, los valores de los índices obtenidos han sido:

- Contenido en  $\text{Cl}^-$  entre 1.000 y 2.000 mg/l. teniendo el agua presumiblemente de origen, un contenido en este índice de alrededor de 20 mg/l. Se han estudiado así mismo, análisis de aguas procedentes de aljibes; dando para esta zona contenidos próximos a los 100 mg/l.

- Relación  $\frac{r \text{ Cl}}{r \text{ SO}_4}$  con valores tendentes a 10; lo cual indica claramente la mezcla con agua de mar.

- Relación  $\frac{r \text{ Cl}}{r \text{ CO}_3 \text{ H}}$  con una clara tendencia de valores superiores a 20 e inferiores a 50.

Como se ha explicado en páginas precedentes se han utilizado otros índices y datos que, han aportado los mismos resultados que los tres mencionados, por ello no cabe aquí sino indicarlos.

Como efecto de la intrusión y como ya se ha comentado anteriormente, se ha producido el cierre de tres pozos, dos de ellos realizados a principios de siglo y que hasta la década de los cincuenta, paliaron las necesidades agrícolas de esta zona consistente en caña de azúcar y tomate, mientras que, el abastecimiento para usos

1

2



CIHS / AIH-E	JORNADAS SOBRE ANALISIS Y EVOLUCION DE LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS EN ESPAÑA	SESION <b>4</b>
Barcelona 19-23 octubre 1981	ACTAS DE LAS SESIONES	573, 575 páginas

EVALUACION Y CAUSAS DE LA CONTAMINACION POR INVASION DE AGUA MARINA EN LOS ACUIFEROS DE LA COSTA PENINSULAR Y EN LAS AREAS INSULARES.

Resumen y conclusiones de la mesa redonda.

Preparadas por A. Bayó Dalmau, Geólogo (S.G.O.P.U.-C.H.I.S.).

Relación de las personas que han intervenido.

Jorge PORRAS MARTIN	I.G.M.E.
Rafael FERNANDEZ RUBIO	Universidad de Granada
Josep FERRET PUJOL	Ayuntamiento Prat de Llobregat
Andrés SAHUQUILLO HERRAIZ	S.G.O.P.U.
Manuel-Ramón LLAMAS MADURGA	Universidad Autónoma de Madrid.
Juan DOBLAS DOMINGUEZ	Eptisa.
Juan Francisco OLIVARES TALENS	Cia. Gral. de Sondeos.
Rafael PEREZ MUELA	Iryda.
Emilio CUSTODIO GIMENA	C.A.P.O.-C.H.I.S.
Antonio PIERA DE CIURANA	SOREA.
Ceferino ALVAREZ	Eptisa.
Emilio SANCHIS MOLL	Diputacion Valencia.
Jean-Pierre THAUVIN	Adaro.

Desarrollo del coloquio y comentarios sobre el mismo.

Fueron planteados por la mesa para su posterior debate los siguientes temas:

- a) Situación en España de la intrusión marina en acuíferos costeros y áreas insulares y evaluación de la misma.
- b) Control de la intrusión marina. ¿Realmente se lleva este control?. ¿Con que medios?. ¿Como debe estar equipada una red de control y que controles deben efectuarse?.
- c) Prevención de la intrusión marina y lucha contra sus efectos. ¿Qué se ha hecho en este sentido en España?. ¿Han surtido efecto las medidas adoptadas?. ¿Qué criterios deberían inspirar a futuras normativas referidas a la prevención y moderación hasta límites tolerables de la intrusión marina?.

Respecto al primer tema (a) existió en líneas generales por parte de los intervinientes un acuerdo matizado al considerar la intrusión marina como el principal problema de la contaminación de aguas subterráneas en España dada su gran incidencia tanto económica como humana.

Se puso de manifiesto el interés de ciertos organismos de la Administración en el estudio de los fenómenos de invasión de agua marina en los acuíferos costeros españoles, aunque también quedaron patentes -al menos por el momento- las insalvables dificultades de todo tipo para una efectiva labor con carácter ejecutivo en la prevención, control y lucha contra la misma.

Se han realizado numerosos y bien documentados estudios (IGME, SGOPU, CAPO) de acuíferos costeros, aunque no se ve a efectos prácticos que hayan servido de mucho de cara a acciones concretas de lucha, prevención y control, sin embargo, debe reconocerse su utilidad para conocer más o menos bien la evaluación de la intrusión de agua marina, y a veces la dinámica y particularidades del fenómeno.

El segundo tema (b) suscitó numerosas controversias, evidenciándose una cierta disparidad de criterios y prioridades respecto al control de la intrusión marina.

Los controles llevados a cabo por diferentes organismos de la Administración (IGME, SGOPU, Comisarias de Aguas) normalmente no son continuas y solo están bien sistematizadas durante el desarrollo de estudios específicos. Es muy complicado por parte de las entidades citadas mantener en el tiempo las redes de control dado su elevado coste y a veces difícil justificación, al no existir detrás una inmediata función administrativa-ejecutiva por ausencia de leyes concretas o generales que contemplen los aspectos de prevención, control y lucha contra la intrusión marina.

Vistas las dificultades de la Administración por sí sola, resulta clara la necesidad de contar con los usuarios para llevar el control y más aún si éstos están unidos en comunidades de usuarios ya que su autocontrol aumenta la "calidad" de la red.

Dentro del mismo tema interesaron ciertas particularidades tales como:

- criterios de dimensionamiento de las redes de control para que sean efectivas, apuntándose el interés de utilizar técnicas geoestadísticas en su determinación, aunque sea discutible el carácter de panacea de las mismas.
- tipos de control químico, equipamiento de los puntos de control, así como formas de realizar el muestreo.

El último tema (c) no fué debatido en todos los puntos inicialmente propuestos por la mesa, aunque quedó planteada su gran actualidad y necesidad de progresar rápidamente en él. Se volvió a resaltar la importancia que en el futuro pueden tener las comunidades de usuarios de aguas subterráneas de un mismo acuífero en la lucha contra los efectos de la intrusión marina sobre todo por la efectividad de los acuerdos y controles comunitarios.

Fue muy aleccionador el caso comentado de la Comunidad de Usuarios de Aguas Subterráneas del Prat de Llobregat (Delta del Llobregat), auténticos y solitarios pioneros de la iniciativa privada local para luchar contra la intrusión marina y que en poco tiempo han conseguido esperanzadores resultados, centrados básicamente en reducciones voluntarias de las extracciones gracias a que los principales consumidores de agua subterránea -industrias químicas, textiles y papeleras- han optimizado sus procesos de fabricación adecuándolos progresivamente a un menor consumo de agua y lo que es más importante: se ha demostrado que es posible el entendimiento entre los usuarios.

Finalmente destacar un hecho por otra parte revelador: no se suscitaron en ningún momento comentarios respecto a la efectividad de las dos únicas normativas existentes en España en las cuales se toma en consideración la prevención de la intrusión marina (Baleares y Canarias), demostrando lo mucho que queda por hacer en este campo frente a un problema que ya se deja sentir con la máxima intensidad en otras áreas.

### Conclusiones.

- 1ª.- Entre los diferentes tipos de contaminación de aguas subterráneas la intrusión de agua marina en acuíferos costeros es el caso más frecuente y de mayor magnitud en España. Sus consecuencias tanto sociales como económicas tienen un fuerte impacto en las áreas afectadas.
- 2ª.- Es de la máxima urgencia que se dicten disposiciones de rango adecuado para dar soporte a:
  - el establecimiento y uso de una red (redes) de control de la contaminación de aguas subterráneas como consecuencia de la intrusión marina.
  - las acciones de prevención y lucha contra los efectos de la intrusión marina.
- 3ª.- Es imperativa la formación y apoyo a comunidades de usuarios de aguas subterráneas, procedentes de un mismo acuífero, antes cuya participación se considera indispensable en la lucha contra los efectos y prevención de la intrusión marina.

Barcelona, 20-1-81.

Jornadas organizadas por el Curso Internacional de Hidrología Subterránea  
como marco a la Asamblea General del Grupo Español de la  
Asociación Internacional de Hidrogeólogos.