FACULTAD DE CIENCIAS

DPTO. HIDROGEOLOGIA

UNIVERSIDAD DE GRANADA

ESTUDIO HIDROQUIMICO DEL ACUIFERO DE LA VEGA DE GRANADA

Tesis Doctoral

ANTONIO CASTILLO MARTIN

GRANADA

1985

Biblioteca Universitaria de Granada

01534152

La presente Tesis Doctoral, titulada ESTUDIO HIDROQUIMICO DEL ACUIFERO DE LA VEGA DE GRANADA, cuyo autor es D. Antonio CASTILLO MARTIN, fué defendida en la Facultad de Ciencias de la Universidad de Granada, el día 30 de Enero de 1985, ante el Tribunal formado por los Doctores:

Presidente. D. Fermín CAPITAN GARCIA (Catedrático de Química Analítica. Univ. de Granada)

Vocal. D. Rafael FERNANDEZ RUBIO (Catedrático de Hidrogeología. Univ. Politécnica de Madrid)

Vocal. D. Ignacio GRACIA MANARILLO (Catedrático de Química II. Univ. de Sevilla)

Vocal. D. Jorge PORRAS MARTIN (Dtor. División Aguas Subterráneas y Geotecnia. IGME. Madrid).

Secretario. D. Antonio PULIDO BOSCH (Prof. Titular de Hidrogeología. Univ. de Granada).

Obtuvo la calificación de Sobresaliente "cum laude" por unanimidad.

R.56.457

Rov. T 9-101

UNIVERSIDAD DE GRANADA

FACULTAD DE CIENCIAS

DEPARTAMENTO DE HIDROGEOLOGIA

T

16

34

ESTUDIO HIDROQUIMICO DEL ACUIFERO DE LA VEGA DE GRANADA

TESIS DOCTORAL

Antonio Castillo Martín

BIBLIOTECA UNIVERSITARIA

GRANADA

Nº Documento 2196806 5X

Nº Copia 1212279727

U N I V E R S I D A D D E G R A N A D A

FACULTAD DE CIENCIAS SECCION DE GEOLOGICAS

UNIVERSIDAD DE GRANADA
Facultad de Ciencias
Fecha 27 NOV. 1984
ENTRADA NUM. 3.165

UNIVERSIDAD DE GRANADA
FACULTAD DE CIENCIAS
SALIDA N.º 333
Fecha 22 FEB. 1985

ESTUDIO HIDROQUIMICO DEL ACUIFERO DE LA VEGA DE GRANADA

Tesis que presenta
ANTONIO CASTILLO MARTIN
para optar al Grado de Docto
en Ciencias (Sección de Geo-
logía

El Director

Prof. Dr. D. Rafael Fernandez Rubio

El Director

Prof. Dr. D. Ignacio Gracia Manarillo

El Ponente

Prof. Dr. D. Antonio Pulido Bosch

Antonio Castillo Martín
Granada a 27 de Noviembre de 19

ESTUDIO HIDROQUIMICO DEL ACUIFERO DE LA VEGA DE GRANADA

Tesis Doctoral que presenta el Lcdo. D. ANTONIO CASTILLO MARTIN, para optar al Grado de Doctor, en Ciencias (Sección de Geológicas), por la Universidad de Granada.

Visada en la Secretaría de la Facultad de Ciencias de Granada, el día 27 de Noviembre de 1984.

Vº Bº Los Directores

Fdo. Dr. D. Rafael Fernández-Rubio.
Cátedrático de Hidrogeología. Universidad Politécnica de Madrid.

Fdo. Dr. D. Ignacio Gracia Manarillo.
Catedrático de Química II. Universidad de Sevilla.

Fdo. Antonio Castillo Martín

Vº Bº El Ponente

Fdo. Dr. D. Antonio Pulido Bosch.
Prof. Titular de Hidrogeología.
Universidad de Granada.

Deseo expresar mi más profundo y público agradecimiento a todas aquellas personas, organismos y empresas, que, de una u otra forma, han hecho posible la realización de este trabajo de investigación.

Mi reconocimiento de gratitud es muy especial hacia los profesores, Dres. D. Rafael Fernández-Rubio y D. Ignacio Gracia Manarillo, Directores de la investigación.

Es obligado, asimismo, manifestar mi gratitud:

- *A los profesores, Dres. D. Antonio Pulido (ponente) y D. José Benavente, miembros del Departamento de Hidrogeología de la Universidad de Granada.*

- *A D. Manuel del Valle y D. Diego Martínez, del Instituto Geológico y Minero de España, y a D. Manuel Rolandi y D. Gabriel Perandrés, de IBERGESA.*

- *A D. Alberto Padilla, D. Sergio Fernández, D. Javier Fernández y D. Eduardo Díaz.*

- *A los profesores de la Universidad de Granada, Dr. D. Luis Cruz, D. Rafael Montes, Dr. D. Carlos Sanz, Dr. D. José Martín, Dr. D. José Rodríguez, Dr. D. José Luis Vilchez, Dr. D. Francisco Hernaiz, Dª Belén García Villanova y Dr. D. Ramón Galvez; y, en general, a todos aquellos, que, con su ayuda, información y consejo, enriquecieron esta investigación.*

- *A los profesores de la E.T.S. de Ingenieros Industriales de la Universidad de Sevilla, Dr. D. Antonio Martín, Dr. D. Miguel Ternero y D. José Usero, y maestros químicos, María Luisa, Juán, Jesús y Pedro.*

- *Al profesor de Investigación del C.S.I.C. (E.E. Zaidín), Dr. D. Eduardo Esteban.*

- *A mis compañeros y amigos, D. José Manuel Medina, D. José Manuel Soriano y D. Luis Ordoñez. A Tica.*

Mucho tengo que agradecer, también, a Paule y a D. José Medina, a quienes debo la mayor parte del trabajo de mecanografía y delineación, de esta Tesis Doctoral.

Por último, desde estas líneas, deseo expresar mi gratitud, por la amabilidad con que fuí atendido y las facilidades dadas, a los organismos y empresas siguientes:

- *Instituto Geológico y Minero de España*
- *Confederación Hidrográfica del Guadalquivir*
- *Comisaría de Aguas del Guadalquivir*
- *Jefatura del Servicio de Extensión Agraria*
- *Excmo. Ayuntamiento de Granada*
- *Consejería de Sanidad y Consumo*
- *Cervezas Alhambra, S.A.*
- *EMASAGRA*
- *IRYDA*
- *IBERGESA*
- *UNIASA*
- *ICONA*

- A todas las gentes de buena voluntad de esta Vega de Granada, que, gracias a su desinteresada colaboración y humanidad, hicieron de la labor de campo una de las más gratas de este trabajo.

- A mis padres.

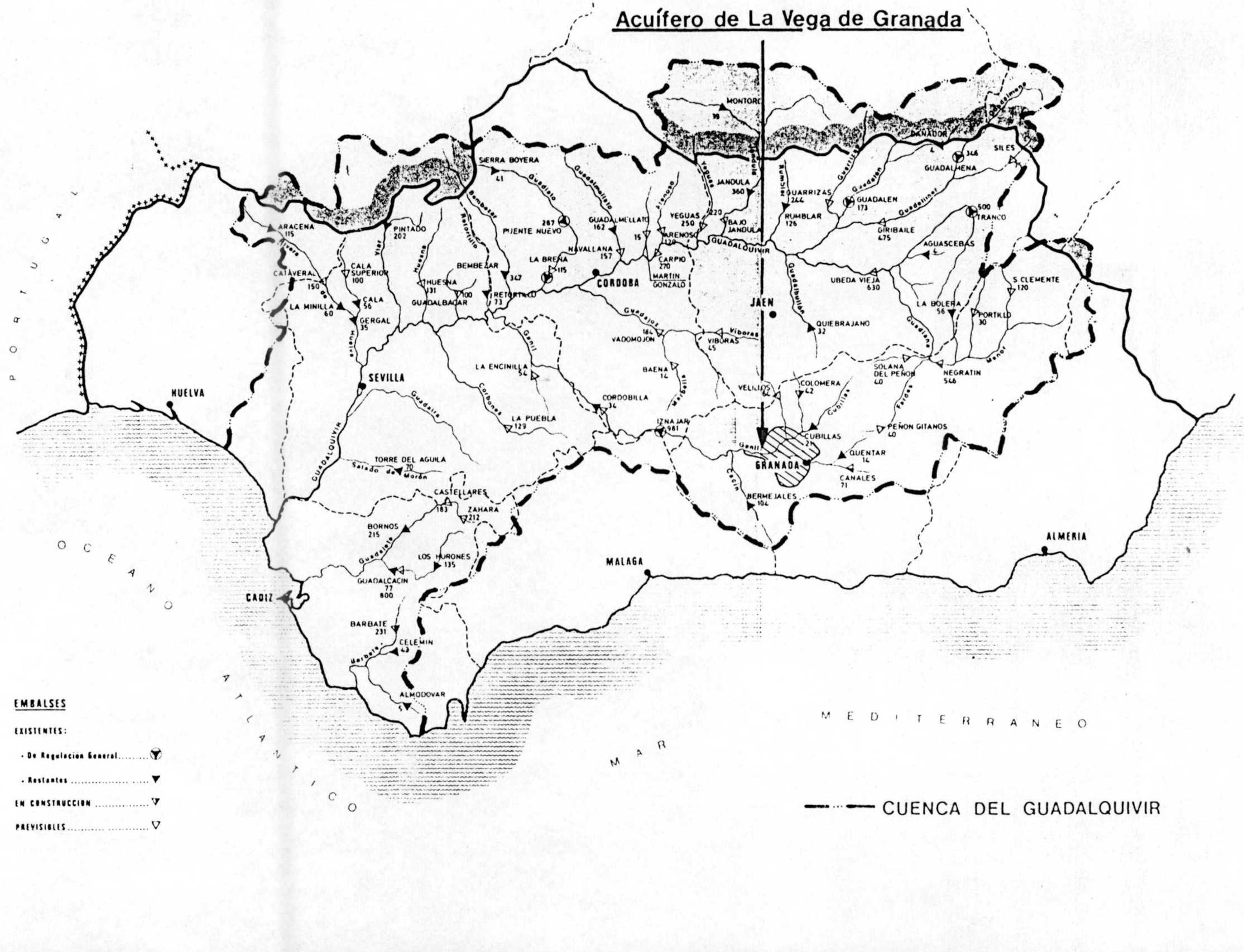
Los dos ríos de Granada
bajan de la nieve al trigo
.....
Los dos ríos de Granada
uno llanto y otro sangre
.....
por el agua de Granada
sólo reman los suspiros
.....
Dauro y Genil, torrecillas
muertas sobre los estanques

Baladilla de los tres ríos
(Poema del Cante Jondo)
F. GARCIA LORCA

La inclita y famosa ciudad de Granada fue fundada por una muy famosa doncella... Fue su fundación en una bella y espaciosa vega, junto de una sierra llamada Elvira, porque tomó el nombre de la fundadora infanta. Después de pasados algunos años, ... fundaron la ciudad en la parte donde ahora está, junto a Sierra Nevada, en medio de dos hermosos ríos, llamado el uno Genil y el otro Darro, los cuales son de la nieve que se derrite en la sierra. De Darro se coge oro muy fino, de Genil plata... Fundóse aquí esta insigne ciudad encima de tres cerros, como hoy se parece, ... el uno está a la vista de la hermosa vega y el río Genil, la cual vega tiene ocho leguas de largo y cuatro de ancho, y por ella atraviesan otros dos ríos, aunque no muy grandes: el uno se dice Veiro y el otro Monachil. Comiénzase la vega desde la falda de la Sierra Nevada, y va hasta la fuente del Pino.

Guerras Civiles de Granada
G. PEREZ DE HITA

Acuífero de La Vega de Granada



EMBALSES

EXISTENTES:

- De Regulacion General
- Restantes

EN CONSTRUCCION

PREVISIBLES

CUENCA DEL GUADALQUIVIR

INDICE GENERAL

pag.

CAPITULO I. OBJETO DEL TRABAJO

1. ANTECEDENTES ____ 3
2. INTERES DEL TEMA. OBJETIVOS ____ 4
3. LABOR REALIZADA ____ 7
4. ORGANIZACION DE LA TESIS ____ 8

CAPITULO II. GEOGRAFIA Y GEOLOGIA

1. GEOGRAFIA ____ 13
   1.1. Localización geográfica ____ 13
   1.2. Demografía ____ 16
   1.3. Recursos. Agricultura e industria ____ 20
      1.3.1. Recursos ____ 20
      1.3.2. Agricultura ____ 23
      1.3.3. Industria ____ 28

2. GEOLOGIA ____ 30
   2.1. Localización geológica. Antecedentes ____ 30
   2.2. Litoestratigrafía ____ 32
      2.2.1. Arcillas y margas con yesos del Trías ____ 34
      2.2.2. Calizas y dolomías del Lías ____ 34
      2.2.3. Margas y margocalizas del Cretácico ____ 34
      2.2.4. Calcarenitas, limos y evaporitas del Tortonense medio-Messinense inferior ____ 35
      2.2.5. Conglomerados del Tortonense superior-Messinense inferior ____ 36
      2.2.6. Turbiditas, yesos, limos, lignitos y calizas del Messinense ____ 37
      2.2.7. Conglomerados del Plioceno-Pleistoceno ____ 38
      2.2.8. Conglomerados del Pleistoceno ____ 38
      2.2.9. Conglomerados cuaternarios indiferenciados ____ 39
      2.2.10. Gravas, arenas y arcillas del Pleistoceno-Holoceno de La Vega de Granada ____ 39
   2.3. Tectónica ____ 41
      2.3.1. Estructuración Bética ____ 41
      2.3.2. Neotectónica ____ 42

CAPITULO III. HIDROGEOLOGIA

1. EL ACUIFERO DE LA VEGA DE GRANADA. ANTECEDENTES ____ 48
   1.1. El acuífero de La Vega de Granada ____ 48
   1.2. Antecedentes ____ 50

2. COMPORTAMIENTO HIDROGEOLOGICO DE LOS DISTINTOS MATERIALES ____ 53

pag.

3. NATURALEZA DE LOS BORDES Y FONDO. GEOMETRIA DEL ACUIFERO ____ 65
3.1. Naturaleza de los bordes y fondo ____ 65
3.2. Geometría del acuífero ____ 66

4. FUNCIONAMIENTO ____ 73
4.1. Alimentación ____ 73
4.2. Descarga ____ 76
4.3. Piezometría ____ 81
4.4. Relación acuífero-cauces de superficie ____ 89
4.5. Relación acuífero-unidades permeables limítrofes ____ 91
4.5.1. Unidad de las calizas y dolomías del Lías de Sierra Elvira ____ 91
4.5.2. Unidad de los conglomerados pliocuaternarios de la Formación Alhambra ____ 93
4.5.3. Unidad de los conglomerados cuaternarios de la Formación Zubia ____ 94

5. PARAMETROS HIDRAULICOS ____ 96
5.1. Gradiente ____ 96
5.2. Transmisividad ____ 97
5.3. Coeficiente de almacenamiento ____ 99

6. BALANCE ____ 100
6.1. Entradas ____ 101
6.1.1. Infiltración de las escorrentías de superficie ____ 101
6.1.2. Infiltración lluvia útil ____ 104
6.1.3. Alimentación lateral oculta ____ 105
6.2. Salidas ____ 106
6.2.1. Emergencias (manantiales y ríos) ____ 106
6.2.2. Bombeos ____ 108
6.2.3. Evapotranspiración ____ 109
6.3. Recursos de la mitad oriental ____ 110
6.4. Excedentes subterráneos medios (río Genil en Trasmulas) ____ 111
6.5. Esquema de balance. Comparación con otros existentes ____ 112

7. MODELOS MATEMATICOS DE FLUJO ____ 115

CAPITULO IV. RECOPILACION DE INFORMACION Y ANTECEDENTES

1. JUSTIFICACION. LABOR REALIZADA ____ 123

2. INSTITUTO GEOLOGICO Y MINERO DE ESPAÑA (IGME) ____ 125
2.1. Datos y trabajos hidroquímicos existentes ____ 125
2.2. Anteriores a Junio de 1969 ____ 127
2.3. Junio de 1969 ____ 129
2.4. Febrero de 1972 ____ 141

pag.

2.5. Año de 1980 (NO_3^- y NO_2^-) ____ 152
2.6. Junio de 1977 a Septiembre de 1982 (muestreo de calidad del Proyecto de Gestión y Conservación de Acuíferos) ____ 156

3. CONFEDERACION HIDROGRAFICA Y COMISARIA DE AGUAS DEL GUADALQUIVIR (GRANADA) ____ 164

4. COLEGIO FARMACEUTICO Y CONSEJERIA DE SANIDAD Y CONSUMO (GRANADA) ____ 166

5. UNIVERSIDAD DE GRANADA ____ 168
5.1. Facultad de Ciencias ____ 168
5.2. Facultad de Farmacia ____ 171
5.3. Facultad de Medicina ____ 172

6. UNIVERSIDAD DE SEVILLA ____ 173
6.1. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales. Dpto. de Química Básica y Aplicada ____ 173

7. CONSEJO SUPERIOR DE INVESTIGACIONES CIENTIFICAS (CSIC) ____ 174
7.1. Estación Experimental del Zaidín. U.E.I. de Química Agrícola ____ 174
7.2. Instituto de Parasitología "Lopez Neyra" ____ 175

8. EMPRESAS ____ 175
8.1. Empresa Municipal de Abastecimiento y Saneamiento, S.A. (EMASAGRA) ____ 175
8.2. Cervezas Alhambra, S.A. ____ 178
8.3. Unión Industrial Agro-ganadera, S.A. (UNIASA) ____ 180

9. OTROS ORGANISMOS Y EMPRESAS ____ 181

CAPITULO V. METODOS EXPERIMENTALES

1. PLANTEAMIENTO Y OBJETIVO DE LAS CAMPAÑAS ____ 187

2. SISTEMATICA DE MUESTREO ____ 190

3. PRESERVACION DE MUESTRAS ____ 192

4. METODOS ANALITICOS EMPLEADOS ____ 194
4.1. Introducción ____ 194
4.2. Parámetros no específicos ____ 194
4.2.1. Conductividad y pH ____ 194
4.2.2. Temperatura ____ 196
4.2.3. Potencial redox ____ 196
4.2.4. Materia orgánica ____ 197
4.3. Constituyentes químicos mayoritarios ____ 198
4.3.1. Determinación de carbonatos y bicarbonatos ____ 198
4.3.2. Determinación de sulfatos ____ 199
4.3.3. Determinación de cloruros ____ 200

pag.

4.3.4. Determinación de nitratos ——— 201
4.3.5. Determinación de calcio ——— 203
4.3.6. Determinación de magnesio ——— 204
4.3.7. Determinación de sodio y potasio ——— 205
4.3.8. Determinación de sílice ——— 206
4.3.9. Determinación de oxígeno disuelto ——— 208
4.4. Constituyentes químicos minoritarios y traza ——— 209
4.4.1. Determinación de fosfatos ——— 209
4.4.2. Determinación de nitritos ——— 210
4.4.3. Determinación de amoniaco ——— 212
4.4.4. Determinación de fluoruros ——— 213
4.4.5. Determinación de litio ——— 215
4.4.6. Determinación de hierro ——— 216
4.4.7. Determinación de manganeso ——— 217
4.4.8. Determinación de aluminio ——— 219
4.4.9. Determinación de cobre, plata, cinc, plomo, cadmio, cobalto y níquel ——— 220
4.4.10. Determinación de cromo total ——— 223
4.4.11. Determinación de cromo hexavalente ——— 225
4.4.12. Determinación de arsénico ——— 226
4.4.13. Determinación de selenio ——— 228
4.4.14. Determinación de cianuros ——— 230
4.4.15. Determinación de fenoles ——— 232
4.4.16. Determinación de detergentes ——— 234

CAPITULO VI. RESULTADOS OBTENIDOS Y DISCUSION

1. RESULTADOS OBTENIDOS ——— 239
1.1. Aguas del embalse subterráneo ——— 239
1.1.1. Noviembre de 1982 ——— 239
1.1.2. Septiembre de 1983 ——— 240
1.1.3. Diciembre de 1983 ——— 241
1.1.4. Marzo de 1984 ——— 242
1.2. Aguas de superficie ——— 245
1.2.1. Septiembre de 1983 ——— 245
1.2.2. Marzo de 1984 ——— 246
1.3. Aguas residuales urbanas ——— 246
1.3.1. Diciembre de 1983 ——— 246
1.3.2. Marzo de 1984 ——— 247

2. AGUAS DEL EMBALSE SUBTERRANEO ——— 248
2.1. Parámetros no específicos ——— 248
2.1.1. Conductividad ——— 248
2.1.2. Temperatura ——— 254
2.1.3. pH ——— 262
2.2. Constituyentes mayoritarios ——— 266
2.2.1. Bicarbonatos ——— 266
2.2.2. Sulfatos ——— 271
2.2.3. Cloruros ——— 277
2.2.4. Nitratos ——— 284
2.2.5. Calcio ——— 290

pag.

2.2.6. Magnesio ____ 296
2.2.7. Sodio y Potasio ____ 302
2.2.8. Sílice ____ 310
2.3. Constituyentes minoritarios y traza ____ 316
2.3.1. Fluoruros ____ 316
2.3.2. Nitritos ____ 323
2.3.3. Amoniaco ____ 328
2.3.4. Elementos metálicos ____ 330
2.3.5. Constituyentes traza ____ 335
2.4. Facies hidroquímicas ____ 337
2.5. Estudio de las correlaciones más significativas ____ 343
2.5.1. Conductividad-sulfatos (a) ____ 346
2.5.2. Sulfatos-calcio (b) ____ 349
2.5.3. Sulfatos-calcio+magnesio (c) ____ 351
2.5.4. Conductividad-calcio+magnesio (d) ____ 352
2.5.5. Conductividad-cloruros (e) ____ 355
2.5.6. Cloruros-sodio (f) ____ 357
2.5.7. Conductividad-total de sólidos disueltos (g) ____ 360
2.6. Fenómenos modificadores del quimismo. El intercambio iónico y la concentración salina por retorno de regadíos ____ 363
2.6.1. Fenómenos modificadores ____ 363
2.6.2. Intercambio iónico (índices de cambio de bases) ____ 364
2.6.3. Concentración salina por retorno de regadíos ____ 367
2.7. Tratamientos matemáticos ____ 368
2.7.1. Correlación y regresión ____ 370
2.7.2. Análisis Factorial y de Componentes Principales ____ 370
2.7.3. Análisis Cluster ____ 378

3. AGUAS DE SUPERFICIE ____ 388
3.1. Ríos ____ 390
3.2. Canales ____ 398

4. AGUAS RESIDUALES URBANAS ____ 399
4.1. El problema de las aguas residuales urbanas ____ 399
4.2. Las aguas residuales urbanas de La Vega de Granada. Labor realizada ____ 402
4.3. Evolución del quimismo por cauces ____ 409
4.3.1. Río Genil ____ 409
4.3.2. Ríos Monachil y Dílar ____ 413
4.3.3. Río Beiro ____ 415
4.3.4. Río Cubillas y Velillos ____ 417
4.3.5. Acequia Gorda ____ 420
4.3.6. Acequia Tarramonta ____ 423
4.4. Estudio comparativo de los parámetros considerados por cauces ____ 425
4.4.1. Conductividad ____ 425
4.4.2. Oxígeno disuelto ____ 426
4.4.3. Nitratos ____ 428
4.4.4. Nitritos ____ 429

pag.

4.4.5. Amoniaco ——— 431
4.4.6. Nitrógeno total inorgánico (NTI). Aporte de NTI ——— 433
4.4.7. Fosfatos ——— 439
4.5. Repercusiones en el embalse subterráneo ——— 441

5. AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES ——— 443
5.1. El problema de las aguas de origen industrial ——— 443
5.2. Las aguas residuales de origen industrial en La Vega de Granada ——— 444
5.3. Composición química de los efluentes de Juncaril ——— 445
5.4. Repercusiones en el embalse subterráneo ——— 445

6. AGUAS DE INFILTRACION. EL PROBLEMA DE LOS FERTILIZANTES Y PESTICIDAS ——— 446
6.1. Fertilizantes y pesticidas ——— 446
6.2. Los fertilizantes nitrogenados en La Vega de Granada ——— 452
6.3. Repercusiones en el embalse subterráneo ——— 455

7. AGUAS DE INFILTRACION Y ESCORRENTIA. EL PROBLEMA DE LOS RESIDUOS SOLIDOS URBANOS ——— 463
7.1. El problema de los vertederos de residuos sólidos urbanos ——— 463
7.2. Los vertederos en La Vega de Granada ——— 467
7.3. Repercusiones en el embalse subterráneo ——— 472

8. AGUAS DE INFILTRACION Y ESCORRENTIA. EL PROBLEMA DE LA "POLUCION NATURAL" ——— 474
8.1. Materiales salinos ——— 475
8.2. Repercusiones en el embalse subterráneo ——— 478

CAPITULO VII. ADDENDA

1. CARACTERIZACION HIDROQUIMICA ESPACIAL Y TEMPORAL DEL ACUIFERO DE LA VEGA DE GRANADA; CONNOTACIONES HIDROGEOLOGICAS ——— 483
1.1. Distribución hidroquímica lateral ——— 484
1.2. Distribución hidroquímica vertical ——— 494
1.3. Distribución hidroquímica temporal ——— 496

2. CALIDAD DE LAS AGUAS ——— 499
2.1. Consumo humano ——— 499
2.1.1. Las normas de potabilidad. Reglamentación española (C.A.E.) ——— 499
2.1.2. Potabilidad química de las aguas del acuífero de La Vega de Granada (según el C.A.E.) ——— 503
2.1.3. Potabilidad química de las aguas de superficie (según el C.A.E.) ——— 506
2.1.4. Potabilidad microbiológica. Enfermedades fecohídricas en La Vega de Granada ——— 511
2.2. Uso agrícola ——— 514
2.3. Uso industrial ——— 517

pag.

3. VULNERABILIDAD A LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS ——— 521
3.1. Discusión ——— 521
3.2. El caso del acuífero de La Vega de Granada ——— 522

CAPITULO VIII. RESUMEN Y CONCLUSIONES

1. CARACTERIZACION FISICO-QUIMICA DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS ——— 533

2. CARACTERIZACION FISICO-QUIMICA DE LAS AGUAS SUPERFICIALES ——— 541

3. CARACTERIZACION DE LOS PRINCIPALES FOCOS Y PROCESOS CONTAMINANTES ——— 543
3.1. Aguas residuales urbanas e industriales ——— 543
3.2. Fertilizantes ——— 546
3.3. Residuos sólidos urbanos ——— 547

4. CARACTERIZACION DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS PARA LOS DISTINTOS USOS ——— 548
4.1. Consumo humano ——— 548
4.2. Uso agrícola ——— 550
4.3. Uso industrial ——— 551

5. CARACTERIZACION DE LA VULNERABILIDAD A LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS 551

BIBLIOGRAFIA

INDICE DE FIGURAS

pag.

Figura 1.- Localización geográfica del acuífero de La Vega de Granada..... 13

Figura 2.- Situación de las hojas topográficas que cubren el sector estudiado..... 15

Figura 3.- Evolución de la población de Granada capital y provincia de 1900 a 1980..... 19

Figura 4.- Diagnosis de la evolución de la población de Granada capital; año 2010..... 20

Figura 5.- Los sectores de producción en la provincia de Granada (1955 y 1977)..... 21

Figura 6.- Mapa de comunidades de regantes de La Vega de Granada..... 25

Figura 7.- Localización geológica de La Vega de Granada, dentro del contexto de las Cordilleras Béticas..... 30

Figura 8.- Localización geológica del acuífero estudiado, dentro de la Depresión de Granada, y columna estratigráfica de los materiales que la rellenan..... 33

Figura 9.- Mapa hidro-litológico del acuífero de La Vega de Granada y de sus bordes inmediatos..... 55

Figura 10.- Mapa de localización de los S.E.V. realizados por la FAO sobre el acuífero de La Vega de Granada..... 67

Figura 11.- Mapa de iso-resistividades verdaderas..... 68

Figura 12.- Mapa de cota de muro del Cuaternario reciente de La Vega de Granada..... 69

Figura 13.- Cortes transversales y longitudinales del acuífero de La Vega de Granada..... 70

Figura 14.- Mapa de isopiezas de Junio de 1969..... 71

Figura 15.- Mapa de isoespesor saturado..... 72

Figura 16.- Red hidrográfica principal de la cuenca del Alto Genil..... 74

Figura 17.- Mapa de procedencia de aguas, para las principales áreas de riego de La Vega de Granada..... 76

Figura 18.- Gráficos de evolución foronómica..... 78

Figura 19.- Mapa de isoespesor no saturado..... 81

pag.

Figura 20.- Mapa de isopiezas de Septiembre de 1983..... 82

Figura 21.- Mapas de isopiezas del acuífero de La Vega de Granada..... 85

Figura 22.- Gráficos de evolución piezométrica..... 87

Figura 23.- Mapa de isotransmisividades..... 98

Figura 24.- Mapa de isocoeficientes de almacenamiento..... 100

Figura 25.- Esquema hidrográfico con las aportaciones anuales que recibe el acuífero de La Vega de Granada..... 103

Figura 26.- Esquema de balance, aguas superficiales-subterráneas, de La Vega de Granada..... 113

Figura 27.- Esquema de balance, aguas superficiales-subterráneas, realizado por JEREZ (1983)..... 114

Figura 28.- Malla del modelo Random Walk, del acuífero de La Vega de Granada..... 120

Figura 29.- Distribución temporal de los análisis hidroquímicos recopilados del IGME..... 127

Figura 30.- Mapa de puntos de agua del muestreo analítico de Junio de 1969..... 129

Figura 31.- Mapa de isoconductividades para Junio de 1969..... 131

Figura 32.- Mapa de isocontenidos en bicarbonatos para Junio de 1969..... 132

Figura 33.- Idem sulfatos..... 134

Figura 34.- Idem cloruros..... 135

Figura 35.- Idem ión calcio..... 136

Figura 36.- Idem ión magnesio..... 137

Figura 37.- Mapa de facies hidroquímicas para Junio de 1969..... 139

Figura 38.- Mapa de distribución de facies sulfatadas y bicarbonatadas para Junio de 1969..... 140

Figura 39.- Mapa de distribución de facies cálcicas y magnésicas para Junio de 1969..... 140

Figura 40.- Mapa de puntos de agua del muestreo analítico de Febrero de 1972..... 142

pag.

Figura 41.- Mapa de isoconductividades para Febrero de 1972..... 144

Figura 42.- Mapa de isocontenidos en bicarbonatos para Febrero de 1972..... 145

Figura 43.- Idem en sulfatos..... 146

Figura 44.- Idem en cloruros..... 147

Figura 45.- Idem en ión calcio..... 148

Figura 46.- Idem en ión magnesio..... 149

Figura 47.- Mapa de facies hidroquímicas para Febrero de 1972... 152

Figura 48.- Mapa de puntos de agua del muestreo analítico de nitratos y nitritos de 1980..... 153

Figura 49.- Mapa de isocontenidos en nitratos. 1980..... 154

Figura 50.- Mapa de isocontenidos en nitritos. 1980..... 155

Figura 51.- Mapa de puntos de agua, y tabla analítica, del muestreo de Junio de 1977..... 159

Figura 52.- Idem Febrero de 1978..... 159

Figura 53.- Idem Septiembre de 1978..... 160

Figura 54.- Idem Abril de 1979..... 160

Figura 55.- Idem Enero de 1981..... 161

Figura 56.- Idem Mayo de 1981..... 161

Figura 57.- Idem Octubre de 1981..... 162

Figura 58.- Idem Abril de 1982..... 162

Figura 59.- Idem Septiembre de 1982..... 163

Figura 60.- Mapa de puntos de agua del muestreo analítico de Noviembre de 1982..... 239

Figura 61.- Idem Septiembre de 1983..... 240

Figura 62.- Idem Diciembre de 1983..... 242

Figura 63.- Idem Marzo de 1984..... 243

Figura 64.- Mapa de la red de puntos de agua del acuífero, comunes a los muestreos analíticos de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984..... 244

pag.

Figura 65.- Red de control analítico de puntos de agua relacionados con el flujo subteráneo del acuífero de La Vega de Granada..... 245

Figura 66.- Red de control analítico de las aguas residuales urbanas de La Vega de Granada..... 247

Figura 67.- Diagramas de distribución de frecuencias para los valores de conductividad (comunes. Septiembre de 1983 y Marzo de 1984)..... 251

Figura 68.- Mapa de isoconductividades para Septiembre de 1983.. 252

Figura 69.- Idem Marzo de 1984..... 253

Figura 70.- Diagramas de distribución de frecuencias para los valores de temperatura (comunes. Septiembre de 1983 y Marzo de 1984)..... 258

Figura 71.- Mapa de isotemperaturas para Septiembre de 1983..... 259

Figura 72.- Idem Marzo de 1984..... 260

Figura 73.- Diagramas de distribución de frecuencias para los valores de pH (comunes. Septiembre de 1983 y Marzo de 1984..... 265

Figura 74.- Idem bicarbonatos..... 268

Figura 75.- Mapa de isocontenidos en bicarbonatos para Septiembre de 1983..... 269

Figura 76.- Idem Marzo de 1984..... 270

Figura 77.- Diagramas de distribución de frecuencias para los contenidos en sulfatos (comunes. Septiembre de 1983 y Marzo de 1984)..... 274

Figura 78.- Mapa de isocontenidos en sulfatos para Septiembre de 1983..... 275

Figura 79.- Idem Marzo de 1984..... 276

Figura 80.- Diagramas de distribución de frecuencias para los contenidos en cloruros (comunes. Septiembre de 1983 y Marzo de 1984)..... 280

Figura 81.- Mapa de isocontenidos en cloruros para Septiembre de 1983..... 281

Figura 82.- Idem Marzo de 1984..... 282

pag.

Figura 83.- Diagramas de distribución de frecuencias para los contenidos en nitratos (comunes. Septiembre de 1983 y Marzo de 1984)..... 287

Figura 84.- Mapa de isocontenidos en nitratos para Septiembre de 1983..... 288

Figura 85.- Idem Marzo de 1984..... 289

Figura 86.- Diagramas de distribución de frecuencias para los contenidos en ión calcio (comunes. Septiembre de 1983 y Marzo de 1984)..... 293

Figura 87.- Mapa de isocontenidos en ión calcio para Septiembre de 1983..... 294

Figura 88.- Idem Marzo de 1984..... 295

Figura 89.- Diagramas de distribución de frecuencias para los contenidos en ión magnesio (comunes. Septiembre de 1983 y Marzo de 1984)..... 299

Figura 90.- Mapa de isocontenidos en ión magnesio para Septiembre de 1983..... 300

Figura 91.- Idem Marzo de 1984..... 301

Figura 92.- Diagramas de distribución de frecuencias para los contenidos en ión sodio (comunes. Septiembre de 1983 y Marzo de 1984)..... 306

Figura 93.- Idem ión potasio..... 306

Figura 94.- Mapa de isocontenidos en los iones sodio y potasio para Septiembre de 1983..... 308

Figura 95.- Idem Marzo de 1984..... 309

Figura 96.- Diagramas de distribución de frecuencias para los contenidos en sílice (comunes. Septiembre de 1983 y Marzo de 1984)..... 312

Figura 97.- Mapa de isocontenidos en sílice para Septiembre de 1984..... 313

Figura 98.- Idem Marzo de 1984..... 314

Figura 99.- Diagramas de distribución de frecuencias para los contenidos en fluoruros (comunes. Septiembre de 1983 y Marzo de 1984)..... 319

pag.

Figura 100.- Mapa de isocontenidos en fluoruros para Septiembre de 1983..... 320

Figura 101.- Idem Marzo de 1984..... 322

Figura 102.- Mapa de isocontenidos en nitritos para Septiembre de 1983..... 325

Figura 103.- Idem Marzo de 1984..... 327

Figura 104.- Diagramas de contenidos para los constituyentes minoritarios y trazas determinados en Diciembre de 1983..... 330

Figura 105.- Mapas de distribución de facies hidroquímicas (Septiembre de 1983 y Marzo de 1984)..... 338

Figura 106 a.- Distribución de facies hidroquímicas según el diagrama de Piper..... 339

Figura 106 b.- Diagramas de Piper (comunes. Septiembre de 1983 y Marzo de 1984)..... 341

Figura 107 a.- Intervalos de confianza de una distribución normal para distintas probabilidades de acierto..... 347

Figura 107 b.- Representaciones conductividad-sulfatos (Septiembre de 1983 y Marzo de 1984)..... 348

Figura 108.- Idem sulfatos-calcio..... 350

Figura 109.- Idem sulfatos - calcio + magnesio..... 353

Figura 110.- Idem conductividad - calcio + magnesio..... 354

Figura 111.- Idem conductividad - cloruros 356

Figura 112.- Idem cloruros - sodio..... 359

Figura 113.- Idem conductividad - total de sólidos disueltos.... 361

Figura 114 a.- Mapas de posición de variables (análisis factorial. Comunes en Septiembre de 1983)..... 374

Figura 114 b.- Idem observaciones..... 377

Figura 115.- Dendrograma de variables según correlación (análisis cluster. Comunes en Septiembre de 1983)..... 381

Figura 116 a.- Idem aguas subteráneas en Marzo de 1984..... 382

Figura 116 b.- Idem aguas superficiales y subterráneas en Marzo de 1984..... 385

pag.

Figura 117.- Dendrogramas de casos según correlación y distancia (análisis cluster. Comunes en Septiembre de1983)... 386

Figura 118.- Diagrama hidroquímico de barras de las aguas de los principales ríos de alimentación del acuífero de La Vega de Granada, para Septiembre de 1983..... 394

Figura 119.- Idem para Marzo de 1984..... 395

Figura 120.- Red de saneamiento principal de la ciudad de Granada..... 405

Figura 121.- Diagrama hidroquímico de barras de las aguas de los principales cauces receptores de aguas residuales urbanas de La Vega de Granada..... 409

Figura 122.- Gráfico de evolución de algunos parámetros físico-químicos a lo largo del río Genil (Diciembre 1983).. 410

Figura 123.- Diagrama hidroquímico vertical de las aguas de distintos tramos del río Genil (iciembre de 1983). 412

Figura 124.- Gráfico de evolución de algunos parámetros físico-químicos del río Monachil (Diciembre de 1983)..... 414

Figura 125.- Idem río Beiro..... 416

Figura 126.- Idem río Cubillas..... 418

Figura 127.- Idem acequia Gorda..... 421

Figura 128.- Idem acequia Tarramonta..... 423

Figura 129.- Gráfico de evolución de los valores de la conductividad a lo largo de los principales cauces muestreados (Diciembre de 1983)..... 425

Figura 130.- Idem oxígeno disuelto..... 427

Figura 131.- Idem nitratos..... 429

Figura 132.- Idem nitritos..... 430

Figura 133.- Idem amoniaco..... 432

Figura 134 a y b.- Idem nitrógeno total inorgánico. Aporte..... 434

Figura 135.- Diagrama de barras referente a los aportes anuales de nitrógeno total inorgánico de los principales cauces considerados (Diciembre de 1983 y Marzo de 1984)..... 438

pag.

Figura 136.- Gráfico de evolución de los contenidos en fosfatos a lo largo de los principales cauces muestreados... 440

Figura 137.- Distribución de contenidos en pesticidas de aguas subterráneas y suelos de La Vega de Granada..... 462

Figura 138.- Localización espacial de los principales sectores de "polución" natural presentes en el acuífero de La Vega de Granada..... 476

Figura 139.- Red de control analítico de puntos de agua relacionados con el flujo subterráneo del acuífero de La Vega de Granada..... 245

Figura 140.- Perfil hidroquímico transversal "Puente de Los Vados" (Diciembre de 1983)..... 490

Figura 141.- Perfil hidroquímico transversal "Chauchina" (Diciembre de 1983)..... 492

Figura 142.- Perfil hidroquímico longitudinal "Río Genil" (Diciembre de 1983)..... 493

Figura 143.- Mapa de diagramas de potabilidad, según la Reglamentación española (Septiembre de 1983)..... 507

Figura 144.- Idem Marzo de 1984..... 508

Figura 145.- Diagrama de calidad de las aguas para riego, según la clasificación del USSLS (1954)..... 515

Figura 146.- Abaco utilizado para calcular el pH de equilibrio por el método de LANGELIER-HOOVER..... 518

Figura 147.- Cartografía de "afectabilidad" a la contaminación de las aguas, del acuífero de La Vega de Granada... 525

Figura 148.- Idem "poder de depuración y tiempo de llegada del contaminante a la zona saturada"..... 526

Figura 149.- Idem "velocidad de propagación y dispersión de contaminantes"..... 527

Figura 150.- Idem "posibilidades de descontaminación"..... 528

INDICE DE CUADROS

pag.

Cuadro 1.- Poblaciones de derecho y hecho de los municipios de La Vega de Granada (1981)..... 18

Cuadro 2.- Rentas per cápita de los municipios de La Vega de Granada (1975)..... 22

Cuadro 3.- Superficies medias de los principales cultivos presentes en La Vega de Granada (1980-83)..... 26

Cuadro 4.- Superficies de los distintos usos del suelo para los municipios de La Vega de Granada (1982)..... 27

Cuadro 5.- Número de establecimientos industriales y de empleados para los municipios de La Vega de Granada (1978). 29

Cuadro 6.- Cálculo del volumen saturado para el Cuaternario reciente de La Vega de Granada..... 73

Cuadro 7.- Relación de caudales y aportaciones anuales medias de los principales cauces de superficie que acceden a La Vega de Granada..... 102

Cuadro 8.- Aportaciones mínimas anuales de las principales unidades permeables que rodean al acuífero de La Vega de Granada..... 106

Cuadro 9.- Principales manantiales del acuífero de La Vega de Granada y caudal medio de los mismos (1975-82)..... 107

Cuadro 10.- Cuadro-síntesis comparativo de algunos balances hídricos realizados para el acuífero de La Vega de Granada..... 114

Cuadro 11.- Determinaciones físico-químico-biológicas realizadas, en análisis completos, por la Comisaría de Aguas del Guadalquivir..... 166

Cuadro 12 a.- Determinaciones analíticas diarias realizadas por la empresa EMASAGRA (Marzo de 1984)..... 177

Cuadro 12 b.- Idem extraordinarias..... 177

Cuadro 13.- Análisis-tipo de aguas, realizado por el Laboratorio Agrario Regional de Andalucía Oriental (1981)... 182

Cuadro 14.- Tipos de preservación y tiempos máximos de almacenaje seguidos en la presente investigación..... 193

Cuadro 15.- Métodos analíticos empleados en la determinación de los parámetros y constituyentes considerados..... 195

pag.

Cuadro 16.- Clasificación de las aguas, según su temperatura, y representatividad de las mismas en el acuífero de La Vega de Granada..... 257

Cuadro 17.- Cuadro-síntesis informativo sobre algunas cuestiones de interés de los constituyentes minoritarios considerados..... 332

Cuadro 18.- Contenidos máximos, mínimos y medios, hallados para los elementos metálicos minoritarios determinados (Diciembre de 1983 y Marzo de 1984)..... 333

Cuadro 19.- Matriz de coeficientes de correlación obtenida para las variables físico-químicas que fueron consideradas en el muestreo, de análisis completos, de Marzo de 1984..... 334

Cuadro 20.- Valores máximos, mínimos y medios, obtenidos para los constituyentes traza determinados (Diciembre de 1983)..... 336

Cuadro 21.- Porcentajes de los diferentes tipos de facies presentes en las aguas del acuífero de La Vega de Granada (Septiembre de 1983 y Marzo de 1984)..... 337

Cuadro 22.- Flujograma de las correlaciones, entre parámetros iónicos, estudiadas..... 344

Cuadro 23.- Estimadores de regresión y correlación obtenidos en las correlaciones consideradas..... 362

Cuadro 24.- Indice de cambio de bases de las aguas del acuífero (Septiembre de 1983. Red de puntos comunes)..... 366

Cuadro 25 a.- Valores medios y desviaciones típicas de los principales parámetros físico-químicos determinados (Junio de 1969; Febrero de 1972; Septiembre de 1983 y Marzo de 1984)..... 369

Cuadro 25 b.-Matriz de coeficientes de correlación obtenida para las variablers físico-químicas que fueron consideradas en el muestreo, de análisis completos, de Marzo de 1984..... 384

Cuadro 26.- Análisis físico-químicos medios de las aguas de infiltración de escorrentías del acuífero y de las excedentes en Láchar, de La Vega de Granada..... 389

Cuadro 27.- Características físico-químicas de las aguas de los principales cauces de superficie que acceden a La Vega de Granada..... 391

pag.

Cuadro 28.- Valores de algunos constituyentes minoritarios y traza determinados en los cauces de superficie considerados (Marzo de 1984)..... 391

Cuadro 29.- Incrementos medios de concentración de algunos constituyentes químicos del agua, tras su uso urbano.... 401

Cuadro 30.- Valores de los parámetros físico-químicos ordinarios determinados para todas las estaciones de la red de control de aguas residuales urbanas (Diciembre de 1983)..... 407

Cuadro 31.- Análisis físico-químicos de algunas aguas contaminadas por vertidos líquidos urbanos (Diciembre de 1983)..... 408

Cuadro 32.- Contenidos de nitrógeno presentes en las aguas residuales urbanas muestreadas (Diciembre de 1983).... 435

Cuadro 33.- Quimismo del efluente de Juncaril (Marzo de 1984)... 445

Cuadro 34 a.- Dotaciones y dietas fertilizantes aplicadas a La Vega de Granada..... 454

Cuadro 34 b.- Aportes brutos de nitrógeno "agrícola" por estaciones..... 453

Cuadro 35.- Principales componentes de los vertidos de residuos sólidos urbanos de España (1975-80 y 1997)..... 464

Cuadro 36.- Composiciones extremas y medias de los lixiviados de vertederos de Estados Unidos y España, respectivamente..... 466

Cuadro 37.- Síntesis informativa sobre los vertederos de residuos sólidos urbanos de los municipios de más de 5.000 habitantes de La Vega de Granada..... 469

Cuadro 38.- Composición físico-química media de las aguas del acuífero y de la de los principales sectores de "polución natural"..... 479

Cuadro 38 a.- Diferencias analíticas: aguas "profundas"-"someras" del acuífero..... 495

Cuadro 38 b.- Dieferencias porcentuales análisis Septiembre - Marzo..... 497

Cuadro 39.- Límites admisibles y tolerables de los parámetros físico-químico-biológicos de las aguas de consumo público (según el C.A.E.)..... 501

Cuadro 40.- Porcentajes de impotabilidad que presentaron algunos parámetros físico-químicos en las aguas del acuífero (Septiembre de 1983 y Marzo de 1984)..... 504

Cuadro 41.- Determinaciones físico-químicas que sobrepasaron los límites de potabilidad en los cauces de superficie considerados (Septiembre de 1983 y Marzo de 1984)..... 510

pag.

Cuadro 42.- El agua como vehículo transmisor de enfermedades.... 512

Cuadro 43.- Porcentajes de los distintos tipos de calidad del agua para riego, según la clasificación del USSLS (Septiembre de 1983 y Marzo de 1984. Embalse subterráneo)..... 516

capítulo I

OBJETO DEL TRABAJO

1. ANTECEDENTES

A pesar de que en los últimos años se han potenciado los estudios de analítica de aguas, es notoria una gran falta de recursos humanos y materiales, para acometer, con la rapidez y eficacia requeridas, toda una serie de situaciones hidro-medio-ambientales, de manifiesta actualidad. En esta situación de carestía de recursos es doblemente grave la falta de coordinación, hoy existente, entre los distintos organismos, entidades y estudiosos implicados en el tema.

Esta doble matización de entrada, es perfectamente aplicable al caso del acuífero de La Vega de Granada, cuya caracterización hidroquímica global, es objeto de investigación de la presente Tesis Doctoral. Sobre una base de documentación hidroquímica regional pobre, ha sido manifiesta la dispersividad, desconocimiento general y estado de infrautilización de la misma, junto a una falta de coordinación y colaboración, entre las distintas fuentes de donde ésta ha sido obtenida.

A lo largo del texto, y en cada uno de los apartados correspondientes, es tratado el tema de los antecedentes, de los que una mínima parte hacen referencia a investigaciones hidroquímicas realizadas en La Vega de Granada. No es mi intención presentar, en este apartado, una relación detallada de los mismos, que induciría inevitablemente a olvidos involuntarios, sobre todo cuando existe un capítulo, el cuarto, que hace referencia directa a ellos.

Sí quiero, no obstante, poner de manifiesto la gran utilidad que, para esta investigación, ha tenido la recopilación, tratamiento y estudio (según los casos) de los datos hidroquímicos y, en general, de la documentación hidrogeológica existente en la Oficina de Proyectos del Instituto Geológico y Minero de España (IGME), de Granada. La documentación hidroquímica de base consultada, ha correspondido a los análisis físico-químicos existentes relativos a puntos de agua del embalse subterráneo (manantiales, pozos y sondeos), cuyos datos han sido ordenados, tratados y estudiados por primera vez, en muchos

casos, para esta investigación (apartado IV.2). Con independencia de esta fuente de datos, puede decirse, en sentido estricto, que no hemos localizado otros antecedentes analíticos relativos a aguas subterráneas de La Vega de Granada (la mayor parte de los cuales hacen referencia a las de superficie y, dentro de ellas, a determinaciones muy específicas, como son las microbiológicas y los fluoruros, fundamentalmente).

2. INTERES DEL TEMA. OBJETIVOS

El interés de la presente investigación está estrechamente relacionado con la importancia intrínseca del tema elegido, no tratado anteriormente de manera global, y con la entidad socio-económica del acuífero de La Vega de Granada, sobre el que se ha realizado.

A lo largo de los capítulos segundo y tercero se exponen una serie de cuestiones que centran la importancia socio-económica de este acuífero de La Vega de Granada, como son las dependencias hídricas de su población, agricultura e industria y la caracterización hidrogeológica de sus reservas, recursos y potencial hidráulico. No obstante, vamos a anticipar aquí algunas de las mismas, con el fin de dar a conocer, "a priori", la entidad del acuífero investigado.

El acuífero de La Vega de Granada es un embalse subterráneo natural, de 200 Hm^3 de regulación anual (recursos) y de 1.000 Hm^3 de capacidad de agua útil drenable (las reservas totales se cifran en 2.000 Hm^3), equivalentes a seis y cincuenta veces superiores, respectivamente, a las que posee el embalse de Cubillas para que sirva de comparación.

Este potencial hídrico, que se encuentra a escasos metros bajo la superficie y a lo largo de la mayor parte de los 200 km^2 de La Vega de Granada, está actualmente infrautilizado en más de un 50 %, atendiendo a sus recursos medios anuales. El principal uso que de

sus aguas se hace, es el regadío, el cual a su vez recibe las mayores dotaciones de aguas de superficie, procedentes, en su mayoría, de Sierra Nevada, Sierra Arana (embalse de Cubillas) y embalse de Los Bermejales. Con finalidad agrícola existen más de un millar de captaciones (pozos y sondeos) que lo explotan, obteniendo del mismo un volumen anual, no bien evaluado, pero próximo a los 50 Hm^3, al que habría que sumar otros 40 Hm^3 más, para riego, procedentes de manantiales ("barras", "canales", "madres"...). Estos recursos, aplicados al regadío, son los únicos existentes en amplios sectores, siendo utilizados como dotación complementaria, principalmente al final del estiaje, en el resto de las mismas. Por ello, puede decirse que de su cantidad y calidad depende, actualmente, una parte importante de los cultivos de La Vega de Granada, cuya ocupación agrícola afecta al 32 % de la población activa (1977), y al 84 % sin contar a la de Granada capital.

Asimismo, sus aguas son utilizadas para el abastecimiento de algunos de sus municipios (Armilla, Santa Fe, La Zubia, Las Gabias, Churriana, Huétor Vega, Fuente Vaqueros...), de cuya regularidad en el suministro y calidad del mismo dependen actualmente 55.000 habitantes. Son, además, una fuente potencial a tener en cuenta, en el abastecimiento futuro de los 365.000 habitantes (48 % provincial. Para el censo de 1982), que con una densidad de población de 456 hab/km^2, están asentados en los municipios de La Vega de Granada.

Por último, sirve también de suministro, exclusivo o complementario, de gran parte de las industrias, que en más del 60 % se encuentran ubicadas, a nivel provincial, dentro de la misma, siendo el campo de actividad de un 28 % de la población activa del sector.

Toda esta dependencia hídrica (y la potencial futura), creada alrededor de las aguas de este acuífero, y favorecida por su buena disponibilidad, tanto en cantidad como en calidad, podría verse gravemente afectada, en muchos de sus usos, por un deterioro de esta última. En este punto, pienso "entronca" el mayor interés de esta investigación, como base de conocimiento, evaluación y predicción de los

estados de calidad y procesos de contaminación, que actualmente posee y lo están afectando. De forma complementaria, el establecimiento previo de la caracterización hidroquímica ayudará a un mejor conocimiento de la hidrogeología de este acuífero.

Sirva como botón de muestra, de la importancia de los procesos contaminantes que lo están afectando, producto de una sobrepresión demográfica, agrícola e industrial, el que actualmente bajo un 14 % de su superficie el agua es impotable, ya, por sus contenidos no tolerables de nitratos, cuando hace sólo cuatro años, ésta era del 1 %. Se ciernen, inexorablemente sobre esta situación, vertidos anuales brutos de 4.500 y 1.500 Tm de nitrógeno, aportados por las labores de abonado y aguas residuales urbanas, respectivamente.

Más hechos podrían comentarse para ir decantando el interés del tema investigado, como por ejemplo los brotes de fiebre tifoidea, que todavía siguen produciéndose, cuando es una enfermedad erradicada en la mayor parte de los paises desarrollados del mundo, etc, pero creo que debe ser el desarrollo del texto, donde se tocan la mayor parte de estos temas, con un enfoque eminentemente práctico, el que sirva para juzgar del interés del tema de investigación elegido.

Con respecto a los objetivos previstos, hay que decir que fueron escogidos para cubrir una investigación de "Hidroquímica de base", como pensamos puede considerarse a la aquí realizada. Por esta razón no hemos pretendido abordar, generalmente, aspectos de detalle de la misma, sino que nuestra intención, más bien, ha sido la caracterización hidroquímica global de las aguas del acuífero, prestando especial atención, también, a otros tipos de aguas y a los procesos que las afectan (aguas residuales, fertilizantes, vertederos...).

En una investigación como ésta, de tan amplia temática general, aplicada a un acuífero como el de La Vega de Granada, ha sido necesario, no profundizar demasiado en aspectos específicos, siendo muchos los temas abordados, la mayor parte de ellos por primera vez.

Una relación sintética, ordenada cronológicamente, de los objetivos que se ha pretendido cubrir, es la que se muestra resumida en el esquema siguiente.

1.- Recopilación de información y antecedentes (con tratamiento y estudio de gran parte de los datos hidroquímicos preexistentes del IGME).

2.- Caracterización hidroquímica de las aguas de La Vega de Granada
- Subterráneas
- Superficiales
- Residuales

3.- Caracterización de los focos y procesos de contaminación más importantes, con estudio de repercusiones en el acuífero (en su caso planteamiento de soluciones).
- Residuos líquidos urbanos
- Residuos sólidos urbanos
- Residuos líquidos industriales
- Fertilizantes y pesticidas
- "Polución natural"

4.- Caracterización de la calidad de las aguas para los distintos usos (abastecimiento, agricultura e industria).
- Subterráneas
- Superficiales

5.- Caracterización del acuífero desde el punto de vista de la vulnerabilidad a la contaminación por vertido.

3. LABOR REALIZADA

De forma sintética, en el esquema siguiente se detalla, ordenada cronológicamente, la labor realizada y, consecuentemente, las fases de trabajo seguidas en la presente investigación.

1.- Documentación regional y revisión bibliográfica
- Geográfica
- Geológica
- Hidrogeológica
- Hidroquímica
- Contaminación y calidad
- Analítica

2.- Establecimiento del balance hídrico. Realización del mapa hidrogeológico de base (completado posteriormente con isopiezas), con indicación de los puntos de agua de más interés. Realización de una síntesis actualizada del inventario de puntos de agua.

3.- Recopilación, tratamiento y estudio de parte de los datos hidroquímicos preexistentes del IGME.

4.- Toma de contacto con el terreno. Realización de los muestreos hidroquímicos y de los controles foronómicos y piezométricos correspondientes. Inventario y estudio de los principales focos de contaminación existentes.

5.- Analítica de las muestras recogidas (máximo de parámetros diferentes determinados: 38. Muestras que he analizado: 349).

6.- Tratamiento matemático, por ordenador, de datos (listado de archivos, representaciones diversas con plotter, matrices de correlación y medidas de población, análisis "Cluster", Factorial y de Componentes Principales).

7.- Realización de 150 figuras y 43 cuadros, aclarativos y complementarios del texto redactado (44 mapas de isocontenidos, 41 diagramas de frecuencias, 27 diagramas de correlación...)

8.- Redacción y mecanografía del texto, y encuadernación final.

Una visión comparativa de los esquemas correspondientes a la labor realizada y objetivos planteados, pondrá de manifiesto los medios que han sido utilizados y las etapas de investigación seguidas para alcanzar estos últimos.

4. ORGANIZACION DE LA TESIS

La forma de abordar el estudio de los objetivos previstos, ya señalados, y, sobre todo, la de presentarlos en el presente texto, ha girado en torno a tres ideas fundamentales. Estas han sido la de una documentación bibliográfica (y de antecedentes) regional lo más extensa que nos ha sido posible, la de una orientación fundamentalmente práctica de los temas abordados, y la de una completa ilustración de los mismos, mediante mapas, gráficos, tablas, anexos, etc.

La Tesis está compuesta de ocho capítulos, a los cuales pasamos una rápida revista de contenido.

El primero, al que corresponde este apartado, hace referencia al objeto del trabajo, y es meramente introductivo.

El segundo puede ser considerado como de documentación regional, referente a los aspectos geográficos y geológicos más interesantes de La Vega de Granada y de su entorno, los cuales inciden indirectamente sobre el tema investigado.

El tercero recopila la información básica preexistente, relativa a la hidrogeología del acuífero, alguno de cuyos aspectos han sido nuevamente estudiados para la presente investigación. La inclusión, de este capítulo, está justificada por la necesidad del mismo para una adecuada interpretación de la caracterización hidroquímica del acuífero, uno de los objetivos primordiales de la presente investigación. Igualmente, es la base de los diagnósticos de previsión en la evolución del quimismo y de la cartografía de vulnerabilidad a la contaminación de las aguas.

El cuarto recoge, de forma algo desordenada por la propia estructuración del mismo, lo básico de la recopilación de información y antecedentes (en algún caso también tratamiento y estudio), sobre los aspectos relacionados con la hidroquímica regional, al tiempo que muestra las líneas de actuación e investigación de organismos, empresas y departamentos universitarios, con respecto al dominio de las aguas de La Vega de Granada.

Con el quinto se puede decir, realmente, que empieza la investigación hidroquímica, objeto de la presente Tesis Doctoral. En él están recogidas las técnicas analíticas seguidas para la determinación de los 38 parámetros físico-químicos determinados. Previamente, es expuesta la sistemática adoptada en la toma y preservación de las muestras analizadas en las distintas campañas.

En el sexto se caracterizan hidroquímicamente, con toda la información analítica disponible, las aguas de La Vega de Granada (subterráneas, superficiales y residuales), a la vez que los principales focos y procesos de contaminación; son expuestas, también, las repercusiones que éstos ocasionan, en las aguas del acuífero (aguas residuales, vertederos de residuos sólidos urbanos, fertilizantes y pesticidas y materiales salinos).

El séptimo aglutina a tres temas no relacionados entre sí, que no habían tenido cabida en capítulos anteriores, de ahí el nombre de Addenda para el mismo. Estos son el funcionamiento hidrogeológico, como condicionante del quimismo de las aguas del acuífero, la caracterización de la calidad química de las mismas, para los distintos usos, y el estudio de la vulnerabilidad espacial que presenta al vertido de contaminantes.

Por fin, el capítulo octavo recoge los principales resultados y conclusiones de esta investigación.

capitulo II

GEOGRAFIA Y GEOLOGIA

1. GEOGRAFIA

1.1. LOCALIZACION GEOGRAFICA

La Vega de Granada considerada desde un punto de vista geográfico, coincide prácticamente con la definida como acuífero, desde una visión hidrogeológica.

Situada inmediatamente al Oeste (y Sur) de la ciudad de Granada, de la que toma el nombre, ocupa una superficie de 200 km^2, repartida a ambas márgenes del río Genil, que define su eje central desde las poblaciones de Cenes de La Vega a Láchar. En la figura 1 puede observarse su localización geográfica regional y local.

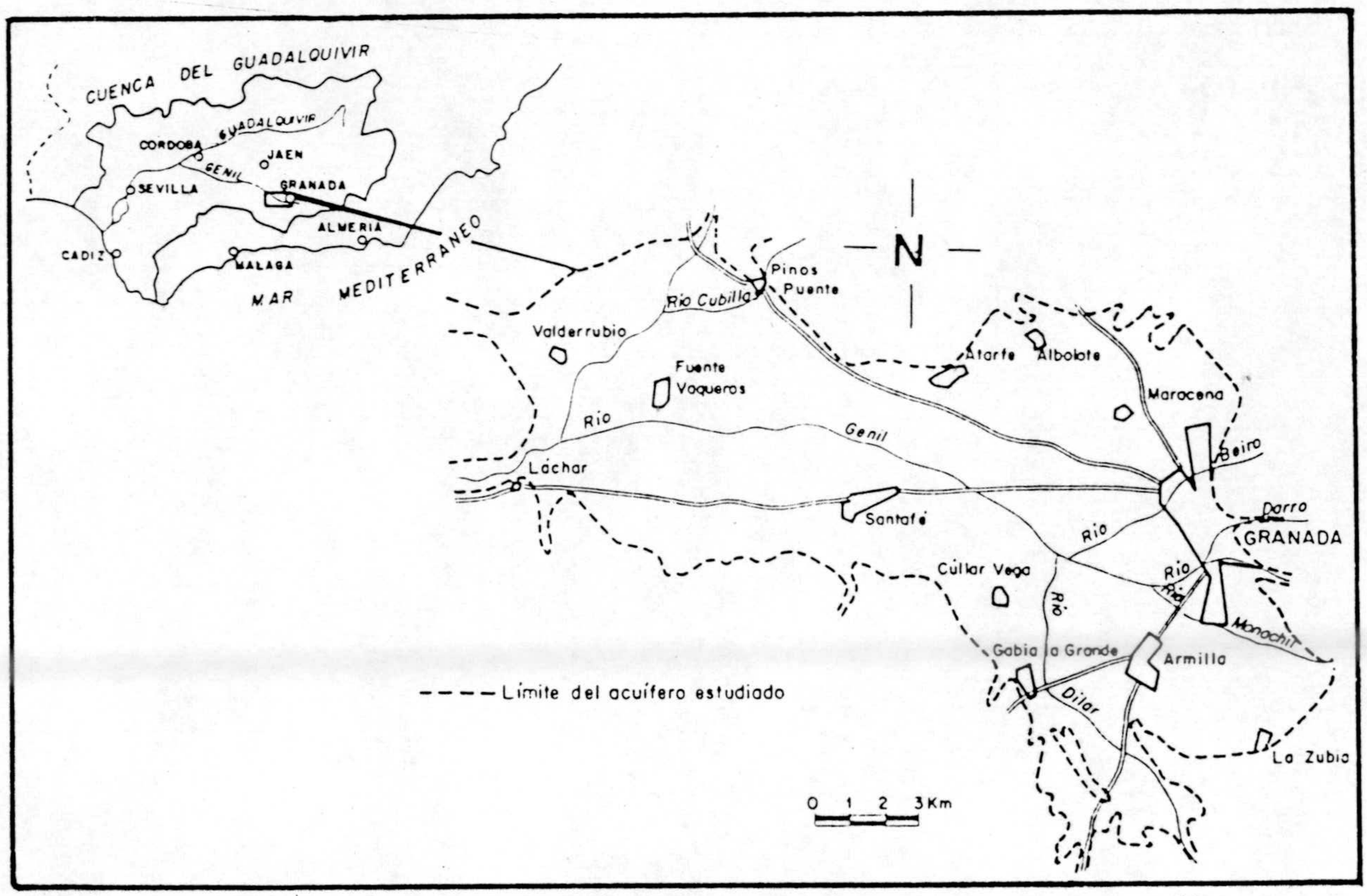


Figura 1.- Localización geográfica regional y local del acuífero de La Vega de Granada.

También se podría definir por sus coordenadas geográficas, que son las siguientes: longitud 3° 29' 10" a 3° 51' 40"; latitud 37° 05' 04" a 37° 15' 04".

El clima es moderadamente continental, con influencia mediterránea. La precipitación y temperatura medias, son de, aproximadamente 450 mm y 15°C, respectivamente.

Correspondiente a un área morfológicamente llana, entre las cotas 530 y 760, se encuentra en situación deprimida, respecto al conjunto de relieves circundantes, lo que la hace receptora de las escorrentías superficiales de una gran cuenca hidrográfica, como es la del Alto Genil, con más de 2.900 km^2 de superficie (figura 16).

A ella acceden las aguas de los ríos: Genil, Aguas Blancas, Monachil, Dílar (Sierra Nevada), Darro, Beiro, Cubillas (Sierra Arana), Velillos y Colomera (Sierra de Alta Coloma).

Su abundancia en aguas superficiales, unida a la fertilidad de los suelos que posee, motiva su intensivo empleo agrícola. En la actualidad dispone de una complejísima red de acequias y canales, en gran parte heredada de la dominación Morávide, que derivan el agua para el regadío, de los ríos anteriormente mencionados.

Vinculada a la gran riqueza agrícola existente y a su situación geográfica, La Vega de Granada ha sido siempre un área muy poblada, donde hoy día se encuentra el 50 % de la población provincial. De los 28 municipios que se reparten sus tierras, los más importantes, además de Granada, son los de: Pinos Puente, Santa Fe, Armilla y Maracena, por este orden.

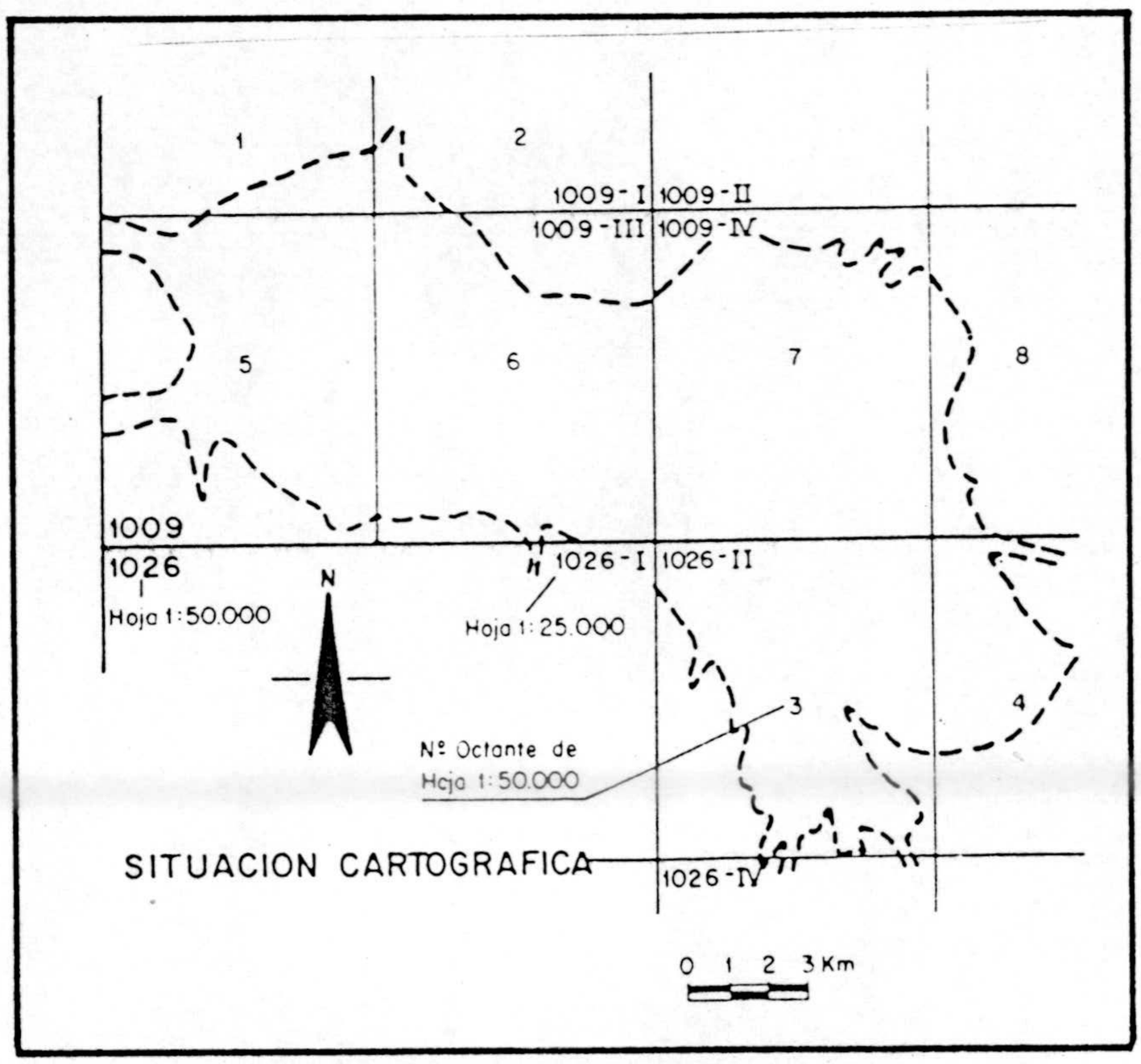
Las comunicaciones, por el mismo motivo, son muy numerosas. Así, desde Granada, y en direcciones radiales, la atraviesan las carreteras nacionales nº 323, 342 y 432, con las que enlazan multitud de comarcales y locales, a las que van a parar, en última instancia, los "caminos de tierra" de servicio agropecuario, a través de los cuales se puede llegar, prácticamente, a cualquier punto de su superficie.

Desde el punto de vista cartográfico y aerofotográfico, está cubierta por las siguientes planimetrías (figura 2) y vuelos de detalle.

a) Planimetrías

1.- Mapas topográficos a escala 1:50.000 (Servicio Cartográfico del Ejército). Hojas: 1009 (19-41), Granada y 1026 (19-42), Padul.

2.- Mapas topográficos a escala 1:25.000 (Presidencia del Gobierno). Hojas: 1009-I, Pinos Puente; 1009-II, Cogollos Vega; 1009-III, Santa Fe; 1009-IV, Granada; 1026-I, Chimeneas; 1026-II, Armilla y 1026-IV, Padul.



SITUACION CARTOGRAFICA

Figura 2.- Situación de las hojas topográficas, a escala 1:50.000 y 1:25.000, que cubren el sector estudiado.

Complementan estas planimetrías, algunos "levantamientos" a escalas 1:5.000, e incluso mayores, del Catastro.

b) Vuelos

1.- Vuelo "americano", 1956-57 (Servicio Geográfico del Ejército). Fotogramas a escala aproximada 1:33.000. El área se cubre con las siguientes pasadas:

Roll 224	Nº 22516 - 22522
	22437 - 22443
Roll 442	Nº 44852 - 44857

2.- Vuelo de INFOCAR, S.L., 1978-79. Fotogramas a escala aproximada 1:18.000. Se cubre con las pasadas:

1009-A	nº 9 - 16
" B	" 11 - 17
" C	" 12 - 16
" D	" 2 - 8
" E	" 2 - 16
" F	" 1 - 14
" G	" 2 - 14

1.2. DEMOGRAFIA

La demografía comparativa de una región, es un índice de su productividad relativa. Por otra parte, desde el punto de vista de una planificación hidráulica es necesario conocerla, para poder afrontar la demanda hídrica directa (urbana) e indirecta (industrial y agrícola) y la infraestructura de eliminación de sus residuos, líquidos (aguas residuales urbanas) y sólidos (vertederos). El estudio de la evolución demográfica, por las mismas razones antes apuntadas, permitirá ir adecuando, con la antelación suficiente, la relación recursos-demandas, al mismo tiempo que los sistemas de eliminación y depuración de los residuos correspondientes.

Desde esta perspectiva, vamos a dar sintéticamente una idea de la demografía del área donde se enclava el acuífero estudiado.

Para una población provincial de 761.334 habitantes, en Marzo de 1981, con una densidad correspondiente a 61 habitantes/km^2, los municipios implicados en La Vega de Granada (incluida Granada capital), que suponen el 6,4 % de la superficie provincial, albergaban, para la misma fecha, el 48 % de la misma. Con una población de 365.218 habitantes, este área da la mayor densidad demográfica a nivel provincial, con 456 habitantes/km^2, que baja a 167 habitantes/km^2, sin considerar a la población de Granada capital.

Esta densidad sólo es comparable, a nivel provincial, con la de la franja litoral, con más de 100 habitantes/km^2, mantenida por la actividad turística y rentable agricultura subtropical, lo que da idea comparativa de la riqueza agrícola de La Vega de Granada, a cuyo sector se dedica el 84 % de la población activa (sin incluir, como ya dijimos, a Granada capital).

La población asentada en La Vega de Granada, en Marzo de 1981, se encuentra desglosada, para los distintos municipios de la misma, en el cuadro 1, donde se han considerado independientemente las poblaciones de hecho y derecho (datos del censo del Instituto Nacional de Estadística, en BUJEDO, 1983). Como puede observarse las diferencias entre ambas son poco significativas, salvo para el caso de Granada capital, donde la de hecho es superior por 15.540 habitantes, resultando, a nivel global, un superávit de la misma en 14.462 habitantes. Sin embargo, no está incluida, en esta estadística de población, la no despreciable debida al estudiantado foráneo y turismo, la cual supone un incremento medio anual de 30 a 50.000 habitantes, sólo para Granada capital.

Según los datos de población recogidos en el cuadro 1, anteriormente citado, los municipios de La Vega, con más de 5.000 habitantes (a excepción de Granada), son los siguientes: Pinos Puente (12.238), Santa Fe (10.852), Armilla (10.485), Maracena (9.888), Atarfe (8.775), Albolote (7.153) y La Zubia (6.334).

Municipio	Pobl. de derecho	Pobl. de hecho	Municipio	Pobl. de derecho	Pobl. de hecho
Albolote	7.157	7.153	Granada	246.642	262.182
Alhendín	3.124	3.222	Huétor Vega	4.566	4.447
Armilla	10.278	10.485	Jún	863	868
Atarfe	8.993	8.775	Láchar	1.955	1.902
Cájar	1.390	1.520	Maracena	9.837	9.888
Cenes de La Vega	1.198	1.180	Monachil	3.523	3.545
Cijuela	1.018	1.006	Ogíjares	2.354	2.708
Cúllar Vega	1.340	1.325	Otura	2.074	1.979
Chauchina	3.643	3.573	Peligros	4.677	4.605
Churriana	3.884	3.849	Pinos Puente	12.529	12.238
Dílar	1.280	1.209	Pulianas	2.146	2.121
Fuente Vaqueros	3.591	3.533	Santa Fe	11.291	10.852
Gabias, Las	5.049	4.866	Vegas del Genil	2.583	2.562
Gójar	1.714	1.647	Zubia, La	6.429	6.334

Cuadro 1.- Poblaciones de derecho y hecho para los municipios de La Vega de Granada (Marzo de 1981. Datos del I.N.E., en BUJEDO, 1983).

Desde el punto de vista de la evolución demográfica, mientras Granada provincia ha experimentado un ligero aumento demográfico global, desde principios de siglo, cifrado en un 50 % (contabilizadas unas pérdidas netas por emigración de 395.400 habitantes), hasta 1980, Granada capital ha sufrido una subida de cerca del 250 %, en el mismo periodo. En la figura 3 se observa la evolución seguida (según VILLEGAS, 1982), en la que los municipios de La Vega podrían considerarse con evolución intermedia, más en consonancia con la de Granada capital, a la que se sienten muy vinculados.

Una diagnosis de la evolución demográfica (figura 4), cifra la población de Granada para el año 2000, en 450.000 habitantes (JEREZ, 1983).

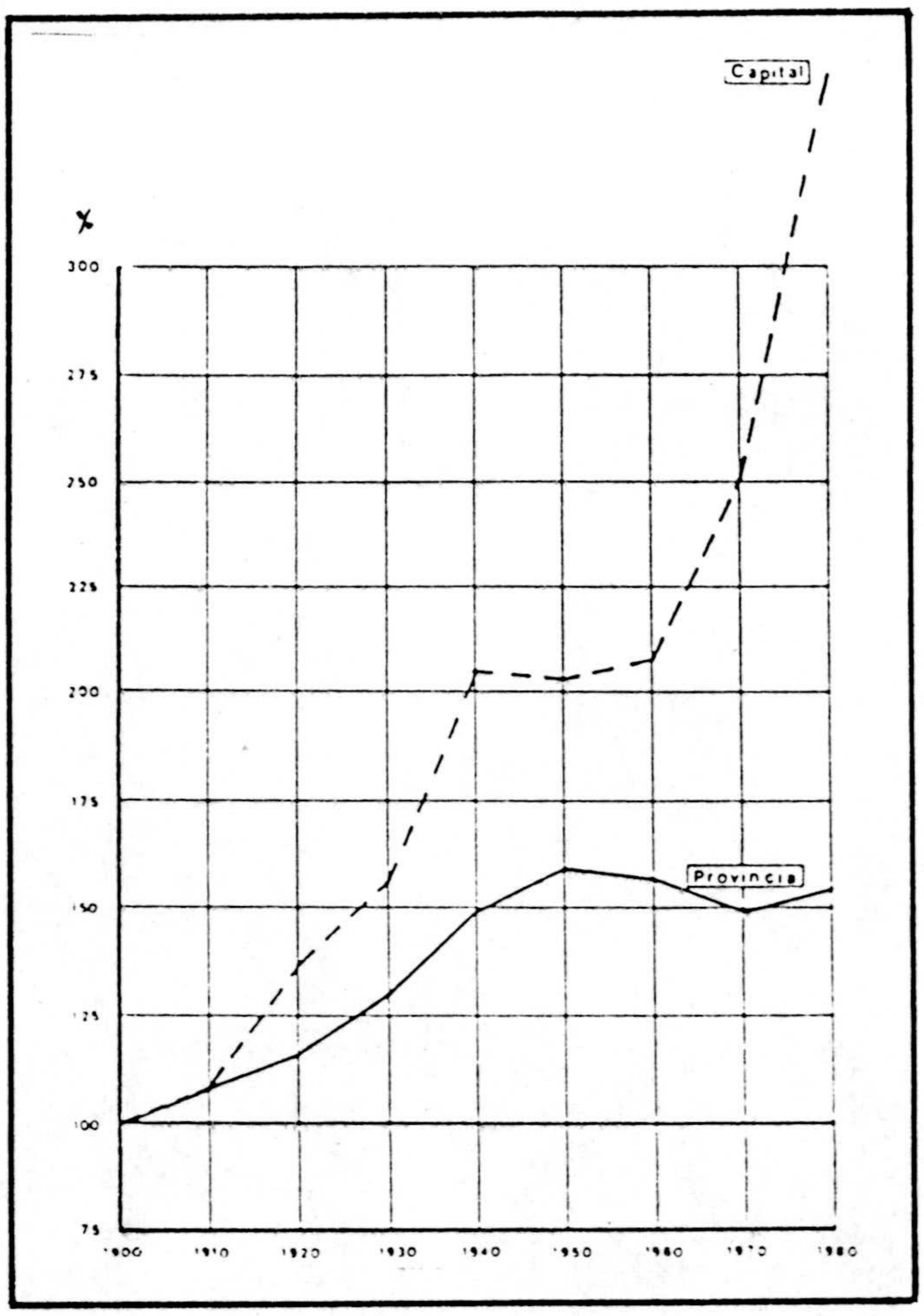


Figura 3.- Evolución porcentual de la población de Granada capital y provincia de 1900 a 1980 (VILLEGAS, 1982).

Aspectos complementarios de más detalle, sobre la demografía y su evolución en los municipios de La Vega de Granada, pueden encontrarse en OCAÑA, 1974.

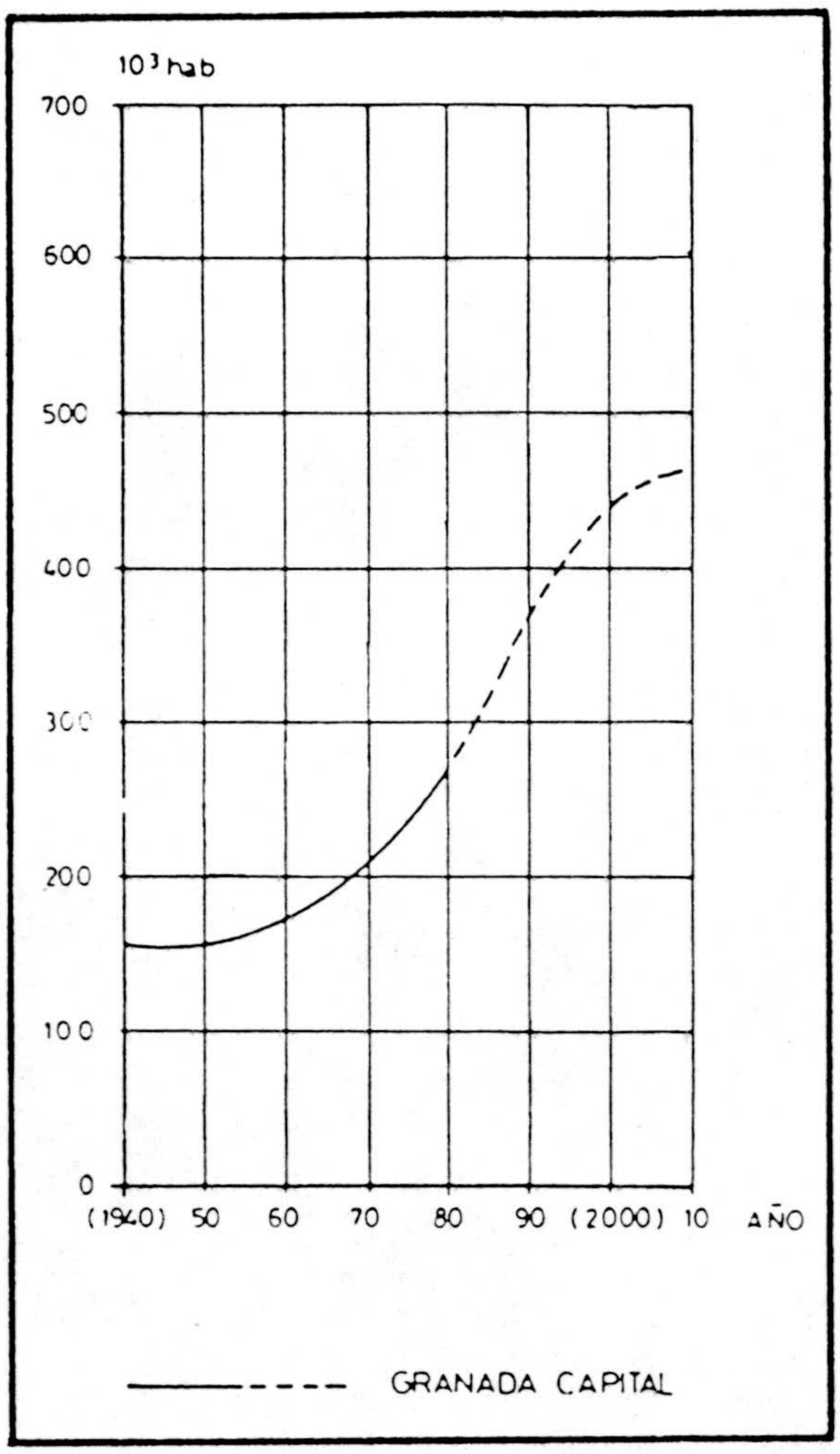


Figura 4.- Diagnosis de evolución de la población de Granada capital; año 2010 (JEREZ, 1983).

1.3. RECURSOS. AGRICULTURA E INDUSTRIA

1.3.1. Recursos

La provincia de Granada es eminentemente rural y, a pesar del abandono del campo producido en los últimos años, el sector primario sigue ocupando el mayor porcentaje de dedicación de la población activa, aunque su contribución a la renta provincial es bastante inferior y ocupa el último lugar tras la industria y los servicios.

En la figura 5, puede observarse un diagrama triangular correspondiente al porcentaje de población activa provincial, muy parecido al de La Vega de Granada, dedicada a cada uno de los tres sectores de recursos, para los años 1955 y 1977 (VILLEGAS, 1982).

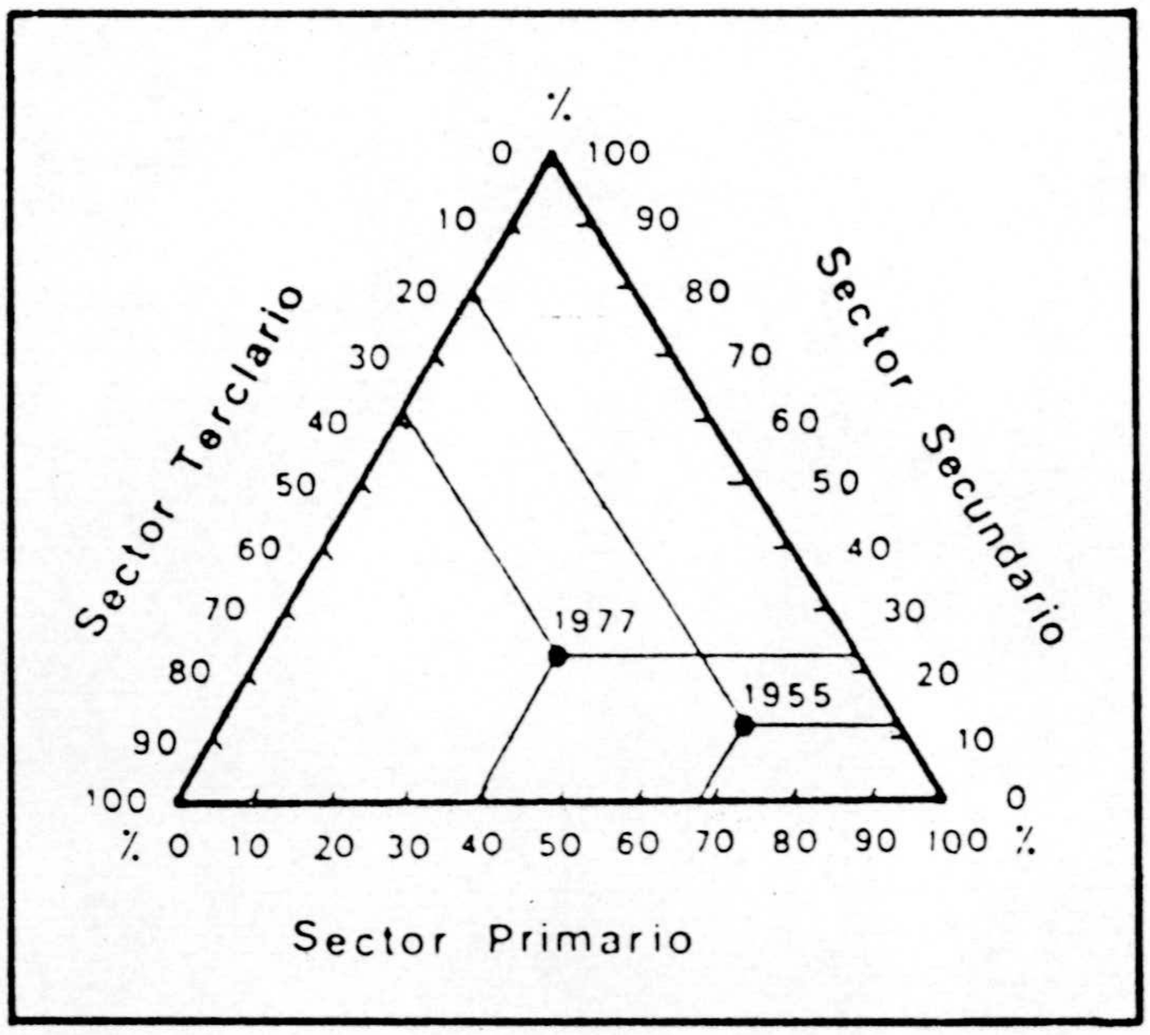


Figura 5.- Diagrama triangular de repartición de la población activa de Granada provincia, por sectores, para los años 1955 y 1977 (VILLEGAS, 1982).

Para la misma, y según datos de hace unos años, el 32 % de la población activa se dedicaba al sector primario (39 % a nivel provincial en 1977) y el 68 % restante a la industria y los servicios (61 % a nivel provincial en 1977). No obstante, excluida Granada capital, la población activa se distribuía de forma muy distinta. Así, el sector primario suponía el 84 %, mientras los secundario y terciario sólo representaban el restante 16 %. Con ello se pone de manifiesto el peso específico de Granada capital en el área de servicios, mientras que a nivel del resto de La Vega, la preponderancia es mayoritariamente agrícola.

La renta per cápita de la provincia de Granada en 1975, debido al bajo porcentaje de población activa existente (alta tasa

de paro), y al desequilibrio de su ocupación por sectores, con mayoritaria dedicación al agrícola y mínima al industrial, hace que ocupe el penúltimo lugar a nivel nacional, sólo superada por la de Cáceres, la última, con una renta per cápita de 85.993 pts.

Una relación de la misma, para los distintos municipios de La Vega, en 1975, puede verse en el cuadro 2 (según el Anuario del Mercado Español, Banesto, 1977, en GARCIA RUIZ, 1982).

Albolote	8 a 10	Granada	150 a 200
Alhendín	7 a 8	Huétor Vega	8 a 10
Armilla	7 a 8	Jún	7 a 8
Atarfe	8 a 10	Láchar	6 a 7
Cájar	7 a 8	Maracena	8 a 10
Cenes de La Vega	7 a 8	Monachil	10 a 12
Cijuela	7 a 8	Ogíjares	6 a 7
Cúllar Vega	6 a 7	Otura	7 a 8
Chauchina	6 a 7	Peligros	7 a 8
Churriana	7 a 8	Pinos Puente	7 a 8
Dílar	6 a 7	Pulianas	7 a 8
Fuente Vaqueros	6 a 7	Santa Fe	7 a 8
Gabia, Las	7 a 8	Vegas del Genil	?
Gójar	7 a 8	Zubia, La	8 a 10

Cuadro 2.- Rentas per cápita (1 pts x 10.000) de cada uno de los municipios de La Vega de Granada (1975. Datos del Anuario del Mercado Español, Banesto 1977; en GARCIA RUIZ, 1982).

De la relación de rentabilidades expuestas en dicho cuadro, sólo los municipios de Albolote, Atarfe, Huétor Vega, Maracena, Monachil y La Zubia, junto con el de Granada, superan la renta per cápita provincial. Las razones principales de su relativamente alta renta, están en una mayor dedicación de los mismos a las actividades industriales y de servicios, a las que corresponden el área de servicios de Granada, los polígonos industriales de Juncaril y ASEGRA, el complejo turístico de Solynieve (Monachil) y algunos núcleos industriales aislados.

1.3.2. Agricultura

Como ya hemos comentado, en el epígrafe de recursos, ocupa a más del 80 % de la población activa de La Vega de Granada (al 32 % considerando a la capital). Su contribución a la renta supuso, en 1977, el 6 % del producto bruto, de un total del 15,2 % a nivel provincial (según el Banco de Bilbao).

En cuanto a su extensión superficial, de las 20.000 Ha que ocupa el acuífero de La Vega de Granada, 19.000 Ha (95 %) pueden considerarse de regadío, lo que supone para el mismo el 21 % de las 92.000 Ha que existen a nivel provincial.

La calidad excepcional de sus tierras, con grandes soportes de materia orgánica, el abusivo empleo de abonado (que llega a ser de tres a cuatro veces superior al utilizado en otros regadíos similares de Andalucía) y la naturaleza del clima, que la hace óptima para el riego de verano, que es de altas dotaciones, favorece que se produzcan cosechas de altísima productibilidad. Así, llegan a darse cosechas record como son: 80.000 Kg/Ha de cebolla, 16.000 Kg/Ha de ajos, 36.000 Kg/Ha de patatas, 60.000 Kg/Ha de remolacha, 3.000 Kg/Ha de tabaco, 12.000 Kg/Ha de maiz, etc.

La pulverización de la propiedad, con más de 19.000 parcelas, en las 20.000 Ha de La Vega, impiden su racional mecanización y la existencia de una ganadería de apoyo intensiva (que está empezando a surgir de la mano de la central lechera UNIASA). La comercialización, aspecto importante en el sector agrícola, no gestionada por los mismos agricultores, que pierden así importantes beneficios y, por último, la gran falta de industrias de transformación (paliada en parte durante los últimos años), son las causas principales que hacen que no se obtenga de La Vega de Granada, la rentabilidad que sería de esperar.

El regadío proviene, en la mayor parte, de la derivación de todas las aguas de superficie que acceden a la misma, de las que son mayoritarias las procedentes de los ríos Genil, Cubillas, Velillos, Monachil y Dílar y de los canales de Cacín y Deifontes. Desde el tiempo de la dominación romana y árabe existe una complejísima red de distribución, de este agua, en canales y acequias que irrigan toda La Vega de Granada. Es por ello que está dividida en 52 comunidades de regantes (figura 6, PNUD/FAO, 1972), las cuales agrupan y gestionan el abastecimiento de sus áreas de influencia correspondientes, en base a toda una reglamentación interna, alguna de evidente interés histórico.

Entre las más importantes, destacan la de la acequia Gorda del Genil (2.800 Ha), la del canal de Albolote (2.500 Ha) y la del Sindicato de Santa Fe (1.790 Ha).

El cultivo, falto de una orientación y planificación adecuada, ha ido evolucionando a lo largo del tiempo, en el tipo y en su dedicación superficial, a criterio, la mayor parte de las veces, de los propios agricultores. Hoy día, los Servicios de Extensión Agraria ejercen, entre otras, una labor informativa y de coordinación, que ha permitido orientar los mismos hacia aquellos de mayor demanda y más alta rentabilidad en La Vega de Granada.

A la Jefatura de dicho Organismo debemos la relación cultivos-superficie media, que para la misma se ha elaborado, de 1980 a 1983, la cual se presenta en el cuadro 3. De él se puede deducir que los cultivos más extendidos son los intensivos de choperas, con 2.600 Ha y los de campaña de trigo, maiz y tabaco, con 6.400, 4.500 y 2.500 Ha, respectivamente.

La suma de superficies de cultivos herbáceos, que se presenta en dicha tabla, supera las 24.300 Ha de dedicación a los mismos, ya que se trata de superficies medias por campaña, y un año posee varias campañas de cultivo en La Vega de Granada.

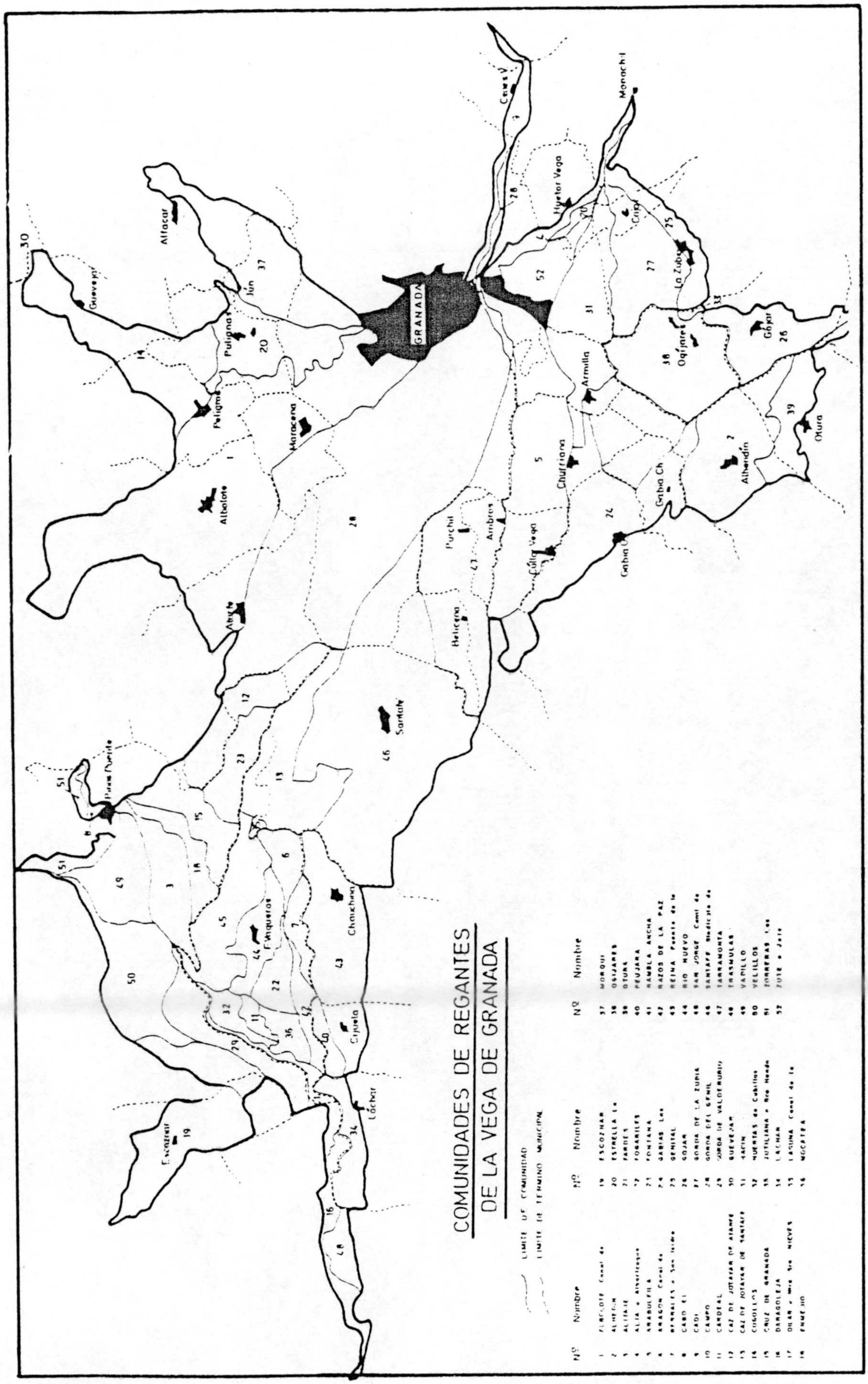


Figura 6. – Mapa de comunidades de regantes de La Vega de Granada (PNUD/FAO, 1972).

Así, entre las alternativas de cultivo, que potencialmente son numerosísimas, producto de todas las combinaciones posibles que permitan las épocas de siembra y recogida elegidas, las más utilizadas son:

1.- trigo ——— ajo (cebolla / patatas) ——— maiz

2.- trigo ——— ajo tabaco ——— maiz tabaco

Cultivos	Superficie (Ha)
a) LEÑOSOS	3.200
Chopera	2.600
Frutales, olivo, vid...	600
b) HERBACEAS	
Trigo	6.400
Maiz	4.500
Tabaco	2.500
Hortalizas	2.000
Ajo	1.400
Cebolla	1.000
Patata	1.000
Cereal de forraje	1.000
Alfalfa	1.000
Haba	800
Judía	500
Beza-avena	200
Otras	2.000

Cuadro 3.- Relación cultivos-superficie media (campaña) para La Vega de Granada (1980-1983. Datos del S.E.A.).

Por último, y para completar este epígrafe "agrícola" de La Vega de Granada, se exponen en el cuadro 4 las superficies ocupadas por los distintos usos del suelo en 1982, para todos los municipios implicados en la misma (según BUJEDO, 1983).

Municipio	Cultivos no leñosos	Cultivos leñosos	Prados y pastizales	Forestal	Otros usos	Total	
Albolote	1.941	2.531	492	1.100	897	6.961	regadío
	895	96	x	-	x	991	secano
	2.836	2.627	492	1.100	897	7.952	total
Alhendín	2.216	154	864	1.166	131	4.531	
	452	250	x	-	x	702	
	2.668	404	864	1.166	131	5.233	
Armilla	-	-	-	-	149	149	
	252	6	x	-	x	258	
	252	6	-	-	149	407	
Atarfe	1.118	992	544	453	373	3.480	
	767	90	x	235	x	1.092	
	1.885	1.082	544	688	373	4.572	
Cájar		-	37	-	47	84	
	95	22	x	-	x	117	
	95	22	37	-	47	201	
Cenes de La Vega	3	52	55	488	22	620	
	53	1	x	12	x	66	
	56	53	55	500	22	686	
Cijuela	137	482	-	-	48	667	
	854	163	x	3	x	1.020	
	991	645	-	3	48	1.687	
Cúllar Vega	47	46	-	-	-	116	
	315	1	1	x	-	316	
	362	47	1	-	-	432	
Chauchina	233	303	18	-	38	592	
	1.328	28	x	10	x	1.366	
	1.561	331	18	10	38	1.958	
Churriana de La Vega	-	-	-	-	313	313	
	369	3	x	-	x	372	
	369	3	-	-	313	685	
Dílar	891	592	3.002	3.173	474	8.132	
	109	140	x	10	x	259	
	1.000	732	3.002	3.183	474	8.391	
Fuente Vaqueros	-	-	-	-	35	35	
	950	88	x	431	x	1.469	
	950	88	-	431	35	1.504	
Las Gabias	1.630	1.439	110	-	229	3.408	
	514	72	x	-	x	586	
	2.144	1.511	110	-	229	3.994	
Güéjar	360	133	118	91	18	720	
	395	139	x	-	x	534	
	755	272	118	91	18	1.254	

Municipio	Cultivos no leñosos	Cultivos leñosos	Prados y pastizales	Forestal	Otros usos	Total	
Granada	235	1.134	523	920	1.930	4.742	regadío
	3.462	324	x	437	x	4.223	secano
	3.697	1.458	523	1.357	1.930	8.965	total
Huétor Vega	60	128	-	-	116	304	
	105	17	x	-	x	122	
	165	145	-	-	116	426	
Jún	87	74	-	-	47	208	
	90	42	x	-	x	132	
	177	116	-	-	47	340	
Láchar	51	20	-	112	38	221	
	1.017	-	x	30	x	1.047	
	1.068	20	-	142	38	1.268	
Maracena	-	-	-	-	10	10	
	450	22	x	-	x	472	
	450	22	-	-	10	482	
Monachil	286	157	2.207	3.894	1.983	8.527	
	285	201	x	-	x	486	
	571	358	2.207	3.894	1.983	9.013	
Ogíjares	58	15	24	-	31	128	
	408	124	x	-	x	532	
	466	139	24	-	31	660	
Otura	1.563	346	74	-	54	2.037	
	274	79	x	-	x	353	
	1.837	425	74	-	54	2.390	
Peligros	85	432	-	-	181	698	
	192	34	x	-	x	226	
	277	466	-	-	181	924	
Pinos Puente	2.418	2.611	438	365	271	6.103	
	3.217	43	x	400	x	3.660	
	5.635	2.654	438	765	271	9.763	
Pulianas	15	190	-	-	12	217	
	299	118	x	-	x	417	
	314	308	-	-	12	634	
Santa Fe	319	430	-	210	180	1.139	
	2.047	250	x	424	x	2.721	
	2.366	680	-	634	180	3.860	
Vegas del Genil (Ambroz, Belicena y Purchil)	224	211	20	-	128	583	
	862	23	x	-	x	885	
	1.086	234	20	-	128	1.468	
Zubia, La	130	155	450	500	156	1.391	
	428	122	x	x	x	550	
	558	277	450	500	156	1.941	

Cuadro 4.- Superficies de los distintos usos del suelo para los municipios de La Vega de Granada (1982. BUJEDO, 1983).

1.3.3. Industria

Dentro del contexto nacional, Granada aparece como ciudad con "muy escasa industria y estancada o regresiva. Con una población activa del 28 %, P.I.B. per cápita de 10.000 a 15.000 pts/año y una inversión industrial de 1.500 a 3.000 pts per cápita", según "La industria andaluza" (Banco Industrial de Cataluña). En la misma línea, BOSQUE MAUREL (1971) dice, "la provincia de Granada tiene una escasa significación industrial".

Pero donde mejor se refleja su situación industrial, es en el lugar que ocupa a nivel nacional, donde está en el puesto número treinta y tres, y séptimo de Andalucía, sólo por encima de Almería (1977).

La escasa importancia de la actividad industrial, que supuso en 1977 el 23,6 % de la producción provincial, está relacionada, según VILLEGAS (1982), con la deficiente estructura de sus empresas, de las que el 83 % no tienen personal asalariado (empresas familiares). Del resto, el 82 % tienen menos de cinco trabajadores y no llegan al 1 % las que tienen más de 100.

El carácter minifundista de la empresa granadina la hace poco rentable, de altos costos de producción y en absoluto competitiva; en consecuencia están llamadas a desaparecer, en el contexto capitalista en que se desenvuelven.

Para establecer el orden de importancia de las diez principales actividades industriales, se ha tomado como índice el número de población activa que emplean, ya que tiene más significación que el de la producción. Atendiendo a ese criterio, el orden de las principales ramas industriales de la provincia de Granada es, en 1976, el siguiente: 1° alimentación; 2° vidrio; 3° madera y corcho; 4° calzado, confección y cuero; 5° papel y artes gráficas; 6° transformación metálicos; 7° bebidas y tabaco; 8° químicas; 9° textil y 10° metálicas básicas.

En el periodo 1970-78, los establecimientos industriales de la provincia de Granada, que descienden en número en un 26 % (datos del Instituto Nacional de Estadística), están localizados en más de un 50 % en Granada capital y los pueblos situados en un perímetro de 20 km, lo que puede corresponder al ámbito geográfico de La Vega de Granada. Porcentaje que es superior al 80 % para los de mayor enverga-dura. Es por ello, que lo dicho sobre la industria de Granada provincia, puede aplicarse totalmente a la de La Vega de Granada, sector de concentración principal de la misma.

Según el censo industrial de España, para el año 1978, en La Vega de Granada hay 1.199 establecimientos industriales, que se reparten, según el número de empleados, como consta en el cuadro 5 (GARCIA RUIZ, 1982).

Municipio	Establ.	Empl.	Municipio	Establ.	Empl.
Albolote	35	101 a 500	Granada	608	>1.000
Alhendín	22	101 a 500	Húetor Vega	13	101 a 500
Armilla	64	>501	Jún	17	101 a 500
Atarfe	67	>501	Láchar	11	51 a 100
Cájar	7	51 a 100	Maracena	63	>1.000
Cenes de La V.	5	< 101	Monachil	19	51 a 100
Cijuela	8	< 101	Ogíjares	10	< 101
Cúllar Vega	5	< 101	Otura	7	51 a 100
Chauchina	12	101 a 500	Peligros	38	> 501
Churriana	20	101 a 500	Pinos Puente	56	101 a 500
Dílar	4	< 101	Pulianas	15	101 a 500
Fuente Vaquer.	8	51 a 100	Santa Fe	24	> 501
Gabia, La	34	101 a 500	Vegas del Gen.	?	?
Gójar	7	< 101	Zubia, La	20	101 a 500

Cuadro 5.- Número de establecimientos industriales y de empleados para los municipios de La Vega de Granada (1978. GARCIA RUIZ, 1982).

2. GEOLOGIA

2.1. LOCALIZACION GEOLOGICA. ANTECEDENTES

En el sector central de las Cordilleras Béticas, y sobre la franja NE-SW, que separa materiales del Dominio Subbético (Zonas Externas), de los correspondientes al Bético (Zonas Internas), se encuentra ubicada la Depresión de Granada, de naturaleza "post-orogénica" y edad neógena. Dentro de ella ocupan gran extensión los depósitos aluviales originados a partir de los ríos que accedían a la misma, procedentes de los relieves, en erosión, circundantes (de los que el más representativo es el Genil), los cuales constituyen, entre Cenes de La Vega y Láchar, lo que se entiende geológicamente como Vega de Granada. En la figura 7 está esquematizada su situación geológica, dentro del contexto regional de las Cordilleras Béticas.

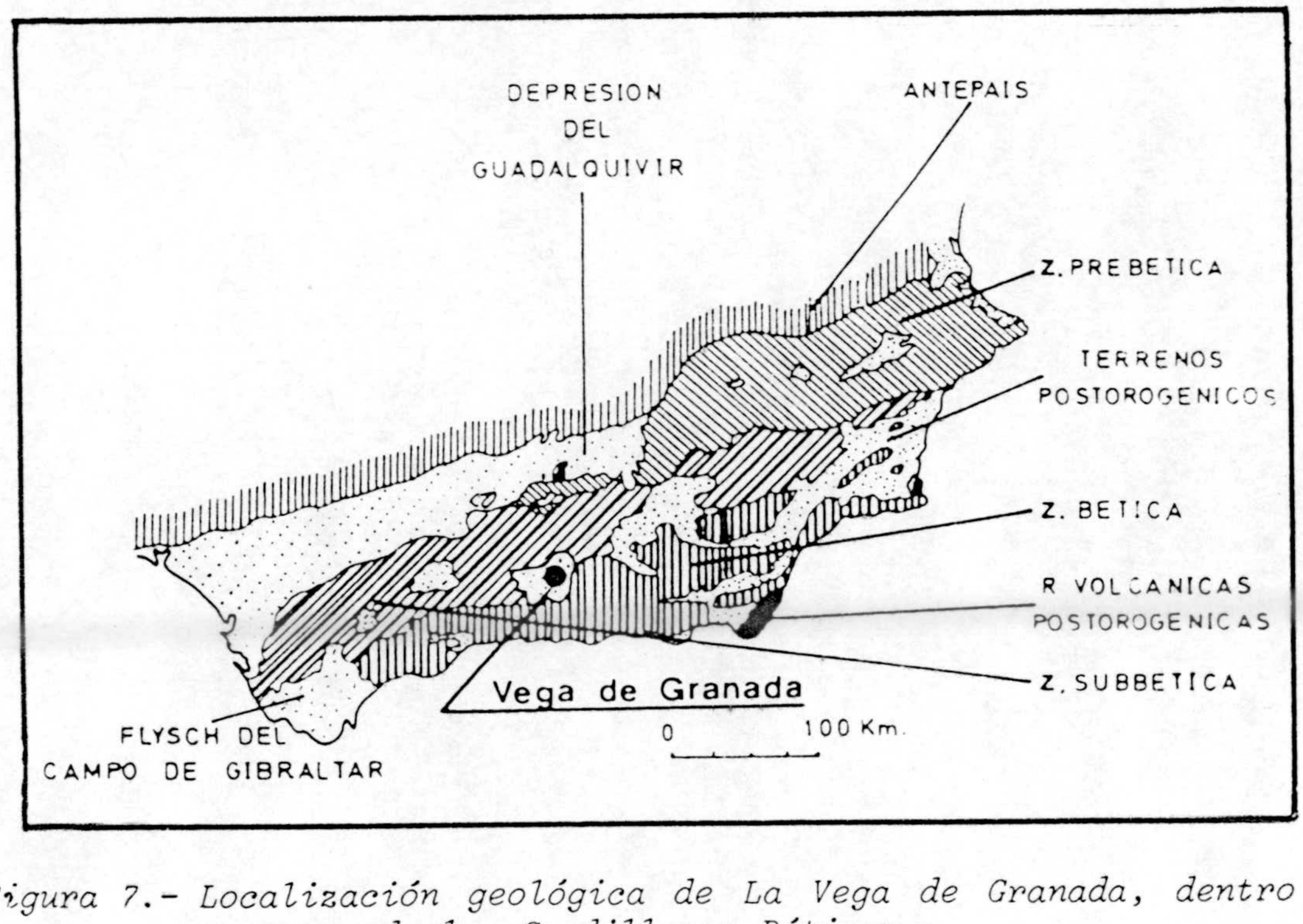


Figura 7.- Localización geológica de La Vega de Granada, dentro del contexto de las Cordilleras Béticas.

El relleno aluvial de La Vega de Granada puede considerarse como uno de los tramos más representados de la Depresión de Granada, en base a la superficie de su afloramiento, de 200 km^2, y a la potencia del mismo, que llega a ser superior a los 250 m.

Este relleno reciente se encuentra rodeado por materiales neógenos de la Depresión de Granada, a los que recubre, los cuales, a su vez, tienen como substrato a los materiales béticos y subbéticos que afloran en las sierras Arana, Nevada, Alhama, Gorda, Obeilar y Elvira, las cuales delimitan gran parte de la misma.

La geología de esta Depresión es relativamente compleja, dados los continuos cambios de facies y potencia de sus materiales, unido a la dificultad de datación de los mismos. A lo largo de este apartado describimos la serie tipo de los que constituyen el entorno de La Vega de Granada, a la vez que presentamos su distribución geográfica, como apoyo al capítulo de Hidrogeología, en el que se abordarán temas como: el comportamiento de los distintos materiales, la naturaleza de bordes y substratos, el funcionamiento del sistema y la descripción de las unidades más permeables, relacionados indirectamente con este apartado de geología.

Componen el mismo, además de los epígrafes de descripción litoestratigráfica y tectónica de los materiales presentes en el entorno de La Vega de Granada, la figura 8, correspondiente al mapa geológico simplificado y a la columna estratigráfica de los mismos (según DABRIO et al., 1982).

Una relación de las investigaciones, cronológicamente más interesantes, que han abordado la Depresión de Granada, puede ser la siguiente: VON DRASCHE (1879), GONZALO y TARIN (1881), BERTRAND y KILIAN (1885 y 1889), VIENNOT (1930), LINARES y COLOM (1957), AGUIRRE (1957, 1958 y 1961), GONZALEZ DONOSO y VERA (1965), GONZALEZ DONOSO (1967 y 1968) y GARCIA DUEÑAS y GONZALEZ DONOSO (1971). Con posterioridad investigaciones como las de: CASTRO (1971), GARCIA y GUARDIOLA (1972), DABRIO et al. (1972, 1978 y 1982), ORTEGA-HUERTAS (1978), GONZALEZ DONOSO et al. (1978), DABRIO y RUIZ BUSTOS (1979), LHENAFF (1979), ESTEVEZ y SANZ DE GALDEANO (1980), SANZ DE GALDEANO (1980), DABRIO y MARTIN (1981), RODRIGUEZ FERNANDEZ (1982) y MARTIN et al. (1984), completan y actualizan gran parte de las observaciones hechas hasta ese momento.

La realización de este apartado de geología, que nos ha supuesto serias dificultades, dada la falta de homogeneidad, en la asignación de términos y edades, encontrada en la bibliografía básica reseñada, se ha elaborado siguiendo, básicamente, las investigaciones de: DABRIO et al. (1972, 1978 y 1982), GONZALEZ DONOSO et al. (1978), RODRIGUEZ FERNANDEZ (1982) y MARTIN et al. (1984).

Agradecemos a los Drs. MARTIN MARTIN, RODRIGUEZ FERNANDEZ y SANZ DE GALDEANO, todos ellos profesores de la Sección de Geología de Granada, la documentación y sugerencias aportadas para la redacción de este apartado.

2.2. LITOESTRATIGRAFIA

Para la descripción litoestratigráfica, sólo se han considerado los materiales aflorantes más representados en el entorno de La Vega de Granada, tal y como éste aparece definido en el mapa hidrolitológico de la figura 9. Una ordenación cronológica de los mismos es la siguiente:

a) Materiales "preorogénicos"

1.- Arcillas y margas con yeso del Trías.
2.- Calizas y dolomías del Lías.
3.- Margas y margocalizas del Cretácico.

b) Materiales "postorogénicos"

4.- Calcarenitas, limos y evaporitas del Tortonense medio-Messinense inferior.
5.- Conglomerados del Tortonense superior-Messinense inferior.
6.- Turbiditas, yesos, limos, lignitos y calizas del Messinense.
7.- Conglomerados del Plioceno-Pleistoceno.
8.- Conglomerados del Pleistoceno.

9.- Conglomerados cuaternarios indiferenciados.

10.- Gravas, arenas y arcillas del Pleistoceno-Holoceno de La Vega de Granada.

Los materiales que se describen en cada epígrafe pueden ser localizados, por los dos grupos de números que acompañan al mismo, en los mapas geológico e hidro-litológico de las figuras 8 y 9, respectivamente.

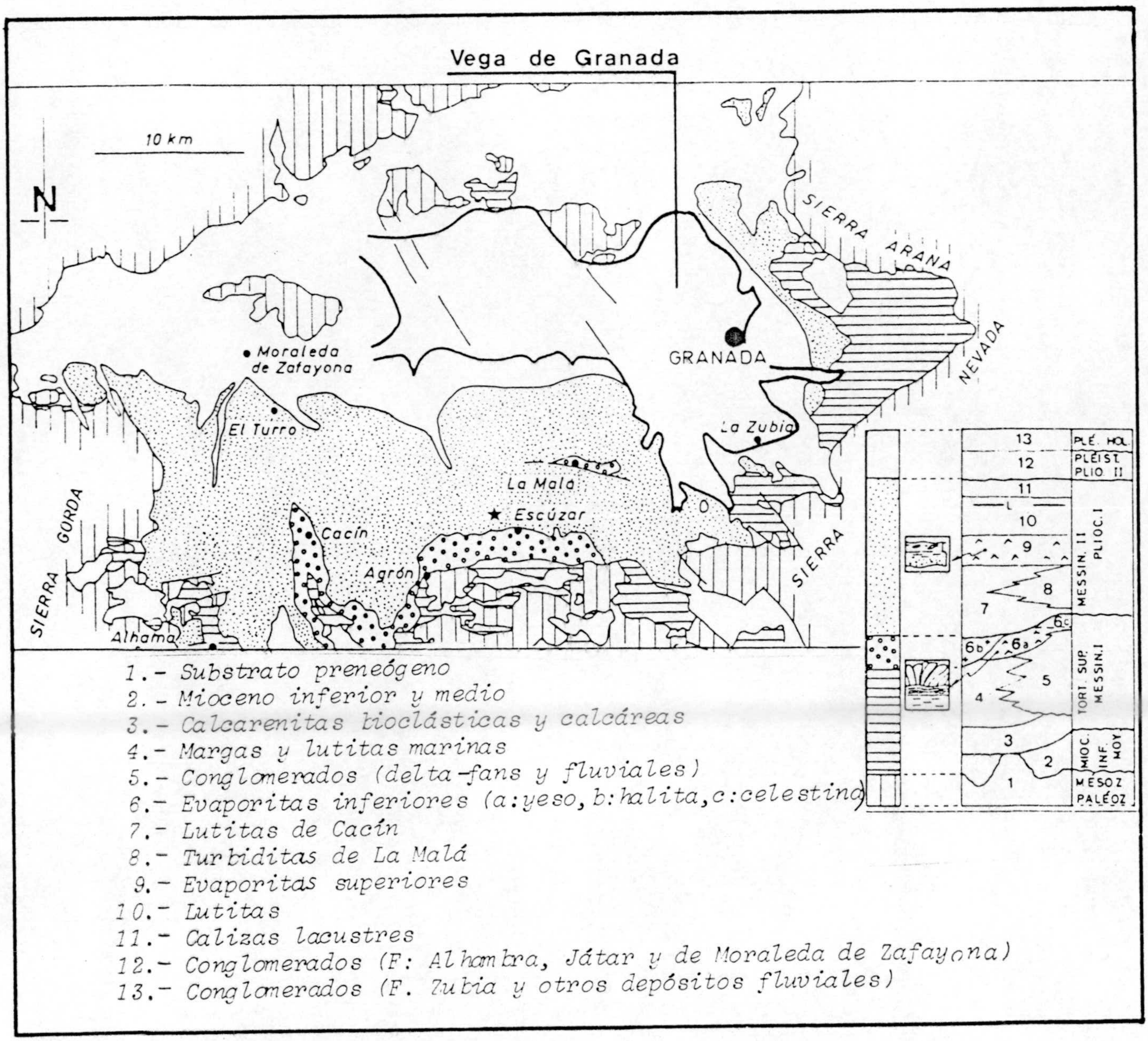


Figura 8.- Localización geológica del acuífero estudiado, dentro de la Depresión de Granada, y columna estratigráfica de los materiales que la rellenan (DABRIO et al., 1982).

2.2.1. Arcillas y margas con yesos del Trías (1/1)

Litológicamente predominan las arcillas, que se caracterizan por poseer colores muy diversos, desde el violeta al verde (arcillas "abigarradas"). Existen también niveles de areniscas, limos, carniolas, yesos y ofitas. La potencia de estos materiales se desconoce. Se sitúan, dentro del entorno de La Vega de Granada, en la base de las calizas y dolomías de Sierra Elvira. No obstante, en el sector de Moraleda de Zafayona, estos materiales no se encuentran vinculados a los carbonatados jurásicos.

2.2.2. Calizas y dolomías del Lías (1/2)

Constituyen mayoritariamente el macizo subbético de Sierra Elvira. Sobre un primer tramo de dolomías, de potencia variable y no bien conocida, se encuentran calizas micríticas blancas y grises con nódulos de sílex de potencia superior a los 100 m. Las calizas liásicas terminan con 20 m de calizas de crinoides grises. A partir del Lías superior, y sobre una superficie de hard ground, la sedimentación se hace ya más margosa (aunque existen niveles de radiolaritas y calizas nodulosas), llegando la misma, en Sierra Elvira, hasta el Cretácico inferior.

2.2.3. Margas y margocalizas del Cretácico (1/3)

Los materiales presentes son del Neocomiense y Senonense, y corresponden, en ambos casos, a margas y margocalizas claras y rosadas, respectivamente. La potencia de estos materiales en el sector es desconocida.

2.2.4. Calcarenitas, limos y evaporitas del Tortonense medio-Messinense inferior (3, 4 y 6/4)

Con este epígrafe comenzamos la descripción de los materiales "postorogénicos", correspondientes al relleno de la Depresión de Granada, entre los que no hemos considerado a los más antiguos, de los que afloran, en el entorno del sector estudiado, que pertenecen al Serravallense (término nº 2, en la columna estratigráfica de la figura 8), y están constituidos, básicamente, por limos ("limos basales", en DABRIO et al., 1978).

Encima de ellos, y abordando ya materiales, a los que se refiere el presente epígrafe, se disponen las calcarenitas bioclásticas (denominadas vulgarmente "maciños") del Tortonense medio-superior, las cuales presentan toda una gradación lateral de cambio de facies, desde conglomerados a calizas, según su proximidad o distalidad al borde de cuenca, lo que ocurre de Este a Oeste. Su potencia, variable de unos sectores a otros, puede llegar a ser de 60 m. Sobre este término se deposita un tramo de limos y margas marinas de edad Tortonense superior-Messinense inferior ("lutitas con Dentalium", en DABRIO et al., 1978). La potencia del mismo, desconocida, es bastante aceptable. Culminan el conjunto de materiales que se describen en este epígrafe, un paquete de evaporitas, de gran interés estratigráfico (nivel guía) e hidrogeológico, de edad Messinense inferior.

Definidas como "evaporitas inferiores" por DABRIO et al. (1982), están constituidas por un cambio lateral de facies desde términos conglomeráticos (parte superior de la Formación de Pinos Genil) y carbonatados (con niveles de celestina), a los propiamente evaporíticos, en donde existe una gradación de sales sulfatadas (yeso, de tipo selenítico) a cloruradas (halita), hacia el centro de la cuenca (términos nº 6 c, a y b , respectivamente, de la columna estratigráfica de la figura 8).

Al igual que ocurría para las calcarenitas, en el sentido de distalidad aumenta de Este a Oeste y, consecuentemente, las facies refe-

ridas, siendo los niveles evaporíticos dominantes al Oeste del meridiano de Escúzar. La potencia de estos niveles sobrepasa generalmente los 50 m (sondeos de Escúzar. FAO).

Después de la sedimentación de estos materiales, se produce una superficie de erosión sobre los mismos, lo que da lugar a la formación de un karst (en yesos), que en parte es rellenado por celestina, cantos alpujárrides, etc (MARTIN et al., 1984), restos del cual pueden verse en las proximidades de Escúzar. Sobre esta superficie de discontinuidad estratigráfica se deposita la serie lacustre del Messinense, en gran parte producto de la erosión de estos materiales del Tortonense superior-Messinense inferior, la cual se describe en el epígrafe 2.2.6.

2.2.5. Conglomerados del Tortonense superior-Messinense inferior (5/5)

Este conjunto de materiales, correspondientes a la Formación de Pinos Genil (también Block Formation), es equivalente en edad (DABRIO y RUIZ BUSTOS, 1979) a las "lutitas con Dentalium" y "evaporitas inferiores" descritas en el epígrafe anterior, por lo que podrían considerarse como un cambio lateral de facies de las mismas. El motivo de su descripción independiente está en sus especiales características y gran desarrollo.

Litológicamente se trata de una potente masa de conglomerados, muy heterométricos (con cantos superiores al metro cúbico de volumen). Los horizontes limosos e incluso arenosos no faltan, pero son minoritarios. Los cantos proceden de la Zona Bética y se encuentran englobados por una abundante matriz arcillosa. Depositados directamente sobre las calcarenitas, e incluso sobre las "lutitas con Dentalium", son la base (junto con su equivalente lateral de las "evaporitas inferiores") de la serie lacustre del Messinense, que se des-

cribe en el epígrafe siguiente. La potencia de estos materiales, muy variable en el espacio, puede superar los 300 m.

2.2.6. Turbiditas, yesos, limos, lignitos y calizas del Messinense (7, 8, 9, 10 y 11/6)

Incluimos dentro de este epígrafe, a todos los materiales lacustres depositados sobre el nivel de "evaporitas inferiores" y, en los sectores más proximales de la cuenca, sobre la parte superior de los conglomerados de la Formación de Pinos Genil.

Después del Messinense inferior, y a favor de un levantamiento de la región, que incluye a parte de la cuenca que contenía los materiales "postorogénicos" depositados, se produce una nueva etapa de erosión. Esta da lugar a la formación de turbiditas, litológicamente correspondientes a arenas finas ("turbiditas de La Malá", DABRIO et al., 1972) y de niveles de yesos "retrabajados" ("evaporitas superiores", DABRIO et al., 1982), cuyo origen son los niveles de yesos primarios del Messinense inferior. Este nivel de yesos "retrabajados", transformados a alabastro secundariamente, puede llegar a presentar hasta 40 m de potencia (proximidades de El Turro. Com. oral MARTIN MARTIN). Una emersión gradual de la cuenca, da lugar a la sedimentación sobre los mismos de lutitas y arenas, culminando la serie la formación de niveles de lignitos y de calizas lacustres ("calizas pontienses"), las cuales llegan a presentar hasta 20 m de potencia.

La serie tipo descrita no se encuentra en todos los sectores de la Depresión de Granada. Así, los términos del Messinense, depositados sobre la Formación de Pinos Genil, están constituidos por un paquete de limos fluviales y lacustres equivalentes laterales de las turbiditas de La Malá, en los cuales existen niveles de yesos (canteras de Jún) y, en algún punto (cjo. de Balsaín, proximidades de Calicasas...), las calizas del Pontiense (com. oral SANZ DE GALDEANO).

2.2.7. Conglomerados del Plioceno-Pleistoceno (12/7)

Hemos agrupado en este epígrafe, a todo el conjunto de materiales de naturaleza, fundamentalmente, conglomerática y arcillosa, que se encuentran "fosilizando" a los messinenses, descritos en el epígrafe anterior, a lo largo de la mayor parte de los bordes de La Vega de Granada (no obstante, ESTEVEZ et al., 1982, datan un Messinense para la base de los mismos).

Así, está incluida, dentro de este grupo, la Formación Alhambra, situada, claramente, a lo largo del borde Este y Noreste de la misma.

Se trata de depósitos, de forma tabular, no demasiado potentes, cuya litología, más frecuente, es la de conglomerados con abundante matriz arcillosa y niveles de arcilla, que aumentan hacia el Oeste. La Formación Alhambra, que puede llegar a alcanzar los 100 m de potencia, se caracteriza por la naturaleza mayoritariamente Nevado-Filábride de sus cantos, los cuales se encuentran bastante redondeados y "empastados" por una matriz arcillosa de característico color rojizo. Es frecuente, en la misma, la presencia de niveles de suelo del mismo color.

2.2.8. Conglomerados del Pleistoceno (13/8)

Nos referimos en este epígrafe, a los materiales conglomeráticos que constituyen la Formación Zubia, producidos por un reciente cono de deyección, perfectamente reconocible en su morfología actual. Con vértice en el paraje, bien conocido, de La Fuente del Hervidero (al Sureste de La Zubia), la base se extiende entre las poblaciones de Otura y Cájar.

Componen este cono una potente masa, de hasta 160 m (PNUD/FAO, 1972), de conglomerados sin matriz arcillosa, parcialmente cementados por costras calizas, tipo "caliche". Los cantos, muy heterométricos y redondeados, proceden de la erosión de los mantos alpujárrides dolomíticos, situados más al Sureste. El depósito, que es claramente cuneiforme, con pendiente deposicional que puede llegar a los 10 grados, se superpone, generalmente, a los limos del Messinense. No obstante, en los sectores más proximales, se dispone directamente sobre las "lutitas con Dentalium" y conglomerados de la Formación de Pinos Genil de edad Tortonense superior y Messinense inferior. Su edad pleistocena (Riss) fué puesta de manifiesto por LHENAFF (1979).

2.2.9. Conglomerados cuaternarios indiferenciados (incluidos en el 13/s.n.)

Se engloban dentro de este grupo, los materiales cuaternarios no descritos hasta ahora, que tampoco corresponden, en una estricta asignación, a los tramos aluviales del relleno de La Vega de Granada, que se describirán a continuación. Se trata de depósitos, generalmente conglomeráticos, con abundante matriz arcillosa, generados al pie de laderas. Su importancia, en el entorno de la misma, es meramente anecdótica.

2.2.10. Gravas, arenas y arcillas aluviales de La Vega de Granada (13/9 y 9')

Estos materiales constituyen, dada su naturaleza litológica y estructura interna, un excelente acuífero por permeabilidad intergranular, cuyo quimismo de las aguas es el objeto del presente trabajo.

Están representados por una alternancia irregular, de proporciones variables de unos sectores a otros, de gravas, arenas, limos y

arcillas. Generados a partir de los depósitos aluviales de todos los ríos que concurren en el centro de la Depresión de Granada y, sobre todo, a partir de los procedentes del río Genil, que la atraviesan longitudinalmente, y de sus afluentes de cabecera, ocupan una extensión, prácticamente llana, muy considerable (próxima a los 200 km^2), que se sitúa a ambas márgenes del actual río Genil, entre las poblaciones de Cenes de La Vega y Láchar. La morfología y génesis de este relleno detrítico es la propia de "vegas", por lo que aparte de consideraciones socio-económicas, se ha denominado al mismo, desde el punto de vista geológico, como aluvial de La Vega de Granada.

La potencia de los mismos, extremadamente variable, puede llegar a sobrepasar los 300 m. Sobre este aspecto hay un apartado más adelante (III.3), en el que se define con mayor precisión la geometría del relleno aluvial.

La secuencia litológica, que es muy variable también, como ya se dijo al principio de este epígrafe, en virtud de los contínuos cambios de facies, al alejarnos de los ejes de cuenca, sólo ha podido conocerse a través del estudio de más de una centena de columnas de sondeos (en el anexo IV, correspondiente al inventario de puntos de agua, pueden encontrarse aquellos sondeos de los que se ha localizado columna litológica, la cual figura en las fichas correspondientes del IGME). Bastante información, al respecto, han suministrado, también, los perfiles de geofísica eléctrica, que fueron realizados dentro del proyecto de FAO-Gobierno español, a principio de la década de los 70. Otro criterio, relativo a los cambios litológicos en la horizontal, se ha puesto de manifiesto a partir del estudio de las curvas isopiezas, trazadas para el embalse subterráneo. La geología de superficie no ha suministrado información al respecto, ya que todo el relleno se halla recubierto por un potente suelo húmico-arcilloso, y existe total carencia de cortes en la vertical.

Con todos los criterios de análisis expuestos anteriormente, y en concordancia con un lógico modelo deposicional, puede decirse, en líneas generales, que en la franja central de La Vega de Granada,

delimitada por el actual curso del río Genil, la preponderancia en la vertical corresponde a gravas gruesas, estableciéndose una completa gradación hasta fracciones tipo arcilla al alejarnos de la misma.

El substrato de este paquete de materiales aluviales no es conocido, salvo en los bordes, donde lo constituye el resto de los materiales neógenos, e incluso triásicos, jurásicos y cretácicos. Muy pocos sondeos lo han cortado y nunca en el centro de La Vega, por lo que se supone que debe corresponder a materiales limo-arcillosos del Messinense y del Plioceno-Pleistoceno, ya que las formaciones de Pinos Genil y Alhambra parecen más restringidas geográficamente.

2.3. TECTONICA

2.3.1. Estructuración bética

En el Cretácico superior-Paleoceno, tiene lugar, en las Cordilleras Béticas, el inicio de las deformaciones alpinas. Estas se producen a lo largo del Terciario y ya en el Mioceno inferior las Zonas Internas de la Cordillera alcanzan su actual posición, con respecto a las Externas. En el Mioceno medio aún se producen nuevas deformaciones y a continuación se inicia la individualización de la Depresión de Granada y de otras próximas, por causa de los movimientos laterales y verticales de la densa red de fracturas formada. Es decir, esta fracturación provoca importantes movimientos subsidentes y de surrección, que dan lugar a una primera configuración de las principales depresiones béticas de tipo intramontañoso, una de las cuales es la de Granada, junto a la elevación de otros sectores.

Ya en el Serravallense (DABRIO et al., 1978), empiezan a depositarse los primeros materiales en dicha depresión, a partir de la erosión de los relieves circundantes, recién creados. En el Tortonense basal (etapa finiserravallense), y en el Tortonense superior, se pro-

ducen nuevas deformaciones. El macizo de Sierra Nevada se levanta, lo que suministra nuevas áreas de aporte y cambios de facies en la vertical, y se producen otras estructuras que cortan claramente las primeras directrices alpinas formadas previamente.

2.3.2. Neotectónica

Después de una primera estructuración del "substrato" de la Depresión de Granada, nuevas deformaciones ocurridas durante el Messinense y el Cuaternario, entre las que figuran rejuegos de la densa red de fracturas existentes, son las que se encargan de diferenciar dentro de ella, a su vez, el "contorno tectónico" de La Vega de Granada, al tiempo que son las responsables del depósito y erosión de la mayor parte de las formaciones de la citada época.

El estudio de éstas ha dado información acerca de los procesos neotectónicos que han tenido lugar. Así, durante el Tortonense, mientras que una parte de la región está emergida, otra, sumergida, se está hundiendo, como se pone de manifiesto por el estudio de los cambios de facies y potencia de los materiales tortonenses. La inestabilidad tectónica, con levantamiento del núcleo de Sierra Nevada, y generación de movimientos verticales diferenciales de unos bloques respecto de otros, dentro de la Depresión de Granada, sigue poniéndose de manifiesto durante el Mioceno terminal-Plioceno, como lo refleja el medio de depósito de la Formación de Pinos Genil y Alhambra y sus acordancias y discordancias con los materiales miocénicos infrayacentes. Esta inestabilidad tectónica continúa hasta la actualidad, ya que aún hoy día se están produciendo fenómenos neotectónicos (ESTEVEZ y SANZ DE GALDEANO, 1980). Son buen reflejo de ellos el depósito cuaternario de la Formación Zubia y de los conos de deyección de Padul-Dúrcal, así como la generación de todo un sistema de fracturas, con grandes saltos en la vertical, que afectan a materiales cuaternarios.

Esta inestabilidad tectónica que produce fracturas, y hace jugar a otras anteriores, con saltos de componente normal, dentro de los materiales neógeno-cuaternarios, es la responsable de las individualizaciones "intradepresión".

Dentro del entorno de La Vega de Granada destaca la existencia de dos juegos de fracturas, de direcciones E-W y N25-50W (GONZALEZ DONOSO et al., 1978). Las fallas de Gabia La Grande (de Alhendín a Belicena) y de Granada (de Pulianillas a Huétor Vega), delimitan parte de la subfosa de La Vega de Granada, situándose el aluvial de la misma en el labio hundido de éstas. Para el resto de los bordes (a excepción del correspondiente a Sierra Elvira), la naturaleza neotectónica de los mismos es mucho menos clara, por lo que están considerados como de tipo estratigráfico. No obstante, algunos estudios (ENDESA, 1977), asignan a ellos una tipología claramente neotectónica (borde de Belicena-Láchar-Escóznar).

capitulo III

HIDROGEOLOGIA

Vamos a intentar, a lo largo de este capítulo, dar una visión resumida, de amplio espectro, de la hidrogeología del sistema acuífero de La Vega de Granada y de sus bordes inmediatos. Con ello pretendemos enriquecer el contenido de esta Tesis, al mismo tiempo que suministrar la suficiente información hidrogeológica, que permita interpretar, de la mejor forma posible, los resultados analíticos obtenidos de sus aguas, cuya hidroquímica, en sentido amplio, es realmente el objetivo del presente trabajo.

Este capítulo lo he redactado en base a toda la información hidrogeológica disponible, la cual se cita en el epígrafe de antecedentes, en el apartado siguiente.

De especial utilidad ha resultado el informe técnico nº 2, del PNUD/FAO de 1972, "utilización de las aguas subterráneas para la mejora del regadío en La Vega de Granada". Asimismo, aportamos nuestra propia experiencia personal, adquirida de soslayo, a lo largo de los días de campo que fueron necesarios para la toma de niveles, medidas de aforo y recogida de muestras, a fin de acometer algunos apartados de este capítulo, no tratados con anterioridad, y de expresar, en la medida de lo posible, nuestras opiniones y conocimientos relativos a la hidrogeología de este sistema hidrogeológico.

Mucho tenemos que agradecer a D. Manuel del Valle Cardenete, geólogo del IGME (Delegación de Granada), conocedor de excepción de este acuífero, desde los "tiempos de la FAO", sus consejos, la información facilitada por el "Instituto", a través suyo, y finalmente la revisión de este capítulo.

1. EL ACUIFERO DE LA VEGA DE GRANADA. ANTECEDENTES

1.1. EL ACUIFERO DE LA VEGA DE GRANADA

El acuífero detrítico cuaternario de La Vega de Granada está situado, desde el punto de vista hidrográfico, en la cuenca del Alto Genil (figura 16), que comparte con otros dos acuíferos: el de las calizas liásicas subbéticas (sierras de Arana, Moclín, Colomera...) y el de las dolomías triásicas alpujárrides (extremo Noroccidental de Sierra Nevada).

Objeto del presente estudio, sobre la hidroquímica de sus aguas, se extiende a ambas márgenes del río Genil, desde Cenes de La Vega a Láchar, correspondiendo al depósito aluvial de dicho río y de sus afluentes de cabecera. Este relleno, que se presenta sobre una superficie de 200 km^2, tiene forma alargada, según un eje de dirección Este-Oeste de 22 km (por 8 km del eje menor), llegando a superar, la potencia del mismo, los 250 m. Sus límites laterales están constituidos por materiales más antiguos, pertenecientes a la Depresión de Granada, e incluso a su substrato Subbético. De todos ellos dominan los limos y arcillas del Messinense y Plioceno-Pleistoceno, respectivamente, que constituyen además el muro generalizado del mismo.

La morfología del substrato es igualmente alargada, en el sentido del valle del río Genil, con forma de teja invertida, situándose a cota 350 en su centro, para subir gradualmente, al alejarnos del eje del río y acercarnos a los bordes, hasta la cota 750.

Los materiales acuíferos están constituidos, en orden de importancia, por: a) el Cuaternario reciente, compuesto mayoritariamente por gravas y arenas, que ocupa toda la parte central del acuífero, a lo largo del río Genil, desde La Zubia hasta Fuente Vaqueros (término nº 9, del mapa de la figura 9). Estos materiales, a los que se les conoce también como pertenecientes al Cuaternario "resistente" (resistividad verdadera comprendida entre 120 y 400 ohm.m, según PNUD/FAO, 1972), constituyen el "cuerpo" del acuífero, por su importancia tanto en extensión superficial, potencia, como en permeabilidad, y b) el Cuaternario antiguo y medio o Cuaternario "no resistente" (en contra-

posición con el anterior), localizado hacia los bordes del mismo y constituido por intercalaciones de arcillas, arenas y gravas, en orden de mayor a menor importancia (término nº 9', del mapa de la figura 9).

Las reservas hidrológicas, calculadas por cubicación aproximada del acuífero saturado, tras aplicarle un coeficiente de almacenamiento medio (6 %. Epígrafe 5.3), están muy próximas a los 2.000 Hm^3, de los que serían drenables la mitad.

Los recursos medios oscilan, según las distintas fuentes consultadas, entre 100 y 250 Hm^3/año, proviniendo la mayor parte de las entradas al sistema, de infiltración de las aguas de escorrentía superficial y de las correspondientes al regadío. El resto de las aportaciones están repartidas entre la infiltración de la lluvia útil, caida sobre su superficie, y las escorrentías subterráneas que recibe de los sistemas acuíferos-acuitardos limítrofes (Sierra Elvira y formaciones Alhambra y Zubia). Las salidas, localizadas en la mitad occidental del sistema, se producen a través de un gran número de manantiales ("barras", "madres", "canales"...), y de los ríos Genil y Cubillas, aguas abajo de Fuente Vaqueros y Valderrubio, respectivamente. Otra partida importante le es sustraida a partir de su explotación por más de un millar de obras de captación.

Para terminar, y como índice de la gran potencialidad de este acuífero, decir que sus parámetros hidráulicos tienen los siguientes valores. La transmisividad, que fluctúa entre 60 y más de 9.000 m^2/día, posee un valor medio próximo a los 4.000 m^2/día. El coeficiente de almacenamiento, comprendido entre 0,5 y más del 10 %, tiene un valor medio del 6 %. Y por último, el gradiente hidráulico, con valores comprendidos entre 3 y más del 20 ‰, presenta una media del 7 ‰ (PNUD/FAO, 1972).

1.2. ANTECEDENTES

El punto de partida de las actividades de reconocimiento e investigación del acuífero de La Vega de Granada, fué el "Proyecto de investigación hidrogeológica de la Cuenca del Guadalquivir", realizado por el Estado español (IGME, INC y CHG) y la Organización para la Agricultura y Alimentación de las Naciones Unidas (FAO), bajo los auspicios del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD). El proyecto, que se ejecutó desde Abril de 1966 a Diciembre de 1968, tuvo como objetivo fundamental la delimitación y evaluación de los sistemas acuíferos de la Cuenca del Guadalquivir.

En él se aborda, someramente, el sistema acuífero de La Vega de Granada, al que se le estiman, por primera vez, unas reservas de 2.000 Hm^3 y unos recursos de 70 a 100 Hm^3/año, a partir de la información disponible en aquel momento.

En el marco de dicho proyecto, en Mayo de 1968, se realiza un modelo matemático de flujo del acuífero, una de las primeras simulaciones de este tipo que se llevan a cabo en España.

Los resultados globales del proyecto inducen a la continuación de los estudios en tres áreas de la Cuenca del Guadalquivir: Almonte-El Rocío, Depresión de Guadix y Vega de Granada, en una segunda fase, que se realiza desde Enero de 1969 a Diciembre de 1971, con el objetivo básico, entre otros de índole agrícola y socioeconómica, de mejorar el conocimiento de los recursos de aguas subterráneas.

Este nuevo proyecto, titulado "Proyecto piloto de utilización de aguas subterráneas para el desarrollo agrícola de la Cuenca del Guadalquivir", que fué realizado, igualmente, por la FAO y el Gobierno español (IGME, IRYDA, CHG y DGOH), se plantea con los siguientes objetivos: investigación cuantitativa detallada de los recursos en aguas subterráneas; estudio de los problemas agrícolas y socioeconómicos; preparación de los anteproyectos de explotación en áreas concretas; y estudio de las inversiones necesarias y rentabilidad de las mismas.

Para La Vega de Granada, este proyecto se encuentra recopilado en tres informes técnicos, de los que el número dos, titulado "Utilización de las aguas subterráneas para la mejora del regadío en La Vega de Granada", es el que trata,en su segundo capítulo, de la hidrogeología del acuífero. La disponibilidad de grandes recursos materiales y, sobre todo, humanos, aunados en una encomiable labor en equipo, de tipo multidisciplinar y departamental, y apoyada en la gran experiencia de algunos de los técnicos de la FAO, en este tipo de estudios, da como resultado un magnífico estudio de hidrogeología de base. Una prueba de ello ha sido la ausencia de otros posteriores, y la enorme utilización técnica y documental que se ha hecho del mismo, del que una gran parte de la investigación realizada es válida aún hoy día.

Con posterioridad a 1972, es el Instituto Geológico y Minero de España (IGME), dependiente del Ministerio de Industria y Energía, quién se encarga del estudio, gestión y conservación de los recursos hídricos subterráneos españoles. La Delegación del mismo en Granada ha continuado, desde entonces, en el empeño por conocer mejor la hidrogeología del acuífero de La Vega de Granada. Fruto de esta labor ha sido la actualización (en la medida de lo posible) del inventario de puntos de agua y el seguimiento periódico de las evoluciones piezométricas y foronómicas, que tanta información dan. Desde Junio de 1977, además, se realiza un control, de carácter semestral, del quimismo de las aguas del acuífero. Por último, han enriquecido la documentación disponible,todos los informes, de carácter interno, realizados por el IGME o por alguna de sus empresas consultoras, la mayoría de ellos destinados a solucionar el abastecimiento de poblaciones o comunidades de regantes (IGME, 1976 a y b, 1980 a y b, 1982...), cuyo efecto ha sido el tratamiento de parte de la ingente cantidad de datos y observaciones que del acuífero se tienen, y que lamentablemente escapan muchas veces a su consideración, tratamiento y estudio detallados.

Como broche a esta labor de actualización del IGME, hay que citar la elaboración de un modelo matemático de flujo, que es realizado

por un equipo que encabezan DEL VALLE y LUCENA, en 1983 (IGME/GEOMECANICA, 1983). En él se incorpora toda la información recopilada, desde el primer modelo de la FAO (1968), previamente depurada, la cual se somete a una simulación mucho más potente y real.

La Universidad de Granada, representada en el campo de las aguas subterráneas por el Departamento de Hidrogeología, desde el cual se ha realizado la presente investigación, ha abordado, de forma superficial, el estudio de las unidades acuíferas más importantes que se sitúan en el entorno del sistema hidrogeológico de La Vega de Granada, con el que mantienen relaciones de transferencia hídrica no demasiado bien conocidas y evaluadas, aún hoy día.

Entre las investigaciones existentes, han sido de especial interés para la redacción de este capítulo las siguientes: DELGADO ALMENDROS (1974), GONZALEZ AURIOLES (1974), CONTRERAS VAZQUEZ (1974), QUESADA OCHOA (1974), PULIDO BOSCH (1979), AYANZ (1982) y GONZALEZ DEL PINO (1983), las cuales tratan sobre la hidrogeología de: Sierra Elvira, La Malá, Cenes de La Vega-Lancha de Cenes, río Beiro, borde occidental de Sierra Nevada, los Ogíjares-Otura y La Zubia, respectivamente. Pese a no corresponder al ámbito físico del acuífero de La Vega de Granada, estas investigaciones han cerrado, en la medida de lo posible, el vacío de información, que aún todavía se tiene acerca de la hidrogeología de las unidades acuíferas limítrofes y de sus correspondientes relaciones hídricas con el mismo.

Por último, merece citarse el trabajo de JEREZ (1983), sobre el "Uso conjunto en La Vega de Granada", que plantea una simulación del sistema superficial y una metodología para el análisis del funcionamiento del sistema de simulación conjunta muy particular, debida a SAHUQUILLO (S.G.O.P.), al mismo tiempo que presenta un balance hídrico del acuífero.

No hemos podido consultar un modelo matemático de flujo realizado para la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir en 1983, el cual debe ser similar en su desarrollo (aunque posiblemente distinto

en las cifras de balance), al realizado por GEOMECANICA, en 1983, para el IGME, ya referido.

Otros organismos oficiales y empresas particulares no han tratado directamente sobre la hidrogeología del acuífero, pero han suministrado información referente a aspectos indirectos relacionados con la misma. Así, la hidrología, y más concretamente la foronomía de los cauces de superficie que acceden a La Vega de Granada, objeto de estudio por parte de la Confederación Hidrográfica y Comisaría de Aguas del Guadalquivir, nos ha servido para tratar el tema, de gran interés, del balance de parte de las entradas y salidas del sistema. Por el mismo motivo hemos necesitado de los datos referentes de la pluviometría y termometría del sector, a fin de calcular la lluvia útil, los cuales nos han sido suministrados por el Servicio Meteorológico Nacional.

No han tenido cabida en este epígrafe las escasas referencias relativas al quimismo de las aguas de La Vega de Granada, las cuales están recogidas en el capítulo siguiente, que trata sobre la recopilación de información y antecedentes, orientada hacia aspectos hidroquímicos.

2. COMPORTAMIENTO HIDROGEOLOGICO DE LOS DISTINTOS MATERIALES

Aunque la presente investigación abarca sólo a los materiales aluviales del acuífero de La Vega de Granada, hacemos referencia, en este apartado, al comportamiento hidrogeológico de los materiales limítrofes más íntimamente relacionados con el mismo, ya que pueden constituir áreas de alimentación, barreras "impermeables", semipermeables..., con suministro, en alguno de los casos, de aguas de quimismo particular que modifican el propio de las correspondientes al acuífero.

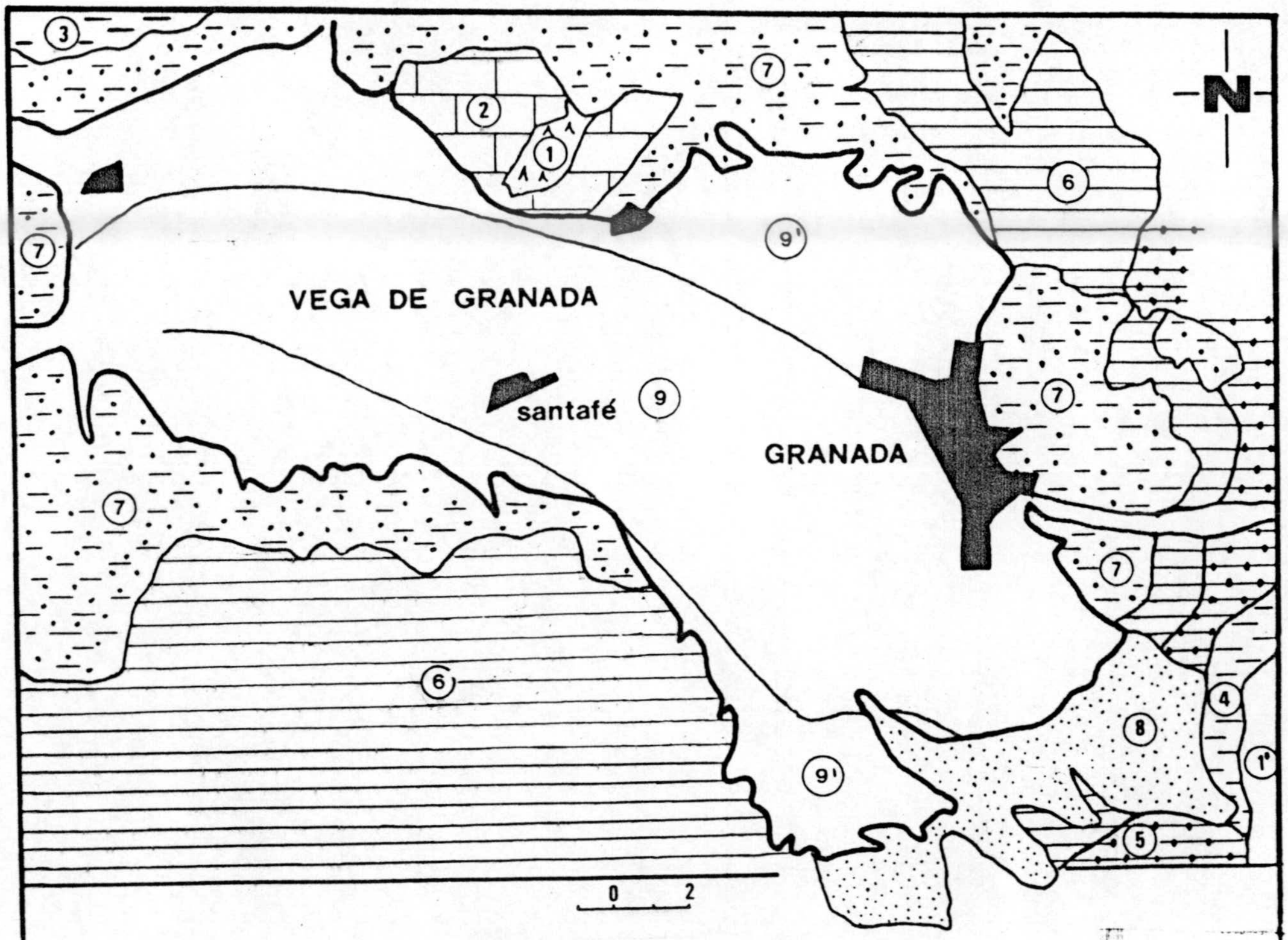
El contenido de este apartado será la base para la descripción de la naturaleza de los bordes y fondo del acuífero, que es tratada en el siguiente. Asimismo, las unidades litológicas permeables son abordadas de forma monográfica en el epígrafe 4.5, referente a la relación del acuífero con las unidades limítrofes.

Para la redacción de este apartado, hemos seguido la división de materiales adoptada en el de litoestratigrafía del capítulo anterior. La localización espacial de cada uno de los conjuntos de materiales considerados puede observarse en el mapa de la figura 9, por el número de identificación que acompaña a cada epígrafe.

ARCILLAS Y MARGAS CON YESOS DEL TRIAS (1)

El comportamiento de estos materiales es acuícludo. El alto poder de retención que poseen, debido a la fijación del agua por los filosilicatos de las arcillas, que son mayoritarias, es responsable de la gran inestabilidad de laderas, por deslizamientos de solifluxión, que estos materiales poseen. Su bajísima permeabilidad favorece, a pesar del alto poder de retención ya comentado, una escorrentía superficial muy acusada, que por la poca cohesión de los mismos origina fuertes arroyamientos en sus laderas, dando lugar a las morfologías de cárcavas y "bad-lands", tan características de estos afloramientos, en nuestras latitudes.

El efecto de estas aguas de arroyada, sobre las formaciones acuíferas es muy negativo, ya que por una parte impermeabilizan la capa superior de las mismas, al depositar la fracción arcillosa que llevan en suspensión, mientras que, por otra, suministran un agua de pésima calidad, producto de la alta salinidad adquirida por la fácil solubilización de las sales evaporíticas (yeso, halita...), que estos materiales contienen.



1.- *Arcillas y margas con yeso del Trías* ——— ACUICLUDO
2.- *Calizas y dolomías del Lías* ——— ACUIFERO
3.- *Margas y margocalizas del Cretácico* ——— ACUICLUDO
4.- *Calcarenitas, limos y evaporitas del Tortonense medio-Messinense inferior* ——— ACUITARDO
5.- *Conglomerados del Tortonense superior-Messinense inferior* ——— ACUITARDO
6.- *Turbiditas, yesos, limos, lignitos y calizas del Messinense* ——— ACUITARDO
7.- *Conglomerados del Plioceno-Pleistoceno* ——— ACUITARDO
8.- *Conglomerados del Pleistoceno* ——— ACUIFERO
9.- *Gravas, arenas y arcillas del Pleistoceno-Holoceno de La Vega de Granada (9' preferentemente Pleistoceno)* ——— ACUIFERO

Figura 9.- Mapa hidro-litológico simplificado del acuífero de La Vega de Granada y de sus bordes inmediatos.(1'dolom. Alpuj.)

Dentro del ámbito de las Cordilleras Béticas juegan, además, otro papel, también decisivo, al ser habitual su misión de substrato impermeable de acuíferos carbonatados liásicos, como es el de afectar desfavorablemente a la calidad de sus aguas, por el efecto de lixiviación a lo largo de su contacto.

En el entorno de La Vega de Granada está muy reducida su presencia, aunque no puede decirse lo mismo de su efecto sobre el quimismo de las aguas del acuífero. Aparecen al Noroeste de Atarfe, como substrato del acuífero carbonatado liásico de Sierra Elvira, y al Oeste de Láchar.

CALIZAS Y DOLOMIAS DEL LIAS (2)

El comportamiento hidrogeológico de estos materiales, es el típico de acuíferos que deben su permeabilidad a procesos de fracturación y posterior disolución. Conocidos como acuíferos kársticos, tan abundantes en nuestras Cordilleras Béticas, son los únicos materiales de este tipo que rodean al acuífero de La Vega de Granada, estando circunscrita su localización a Sierra Elvira (al Norte de Santa Fe), si exceptuamos al acuífero de las dolomías triásicas alpujárrides, que aflora más al Este del sector considerado en el mapa de la figura 9 (en cuyo extremo oriental aparece un borde del mismo, término nº 1').

Los fenómenos de disolución kárstica, que son los responsables de la permeabilidad de estos materiales, están muy acentuados y han dado lugar a una morfología externa caracterizada por la presencia de un aceptable lapiaz. Las formas endógenas también están presentes por las simas que poseen, entre las que son muy conocidas la Raja Santa y la de Santa Elena.

La gran permeabilidad que estos materiales presentar en superficie, unid a la escasa retención específica que poseen, favorece los procesos de rápida infiltración, con mínima o nula generación de

escorrentía de superficie. La circulación del agua, asociada a medianos y grandes conductos, a partir de la aportación que reciben de los "bloques" menos transmisivos, pero más capacitivos, se realiza normalmente a gran velocidad, por lo que cobran especial interés, en estos materiales, todas las medidas de prevención de posibles contaminaciones.

En cuanto a la calidad del agua que transmiten, hay que decir que aunque en su origen pueda ser de salinidad comprendida entre 500 y 800 mg/l y facies bicarbonatada cálcica o cálcico-magnésica, frecuentemente la presencia del substrato salino del Trías, marca su huella de forma implacable, dando lugar a aguas de hasta varios gramos-litro de sólidos disueltos y facies sulfatada cálcica. Este es, desgraciadamente, el caso de las que estos materiales kársticos suministran al acuífero de La Vega de Granada.

El sistema acuífero de las calizas y dolomías de Sierra Elvira, junto a su relación con el de La Vega de Granada, es tratado monográficamente en el apartado 4.5.1.

MARGAS Y MARGOCALIZAS DEL CRETACICO (3)

El comportamiento hidrogeológico de estos materiales es acuícludo, aunque en menor grado que el referido anteriormente para los del Trías. La menor proporción de minerales de la arcilla, hace que el poder de retención específica no sea demasiado alto, por lo que no llegan a dar procesos de inestabilidad de laderas, tan generalizados como los presentes en los materiales triásicos (no obstante, estos son los responsables de los frecuentes cortes de la Nacional nº 432, al Noroeste de su cruce con el río Velillos). Por otra parte, su mayor cohesión resta a las aguas de escorrentía superficial poder de arroyada, no siendo típicas en estos materiales las morfologías de cárcavas y "bad lands".

Por último, la ausencia de sales evaporíticas da a sus aguas, de escorrentía superficial e hipodérmica, facies físico-químicas muy parecidas a las del acuífero de La Vega de Granada.

Ocupan todo el borde Noroeste del mismo, entre las poblaciones de Escóznar y Casa Nueva.

CALCARENITAS, LIMOS Y EVAPORITAS DEL TORTONENSE MEDIO-MESSINENSE INFERIOR (4)

De este conjunto de materiales, sólo el nivel de calcarenitas y evaporitas, pertenecientes al Tortonense medio-superior y al Messinense inferior, respectivamente, pueden ser considerados como acuíferos-acuitardos siendo, a nivel global, el comportamiento del conjunto de acuícludo-acuitardo, por la gran potencia del paquete impermeable de lutitas marinas del Tortonense superior-Messinense inferior.

Los fenómenos de arroyada y de deslizamiento de laderas son característicos y frecuentes en estos materiales (lutitas marinas).

Asociado al tramo evaporítico inferior (evaporitas primarias) del Messinense inferior, que ha sido cortado por algunos sondeos (sondeos de Escúzar. FAO), es segura la existencia de una circulación hídrica favorecida por procesos de disolución, tipo kárstico. Este parece ser el origen de los manantiales de La Malá, cuyo caudal medio, de 0,3 l/s (GONZALEZ AURIOLES, 1974), correspondería al drenaje de un nivel de halita. La alimentación se produciría por "goteo", a través de los niveles limo-arenosos del Messinense suprayacente.

Con respecto a la calidad de sus aguas, la situación es muy similar a la de los materiales del Messinense, descrita en el epígrafe 2.6. Dada la gran transición de facies, de unas transversales a otras, no siempre se encuentran los materiales que aquí se han descrito, los cuales, algunas veces, pueden llegar incluso a faltar, en parte, por efecto de la erosión intra-Messinense.

Para la serie tipo descrita, tanto las calcarenitas, como las "lutitas con Dentalium" (lutitas marinas), deben dar agua relativamente poco salina y facies bicarbonatada cálcica o cálcico-magnésica, y sulfatada cálcica, respectivamente. Una circulación a través del nivel de evaporitas primarias, situado a techo de este paquete, dará aguas mucho más salinas, con cantidades de sólidos disueltos de menos de 10 a más de 100 g/l y facies sulfatada cálcica o clorurada sódica, dependiendo de si ésta se efectúa a través de un nivel de yeso o de halita, respectivamente.

Un ejemplo de este último tipo de circulación son los manantiales de La Malá, que con salinidad de 160 g/l y facies clorurada sódica, dan lugar a su explotación industrial en salinas, que llegan a alcanzar producciones anuales de hasta 600 Tm de sal común (GONZALEZ AURIOLES, 1974).

Este paquete de materiales se encuentra muy indirectamente relacionado con los bordes del acuífero de La Vega de Granada, situándose al Sur de la línea imaginaria que uniría a Escúzar con Cacín (ver figura 8).

CONGLOMERADOS DEL TORTONENSE SUPERIOR-MESSINENSE INFERIOR (5)

Desde el punto de vista de su comportamiento hidrogeológico, pueden considerarse como acuitardos ya que, aunque han sido definidos como conglomerados, son muy abundantes los niveles y matriz de tipo arcilloso, que restan permeabilidad al conjunto.

No puede hablarse, para ellos, de un nivel piezométrico único y libre, ya que la circulación está muy condicionada a través de los tramos más conglomeráticos, rellenos de "paleocauces", niveles de corales, etc, y totalmente impedida donde existen estratos arcillosos moderadamente potentes. Así, es frecuente encontrar pequeñas surgencias de tipo intermitente, situadas a distinta cota, dentro de una misma ladera.

Dada la baja permeabilidad de los mismos y la notable pendiente de sus afloramientos, la escorrentía superficial supone una partida importante, a descontar de su balance hídrico. Los fenómenos de deslizamiento no se dan, de forma generalizada, dada la gran cohesión del depósito, a pesar de las fuertes pendientes de equilibrio iniciales existentes.

Sus aguas, de características físico-químicas muy parecidas a la del acuífero de La Vega de Granada (en origen), presentan contenidos salinos comprendidos entre 400 y 800 mg/l y facies bicarbonatada cálcica o cálcico-magnésica.

Estos materiales se encuentran localizados dentro del sector más oriental de La Vega de Granada, al Este de la banda limitada entre las poblaciones de Dílar-cortijo de Balsaín (al Sureste de La Zubia) y de Cájar-Lancha de Cenes-Jún.

TURBIDITAS, YESOS, LIMOS, LIGNITOS Y CALIZAS DEL MESSINENSE (6)

Su comportamiento hidrogeológico global es muy similar al descrito, en el epígrafe 2.4, para los materiales del Tortonense superior-Messinense inferior. Así pues, pueden considerarse como acuitardos, con circulación restringida al tramo evaporítico "resedimentado" y al carbonatado superior del Pontiense.

El estudio hidroquímico del acuífero de La Vega de Granada, ha puesto de manifiesto una alta anomalía de salinidad, situada entre las poblaciones de Chauchina, Romilla y Cijuela, que podría explicarse por una circulación profunda (las aguas presentan cierto termalismo), a través de algún nivel evaporítico (los cuales llegan a alcanzar potencias superiores a los 40 m), situado bajo su borde meridional.

Las calizas pontienses, con un espesor próximo a los 20 m, constituyen, también, un nivel acuífero de relativa importancia, en muchos sectores de la Depresión de Granada, al situarse bajo el relleno pliocuaternario, del que reciben la alimentación por goteo. No obstante, algunos sondeos situados en el borde Sur de La Vega de Granada han llegado a cortar a materiales limo-margosos miocénicos sin atravesar a las mismas.

Con respecto a la calidad de las aguas de este paquete de materiales, hay que hacer mención a su extrema variabilidad, dada la existente entre la serie tipo y la que presentan en cada sector.

La presencia de niveles de evaporitas, suministra a las aguas altos contenidos salinos, superiores al gramo-litro y facies sulfatadas cálcicas. Por el contrario, una circulación a través de las calizas del Pontiense daría aguas de mediana salinidad (entre 600 y 1.000 mg/l), y facies bicarbonatadas cálcicas y cálcico-magnésicas, similares a las de los limos fluvio-lacustres, que estos materiales presentan, como serie-tipo, al Este de La Vega, y que constituyen el substrato de las formaciones de Alhambra y Zubia.

CONGLOMERADOS DEL PLIOCENO-PLEISTOCENO (12/7)

Su comportamiento hidrogeológico es acuitardo, por la abundancia de matriz y tramos arcillosos, aunque hacia los sectores más proximales (Este), el mayor predominio de la fracción conglomerática llega a caracterizar a estos materiales como acuífero (de baja permeabilidad). Es el caso de la Formación Alhambra, situada al Este y Noreste de La Vega de Granada, que presenta algunos tramos productivos (captaciones de La Cartuja, La Salle, El Sacromonte..., nº 8003, 8006, 8010...).

El nivel piezométrico, normalmente, no es único ni libre, ya que responde a un dispositivo multicapa, con circulación a través de los

distintos niveles conglomeráticos, los cuales se encuentran aislados por otros más numerosos y potentes de tipo arcilloso. En algunos sectores, el confinamiento hidráulico a que están sometidos los niveles transmisivos más profundos, llega a dar aguas de tipo surgente. Para los materiales más propios de la Formación Alhambra, desconocemos, por falta de las obras de captación necesarias, si podría hablarse de un único nivel piezométrico, dando por supuesta la existencia de gradientes hidráulicos altos.

La escorrentía superficial existe, pero no es muy importante si son bajas las densidades de precipitación. No existen fenómenos generalizados de arroyamiento ni de inestabilidad de laderas.

La calidad del agua almacenada es muy variable, dado el carácter de "heredadas" que la mayor parte de sus aportaciones poseen, al provenir de la escorrentía superficial o hipodérmica de los materiales semi-impermeables situados aguas arriba, que suelen corresponder a los limos del Messinense, los cuales constituyen, además, su substrato impermeable generalizado.

Estos materiales del Plioceno-Pleistoceno se encuentran rodeando al sistema de La Vega de Granada, por la mayor parte de sus bordes, en los que presentan potencias poco apreciables, salvo para los sectores oriental y Nororiental de la misma, donde pueden superar los 100 m.

Los rellenos más potentes y conglomeráticos, hacia el Este, llegan a conformar una unidad hidrogeológica, de mediana entidad, que hemos asimilado a la Formación Alhambra, aunque estratigráficamente ésta se extiende mucho más allá de los límites de la misma, la cual es tratada, monográficamente, junto a su relación con la de la Vega de Granada, en el epígrafe 4.5.2.

CONGLOMERADOS DEL PLEISTOCENO (8)

El comportamiento hidrogeológico de estos materiales, que representan a la conocida Formación Zubia, es acuífero y su relación con la unidad hidrogeológica de La Vega de Granada es de comunicación total, motivo por el cual fueron considerados en el estudio del PNUD/FAO (1972) como continuación hacia el Sureste de la misma, al tiempo que eran asimilados, por sus parámetros hidráulicos, al Cuaternario "resistente" (Cuaternario reciente).

Deben su comportamiento acuífero a la ausencia, prácticamente total, de fracción arcillosa y a la gran homometría de sus cantos, lo que les proporciona un alto coeficiente de almacenamiento. Disminuyen la permeabilidad del conjunto los frecuentes niveles de conglomerados cementados, tipo "caliche", que pueden llegar a presentar potencias relativamente importantes. Estos niveles son los responsables de la mayor parte de las salidas no relacionadas con el nivel piezométrico de base, las cuales se deben también a fenómenos tipo "overflow", por inmediata proximidad del substrato impermeable, que corresponde, generalmente, al tramo limoso del Messinense (GONZALEZ DEL PINO, 1983). Asimismo, estos niveles de caliches, responsables de una notable disminución de la transmisividad del sector más distal del abanico, se creen la causa del confinamiento hidráulico al que llegan a estar sometidos algunos niveles productivos del mismo.

La escorrentía superficial es escasa, dada la alta permeabilidad media de esta formación, y los fenómenos de deslizamiento de laderas no existen.

La calidad de sus aguas es excelente, con contenidos salinos comprendidos entre 400 y 600 mg/l, y facies bicarbonatada cálcica o cálcico-magnésica, muy similar a la de los ríos Monachil y Dílar a su entrada a La Vega.

Estos materiales se encuentran situados en el borde Sureste de la misma, entre las poblaciones de Cájar y Otura. De forma monográfi-

ca es tratado el sistema hidrogeológico que conforman, junto a su relación con el de La Vega de Granada, en el epígrafe 4.5.3.

CONGLOMERADOS CUATERNARIOS INDIFERENCIADOS

Su comportamiento hidrogeológico es acuífero-acuitardo, dada la abundancia de matriz arcillosa. El interés de estos materiales en el entorno de La Vega de Granada, es meramente anecdótico, por su reducida presencia cartográfica, siempre asociada a depósitos de pie de ladera.

GRAVAS, ARENAS Y ARCILLAS ALUVIALES DE LA VEGA DE GRANADA (9 y 9')

El comportamiento hidrogeológico de este conjunto de materiales, que constituyen el sistema hidrogeológico de La Vega de Granada, es acuífero. Sin embargo, la diferenciación hecha por el PNUD/FAO (1972), para los mismos, en Cuaternario reciente (Cuaternario "resistente") y Cuaternario medio y antiguo (Cuaternario "no resistente"; resistividad verdadera < 120 ohm.m), que ya fué planteada en el apartado 1.1, define con más precisión su comportamiento hidrogeológico.

Así, el Cuaternario reciente, localizado en el sector central de La Vega, a lo largo del eje del río Genil (nº 9, del mapa de la figura 9) y compuesto mayoritariamente por gravas y arenas, tiene un comportamiento acuífero. Mientras que el Cuaternario antiguo y medio, localizado hacia los bordes de la misma (nº 9', del mapa de la figura 9) y constituido por tramos arcillosos, alternantes con otros de tipo gravo-arenoso, tendría un comportamiento acuífero-acuitardo, similar al ya referido para los conglomerados y arcillas del Plioceno-Pleistoceno, con los que mantienen conexión hidráulica a través de la mayor parte de sus bordes. La existencia de tramos arcillosos, con continui-

dad suficiente, puede dar lugar al confinamiento hidráulico de niveles acuíferos, que al ser captados llegan incluso a ser surgentes (sondeos de Santa Ana, nº 6122 y 6143).

La alta permeabilidad de estos materiales, unida a su morfología de depósito, llana, hace que la escorrentía superficial generada por lluvias sea despreciable.

La calidad de sus aguas, tratada con profundidad en el apartado 2.1 del capítulo VI, es muy variable, pero en origen, es similar a la que poseen las aguas de escorrentía superficial, cuya infiltración es la fuente principal de sus aportaciones.

3. NATURALEZA DE LOS BORDES Y FONDO. GEOMETRIA DEL ACUIFERO

3.1. NATURALEZA DE LOS BORDES Y FONDO

De forma implícita, en el apartado anterior, correspondiente al comportamiento hidrogeológico de los distintos materiales que componen el entorno del acuífero de La Vega de Granada, ha quedado aclarada la naturaleza de los distintos bordes del mismo.

Así pues, obviamos una descripción detallada, borde por borde, ya que ésta ha sido hecha por materiales. A modo de síntesis, puede decirse que todos los bordes son de naturaleza semi-impermeable, salvo los comprendidos entre: Los Baños de Sierra Elvira y Pinos Puente, con alimentación de las calizas y dolomías liásicas; Jún y Huétor Vega y entre esta última y Otura, por sus conexiones hidráulicas con las formaciones semipermeables a permeables de Alhambra y La Zubia, respectivamente.

El resto son prácticamente impermeables (excepción ella, de una posible comunicación a través de niveles salinos, al Sur de Chauchina). No obstante, conviene aclarar que las aguas de infiltración de

las escorrentías superficiales e hipodérmicas, a la vez que las de regadío, dan a las isopiezas del acuífero una disposición semiparalela a alguno de ellos (bordes de Escóznar-Pinos Puente y Albolote-Jun), lo que podría inducir a error de interpretación, como límites de alimentación subterránea.

En cuanto a la naturaleza del fondo del acuífero o substrato, se supone correspondiente a los limos y arcillas del Messinense y Plioceno, respectivamente, por criterios geológicos, datos de sondeos y de prospección geofísica eléctrica, aunque a nivel local puede corresponder a los limos del Tortonense superior-Messinense inferior, a las arcillas del Trías o a las formaciones de Pinos Genil y Alhambra. En cualquier caso, se trata de un substrato de naturaleza impermeable, que aisla al acuífero aluvial de La Vega de Granada, de otros posibles más profundos.

3.2. GEOMETRIA DEL ACUIFERO

A pesar del más de un millar de captaciones que lo explotan, son muy pocas las que han dado información referente al substrato del mismo, por su insuficiente profundidad. Sólo los sondeos situados cerca de los bordes han llegado, en algunos casos, a dicho substrato, compuesto siempre por las "margas azules", según testimonio de los "sondistas" (lutitas ¿del Tortonense superior-Messinense inferior o del Messinense?). Un posible substrato arcilloso plioceno, que con seguridad ha sido cortado en ciertos sondeos, no ha podido diferenciarse de los términos más antiguos del Cuaternario de La Vega. No obstante, la geometría es aceptablemente bien conocida a través de las campañas de prospección geofísica eléctrica, que, al final de la década de los 60, realizó la FAO.

Tras una primera etapa de reconocimiento con 11 S.E.V. (numerados del 16-4 al 16-14), situados a lo largo de una línea que va de Pinos Puente a La Zubia, se realizó una segunda de detalle, con 37

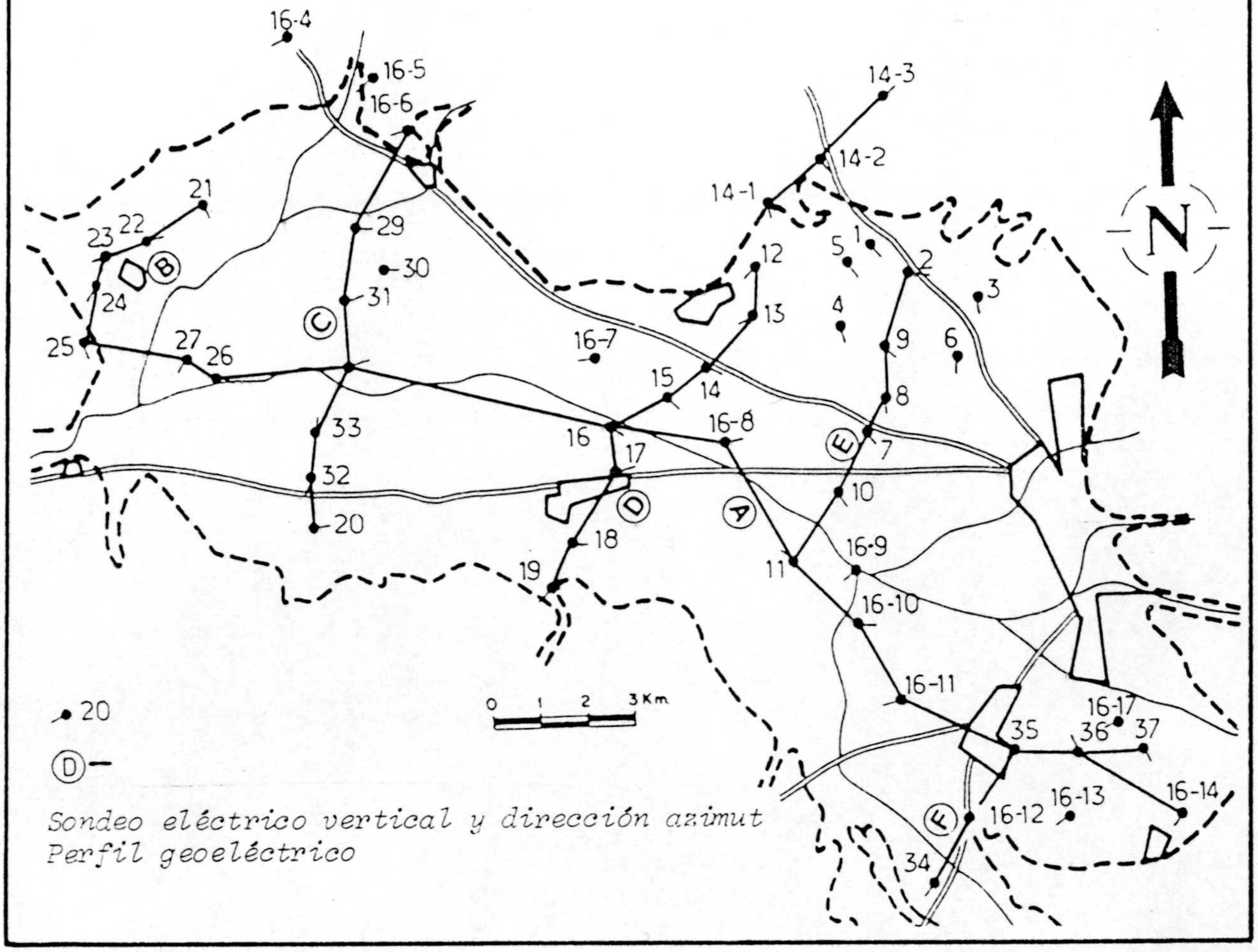


Figura 10.- Mapa de localización de los S.E.V. realizados por la FAO sobre el acuífero de La Vega de Granada (PNUD/FAO, 1972).

S.E.V. más (numerados del 1 al 37), repartidos sobre toda la superficie de La Vega (la localización de los S.E.V., de ambas campañas, puede observarse en la figura 10). Con posterioridad, se realizó una tercera campaña con 73 S.E.V. más (numerados del CV-1 al CV-73) localizada en el entorno de La Vega. Con toda la información disponible de la geofísica eléctrica, realizada sobre un área y materiales óptimos para su aplicación, se elaboró, por una parte, el mapa de resistividad verdadera de los materiales aluviales del acuífero (figura 11), y por otra, el de la topografía del substrato de los mismos (figura 12). Si se observa dicho mapa se verá que el embalse subterráneo tiene una estructura alargada, cuyo eje más profundo sigue, aproximada-

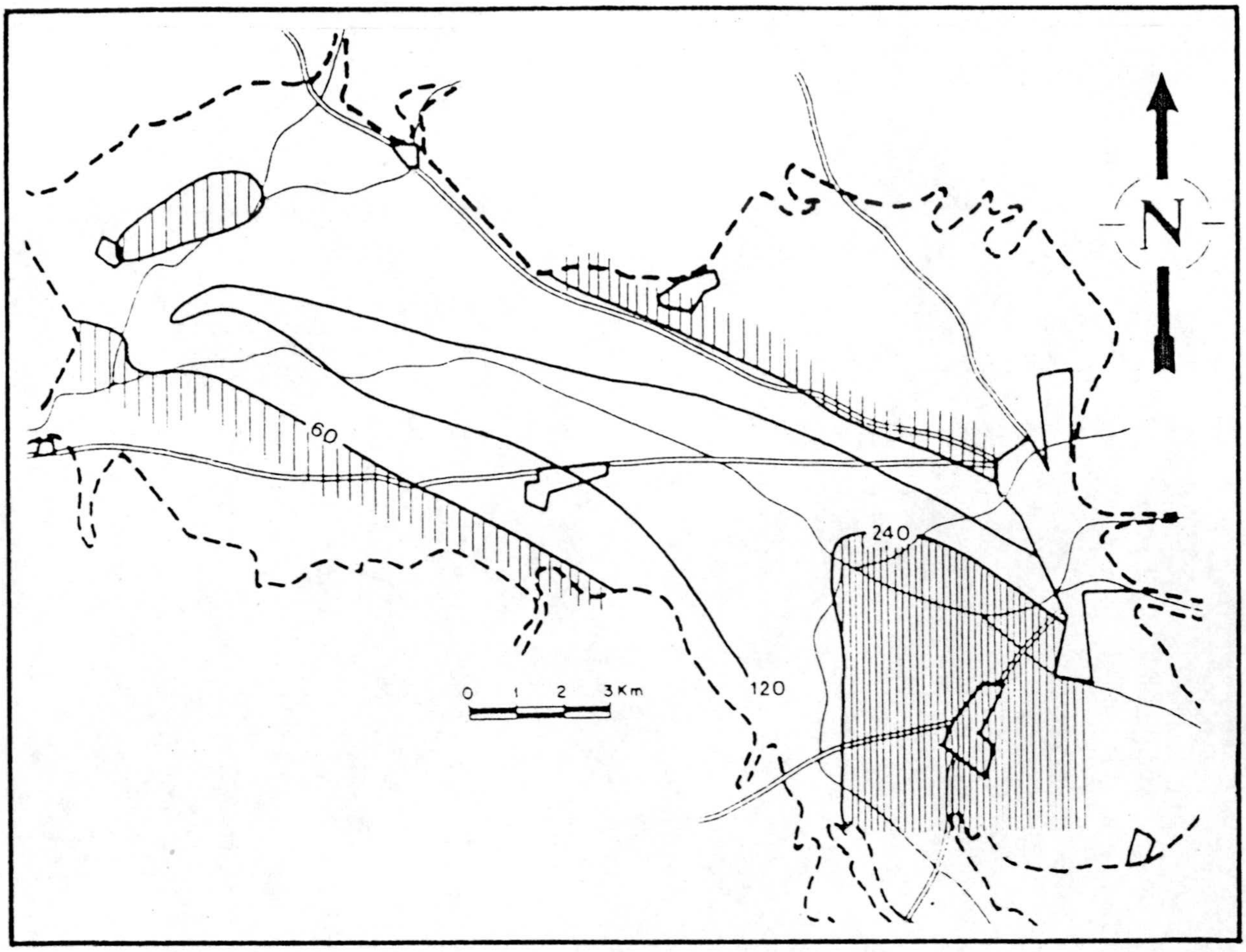


Figura 11.- Mapa de iso-resistividades verdaderas del acuífero de La Vega de Granada, en ohm.m (PNUD/FAO, 1972).

mente, el actual cauce del río Genil, bajo el que se sitúa el substrato a la cota 350, el cual sube gradualmente hacia los bordes hasta llegar a la cota 500. A la altura de Granada el eje sigue hacia el cono de La Zubia, como si el antiguo aporte fundamental proviniese de esa dirección.

De forma conceptual, podría hablarse, para la morfología del relleno acuífero, de un cono seccionado axialmente por su mitad, y dispuesto en posición horizontal, con su semibase (de tipo triangular) situada en Armilla y el vértice en Láchar. La figura 13, donde se muestran varios perfiles transversales y longitudinales del acuífero, define, con bastante claridad, la geometría del mismo, a la vez que

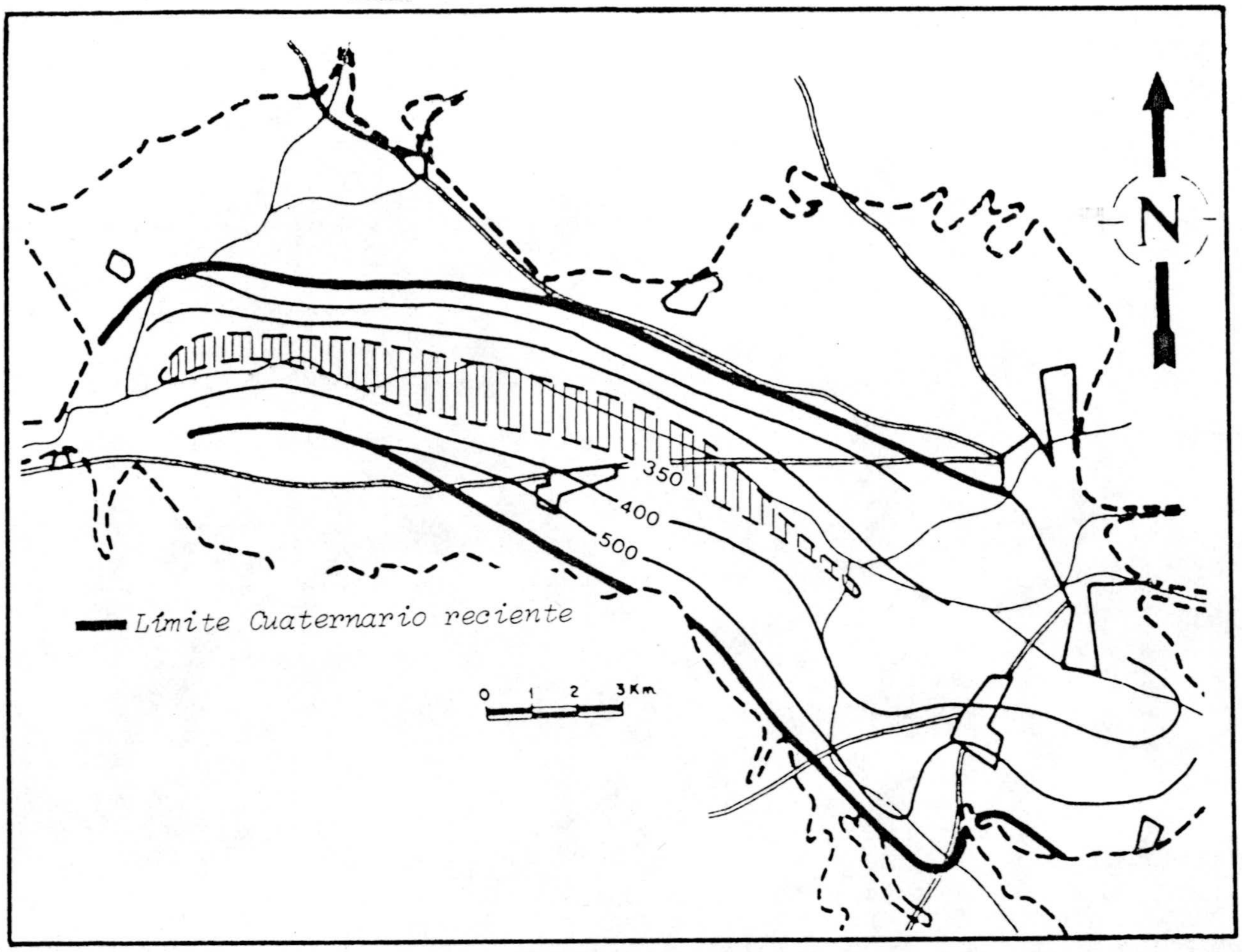


Figura 12.- Mapa de cota de muro del Cuaternario reciente de La Vega de Granada (PNUD/FAO, 1972).

la disposición, dentro de él, de los materiales del Cuaternario reciente frente a los del medio y antiguo.

A partir del mapa de muro del acuífero (deducido como ya se ha dicho con los datos de la geofísica eléctrica) y del topográfico de superficie, se pudo llegar a confeccionar el de isoespesor acuífero (isoespesor del relleno aluvial de La Vega), que sirvió de base para una primera cubicación del mismo, la cual dió un valor de 22.800 Hm^3.

Pero es a raiz de la realización de un mapa de isopiezas, en Junio de 1969 (figura 14), cuando por deducción con el correspondiente al de muro, anteriormente citado, se obtiene un nuevo mapa, éste ya

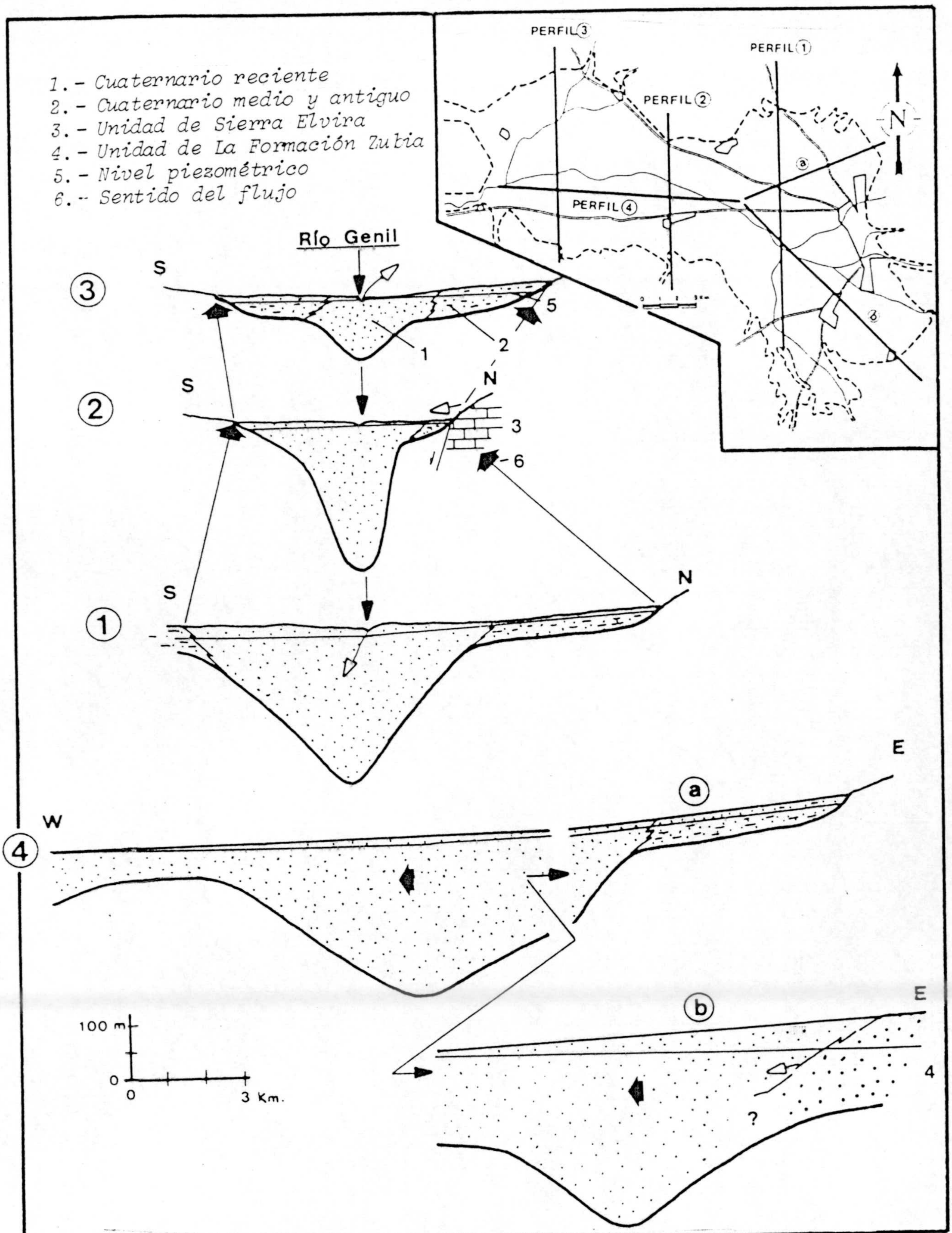


Figura 13.- Cortes transversales y longitudinales del acuífero de La Vega de Granada.

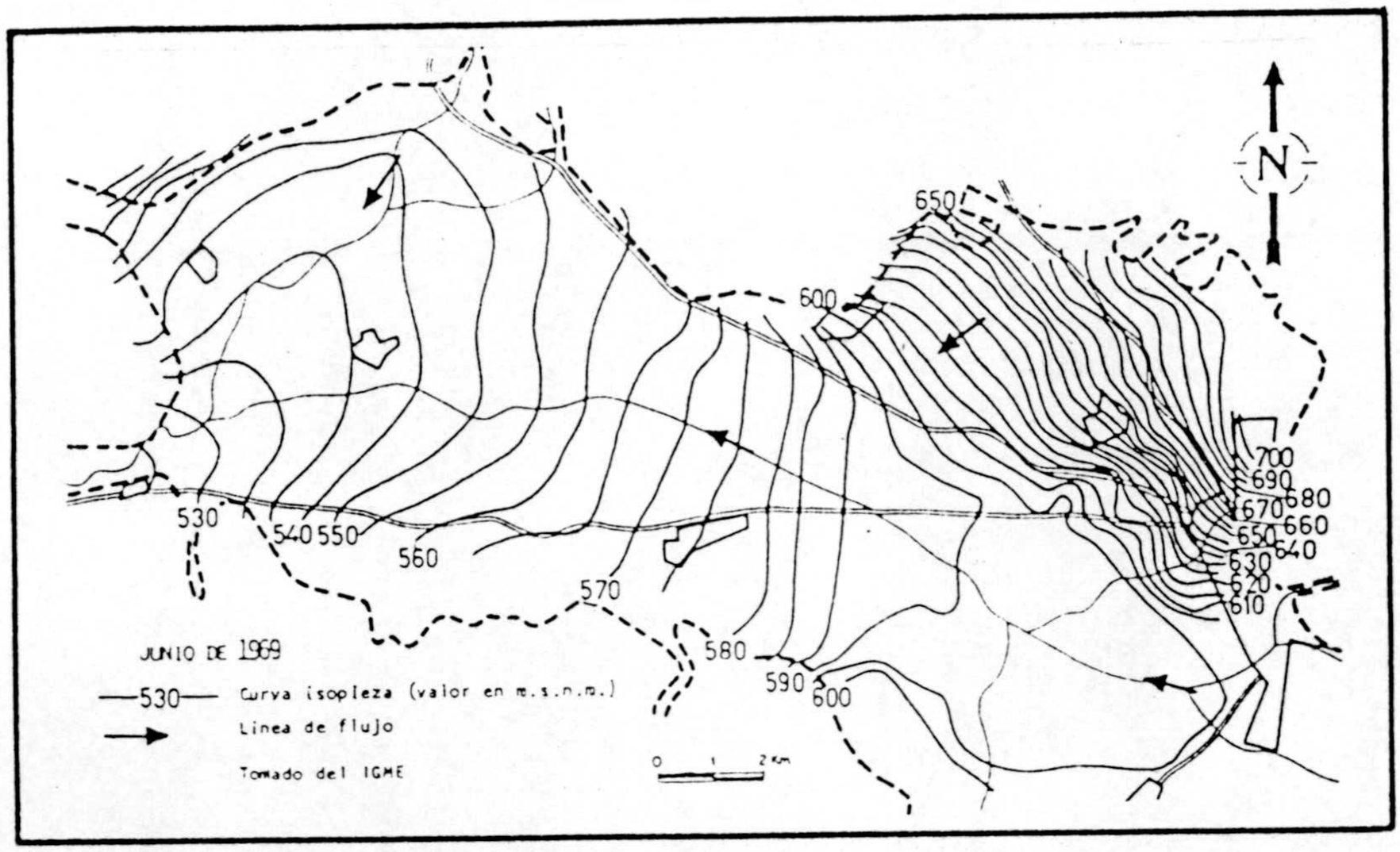


Figura 14.- Mapa de isopiezas de Junio de 1969 (origen IGME).

correspondiente al isoespesor saturado (figura 15). Este mapa, de gran valor didáctico para la comprensión de la geometría del acuífero saturado, refleja un sector central profundo, con más de 250 m de espesor saturado, en contraposición con extensas áreas de borde, con substrato a menos de 50 m, correspondientes al Cuaternario medio y antiguo (Cuaternario "no resistente", según FAO).

A partir del mapa de isoespesor saturado, se procede a la cubicación de los materiales acuíferos situados bajo el nivel piezométrico, con vistas a calcular, de forma aproximada, las reservas del acuífero. El cuadro 6 refleja los cálculos volumétricos realizados al respecto, por la FAO, sólo para el Cuaternario reciente.

Aplicando al volumen de Cuaternario reciente saturado, la porosidad media del mismo (10 %, calculada por la FAO; epígrafe 5.3), se obtiene un volumen total de agua embalsada de 1.750 Hm^3, de los que son teóricamente drenables 1.000 Hm^3 (resultado de aplicar una porosidad eficaz media del 6 %).

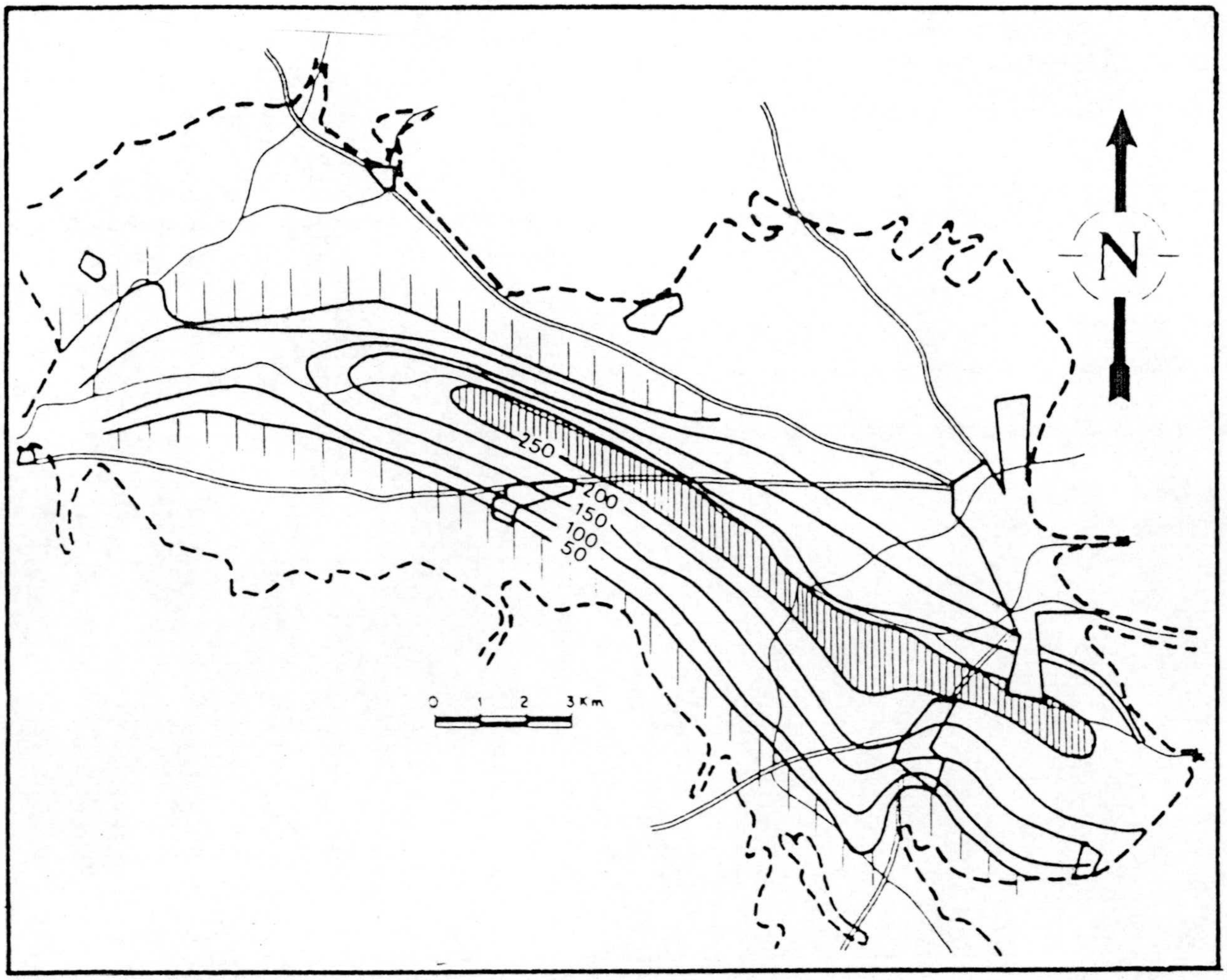


Figura 15.- Mapa de isoespesor saturado (Junio de 1969. IGME).

Teniendo en cuenta la no estimación del volumen de agua contenido en el Cuaternario medio y antiguo, perteneciente también al sistema acuífero de La Vega de Granada, son aproximadas las reservas del mismo a 2.000 Hm^3.

Espesor saturado (e, en m)	Espesor saturado medio (en m)	Superficie (en Km^2)	Volumen (en Hm^3)
0 < e < 50	25	25	625
50 < e < 100	75	20	1.500
100 < e < 150	125	25	3.125
150 < e < 200	175	19	3.325
200 < e < 250	225	23	5.175
250 < e < 300	275	13	3.575
		125	17.325

Cuadro 6.- Cálculo del volumen saturado para el Cuaternario reciente (PNUD/FAO, 1972).

4. FUNCIONAMIENTO

La comprensión del funcionamiento hidrogeológico de cualquier sistema, es el primer paso para poder abordar su racional gestión y conservación. En el estudio del quimismo de las aguas, donde es prácticamente imprescindible conocer la procedencia de las mismas, será, además, la base sobre la que planificar e interpretar, la sistemática de investigación y los resultados obtenidos, respectivamente.

A continuación exponemos las directrices fundamentales del mismo, las cuales suponen, en gran parte, la plataforma cualitativa sobre la que se apoyarán los cálculos, ya propiamente cuantitativos, del balance hídrico (apartado 6).

4.1. ALIMENTACION

El acuífero de La Vega de Granada puede considerarse, a efectos de alimentación y descarga, dividido en dos sectores, el de alimentación, correspondiente a su mitad oriental y el de descarga, situado en la occidental.

De todas las partidas de alimentación del mismo, la más importante es la relativa a la infiltración de las aguas de escorrentía que acceden a él, procedentes del drenaje de la cuenca del Alto Genil, de 2.940 km^2 de superficie (figura 16). Incluimos también, dentro de este concepto, la infiltración de las aguas de regadío, producida tanto bajo los cientos de kilómetros de redes de acequias, que lo recorren sin revestir, como a través de las distintas parcelas y "hazas" de riego.

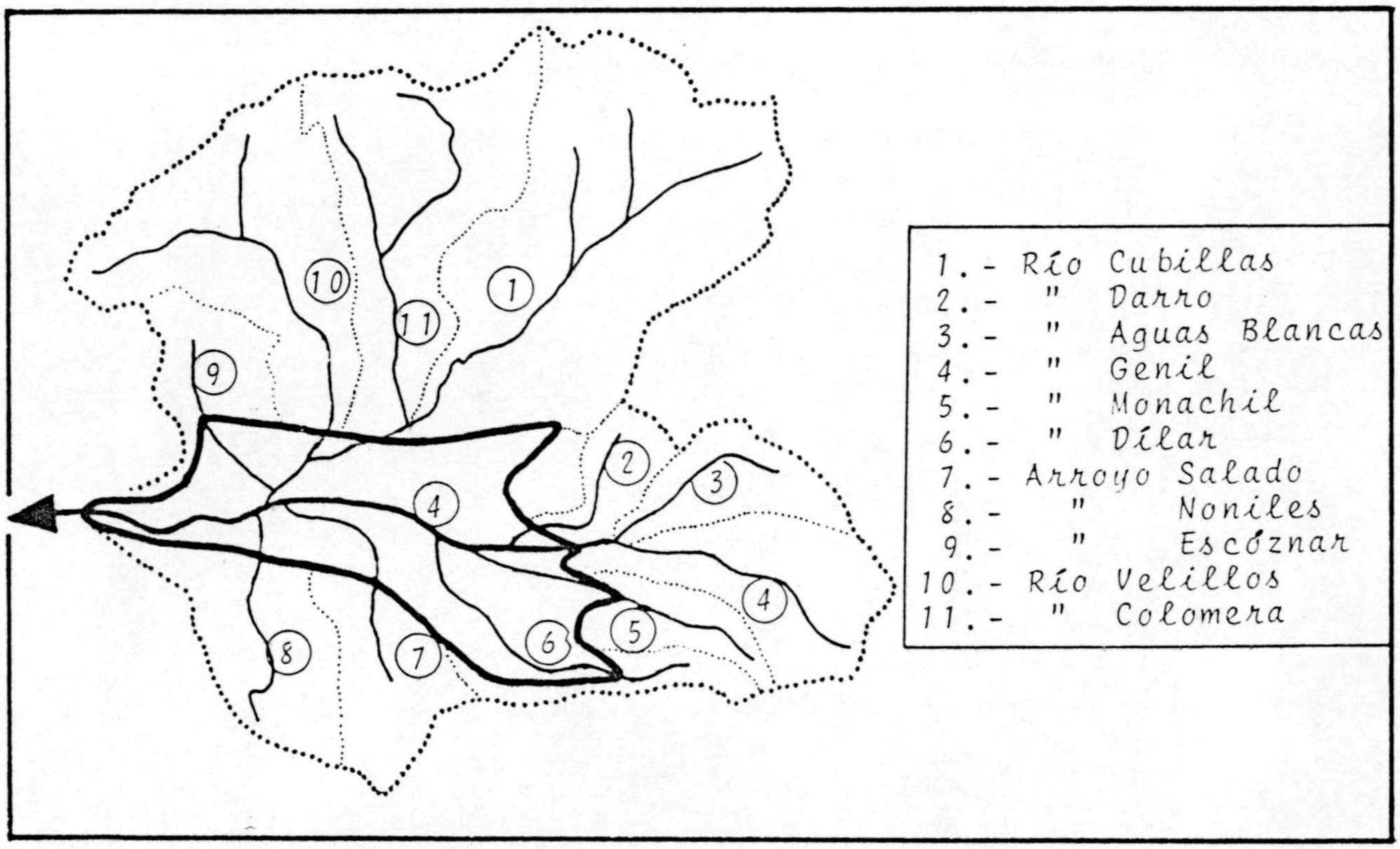


Figura 16.- Red hidrográfica principal de la cuenca del Alto Genil y situación de La Vega de Granada dentro de la misma.

De esta forma, la mayor alimentación es la producida en el sector de "cabecera" del acuífero (a la entrada de los principales ríos que bajan de Sierra Nevada: Genil, Monachil y Dílar, y de sus áreas de influencia de regadío correspondientes, en el sector oriental de La Vega de Granada). Ocurre, desde Abril a Junio, coincidiendo con el deshielo el mayor aporte de los cursos de superficie. La alimentación, por este concepto, en la mitad occidental (área de descarga), está restringida a la aportación de los ríos Cubillas y Velillos y

canal del Cacín, así como a las escorrentías del río Genil y sus derivaciones, en la época del deshielo, única en la que, de forma habitual, lleva agua más allá del Puente de Los Vados.

En la figura 17 puede observarse un mapa de áreas de riego de La Vega de Granada, atendiendo a la procedencia mayoritaria de las aguas (a partir del "Proyecto del Guadalquivir", en JEREZ, 1983), lo que da idea de los principales sectores de infiltración y del origen de ésta.

Las aportaciones superficiales "de borde", canalizadas a través de gran número de arroyos y barrancos, que acceden a La Vega desde los materiales impermeables limítrofes, del Mioceno y Plioceno, las cuales estarían incluidas dentro de la partida comentada, no son despreciables y tienen consecuencias claras, junto con la derivación de aguas de riego, en la disposición semiparalela de las isopiezas a alguno de los contornos impermeables, y en el quimismo de las aguas del acuífero, hecho que ya tendremos ocasión de exponer.

Otra partida de alimentación, menos importante que la anterior, mayoritaria y única, sin embargo, en muchos sistemas hidrogeológicos (sobre todo kársticos), es la correspondiente a la infiltración de la lluvia útil, caida sobre los 200 km^2 de superficie del acuífero. En este caso se ha tenido en cuenta, para su cálculo en el apartado de Balance, el grado de humedad anormalmente alto de la franja no saturada, debido a los riegos de otoño-invierno, cuyo efecto global ha sido la consideración de una capacidad de campo menor que la que le correspondería al suelo de La Vega, en una situación "normal", lo que se ha traducido en una mayor participación de la lluvia útil infiltrada.

Por último, hay que hacer mención a toda la serie de entradas laterales ocultas (escorrentías subterráneas), provenientes de los sistemas acuíferos limítrofes, representados básicamente por los de Sierra Elvira y las formaciones Alhambra y Zubia.

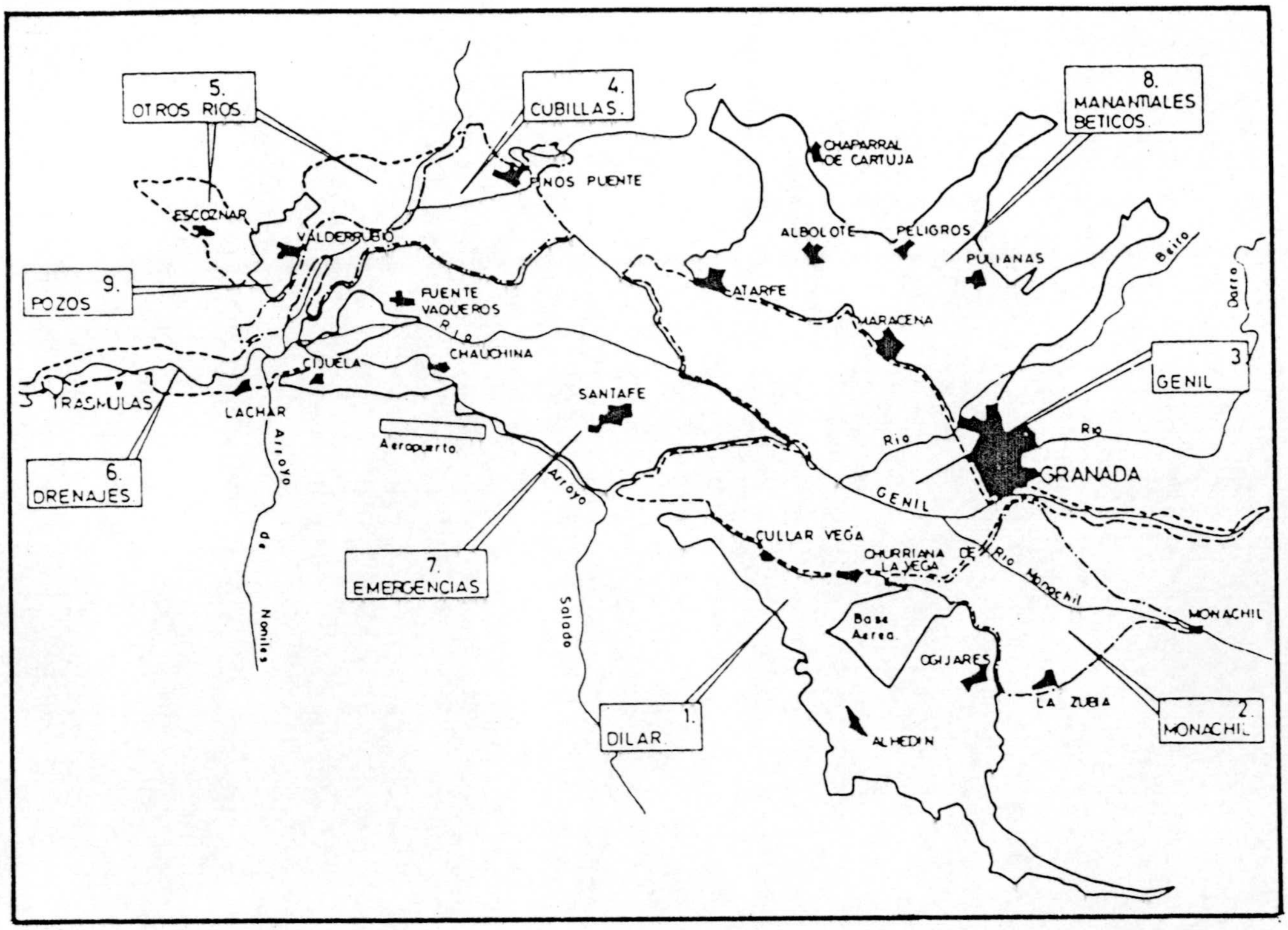


Figura 17.- Mapa de procedencias de agua, para las principales áreas de riego de La Vega de Granada (JEREZ, 1983).

4.2. DESCARGA

La descarga del sistema, anteriormente comentada, se produce en la mitad occidental del acuífero, a través de sus numerosas salidas por toda una serie de manantiales de carácter pseudoantrópico, ya que desde tiempo inmemorial, la mayor parte de ellos, fueron captados mediante zanjas para su utilización al regadío y como sistema de drenaje de áreas casi permanentemente inundadas. Denominados por las gentes del lugar como "barras" (también "madres", "canales"...), se sitúan a diferente cota. Así, el más oriental, y localizado a mayor cota, es el de Los Ojos de Viana I (nº 7173), a cota 587 (junto con el del cortijo del Marqués, nº 7071, a cota 589). El más occidental es el del Martinete (nº 5143), situado a cota 526, la más baja

de las conocidas en manantiales. Toda esta serie de emergencias descargan un caudal neto superior a los 1.000 l/s, el cual se encuentra desglosado entre las más importantes en el cuadro 9 (epígrafe 6.2.1).

En la figura 18 pueden observarse los gráficos de evolución foronómica o hidrométrica, para once de los principales manantiales del sistema, desde 1967 a 1982 (IGME, 1982). En ellos son reconocibles unas variaciones de escala anual, con máximos de caudal de Marzo a Mayo, y mínimos de Septiembre a Diciembre, a las que se superponen otras de tipo interanual, impuestas por la climatología regional y consecuentemente por los aportes pluviométricos interanuales. Así, se observan, al menos, dos ciclos de "aguas bajas", uno de 1975 a 1977 y el otro de 1980 a 1982.

La descarga a canales de riego y, sobre todo, a ríos es bastante más importante que la referida anteriormente para los manantiales, aunque popularmente es menos reconocida, por no ser fácilmente apreciable, ya que se encuentra enmascarada por el caudal de las escorrentías superficiales de los mismos.

Para La Vega de Granada puede decirse que el triángulo formado por Chauchina - Valderrubio - cortijo de Daimuz, en la mitad más occidental de la misma, es su principal área de drenaje, la cual se sitúa entre las cotas 540 y 525. Los principales cursos de superficie, a los que va a parar esta escorrentía subterránea, son los ríos Genil y Cubillas, aguas abajo de Fuente Vaqueros y Valderrubio, respectivamente.

La descarga a estos ríos, que se intuye en la época de "aguas altas", es perfectamente visible en la de estiaje, donde los aportes de aguas subterráneas a los mismos son mayoritarios. Así, en el estiaje de 1983 (Septiembre; uno de los de más alto déficit hídrico acumulado), pude contabilizar una salida al río Genil, desde Fuente Vaqueros a la confluencia con el Cubillas, de más de 600 l/s. Igualmente, aguas abajo de Valderubio, en el río Cubillas, eran manifiestas las salidas subterráneas al cauce, que con caudal próximo a los

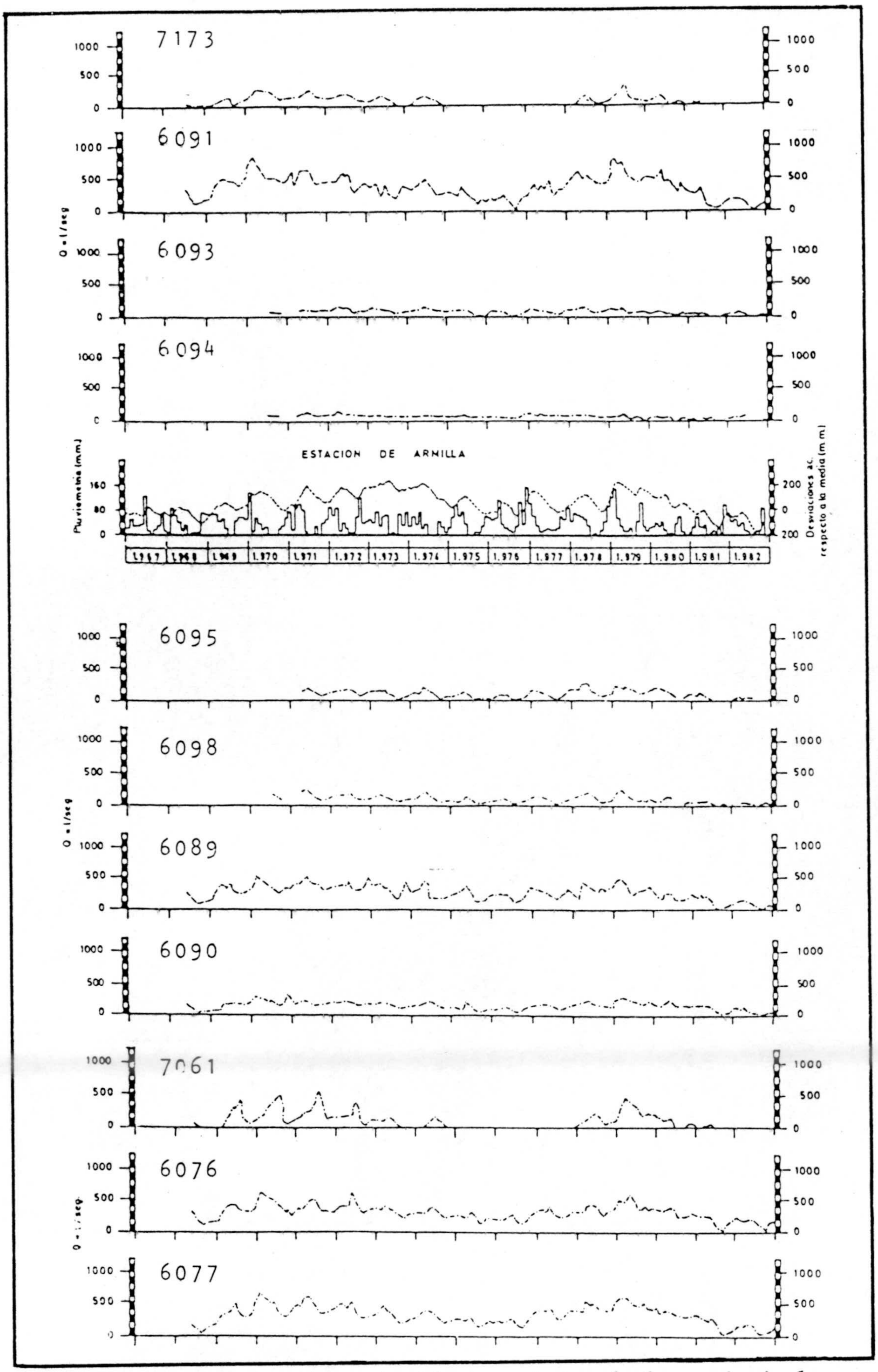


Figura 18.- Gráficos de evolución foronómica de las principales surgencias del acuífero de La Vega de Granada (1967-1982. IGME).

2.000 l/s quedaban, en este caso, algo enmascaradas por una cierta escorrentía de los ríos Velillos, Colomera y Cubillas.

En el apartado de Balance (6), dada la dificultad de evaluar estas salidas independientemente, en base a las cuatro campañas de aforos diferenciales, a las que hemos tenido acceso, se recurre a una aproximación a partir de la descarga total del sistema, en estiaje, aforada en el río Genil en Trasmulas, aguas abajo del área de emergencias. En este sentido, el IGME recurre a establecer la correlación, caudal de estiaje-piezometría, para, a partir de la misma, inferir los caudales subterráneos aportados.

Como ejemplo de canal de riego-descarga, de los que existen en el "triángulo" anteriormente citado, destaca la acequia de Las Boquillas, situada a 2 km al Oeste de Fuente Vaqueros y que, como su nombre indica, recoge a su paso el caudal que mana de pequeñas zanjas ("boquillas"), situadas a una y otra margen de la misma. Este hecho, que viene impuesto por un nivel piezométrico prácticamente en superficie (origen del abastecimiento de Fuente Vaqueros, a partir de "tubos-bomba" en cada una de las viviendas, como dato complementario curioso), explica las importantes emergencias a los ríos Genil y Cubillas, puestas de manifiesto y sobre las cuales, como ya se ha dicho, son insuficientes para su correcta estimación, las campañas de aforos diferenciales realizadas hasta el momento.

Pero no toda el agua de descarga de este acuífero llega a salir por los ríos, acequias y manantiales citados, ya que una parte de la misma es consumida por la evapotranspiración, a raiz de su bombeo por cualquiera del más de un millar de captaciones que lo explotan, de las que el 90 % son pozos y el 10 % restante sondeos. La explotación de estas captaciones, cuya finalidad mayoritaria es el regadío, se produce a partir de los meses de Mayo-Junio hasta Septiembre-Octubre. De igual manera, la repartición de la misma es desigual en el espacio y en el tiempo, y obedece a la falta de otro tipo de aguas "más económicas" para el regadío. Así, las explotaciones están concentradas en las áreas más alejadas de las de influencia del mismo a

partir de las aguas superficiales y de drenaje del acuífero, como son: Los Ogíjares, Purchil, Santa Fe - El Jau y Valderubio-Escóznar, aunque a final de estiaje, y en general cuando existe carestía de agua de superficie, se pone en funcionamiento una explotación intensiva de suplemento a partir de las aguas del acuífero, que abarca a casi toda la superficie de La Vega de Granada.

Una cuantificación de esta partida de la descarga es muy difícil de hacer, dado el gran número de captaciones existentes y su amplia repartición espacial, con caudales de explotación variables a lo largo, incluso, de la misma campaña. Hasta ahora toda la información referente al volumen extraido procede de las encuestas realizadas al respecto, por los organismos competentes e interesados en el tema (IGME, CHG...).

Por último, queremos abrir la discusión sobre un tipo de partida de las salidas de cualquier sistema hidrogeológico, cual es la posible evapotranspiración, a partir de aquellas áreas con nivel piezométrico muy próximo a superficie.

En la figura 19 puede observarse un mapa de isoespesor no saturado (Septiembre 1983) y, dentro de él, con trama de cuadriculado fino, las áreas con nivel piezométrico a menos de 5 m de la superficie. Estas suponen aproximadamente el 25 % de la extensión total del acuífero, es decir unos 50 km^2, de los que aproximadamente 20 km^2, tienen el nivel a menos de 2 m de la superficie.

Merecen también destacarse, a este respecto, los cultivos de choperas, de gran poder transpirante, que sobre una superficie de 26 km^2 (1980-83; datos del SEA), se localizan en La Vega, normalmente en las áreas con nivel freático más alto. Sobre este aspecto y, en general, sobre las posibles salidas por evapotranspiración a partir del nivel piezométrico, se hace una rápida discusión en el epígrafe 6.2.2.

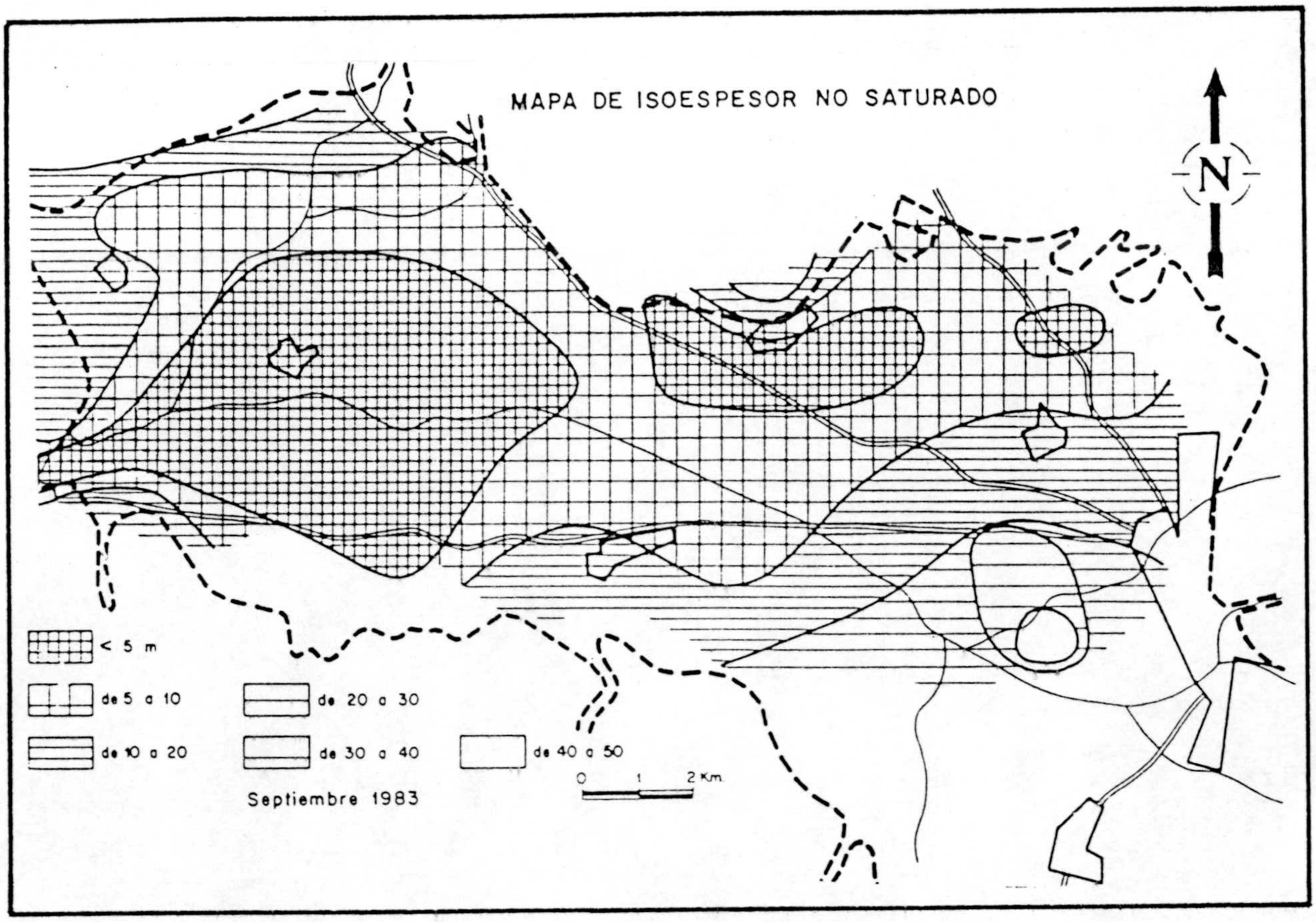


Figura 19.- Mapa de isoespesor no saturado del acuífero de La Vega de Granada para Septiembre de 1983.

4.3. PIEZOMETRIA

Para la elaboración de este epígrafe hemos contado con una abundante documentación, obtenida del banco de datos del IGME (Delegación de Granada). Se ha dispuesto de cinco mapas, más un sexto elaborado por nosotros, correspondientes a otras tantas situaciones temporales de la piezometría general del acuífero. Además, son presentadas las evoluciones piezométricas, desde 1967 a 1982, de veinticuatro piezómetros-testigo, repartidos a lo largo de toda La Vega.

La información recogida en los mapas y gráficos referidos, daría, al menos, para un capítulo aparte, razón por la cual vamos a intentar reflejar sólo las pautas de comportamiento piezométrico general de este acuífero, sabiendo, "a priori", que gran parte de la in-

formación que se podría haber obtenido de estos datos y de otros muchos no reflejados aquí, existentes en el IGME, va a quedar sin elaborar por el momento.

Tomando como base el mapa de isopiezas de la figura 20, de Septiembre de 1983, levantado por nosotros como apoyo a una campaña hidroquímica espacial que realizamos ese mismo mes, podrían destacarse varios aspectos. El primero y más evidente, es el correspondiente al sentido del flujo, desde las zonas de alimentación (mitad oriental) a las de descarga (mitad occidental).

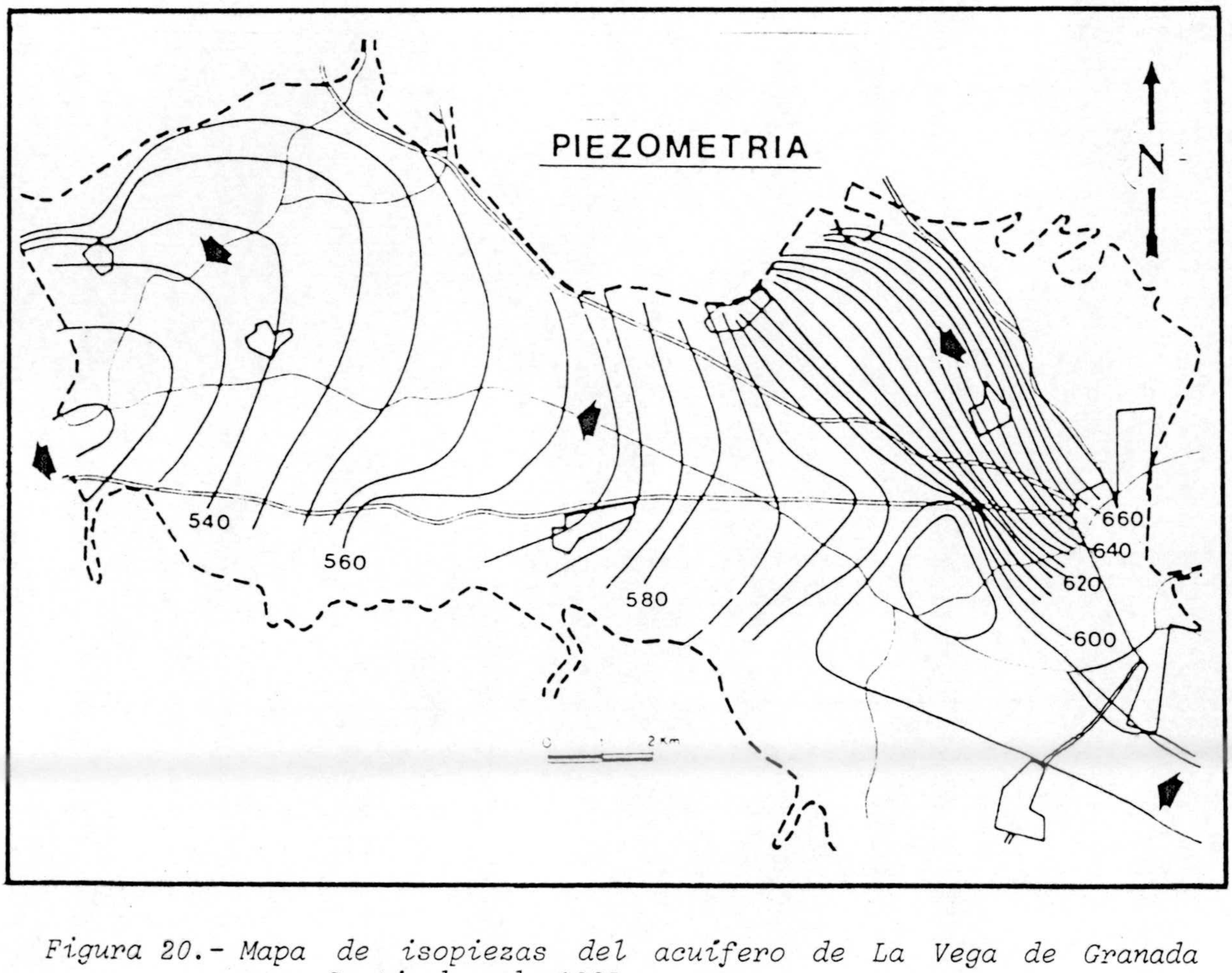


Figura 20.- Mapa de isopiezas del acuífero de La Vega de Granada para Septiembre de 1983.

Un segundo aspecto, que es interesante comentar, es el referente a la forma y disposición de las isopiezas con respecto a los bordes del acuífero. La forma, con convexidad de las curvas en el sentido del flujo, bajo los trazados actuales de los ríos Monachil, Genil y Cubillas, indica ejes de circulación preferencial, ligados a una mayor transmisividad a través de los mismos. Destaca, asimismo, el cono de depresión formado al Oeste de Granada, cerca de Purchil, provocado, en la época en la que se efectuó el levantamiento de las isopiezas, por una potente explotación espacialmente muy localizada.

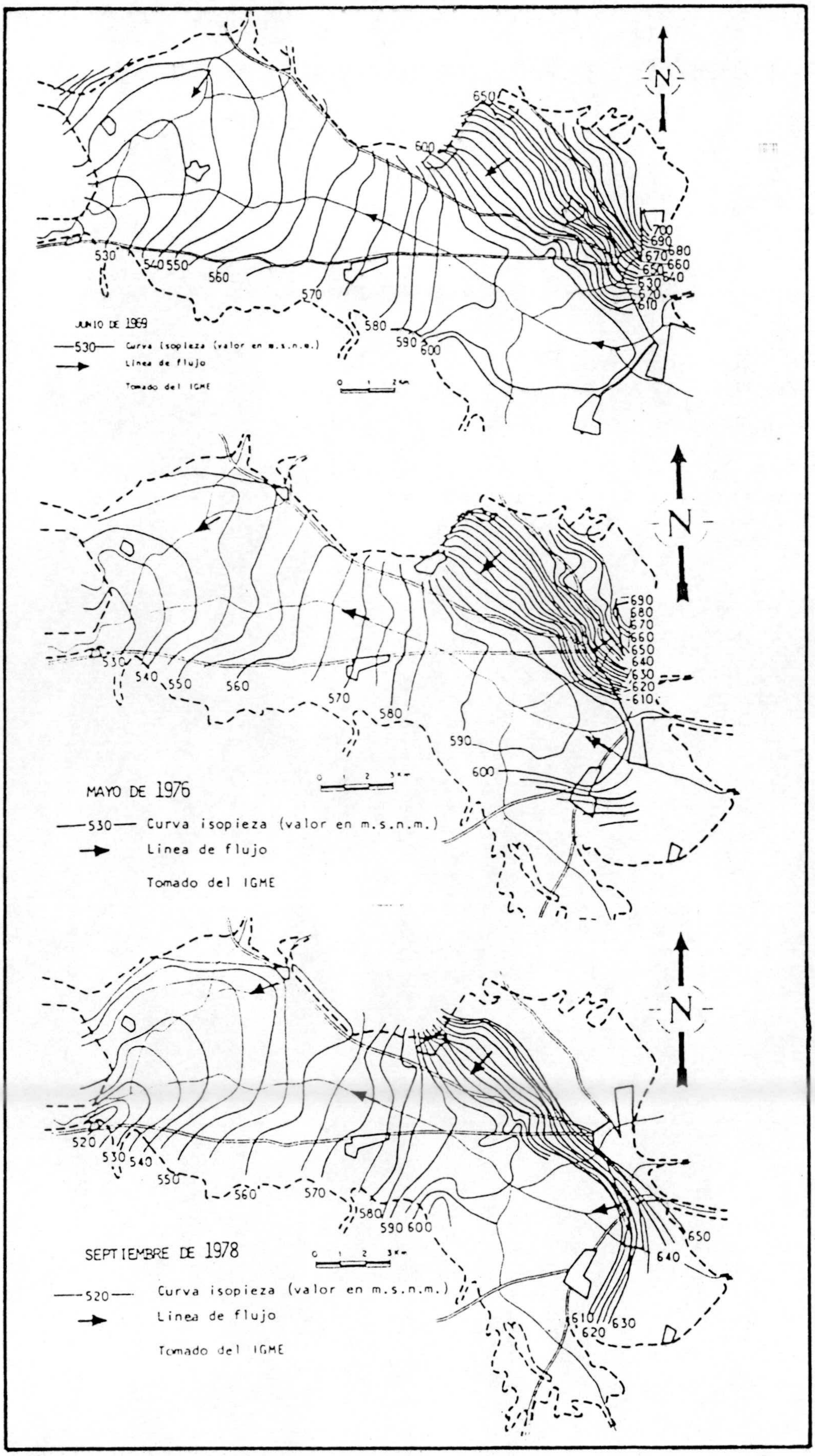
La disposición de las isopiezas en las proximidades de los límites del acuífero, nos pone de manifiesto una ausencia de alimentación, reflejada por la alineación perpendicular de las mismas. Este hecho se manifiesta a través de los bordes Sur (excepción hecha de la disposición semiparalela presentada al Sur y Oeste de Santa Fe, que podría deberse a un flujo hipodérmico bajo el arroyo Salado o a una escorrentía más profunda ligada a algún nivel salino karstificado, interestratificado entre los materiales impermeables del Mioceno), Oeste y parte del borde Norte (entre Los Baños de Sierra Elvira y Albolote). Para el resto de los mismos existiría alimentación, sin distinguir entre la de tipo superficial y subterránea. Esta última se halla ligada a los bordes comprendidos entre Los Baños de Sierra Elvira y Pinos Puente, al Norte (por alimentación de la unidad de Sierra Elvira), y entre Jún y Otura, al Este (por alimentación de las formaciones de Alhambra y La Zubia).

Por último, un tercer aspecto que puede comentarse del mapa de isopiezas citado, es el referido a la densidad de las curvas piezométricas, la cual va unida al concepto de gradiente hidráulico (pendiente de la superficie piezométrica) y consecuentemente al de la permeabilidad horizontal de los materiales acuíferos. Desde este punto de vista, es destacable la gran densidad de líneas que presenta el sector más Nororiental de La Vega, unida a la pobre permeabilidad de los materiales allí existentes, frente a la relativamente baja densidad que se observa a lo largo de los ejes principales de flujo del Genil y Cubillas, por el efecto contrario.

En cuanto a las oscilaciones espaciales y temporales, la observación de los mapas de isopiezas de la figura 21, correspondientes a las fechas de Junio de 1969, Mayo de 1976, Septiembre de 1978, Octubre de 1979, Abril de 1980 y Septiembre de 1983, nos indica situaciones muy parecidas para la mayor parte de ellos. Es precisamente de la comparación de todos, con el último, correspondiente a Septiembre de 1983, final de una de las mayores sequías acumaladas de los últimos años, donde se observan algunas diferencias, que pueden sintetizarse en los tres aspectos siguientes: a) bajada general de los niveles, poco perceptible en la mitad occidental (área de descarga), que en Santa Fe es de más de 5 m (curvas de 570 y 580 m), y crece hacia el Este, hasta más de 20 m (curva de 595 m en el mapa de Septiembre de 1983); b) presencia de un cono de depresión en el levantamiento de Septiembre de 1983: y c) aumento de la convexidad de las curvas, en el sentido de la circulación, a lo largo del eje de drenaje del río Genil, debido, posiblemente, a una mayor canalización del flujo a través del mismo, favorecida por el menor caudal subterráneo circulante.

En cuanto a las evoluciones piezométricas que se observan en los gráficos de la figura 22, pertenecientes a veinticuatro piezómetros-testigo, desde 1967 a 1982 (IGME, 1982), puede decirse que al igual que ocurría con las evoluciones foronómicas o hidrométricas, comentadas en el epígrafe anterior, existen unas oscilaciones de nivel de carácter anual, con periodo de "aguas altas" de Marzo a Junio y "bajas" de Octubre a Diciembre, a las que se superponen otras ligadas a las aportaciones pluviométricas, de carácter interanual. Así, se reflejan en los años 1976 y 1982 (último de los representados), niveles mínimos.

En cuanto a la escala de las oscilaciones, hay que decir que los piezómetros situados en el área de descarga reflejan una gran estabilidad en las mismas (nº 5017, 5033, 5054 y 6070). Por el contrario, los situados en el área de alimentación, presentan fuertes oscilaciones, tanto anuales como interanuales (nº 3001, 3071 y 4026), que llegan a sobrepasar, incluso, los 10 m.



Pie de figura en página siguiente

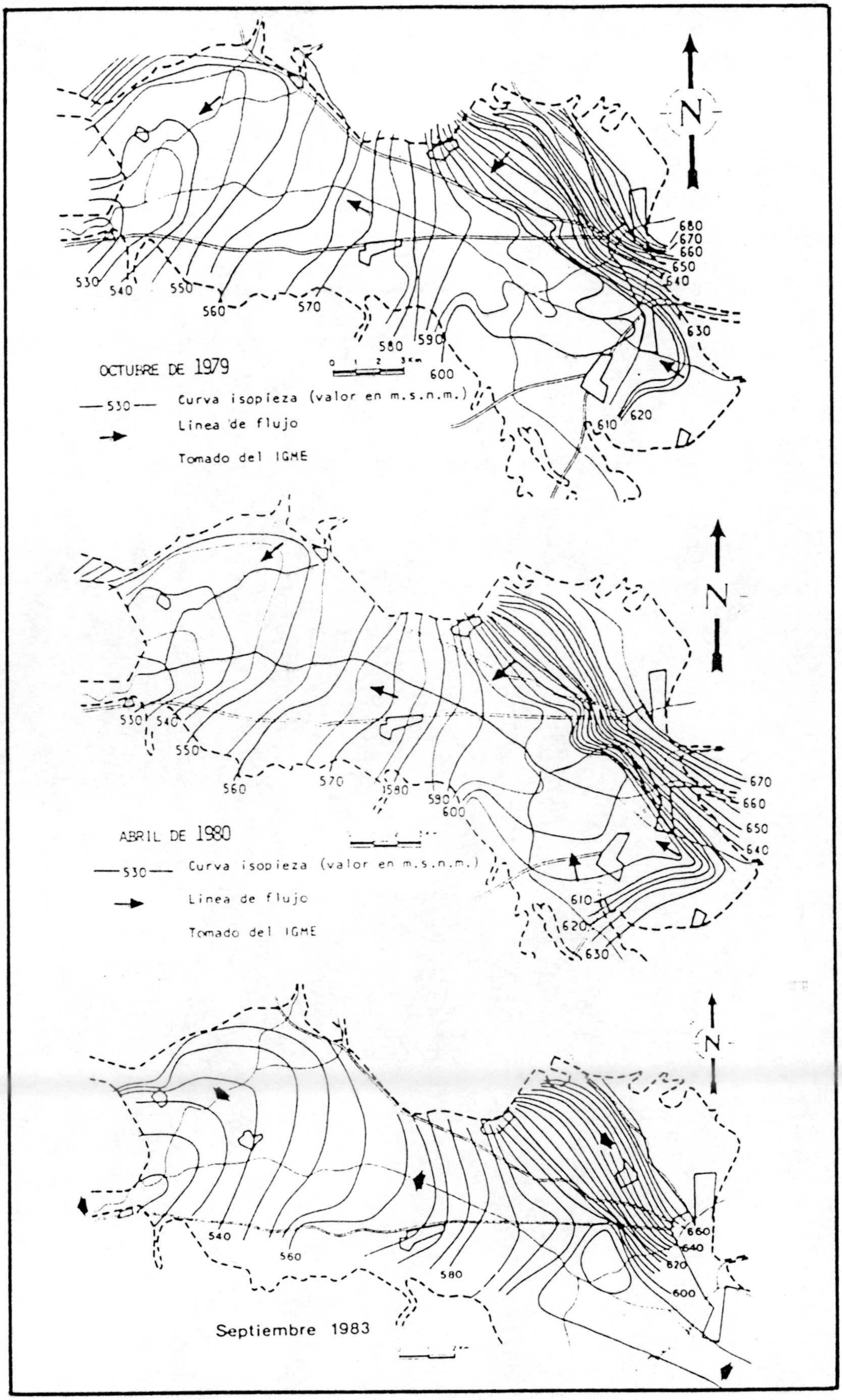
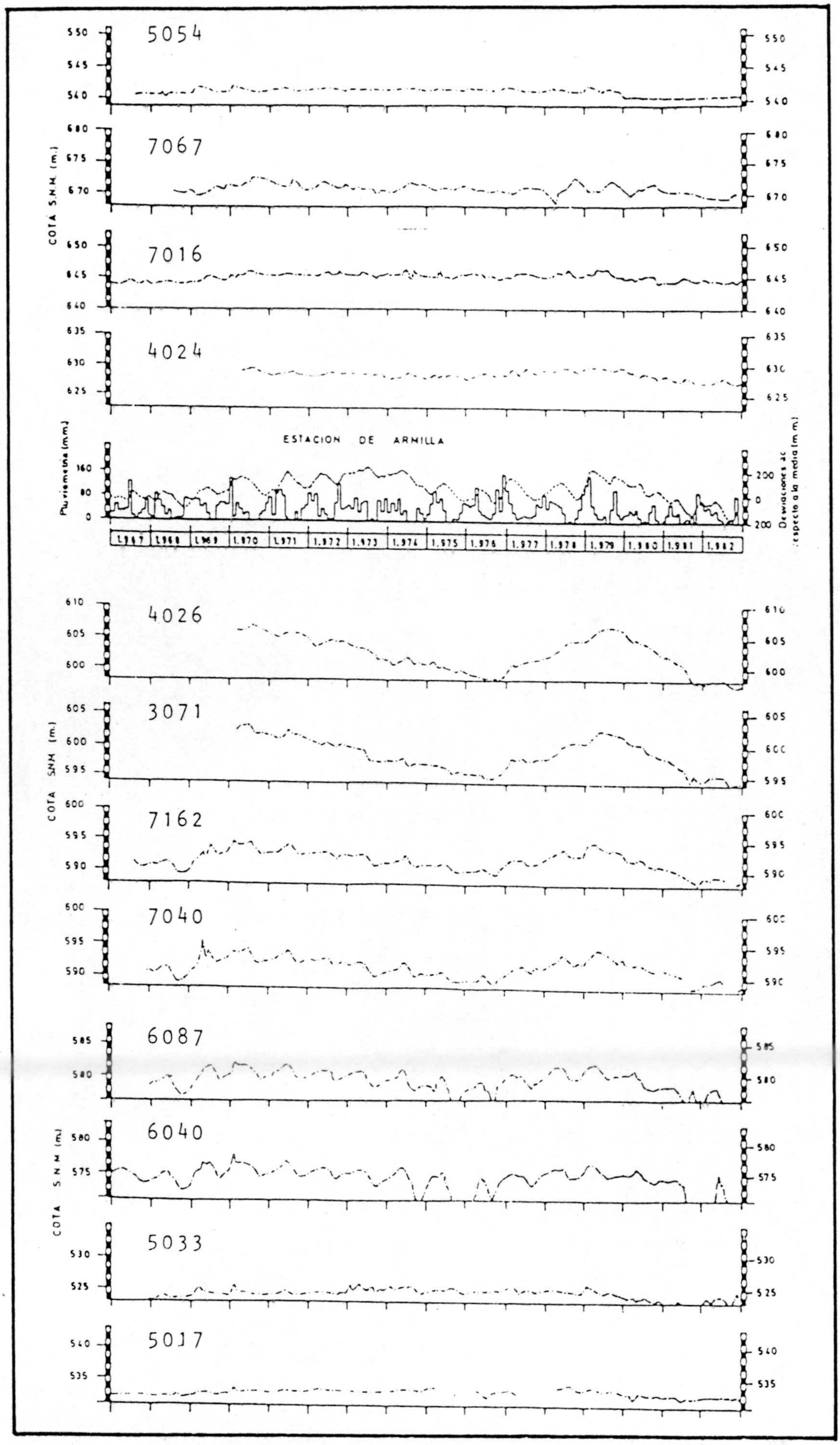


Figura 21.- Mapas de isopiezas del acuífero de La Vega de Granada para las fechas de: Junio de 1969, Mayo de 1976, Septiembre de 1978, Octubre de 1979, Abril de 1980 (tomados del IGME) y Septiembre de 1983.



Pie de figura en página siguiente

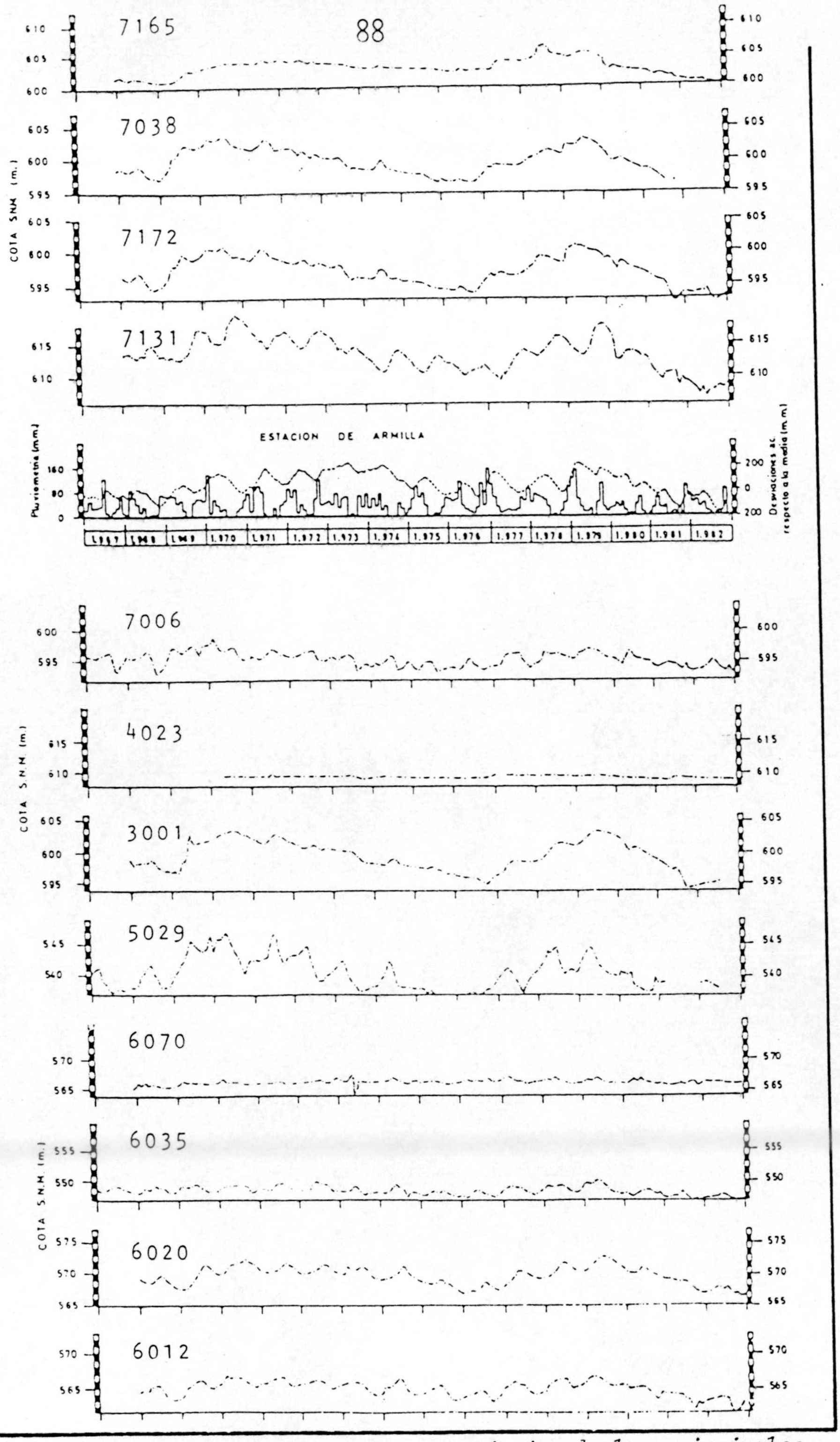


Figura 22.- Gráficos de evolución piezométrica de los principales puntos de control del acuífero de la Vega de Granada (1967-1982. IGME).

Se salen fuera de una lógica evolución, "a priori", los piezómetros nº 4023 y 4024, que parecen indicar una desconexión con el nivel "dinámico" del acuífero.

4.4. RELACION ACUIFERO-CAUCES DE SUPERFICIE

La infiltración, directa e indirecta, de la escorrentía superficial, canalizada a través de los ríos es, como ya se ha dicho anteriormente, la principal fuente de alimentación del acuífero, constituyendo dichos ríos, aguas abajo, la vía de drenaje "normal" del acuífero.

Así, para el acuífero de La Vega de Granada, es válido el modelo de ríos influentes en la primera mitad de su curso, que se convierten en efluentes en la segunda. El motivo de este comportamiento está en la no convergencia del nivel piezométrico con el fondo del cauce de los ríos, situándose aquel más abajo en la primera mitad de sus cursos, para ir acercándose paulatinamente a la superficie en el sentido del flujo, hasta coincidir con los mismos en el último tercio de sus recorridos a través de La Vega, aguas abajo de Fuente Vaqueros y Valderrubio, para los ríos Genil y Cubillas, respectivamente.

En la figura 13, correspondiente a algunos perfiles transversales y longitudinales del acuífero, puede observarse la posición de la superficie piezométrica, bajo el nivel del río Genil, lo que reflejamos con una flecha que indicaría alimentación del río al acuífero, para situarse al mismo nivel en el corte transversal nº 3 y al final del longitudinal (nº 4), con alimentación, en estos casos, del acuífero al río.

De esta forma, La Vega de Granada, receptora de las aguas de escorrentía de una gran cuenca hidrográfica, como es la del Alto Genil, con más de 2.900 km^2, recibe las aguas de los ríos:Dílar, Monachil, Genil (con su tributario el Aguas Blancas), Darro, Beiro,

Cubillas (junto a su tributario el Colomera) y Velillos, parte de las correspondientes a los canales de riego de Cacín y Albolote y a las de un sinnúmero de arroyos y barranqueras.

Estas aportaciones, procedentes de la escorrentía a través de los materiales esquistosos de Sierra Nevada y de los arcillosos del resto, "impermeables" en ambos casos, llegan bastante integras a La Vega, a pesar de que algunas de ellas habrán sido objeto de regulación por parte de los actuales embalses del Cubillas y de Quéntar. A su entrada en los materiales aluviales de la misma, y favorecido por una rápida derivación de sus aguas a través de un complejísimo entramado de canales y acequias de riego, se producirá una elevada infiltración, responsable, junto con la evapotranspiración, del consumo total de estas aportaciones, que salvo en épocas de aguaceros o del deshielo, no alcanzarán como escorrentía superficial la salida del acuífero en Láchar (excepción hecha de los ríos Velillos y Cubillas, donde se pasa rápidamente de los sectores de influencia a los de efluencia).

Todo este agua infiltrada, junto al resto de las aportaciones del acuífero, descargará finalmente a los mismos cauces de donde provino, representados, por los ríos Genil y Cubillas, aguas abajo de Fuente Vaqueros y Valderrubio, respectivamente.

A modo de excepción de la pauta de comportamiento general expuesta, acuífero-aguas superficiales, están algunos tramos de cabecera de estos ríos, donde por efecto de un nivel piezométrico "colgado", respecto al regional del acuífero, se producen fenómenos locales de influencia-efluencia de los mismos. Es ejemplo de este tipo de fenómeno la relación río-"vega", entre Cenes de La Vega y Granada, que fué hallada y puesta de manifiesto por CONTRERAS VAZQUEZ (1974).

4.5. RELACION ACUIFERO-UNIDADES PERMEABLES LIMITROFES

En los apartados 2 y 3, hemos tenido oportunidad de manifestar el papel que juega el acuífero, como receptor de las alimentaciones subterráneas de tres sistemas limítrofes, cuales son: las calizas y dolomías de Sierra Elvira y los conglomerados de las formaciones Alhambra y Zubia.

En este epígrafe vamos a intentar sintetizar, con la ayuda de la escasa información disponible, las principales características hidrogeológicas de cada uno de ellos, al tiempo que damos ya unas cifras de balance, aproximadas, referentes a sus aportaciones al acuífero de La Vega de Granada.

4.5.1. Unidad de las calizas y dolomías del Lías de Sierra Elvira

Esta unidad es la única de naturaleza carbonatada de las que rodean a los materiales detríticos de La Vega de Granada. Asignada geológicamente al Subbético medio, representa el afloramiento más meridional del mismo, dentro de las Cordilleras Béticas, el cual se debe a un accidente tectónico, tipo horst, que lo ha elevado y puesto en contacto, por todos sus bordes, con materiales del relleno de la Depresión de Granada.

Este acuífero, representado por las calizas y dolomías del Lías, que tienen una potencia próxima a los 200 m, debe su permeabilidad a procesos de disolución kárstica, bien desarrollados. El substrato impermeable está constituido por las arcillas y margas del Trías, las cuales afloran en el sector central de Sierra Elvira, desconectando, aparentemente, a los dos afloramientos carbonatados que quedan al Este y Oeste del mismo.

La alimentación del sistema proviene de la infiltración de la lluvia útil caida sobre los 10 km^2 de superficie que presenta.

DELGADO ALMENDROS (1974) primero y el autor de esta investigación (1983), posteriormente, hacen balance de sus recursos. Así, en base a las precipitaciones y temperaturas medias calculadas con siete estaciones, de las que dos son termo-pluviométricas, asignan una precipitación y evapotranspiración real medias (método de THORNTHWAITE, con c.c. = 10 mm) de 620 y 300 mm, respectivamente. La diferencia de 320 mm, correspondiente a la lluvia útil, es aplicada directamente como infiltración al sistema (al considerar una escorrentía superficial nula), lo que se traduce en unos recursos próximos a los 3 Hm^3/año.

Las salidas de estos recursos, que no llegan a manifestarse superficialmente, se producen, en su práctica totalidad, de forma subterránea hacia el acuífero de La Vega de Granada, con el que limita el borde que va desde Los Baños de Sierra Elvira a Pinos Puente. El nivel de la descarga, a través del mismo, se produce a cota 570 y refleja una disposición paralela a el de las isopiezas.

La temperatura de las aguas, que oscila entre 18 y 35°C (Baños de Sierra Elvira $\sim$ 32°C, Sima de Santa Elena $\sim$ 27°C...), claramente termales y la alta salinidad relativa de las mismas, superior al gramo-litro, con facies sulfatada cálcica, ha producido una "lengua" de afección negativa a la calidad dentro del acuífero de La Vega, que será reiteradamente comentada en el apartado 2 del capítulo VI. Asimismo, sus especiales características físico-químicas, adquiridas por un efecto de lixiviado de su substrato triásico salino, reflejan una circulación profunda, que para algunos autores podría ser vinculante de una de tipo regional, desde alguna de las unidades Béticas o Subbéticas situadas más al Norte, aunque también podría explicarse por circulaciones convectivas (com. oral DEL VALLE).

Para tener una idea estimativa complementaria, del orden de magnitud de sus aportaciones a La Vega de Granada, supuestas en un primer cálculo del balance en 3 Hm^3/año, hemos aplicado la ley de Darcy al borde de descarga referido anteriormente, la cual nos ha dado un caudal de 14.400 a 19.200 m^3/día, equivalente a un volumen anual de 5,3 a 7,0 Hm^3.

De ser correcta la transmisividad media aplicada, la aportación anual de esta unidad puede estar próxima a los 7 Hm^3, ya que en los cálculos efectuados no ha sido considerado el afloramiento oriental. Según este valor, parece existir un apreciable desajuste entradas (lluvia útil)-salidas (laterales).

4.5.2. Unidad de los conglomerados pliocuaternarios de la Formación Alhambra

Los materiales de la Formación Alhambra, situados a lo largo de un sector del límite Este del acuífero de La Vega de Granada, suponen una unidad de permeabilidad media en conexión con el mismo. No consideramos, a efectos de esta unidad hidrogeológica, a los materiales de la Formación Alhambra situados más al Noroeste, ni al resto de los pertenecientes al Pliocuaternario, dada su poca potencia y elevada fracción arcillosa.

Formada por un potente tramo de conglomerados, de abundante matriz arcillosa roja, tienen como substrato impermeable al paquete de limos del Messinense.

Considerada clásicamente como una unidad acuitardo, posee niveles de indudable interés acuífero (alguno de los cuales captan los puntos nº 8003, 8006 y 8010). La alimentación debe provenir de la infiltración del agua de lluvia caida sobre su superficie, y de la correspondiente al agua de los ríos que la atraviesan, y que son: el Genil, Beiro y Darro. No presenta salidas visibles, suponiéndose la descarga de sus recursos al acuífero de La Vega de Granada, a través del borde semipermeable que va de Jún a Huétor Vega, sobre el que inciden oblicuamente las curvas isopiezas del mismo.

No existen estudios hidrogeológicos de detalle de esta unidad y, consecuentemente, no han sido establecidos sus recursos. Atendien-

do a los valores de pluviosidad y temperaturas medias, obtenidos por CONTRERAS VAZQUEZ (1974), para un sector interior, comprendido entre Cenes de La Vega y Lancha de Cenes, y por GONZALEZ DEL PINO (1983), para el cono detrítico de La Zubia, situado inmediatamente al Sureste y a cota muy similar, podemos deducir, para esta unidad, una precipitación y evapotranspiración real (THORNTHWAITE, con c.c. = 80 mm) medias de 600 y 390 mm, respectivamente. Así pues, los recursos de la unidad, resultado de aplicar una lluvia útil de 210 mm (supuesta una escorrentía superficial de la misma contrarrestada con la infiltración a partir del agua de los ríos que la cruzan) sobre los 25 km^2 de superficie de su afloramiento, son de aproximadamente 5 Hm^3/año.

La composición química de sus aguas da concentraciones salinas comprendidas entre 600 y 1.000 mg/l, y facies bicarbonatadas cálcicas y cálcico-magnésicas.

Al igual que hicimos para la unidad de Sierra Elvira, la aplicación de la Ley de Darcy al valor de la descarga, a través de su borde de alimentación con el acuífero de La Vega de Granada, da un caudal de 10.000 a 20.000 m^3/día, lo que supone una aportación anual de 5,7 a 7,3 Hm^3.

El intervalo de aportación obtenido incluye el valor de la calculada por estimación clásica de su balance hídrico, suponiendo que haya sido correcta la aproximación de la transmisividad media considerada.

4.5.3. Unidad de los conglomerados cuaternarios de la Formación Zubia

Los materiales acuíferos de esta unidad, que limita con la de La Vega de Granada por su extremo Sureste, mantienen total conexión hidráulica con la misma, hecho que, apoyado en las similares características hidráulicas de sus correspondientes materiales, llevó a la FAO

(1972) a considerarla como continuación hacia el Sureste del sistema acuífero de La Vega y no como una unidad limítrofe independiente.

Constituida por una masa, geométricamente cuneiforme, de conglomerados homométricos, sin matriz arcillosa, posee potencias variables que aumentan desde los vertices apicales hacia sus extremos distales, donde en el contacto con La Vega de Granada, llegan a presentar hasta 160 m de espesor (PNUD/FAO, 1972). El substrato impermeable de la misma está constituido, al igual que para la Formación Alhambra, por los limos del Messinense, y por los conglomerados (Formación de Pinos Genil) y limos del Tortonense superior-Messinense inferior, en los sectores más apicales (proximales) de la misma.

La potencialidad hidráulica de esta formación, que aumenta junto con su potencia hacia las áreas más distales, llega a ser máxima en su contacto con el sistema de La Vega de Granada, donde se le ha calculado una transmisividad y coeficiente de almacenamiento medios de 4.000 m^2/día y del 3,5 %, respectivamente (PNUD/FAO, 1972).

La alimentación procede, exclusivamente, de la infiltración del agua de lluvia caida sobre su superficie. Una comunicación hidráulica con el sistema acuífero de las dolomías alpujárrides, situado más al Sureste, parece descartada (PULIDO BOSCH, 1979). Por otra parte, tampoco recibe alimentación de los ríos Monachil y Dílar, situados al Norte y Sur de la misma, respectivamente. No presenta, al igual que las unidades anteriores, salidas visibles de sus recursos, por lo que se supone que éstos van a alimentar al acuífero de La Vega de Granada, cuya descarga debe de producirse a lo largo del borde comprendido entre Cájar y Otura.

GONZALEZ DEL PINO (1983) aborda el estudio de su balance y, a partir de las precipitaciones y temperaturas medias calculadas con cinco estaciones cercanas, da valores medios de precipitación y evapotranspiración real (THORNTHWAITE, con c.c. = 40 mm), de 570 y 350 mm, respectivamente. Supuesta la lluvia útil resultante de 220 mm, como infiltrada sobre sus 30 km^2 de superficie (ya que despreciamos

la escorrentía superficial generada), los recursos del sistema son de 7 Hm^3/año.

Los contenidos salinos de sus aguas, muy bajos, están comprendidos entre 400 y 600 mg/l, con facies bicarbonatadas cálcicas y cálcico-magnésicas. La composición química de éstas, es muy similar a la que aportan los ríos Monachil y Dílar, junto a los que imponen la baja salinidad de las aguas del acuífero de Granada, en su sector más oriental, entre Huétor Vega y Alhendín.

Una aproximación de las descargas, según la ley de Darcy, aplicada a sus bordes de alimentación con el sistema de La Vega de Granada, aporta, en este caso, una gran dispersión de valores, producto de la falta de representatividad media de las transmisividades calculadas.

La aplicación de la Ley de Darcy, a los valores disponibles, da un caudal de 2.700 a 66.000 m^3/día, equivalente a unas aportaciones anuales de 1 a 24 Hm^3.

5. PARAMETROS HIDRAULICOS

5.1. GRADIENTE

El gradiente hidráulico (o piezométrico) está relacionado con la permeabilidad (horizontal) de los materiales. De igual forma, para medios en los que pueda aplicarse la Ley de Darcy, la velocidad aparente del flujo es igual al producto de la permeabilidad por el gradiente, por lo que podría relacionarse también de forma directa con la velocidad, a igualdad de permeabilidad.

El acuífero de La Vega de Granada posee una circulación regional de dirección aproximada Este-Oeste, desde las áreas de alimentación a las de descarga, respectivamente. Según el estudio del PNUD/FAO

(1972), es el sector Noreste del acuífero, constituido por Cuaternario medio y antiguo, el que tiene mayor gradiente hidráulico, con un valor medio del 15 ‰. Por el contrario, el sector central del mismo, es el de gradiente menor con un 5 ‰ de media. Dos áreas presentan pendientes particularmente débiles, como son la comprendida entre Fuente Vaqueros y Valderrubio, a lo largo del río Cubillas, con un 3‰ y la de Purchil-Ambroz, donde es del 2 ‰, bajando incluso hasta el 1,2 ‰ entre Churriana de La Vega y Armilla. Hacia el Sur, entre Armilla y La Zubia, es del orden del 2 al 4 ‰.

Según nuestras propias observaciones, obtenidas a partir del levantamiento piezométrico de Septiembre de 1983 (figura 20), los mayores gradientes se dan, igualmente, en los extremos Nororiental y Noroccidental (vega de Escóznar), con valores medios del 28 ‰. El sector central del acuífero, entre el Puente de Los Vados y Fuente Vaqueros, eje principal de drenaje del mismo, presenta un gradiente medio del 4,4 ‰, con un aumento al 7,5 ‰ entre las isopiezas de 565 y 580 m, posiblemente debido a un aumento de la velocidad del flujo, en la sección más estrecha del acuífero. Por último, el sector comprendido entre Láchar y Pinos Puente, a lo largo del eje de drenaje del río Cubillas, tiene una pendiente del 3,7 ‰.

5.2. TRANSMISIVIDAD

Para la redacción de este epígrafe nos hemos basado en los datos ofrecidos en el PNUD/FAO (1972), de transmisividades calculadas en veintitrés ensayos de bombeo, repartidos por todo el acuífero, y del correspondiente mapa de isotransmisividades (figura 23), elaborado con la ayuda complementaria de la interpretación de la geofísica eléctrica.

Según el estudio referido anteriormente, el Cuaternario reciente (Cuaternario "resistente"), que ocupa toda la parte central del acuífero, a lo largo del valle del río Genil, tendría transmisividades

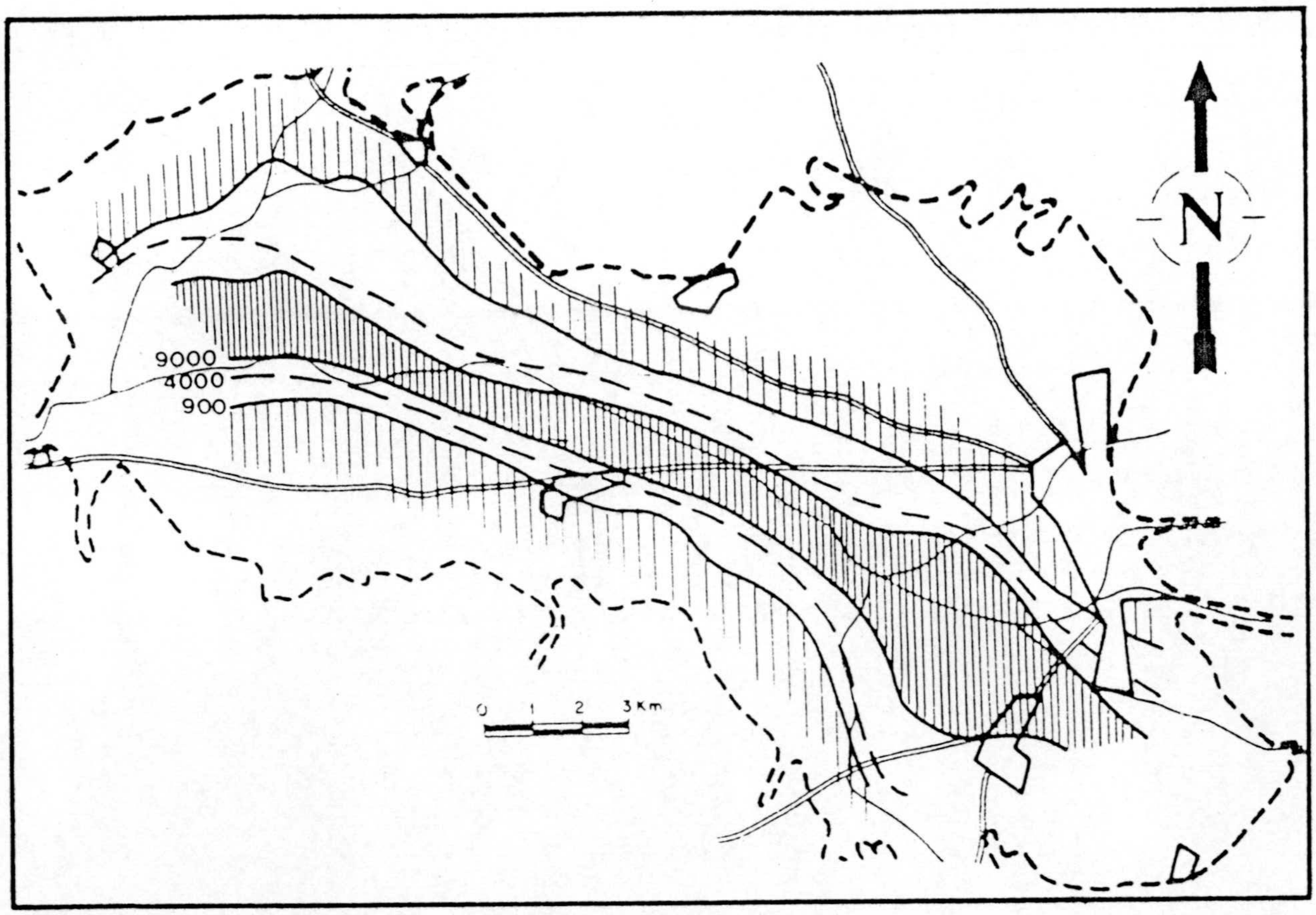


Figura 23.- Mapa de isotransmisividades del acuífero de La Vega de Granada, en m^2/día (PNUD/FAO, 1972).

comprendidas entre 900 y más de 9.000 m^2/día, con valores extremos de más de 40.000 m^2/día (para algunos sondeos del S.G.O.P., cercanos a Purchil; JEREZ, 1983) y medios de 4.000 m^2/día, los cuales fueron previamente corregidos, teniendo en cuenta la penetración parcial de las captaciones.

En el mismo estudio, la Formación Zubia es considerada como de transmisividad muy parecida a la del Cuaternario reciente, por lo que, desde el punto de vista de hidrogeología aplicada, fué asimilada como perteneciente al sistema acuífero de La Vega de Granada. No obstante, en el epígrafe 4.5.3, ya tuvimos oportunidad de manifestar la posible sobrevaloración de la transmisividad de esta formación, para la que otros estudios (AYANZ, 1983), encuentran valores más bajos.

A partir del sector central, con transmisividades de más de 9.000 m^2/día, ésta disminuye muy rápidamente hacia los bordes, producto de un brusco adelgazamiento del espesor saturado y de una caida progresiva en la permeabilidad de los materiales. Se obtienen, así, para los del Cuaternario medio y antiguo (Cuaternario "no resistente"), transmisividades inferiores a 900 m^2/día, con valores mínimos, por debajo incluso, de 100 m^2/día, en las áreas de Aeropuerto (al Sur de Chauchina) y de Maracena-Peligros. Contrarrestarían a éstas, las encontradas, para materiales del mismo grupo, en el área de Valderrubio, con cerca de 4.000 m^2/día.

5.3. COEFICIENTE DE ALMACENAMIENTO

Por falta de piezómetros de observación, en la mayoría de los ensayos de bombeo efectuados por la FAO, sólo se pudo calcular este parámetro en seis de ellos, tres situados en el Cuaternario reciente, y otros tres en el antiguo y medio. Los primeros dieron valores de 2,5, 4 y 5 %, mientras que los últimos estuvieron próximos al 1 % (correspondientes todos ellos a acuífero libre). Al tratarse de ensayos de corta duración, se supuso que, para el Cuaternario reciente, los valores reales obtenidos, en ensayos de larga duración, hubieran estado entre el 5 y 10 %.

Para suplir esta deficiencia y disponer de una información aproximada de la totalidad del acuífero, se recurrió a la prospección geofísica eléctrica. Se aplicó la fórmula de ARCHIE a las resistividades verdaderas, con lo que se obtuvo una porosidad total media del 11 % (Cuaternario reciente), para la que la curva de ECKIS, estimó en un 5 % la capacidad de retención específica y en el 6 % restante, la porosidad efectiva o eficaz (no obstante, según com. oral con DEL VALLE, este valor parece estar infravalorado).

Basándose en los datos puntuales obtenidos en las seis pruebas de bombeo realizadas y, sobre todo, en la piezometría, hidrogeología,

y, muy especialmente, en los resultados de la prospección geofísica eléctrica, se elaboró (al igual que para el caso de las transmisividades) el mapa de isocoeficientes de almacenamiento (PNUD/FAO, 1972. Figura 24), el cual debe de considerarse sólo como un esquema de aproximación a la realidad. En él son destacables dos áreas de máxima porosidad eficaz, superior al 10 %, como son el sector central del río Genil, entre Armilla y el Puente de Los Vados, y el de Fuente Vaqueros.

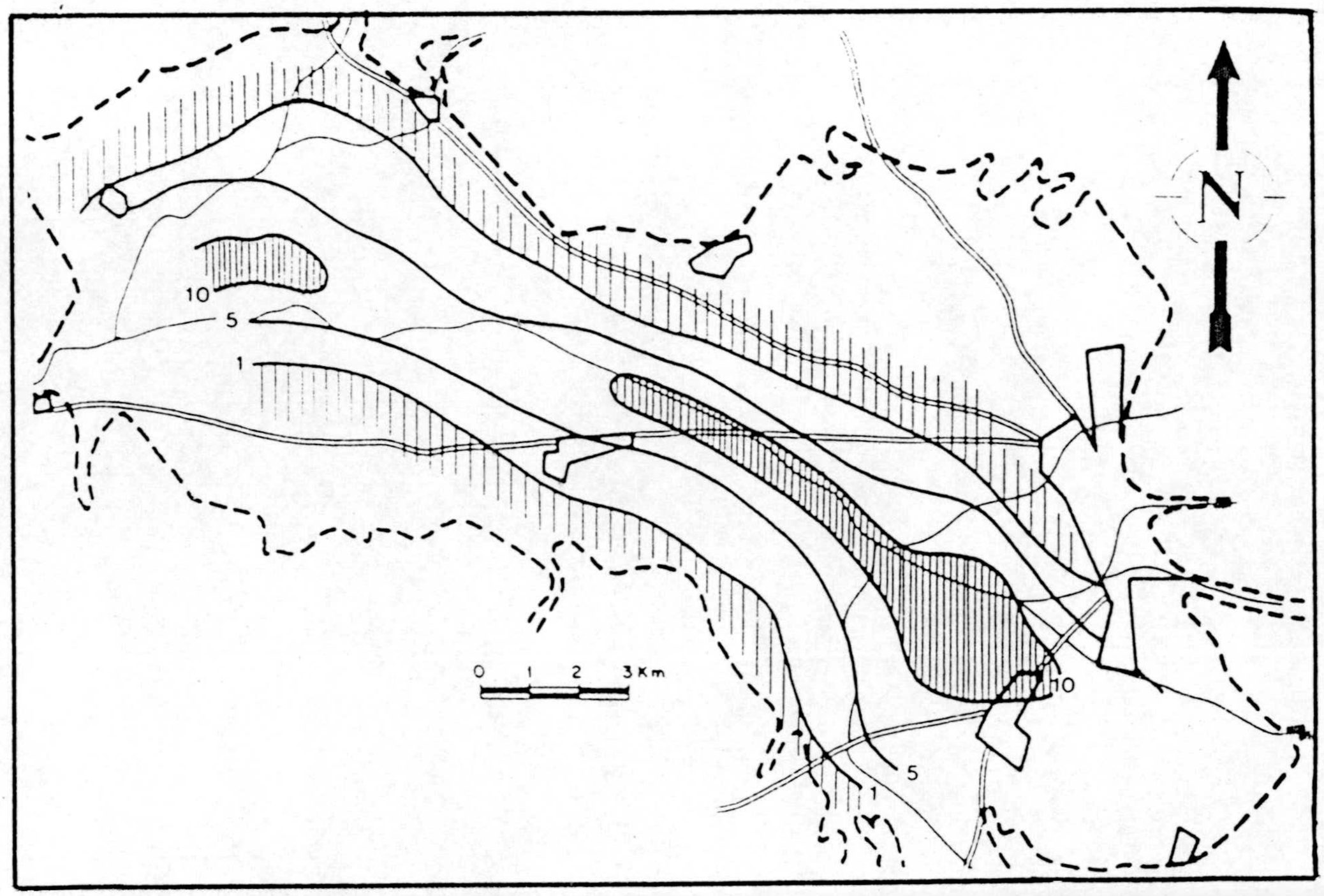


Figura 24.- Mapa de isocoeficientes de almacenamiento del acuífero de La Vega de Granada (PNUD/FAO, 1972).

6. BALANCE

Este es uno de los apartados más discutibles y a la vez interesantes del presente capítulo de Hidrogeología (discutible lo es a raiz de la dificultad de estimar muchas de las partidas del mismo, lo cual se ha puesto de manifiesto en los distintos ensayos realizados para su establecimiento. Cuadro 10).

En vista de la falta de similitud encontrada, entre los balances consultados, realizamos en el presente apartado un nuevo ensayo de estimación, a partir de los datos recopilados de los últimos ocho años (desde 1975-1976), aplicando ciertas modificaciones para el cálculo de las partidas de entradas y salidas consideradas.

6.1. ENTRADAS

6.1.1. Infiltración de las escorrentias de superficie

Constituyen la principal fuente de alimentación del acuífero de La Vega de Granada. En origen vendrían impuestas por la infiltración (directa o relacionada con el regadío) de las aportaciones de tres grupos de escorrentías, como son:

a) Escorrentías de los ríos: Genil, Aguas Blancas, Monachil, Dílar, Darro, Velillos, Colomera y Cubillas.
b) Escorrentías del resto de los cauces de superficie (río Beiro y arroyos de Juncaril, Tejarillo, Salado, Noniles, Escóznar...).
c) Aportaciones de los canales de riego y abastecimiento de Albolote, Cacín y Alfacar.

En el cuadro 7 están expresados sus caudales medios anuales, junto a las aportaciones correspondientes, para el periodo hidrológico de 1976 a 1983.

El origen de las aportaciones calculadas para los ríos: Genil (estación nº 20. Pinos Genil), Monachil (estación nº 39. Diéchar), Dílar (estación nº 86. La Espartera) y Velillos (estación nº 42. Pinos Puente), han sido los datos de aforo mensuales obtenidos por el Servicio de Hidrología de la Comisaría de Aguas del Guadalquivir (cedidos gentilmente por la Delegación de esta última en Granada), cuyas tablas originales pueden observarse en el anexo II.1.

Para los ríos Colomera, Cubillas y Aguas Blancas, hemos recurrido a las aportaciones calculadas para ellos en el trabajo de JEREZ (1983). Por último, para el río Darro hemos considerado una aportación anual próxima a los 16 Hm^3 (equivalente a un caudal medio continuo de 500 l/s), en base a algunos datos de caudal obtenidos en la Presa del Generalife, ya que la aportación, de 26 Hm^3, reflejada en el mencionado trabajo anterior nos pareció sobrevalorada.

Ríos y canales	Caudal medio (l/s)	Aporte anual (Hm^3)
Genil	2.584	81
Aguas Blancas	1.427	45
Monachil	946	30
Dílar	885	28
Darro	500	16
Velillos	1.328	42
Colomera	1.015	32
Cubillas	1.903	60
C. del Cacín	--	29
C. de Albolote	--	20
Resto	--	40
TOTAL		423

Cuadro 7.- Relación de caudales y aportaciones medias para los distintos cauces de superficie y canales de riego, que acceden a La Vega de Granada (1976-1983. A partir de datos de la C.H.G. y C.A.G.).

Con respecto a las escorrentías del segundo grupo considerado, correspondientes a las del resto de los cauces de superficie, el cálculo de su aportación, aproximada a la superficie de cuenca que drenan, pueden ser del orden de los 40 Hm^3/año.

Por último, las aportaciones de los canales de riego y abastecimiento, procedentes de los manantiales de Deifontes y Alfacar y del embalse de Los Bermejales, son, según las consultas realizadas en la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir (Delegación de Granada), de 49 Hm^3/año.

Así pues, las aportaciones anuales de los tres grupos considerados, correspondientes a las entradas a La Vega de Granada, por el concepto de las escorrentías de superficie, son de 423 Hm^3. En la figura 25 puede observarse un esquema hidrográfico simplificado, con las aportaciones superficiales medias que ha recibido la misma, en Hm^3/año, durante el periodo hidrológico 1976-1983.

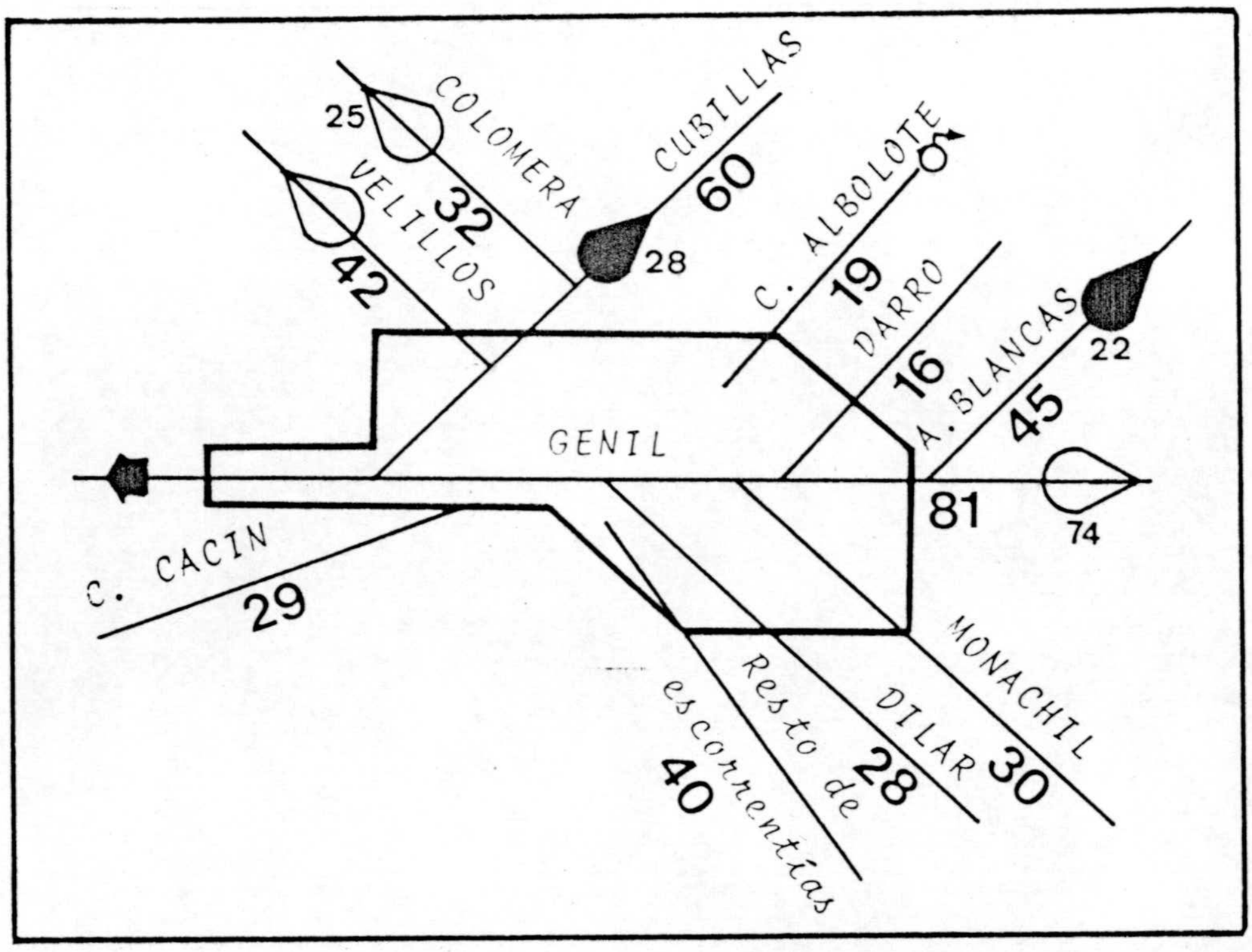


Figura 25.- Esquema hidrográfico con las aportaciones superficiales que recibe el sistema acuífero de La Vega de Granada, expresadas en Hm^3/año. Se presentan asimismo los embalses existentes (rellenos) o en proyecto de construcción (en blanco), junto a sus capacidades de regulación, en Hm^3/año (1976-1983).

Una parte de estas aportaciones saldrá de forma superficial de la misma, canalizada por el río Genil, aguas abajo de Láchar, otra será producto de una pérdida a la atmósfera por los fenómenos de evapotranspiración y, finalmente, una última se infiltrará, alimentando así al acuífero de La Vega de Granada. Calcular el porcentaje global de infiltración es algo meramente estimativo, y prueba de ello son los considerados (y aplicados) en algunos trabajos para La Vega de Granada, los cuales fluctuan entre el 10 y 50 %.

Teniendo en cuenta que los materiales acuíferos de la misma son bastante permeables, la enorme derivación que existe del agua de los principales cauces de alimentación y el sistema habitual de riego, "a manta", utilizado, pensamos que podría estimarse una infiltración del 35 % para el agua de los ríos: Aguas Blancas, Monachil, Dílar, Darro y Cubillas. Para los canales de abastecimiento y riego, y resto de los cauces de superficie no primarios, el porcentaje podría estar más próximo al 25 %, mientras que para los ríos Velillos y Colomera, la consideración de un 15 % sería posiblemente más real, habida cuenta de su menor grado de derivación y recorrido sobre el área de alimentación. Caso aparte sería el río Genil, origen principal de abastecimiento de la ciudad de Granada (con fuertes pérdidas), para el que suponemos un porcentaje de infiltración medio del 55 %, el cual ha sido cuidadosamente estimado, aunque, en principio, parece alto.

Con los valores de infiltración expuestos, el volumen que por este concepto pasa a alimentar al acuífero de La Vega de Granada al año, sería de 141 Hm^3.

6.1.2. Infiltración lluvia útil

Este concepto de las aportaciones, que suele ser el único y/o mayoritario en gran parte de los sistemas acuíferos, relegado a un segundo plano en este caso, corresponde a la porción de agua precipitada infiltrada en los mismos.

Su cálculo aproximado es relativamente fácil ya que, supuesta una escorrentía superficial nula (consideración válida para La Vega de Granada), la lluvia infiltrada no es más que la diferencia entre la caida y la porción evapotranspirada.

Como una primera aproximación, la partida evapotranspirada ha sido calculada por el método de THORNTHWAITE, en base a los valores de precipitación y temperatura medios mensuales, obtenidos para las

estaciones de Armilla - Cartuja y Armilla, durante los periodos de 1958-1980 y 1961-1980, respectivamente.

Para el cálculo de la evapotranspiración hemos supuesto una capacidad de campo de 60 mm, menor que la correspondiente a la media de los materiales de La Vega, ya que aún en época de lluvias una parte de la misma está artificialmente restituida por la acción del agua de riegos. Así, la evapotranspiración media obtenida ha sido de 346 mm.

La diferencia precipitación-evapotranspiración, correspondiente a la lluvia útil, y en el caso de La Vega de Granada, a la partida infiltrada, ha sido de 118 mm, que aplicada a su superficie, de 200 km^2, da una aportación, por este concepto, de 24 Hm^3/año.

Esta aportación media puede estar sujeta a grandes errores, ya que, calculada de forma teórica, supone unas condiciones ideales. Así, la intensidad de las precipitaciones, el grado de humedad del suelo y las pérdidas por evapotranspiración, según los diferentes cultivos, son algunos de los factores que podrían influir positiva o negativamente sobre la aportación media calculada (los cálculos de la precipitación, temperatura y evapotranspiración, fueron realizados, mediante los correspondientes programas de ordenador, por el Sr. PADILLA).

6.1.3. Alimentación lateral oculta

En el apartado 4.5, correspondiente a la relación del acuífero con las unidades permeables limítrofes, se hizo una discusión, unidad por unidad, de las aportaciones laterales ocultas al acuífero de La Vega de Granada.

En el cuadro 8 se expresan, para las unidades de Sierra Elvira y para las formaciones de Alhambra y Zubia, las mismas, calculadas en base a la estimación de sus recursos.

Unidad	Aportación al acuífero de La Vega de Granada (Hm^3/año)
Calizas y dolomías de Sierra Elvira	7
Conglomerados de la F. Alhambra	5
Conglomerados de la F. Zubia	7
TOTAL	19

Cuadro 8.- Unidades que alimentan al acuífero de La Vega de Granada, junto a su aportación mínima media, en Hm^3/año.

6.2. SALIDAS

6.2.1. Emergencias (manantiales y ríos)

Dentro de este epígrafe de emergencias, incluimos, para La Vega de Granada, a todas aquellas salidas visibles, a través de manantiales, junto con las que se producen, de forma más o menos difusa y oculta, a los ríos.

Las salidas por los principales manantiales de La Vega son controladas, desde el año 1968, por personal dependiente del IGME. En base a los datos de aforo mensuales de los mismos, desde Octubre de 1975 a Septiembre de 1982 (cedidos gentilmente por el IGME), se han calculado los caudales medios de descarga que figuran en el cuadro 9.

El total de la descarga bruta, por concepto de salida a través de manantiales, es de 56 Hm^3/año, de la que puede considerarse como neta el 80 %, supuesto un 20 % de restitución al acuífero por infiltración de regadío. Así pues, la descarga neta del acuífero, a través de sus manantiales, debe estar próxima a los 45 Hm^3año.

Manantiales (toponimia y nº IGME)		Caudal medio (l/s)
Ojos de Viana	6091	301
Madre del Rao	6077	287
Madre del Rao	6076	253
Fuente de La Reina	6089	166
San José	6090	120
San Jorge	6095	74
Fontana	6098	66
Isabel La Católica	7061	61
El Chorrico	6097	59
Berrales	6096	43
La Laguna	6093	36
San Juán	7173	29
Canal de Aragón	6094	29
Resto		250
	TOTAL	1.774 (56 Hm^3/año)

Cuadro 9.- Principales manantiales del acuífero de La Vega de Granada, junto a su caudal medio, en l/s (1975-1982. A partir de datos del IGME).

Una partida bastante más difícil de estimar, es la correspondiente a las descargas a los ríos Genil y Cubillas, aguas abajo de Fuente Vaqueros y Valderrubio, respectivamente, por donde drena la mayor parte del acuífero de La Vega de Granada. Al respecto, se han realizado muy pocas campañas de aforos diferenciales, única forma de establecer el caudal subterráneo que escapa a través de los mismos, las cuales son, además, de arriesgada interpretación, ya que no se dispone de secciones de aforo adecuadas y el caudal circulante puede llegar a ser de varios metros cúbicos por segundo. Dificultan, además, las mismas, la gran derivación, y afluencia de canales y acequias de riego.

A partir de las campañas de aforos diferenciales realizadas en Septiembre de 1967 (FAO), Junio de 1969 (IGME), Junio de 1982 (IGME) y Septiembre de 1983 (realización propia), se obtuvieron unas descargas netas de aguas subterráneas de: 38, 160, 120 y 82 Hm^3/año, respectivamente.

En base a la consideración de las descargas referidas, calculadas en época de estiaje, hemos supuesto su valor medio, como representativo a nivel anual, contrarrestando el menor aporte de estiaje, con un mayor reciclaje de riegos en dicha época. Así pues, asignamos para las salidas a ríos un valor medio de la descarga de 100 Hm^3/año (el cual es ligeramente inferior al calculado, para un periodo no correlacionable -1969-1983-, en base a los caudales de estiaje del río Genil en Trasmulas. Epígrafe 6.4; 115-125 Hm^3/año).

Esta partida importantísima de las descargas del acuífero, es una laguna de su actual conocimiento, por lo que admitimos,"a priori", un posible fuerte error en el cálculo de su balance, a la vez que resaltamos el interés de un mejor control de las mismas, a partir de las correspondientes campañas de aforos diferenciales, que no encuentran, a nuestro juicio, mejor evaluación en las series de aforo del río Genil en Trasmulas, como ya tendremos ocasión decomentar más adelante.

6.2.2. Bombeos

Sobre este concepto carecemos de datos propios, por lo que hemos recurrido a los valores obtenidos para los mismos, a partir de las encuestas realizadas, a tal efecto, por el IGME y el MOPU.

No obstante, antes de entrar a considerar las extracciones y consumos por bombeos, calculados para los distintos estudios, es conveniente llamar la atención sobre la extrema dificultad de su estimación, si tenemos en cuenta que en el acuífero existen más de un millar de obras de captación que lo explotan, con caudales variables en el espacio y en el tiempo, muchas de las cuales son imposibles de controlar.

Según la información recopilada, la primera estimación de los consumos por bombeo es efectuada por la FAO (PNUD/FAO, 1972) a final

de la década de los 60, la cual supone unas salidas anuales de 10 a 15 Hm^3. JEREZ en 1983, cifra las mismas, para el año hidrológico 1980-81, en 20 Hm^3. GEOMECANICA en 1983, realiza un modelo matemático para el IGME, en el cual, y en base a la media de los últimos 9 años, considera unos bombeos netos anuales de 32 Hm^3.

A la vista de los cálculos expuestos, hemos considerado las salidas, por este concepto, próximas a los 32 Hm^3/año, como valor reciente (contrastado por una modelación matemática) y en el que están involucrados un mayor número de años.

6.2.3. Evapotranspiración

Con este epígrafe pretendemos abrir una discusión sobre las pérdidas del acuífero por evapotranspiración, en aquellas áreas con nivel piezométrico prácticamente en superficie. Este aspecto no ha sido considerado para el acuífero de La Vega de Granada en otras ocasiones, sin duda por su, "a priori", relativa poca importancia, frente a las descargas ya comentadas.

Sin embargo, nos ha parecido correcto incluir este aspecto dentro de las descargas, por razones de tipo conceptual y científico, con la esperanza de que algún día sean evaluadas, con la precisión que se merece el estudio del acuífero de La Vega de Granada.

Este acuífero, que presenta un 25 % de su superficie con nivel piezométrico a menos de 5 m, donde a su vez el 40 % lo tiene a menos de 2 m, con unas superficies implicadas de 50 y 20 km^2, respectivamente, puede considerarse con apreciables pérdidas por evapotranspiración en dichas superficies, sobre todo, si tenemos en cuenta que existen 26 km^2 (1980-83, datos del SEA) de plantaciones de choperas, de alto poder transpirante, situadas sobre las áreas con nivel piezométrico más alto.

Ocurre, sin embargo, que no disponemos de datos suficientes como para poder hacer una estimación aceptable de las posibles pérdidas por evapotranspiración, que suponemos en cualquier caso superiores a 7 Hm^3/año, por simple cálculo conservador de una evapotranspiración real (no potencial) sobre la superficie con nivel piezométrico a menos de 2 m.

Sería muy interesante, aunque por criterios de prioridad habría que afinar antes otras partidas mayores del balance, calcular las pérdidas por transpiración que ejercen las plantaciones de choperas sobre el nivel piezométrico, si bien sobre esta cuestión, los técnicos del Ministerio de Agricultura, "a priori", restan importancia, por suponer una dependencia al 90 % de las mismas para el agua superficial de regadío que se les suministra, a la que han adecuado su sistema de captación radicular, que no es demasiado penetrativo.

6.3. RECURSOS DE LA MITAD ORIENTAL

Una vez discutidas las partidas del balance y establecido el mismo, abordamos dos epígrafes de contraste de las estimaciones realizadas.

El primero de ellos (el presente), tiene como única finalidad evaluar, de forma aproximada, las aportaciones o recursos de la mitad oriental del acuífero, en base a su cálculo por la simplificación de la ley de Darcy sobre la transversal de Santa Fe.

Aplicando los valores correspondientes, se obtuvo un caudal de 336.000 m^3/día, lo que equivale a unos recursos anuales de 123 Hm^3.

El segundo de los epígrafes de contraste (que es el siguiente), corresponde a una evaluación, también aproximada, de las salidas sub-

terráneas excedentarias del acuífero de La Vega de Granada, en base a las aportaciones de estiaje del río Genil en Trasmulas, como acotamiento inferior de las totales calculadas.

6.4. EXCEDENTES SUBTERRANEOS MEDIOS (RIO GENIL EN TRASMULAS)

Por la especial estructura geométrica del acuífero de La Vega de Granada, que eleva su sustrato al llegar a Láchar, puede decirse que aguas abajo de esta población, el caudal circulante por el río Genil, representa la totalidad de las descargas excedentes del mismo, junto a las correspondientes a las aguas de superficie del río Genil (y sus afluentes).

Una estación de aforos, la de Puente Tocón en Trasmulas (nº 80), nos ha servido para evaluar el conjunto de salidas, aguas superficiales-subterráneas, excedentarias de La Vega de Granada, para el periodo 1976-1983, las cuales fueron de 343 Hm^3/año (según los datos de aforo mensuales que nos fueron cedidos por el Servicio de Hidrología de la Comisaría de Aguas del Guadalquivir, los cuales están reflejados en el anexo II.1).

Un desglose aguas superficiales-subterráneas es efectuado por JEREZ (1983) atendiendo al método de WEMELSFELDER, que utiliza curvas de agotamiento del acuífero del tipo $Q_t = e^{-at} \times Q^o$, y calcula un valor medio de las descargas subterráneas excedentes de 130 Hm^3/año.

Nosotros hemos recurrido a la estimación de las descargas medias de estiaje (meses de Septiembre), del periodo hidrológico 1969-83, en principio sólo debidas a las emergencias excedentes del acuífero de La Vega de Granada. El valor de las mismas, de 148 Hm^3/año, es superior, a nuestro juicio, al de las descargas medias reales, ya que en el mismo están involucradas del 20 al 30 % de las dotaciones de riego (com. oral técnicos de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir) de una gran parte de las comunidades de regantes de la

mitad occidental de La Vega, por vertido directo de las mismas a cauces de superficie. Otro incremento adicional, relacionado con el anterior, es el que se produce por la descarga del 20 al 30 % del agua infiltrada a partir de las dotaciones de riego efectivas suministradas en aquellas áreas catalogadas de emergencias, y situadas al Oeste de Fuente Vaqueros, donde el nivel piezométrico muy alto y en régimen de descarga, no realiza ninguna función reguladora, produciéndose un ciclo infiltración-emergencia de relativa gran velocidad. Así pues, damos un valor aproximado para las excedencias medias del acuífero, del orden de 115-125 Hm^3/año.

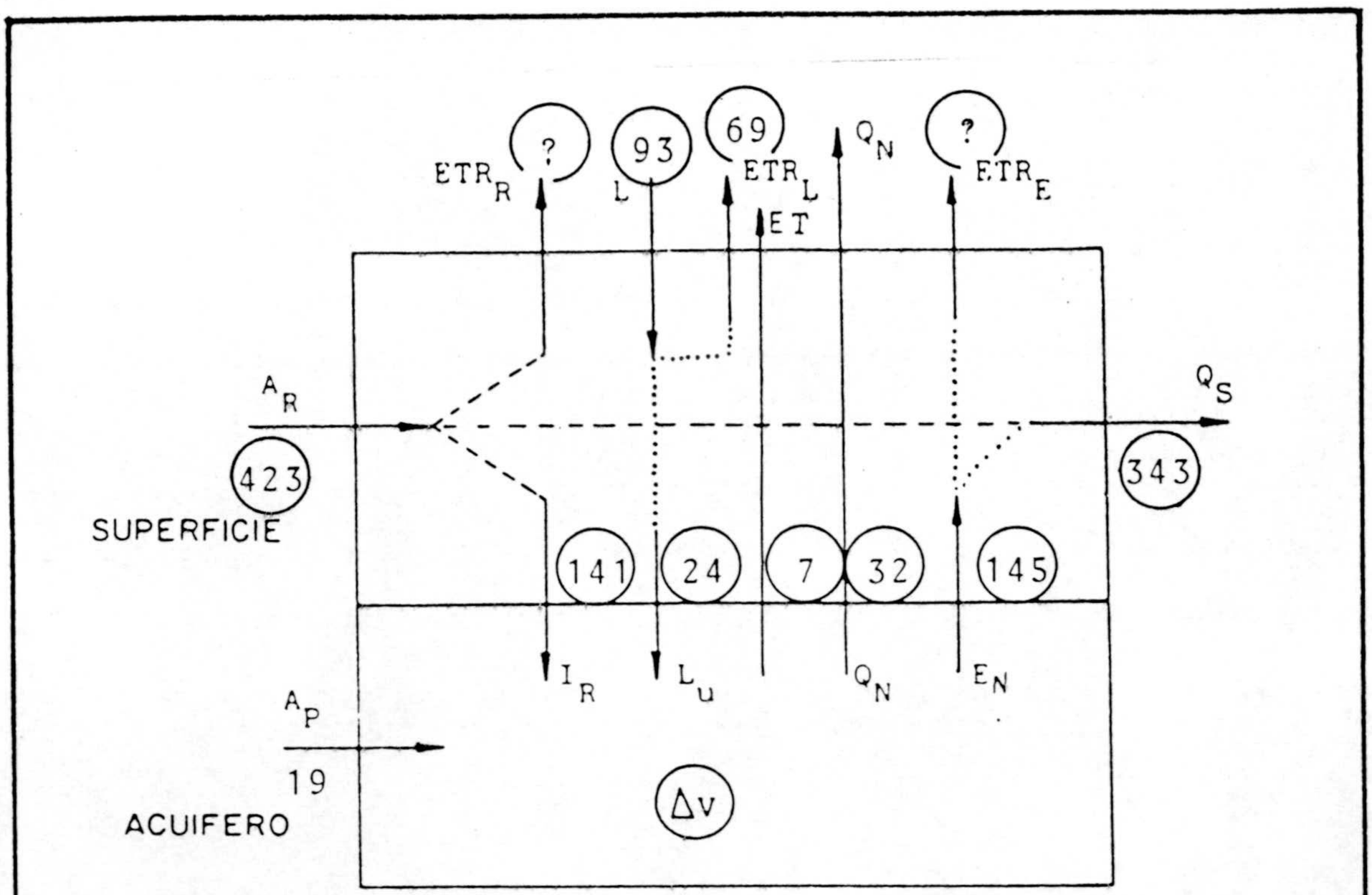
6.5. ESQUEMA DE BALANCE. COMPARACION CON OTROS EXISTENTES

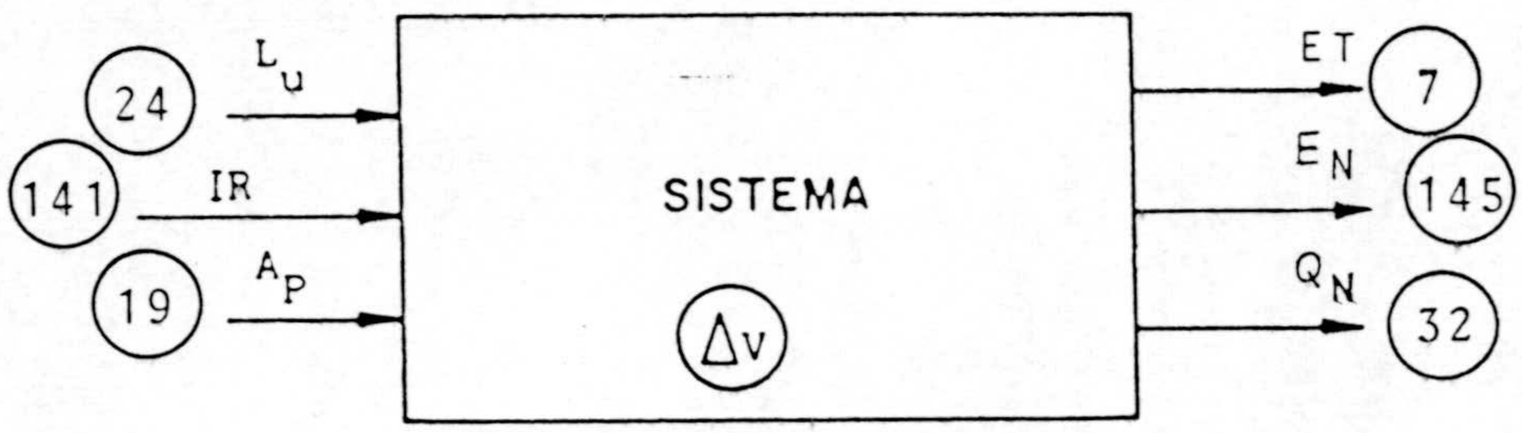
En la figura 26 mostramos el esquema de balance realizado, junto a los valores obtenidos, en Hm^3/año, para cada una de las partidas, alimentación-descarga, consideradas.

Dicho balance aparece sintetizado, también en el cuadro 10, en el que se compara con otros realizados anteriormente.

Como puede observarse (cuadro 10), hay una gran dispersión de los valores estimados, para cada una de las partidas del balance consideradas. Es por ello, que no es posible hacer una discusión comparativa, sobre los diferentes balances presentados, cuya razón última es la carencia de elementos de juicio suficientes, que nos permitan tomar como punto de referencia, y más válido, el nuestro, por lo que ha de considerarse como uno más, a la espera de calibrar mejor muchas de las partidas del balance discutidas, con mayor y mejor soporte de datos de observación.

Como conclusión, sugerimos orientar los esfuerzos futuros hacia un estudio del posible desajuste entradas-salidas para La Vega de Granada, en el que el efecto resultante parece ser el de una infravaloración de las primeras, con respecto a las segundas. Igualmente, deben





A_R. – *Aportaciones superficiales*
ETR_R. – *Consumo de* A_R *por evapotranspiración*
I_R. – *Fracción de* A_R *infiltrada*
L. – *Aportaciones por precipitación*
ETR_L. – *Consumo de L por evapotranspiración*
L_u. – *Fracción de L infiltrada*
ET. – *Pérdidas por evapotranspiración desde el N.P.*
Q_N. – *Pérdidas por explotación (netas)*
E_N. – *Pérdidas por emergencias (ríos y manantiales. Netas)*
ETR_E. – *Porción de* E_N *evapotranspirada*
A_P. – *Aportaciones subterráneas*
Q_S. – *Fracción de* A_R *que llega superficialmente a Trasmulas (río Genil)*
ΔV. – *Variación de la reserva* (Hm^3)

Figura 26.- Esquema de balance, aguas superficiales-subterráneas, de La Vega de Granada (modificado de IGME/GEOMECANICA, 1983), con inclusión de las partidas, entradas-salidas consideradas y expresión de sus caudales en Hm^3*/año. (1975-1982. Cifras sujetas a un posible error del* $\pm$ *30 %).*

	1*	2	3	4	5
A) ENTRADAS	184	232	155	59 a 102	111
Infil. escor. super.	141	176	130	51 a 86	98
Infil. lluvia util	24	9	20	2 a 10	7
Escor. subt. ocult.	19	47	5	6	6
B) SALIDAS	184	228	150	57 a 98	111
	45			12 a 24	27
Manantiales y ríos	100	196	130	40 a 60	75
Bombeos	32	32	20	9 a 14	9
Evapotranspiración	> 7	--	--	-	--

* Sujeto a un intervalo de error del ± 30%

Cifras en Hm^3/año

1.- *CASTILLO, 1984*
2.- *IGME/GEOMECANICA, 1983*
3.- *JEREZ, 1983*
4.- *PNUD/FAO, 1972*
5.- *FAO, 1968*

Cuadro 10.- Cuadro-síntesis comparativo de algunos balances hídricos realizados para el acuífero de La Vega de Granada

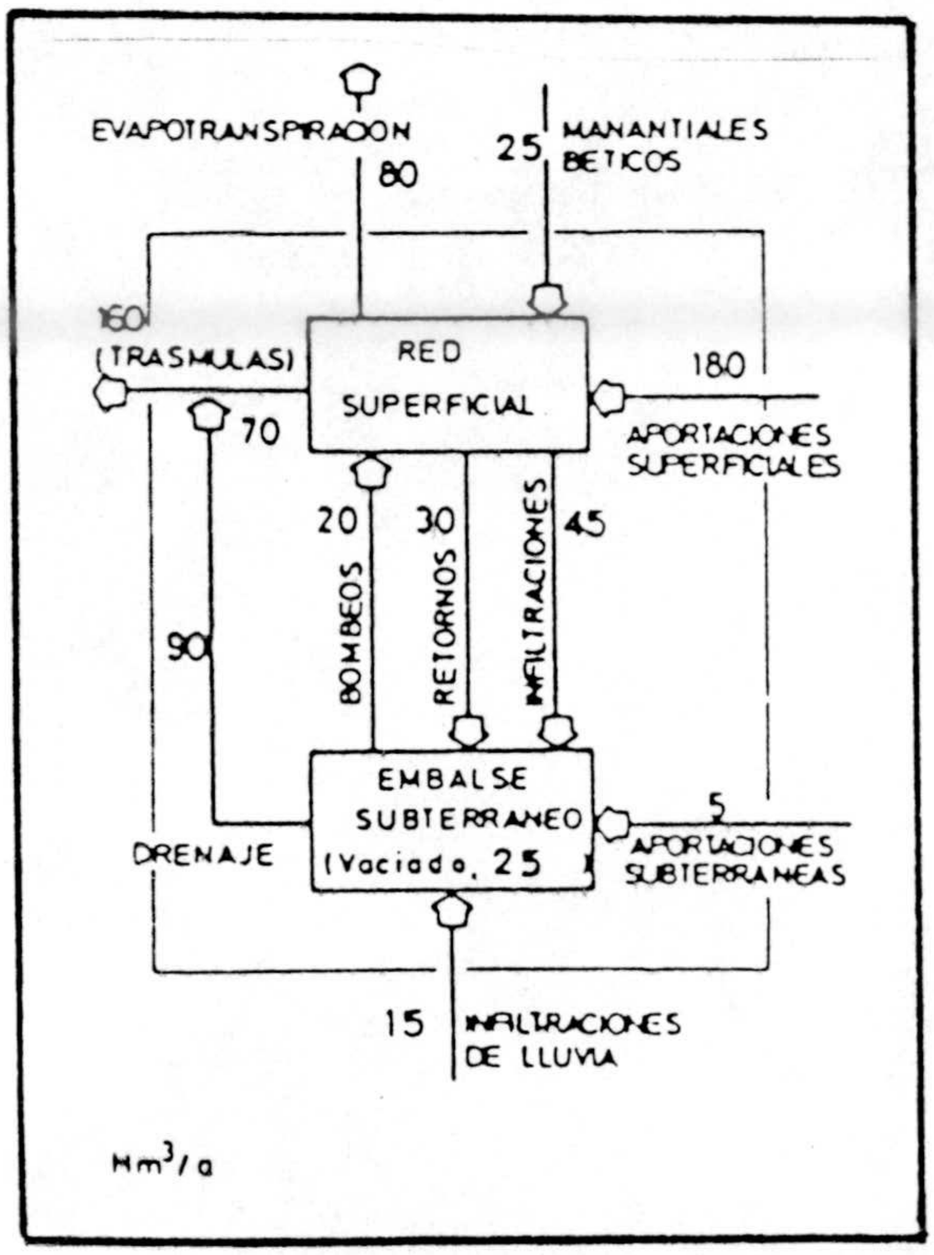


Figura 27.- Esquema de balance, aguas superficiales-subterráneas, de La Vega de Granada, realizado por JEREZ (1983), para el año hidrológico 1980-81.

de abordarse los controles necesarios para evaluar, con mayor precisión, las salidas ocultas del sistema a los ríos Genil y Cubillas y las producidas por bombeos.

7. MODELOS MATEMATICOS DE FLUJO

No hemos querido concluir este capítulo, sin referirnos, muy de pasada, a los modelos matemáticos de flujo que se han realizado del acuífero de La Vega de Granada.

La realización de un modelo matemático de flujo puede considerarse como el último paso, en el estudio de un sistema acuífero cualquiera. El gran volumen de información geométrica, hidrodinámica y de balance necesaria para su realización, es computada en el modelo, cuyo primer objetivo, consiste en reproducir la evolución piezométrica del mismo, con los datos suministrados (fase de "calaje"). Tras esta fase, una vez alcanzado un grado de aproximación satisfactorio en la identificación del funcionamiento hidrodinámico del acuífero, pueden simularse cualquier tipo de variaciones en las condiciones externas, para ver como evolucionaría la piezometría y descarga del sistema, verdadero objetivo de la realización de estos modelos matemáticos. Algunos más sofisticados, como el Random-Walk, una adaptación al de Prickett para poder simular movimientos de "partículas de suspensión", llegan más allá en sus objetivos, al reproducir, también, situaciones relacionadas con los desplazamientos de contaminantes dentro del sistema de flujo general (al final de este apartado hacemos rápida referencia a su posible aplicación, en un futuro, al acuífero de La Vega de Granada).

En La Vega de Granada, el primer modelo hidrogeológico se realiza en 1968, dentro del "Proyecto de Investigación Hidrogeológica de la Cuenca del Guadalquivir" (PNUD/FAO).

Se divide el acuífero en 26 mallas poligonales. Sobra cada una de ellas se aplican las cotas topográficas, piezométricas y de fondo, así como las transmisividades y coeficientes de almacenamiento supuestos. Con la ayuda de las características hidráulicas elegidas, para cada malla, se imponen los caudales de entrada y salida.

El tiempo de simulación que se sigue es de dos años, dividido en seis periodos de cuatro meses. Después de cinco etapas de "calaje", con reajustes de transmisividad, se da como bueno.

El siguiente paso es la simulación de operaciones de bombeo y recarga, para ver como evolucionan los niveles piezométricos y el caudal de las emergencias. La aplicación práctica de los resultados de simulación matemática, propone como explotación del acuífero el bombeo de un volumen anual de 54 Hm^3 (de los que 30 se evapotranspirarían y 24 Hm^3 volverían al acuífero por "return-flow", es decir el 44 %?), lo que provocaría un descenso temporal, en las áreas de bombeo, no superior a los 3 m.

Con posterioridad a este modelo, en 1971, surge la necesidad, por parte de la Organización de las Naciones Unidas para la alimentación y la Agricultura, de coordinar dos planes distintos de utilización de las aguas para el regadío de La Vega de Granada, que ya existían. El primero, de aguas superficiales, había sido puesto a punto entre 1970 y 1971, aunque databa de 1964, y fué realizado por la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. El segundo, que era el correspondiente a las aguas subterráneas, fué preparado por la FAO y el Gobierno español, y a él respondía el modelo hidrogeológico anteriormente expuesto.

Se plantea pues, la necesidad urgente de compenetrar ambas planificaciones, para lo que se ponen a punto la aplicación de una serie de modelos de análisis de sistemas aplicados al problema de la utilización conjunta de las aguas superficiales y subterráneas en La Vega de Granada. Por tratarse de modelos no hidrogeológicos, no entramos en su discusión pormenorizada, que puede ser encontrada en el informe FAO/Gobierno español de 1971.

En 1983, y como ocurrió a principios de la década de los 70, ven la luz dos nuevos modelos hidrogeológicos, realizados para la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir e Instituto Geológico y Minero de España, respectivamente, con la única finalidad de poseer armas de juicio para enfocar y acometer una próxima utilización conjunta aguas superficiales-subterráneas.

De los dos modelos anteriormente citados, vamos a referirnos sólo al del IGME (único al que hemos conseguido acceso, por lo que reiteramos una vez más nuestro agradecimiento a dicho Organismo).

Desde la realización del modelo de 1968, se ha ido aumentando y depurando progresivamente la información disponible sobre el acuífero, al mismo tiempo que se ha producido un incremento notorio de las explotaciones mediante bombeos. Esto, unido al empleo de tratamientos de modelación y ordenadores más potentes, justificaron, de por sí, la realización de este nuevo modelo, cuyo objetivo final era simular la previsible alteración en el régimen de los recursos superficiales, que sufrirá el acuífero, cuando entre en funcionamiento la regulación del embalse de Canales (río Genil) y el regadío a partir del mismo del sector Suroriental.

El nuevo modelo se desarrolla mediante el empleo de los programas "PETRA" y "TETRA" del IGME. Sobre un mallado rectangular irregular de 536 elementos se introdujeron todos los datos geométricos-hidrodinámicos y de balance necesarios para efectuar la modelación. Los datos, que corresponden al periodo 1969-80, son ajustados en permanente con la piezometría de Enero de 1979. Para el régimen transitorio, el periodo básico de simulación es el cuatrimestre, dentro del mismo intervalo de tiempo, 1969-80. Como criterio de calaje del mismo se utiliza la evolución piezométrica de veintidos registros contínuos.

Después de trece pasadas con distintas modificaciones en las variables de entrada, se da por finalizado el proceso de identificación en permanente, del que resulta el balance hídrico que figura en el cuadro 10.

La identificación del transitorio, requiere de seis pasadas más del programa de simulación.

Una vez terminada la etapa de calaje en transitorio, se aborda la explotación del modelo, en base a la simulación de la entrada en funcionamiento del embalse de Canales. Se estudian tres alternativas, que son:

a) Incremento de la dotación de agua superficial en el sector oriental, sustituyendo a la subterránea.
b) Sobre la alternativa anterior, establecimiento de explotaciones para poner en regadío 3.000 Ha, aguas abajo de Trasmulas.
c) Idem a la anterior, pero con la puesta en regadío de 6.000 Ha.

Los resultados de la simulación son los siguientes:

a) Elevación, con las premisas de dotación e infiltración consideradas, de 5 m en la superficie piezométrica del sector afectado.
b) Estudio de la evolución piezométrica en el sector de extracción, que situado en Escóznar-Valderrubio, explota al sistema a razón de una dotación de 8.000 m^3/Ha.año.
c) Idem a la anterior. Se pone de manifiesto la no interferencia en el régimen de descarga de las salidas con respecto a b).

Como conclusiones de la modelación, correspondientes al estudio del balance, se plantea la discordancia existente entre las entradas-salidas del sistema, en el sentido de un defecto importante para los valores de las primeras, por lo que se desestiman las series de aforos pertenecientes a los ríos de entrada al acuífero, realizándose el balance a partir de las salidas conocidas en Trasmulas.

Asimismo, se manifiesta un posible incremento de los caudales subterráneos, impuestos a través de los bordes de Sierra Elvira y La Zubia, más allá de unas aportaciones conjuntas de 20 Hm^3/año.

Por último, vamos a referirnos al modelo Random-Walk (flujo-calidad), con el cual hicimos un intento de modelación en permanente, que no llegó a "correr" por un defecto de adaptación del lenguaje (Fortran-V) del ordenador de la Universidad Autónoma de Madrid (de donde procedía), al Eclypse del Centro de Cálculo de la Universidad de Granada (Subrutina H-solve), que con tiempo se podrá poner a punto. La ventaja de este modelo, es que permite simular una amplia variedad de problemas de transporte de solutos. Están incluidos los efectos de convección, dispersión e interacción química. El flujo se resuelve mediante una formulación en diferencias finitas.

La parte del programa que trata del transporte se basa en una técnica de partículas en cada celdilla para el mecanismo de convección y en pasos aleatorios (Random) para el efecto de dispersión.

Realmente las posibilidades de explotación, una vez "calado" el régimen de flujo son, al menos, novedosas en lo que a este tipo de modelación se refiere en España, donde fué introducido en 1983.

Dadas las muchas variantes de simulación y explotación existententes, en el campo del transporte de partículas, como son: cálculo de concentraciones, efectos de mezclas, velocidad de propagación, etc, remitimos al lector interesado a la referencia original de PRICKETT et al. (1981).

En el anexo VI.5.1 se presenta un primer archivo de datos del acuífero de La Vega de Granada, para su tratamiento en permanente. Los valores introducidos, para cada malla, fueron: cota topográfica, piezométrica y de muro, balance (entradas-salidas), coeficiente de almacenamiento y permeabilidad. La figura 28 corresponde al mallado al que está referido el archivo citado.

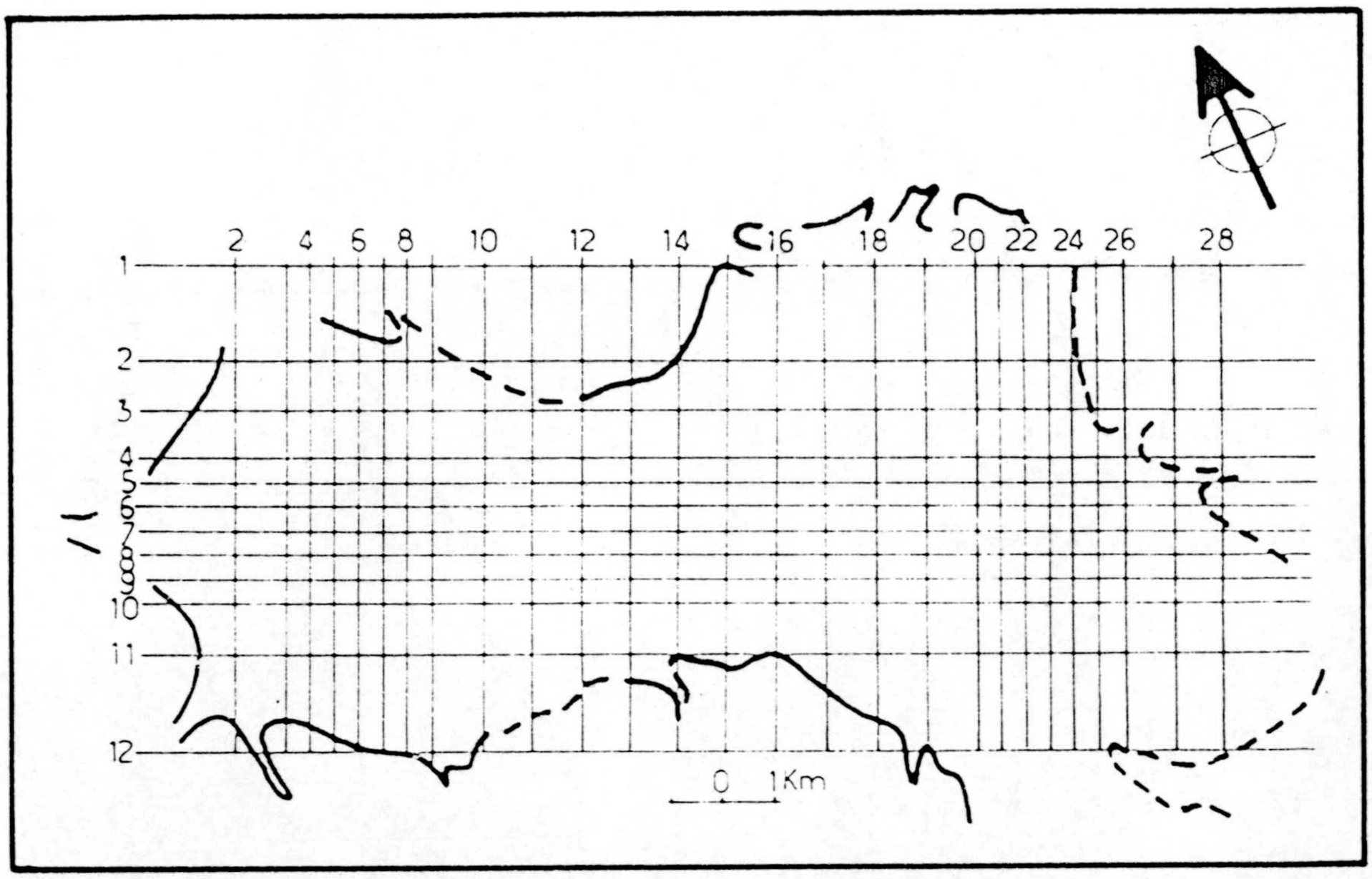


Figura 28.- Mallado del acuífero de La Vega de Granada al que está referido el archivo de datos del modelo Random-Walk (anexo VI.5.1).

capitulo IV

RECOPILACION DE INFORMACION Y ANTECEDENTES

1. JUSTIFICACION. LABOR REALIZADA

Hemos intentado revisar, a lo largo del desarrollo de esta Tesis, la información disponible, diseminada y en gran parte inédita, relacionada directa e indirectamente con la presente investigación. Su heterogeneidad de contenido y enfoque justifican el que este capítulo, en el que se sintetiza, se muestre un poco desordenado.

Aunque esta investigación se ha visto enriquecida, en su planteamiento y desarrollo, por dicha información, posiblemente el rendimiento obtenido de la misma ha sido bajo, por ser escasa la que ha podido aplicarse directamente.

Para una temática de investigación, tan amplia como la referente a la hidroquímica de un acuífero, en la que están presentes aspectos hidrogeológicos, geoquímicos, de contaminación, calidad, analíticos..., el volumen de información bibliográfica de base es extensísimo. En contraposición, ha sido escaso el número de estudios referentes a estos temas en el área geográfica que hemos estudiado. En el presente capítulo, sólo se hace referencia a estos últimos.

El material bibliográfico al que hemos hecho referencia en primer lugar, ha servido para un mejor conocimiento temático de los puntos abordados: técnicas analíticas, comportamientos geoquímicos, focos y procesos de contaminación, calidades, interpretación de resultados... etc. Este material consultado, al que, como ya hemos adelantado, no se hace mención, pese a que parte del mismo corresponde a investigaciones similares realizadas en otros acuíferos y ríos españoles, se muestra reseñado, para una modesta selección del mismo, en el apartado de bibliografía, al final del texto, para aquellos trabajos citados a lo largo del mismo.

Por último, hemos de resaltar la notoria dispersión de la información existente, relacionada, directa e indirectamente, con la investigación realizada, en la que para su recopilación hemos consultado a diez Departamentos universitarios, nueve Organismos y Entes oficia-

les y varias empresas privadas. La información recopilada, que es en más de un 90 % de carácter inédito (ligada a actividades profesionales, informes internos, Tesis de Licenciatura y Doctorales...), pensamos está infrautilizada, permaneciendo muchos de los datos, sobre todo, los ligados a actividades profesionales, faltos de elaboración y estudio.

Con respecto a la labor de recopilación realizada, fué nuestro objetivo tomar contacto con las fuentes de información relativas a los aspectos tratados en la presente investigación. Para ello visitamos en Granada a los organismos y centros oficiales siguientes: Instituo Geológico y Minero de España (IGME), Colegio Farmacéutico, Consejería de Sanidad y Consumo, Jefatura del Servicio de Extensión Agraria (SEA), Laboratorio Agronómico Regional, Confederación Hidrográfica y Comisaría de Aguas del Guadalquivir, Excmo. Ayuntamiento de Granada, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) y Universidad de Granada.

Dentro de esta última, mantuvimos contacto con los Departamentos de: Hidrogeología (desde donde se ha realizado esta investigación), Ecología, Microbiología, Química Técnica, Química Analítica (Facultad de Ciencias), Bromatología-Toxicología y Análisis Químico, Edafología y Geología, Química Inorgánica (Facultad de Farmacia), Microbiología y Medicina Preventiva y Medicina Legal (Facultad de Medicina). Las empresas visitadas fueron: La Empresa Municipal de Abastecimiento y Saneamiento, S.A. (EMASAGRA), Cervezas Alhambra, S.A. y la Unión Agro-Ganadera, S.A. (UNIASA).

En el presente capítulo sólo vamos a exponer la información recogida de cada uno de los centros oficiales y empresas citadas, sin entrar en su tratamiento, estudio o discusión (que no es objetivo de este trabajo), señalando, cuando sea el caso, aquellos epígrafes del índice en los que directa o indirectamente se hace uso de la misma.

Una excepción, a lo anteriormente expuesto, ha sido la recopilación, ordenación, tratamiento y estudio que se ha efectuado del soporte de datos hidroquímicos puestos a nuestra disposición por el IGME. El tratamiento y estudio de la información hidroquímica de este Organismo, ha tenido su justificación, primero, en el interés de los datos, correspondientes a análisis de aguas del acuífero, los únicos de los que se ha dispuesto, y segundo, en la ausencia de tratamiento anterior de los mismos, lo cual nos hacía disponer de los análisis pero sin poder correlacionarlos y obtener a partir de ellos ideas de conjunto.

El tratamiento de estos datos, muy simple por otra parte, es el responsable del mayor desarrollo adquirido por el apartado siguiente, dedicado al Instituto Geológico y Minero de España (IGME).

2. INSTITUTO GEOLOGICO Y MINERO DE ESPAÑA (IGME)

2.1. DATOS Y TRABAJOS HIDROQUIMICOS EXISTENTES

El IGME tiene a su cargo, entre otras misiones, la de velar por la adecuada gestión y conservación de los acuíferos españoles. Para ello cuenta con técnicos propios y otros pertenecientes a empresas consultoras, que anualmente realizan una serie de controles de evolución de los acuíferos, al tiempo que ejecutan estudios temáticos sobre los mismos, de actualización, abastecimiento... etc, que son la base de la información de que dispone para llevar a cabo los fines anteriormente señalados.

Tanto la información hidrogeológica (que fué expuesta en el epígrafe de antecedentes del capítulo de Hidrogeología), como la hidroquímica, tuvieron su origen, para el acuífero de La Vega de Granada, en el "Proyecto de investigación hidrogeológica de la cuenca del Guadalquivir (1966-1969)", realizado por la FAO y el Gobierno español (entre cuyos organismos representantes estaba el IGME).

Desde el punto de vista hidroquímico, las primeras referencias escritas, dignas de tenerse en cuenta, aparecen en el informe nº 2 del "Proyecto piloto de utilización de aguas subterráneas para el desarrollo agrícola de la cuenca del Guadalquivir", titulado "Utilización para la mejora del regadío en La Vega de Granada (1972)". En su epígrafe 2.5.3.4, es tratado someramente el tema de las características físico-químicas de la "capa freática", en base a 257 análisis repartidos por todo el acuífero (a excepción del sector Suroriental. Ver epígrafe 2.2).

En Junio de 1969 se lleva a cabo el primer muestreo analíticamente fiable, el cual dispone de 129 puntos de control. A partir de la información obtenida del mismo, se realiza en Febrero de 1972 otro muestreo mayoritario, ésto con sólo 76 puntos de agua analizados. Desde entonces, y a excepción de algunos análisis efectuados en 1973-74, que no obedecen a ninguna campaña, no se realizan más análisis de distribución espacial, hasta Junio de 1977. A partir de esta fecha, y con carácter más o menos semestral, se van realizando muestreos espaciales, con análisis de 20 a 28 puntos de agua, los cuales son suficientes para dar una aproximación de la evolución del quimismo del acuífero, totalmente insuficiente para establecer mapas de isocontenidos, variación de distribuciones, balances estadísticos, etc. Estos muestreos, que se realizan al amparo del Plan Nacional de Gestión y Conservación de Acuíferos, corresponden hasta Septiembre de 1982, a los realizados en las siguientes fechas: Febrero y Septiembre de 1978, Abril de 1979, Enero, Mayo y Septiembre de 1981 y Abril y Septiembre de 1982.

Una visión resumida de la labor analítica desarrollada por el IGME, desde Junio de 1969 a Septiembre de 1982, puede observarse en la figura 29. Esta labor analítica está cifrada en un total de 567 análisis físico-químicos, con la realización de 5.103 determinaciones (los cuales se encuentran, para cada campaña, ordenados según la numeración nacional del IGME, en el anexo V.1).

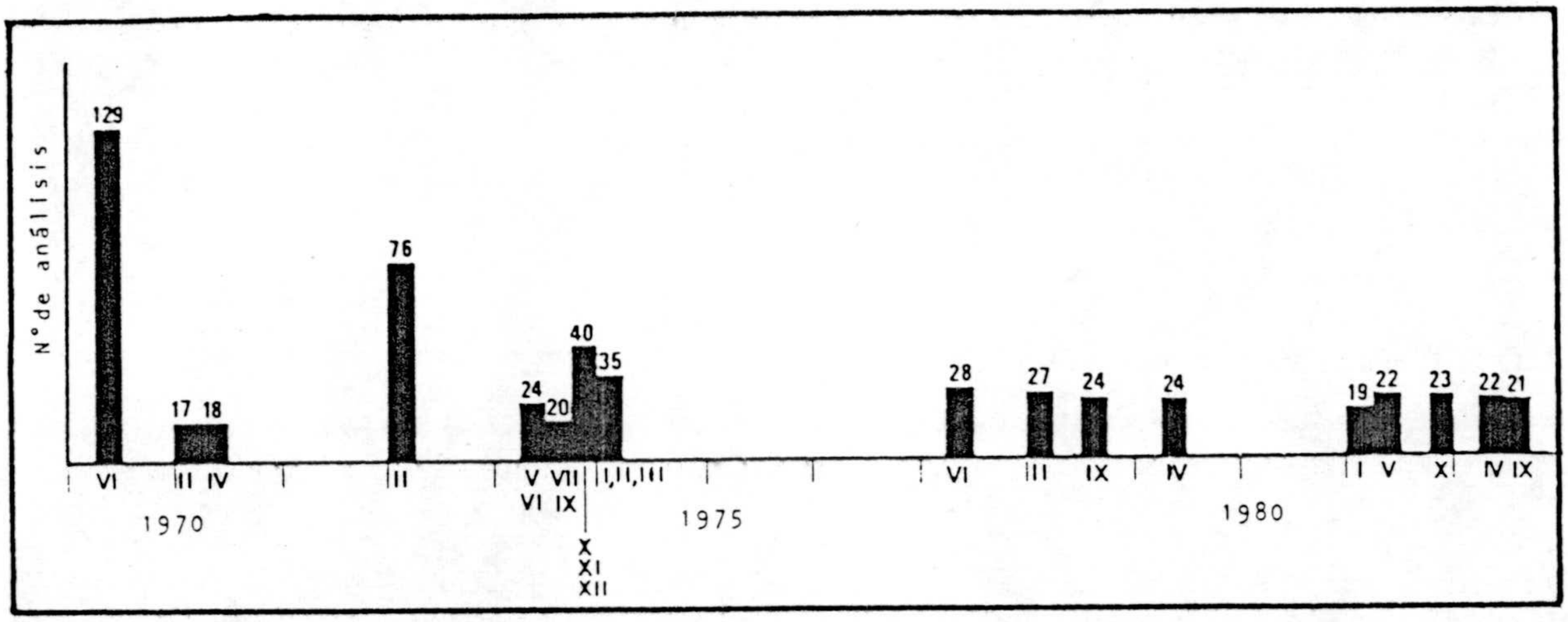


Figura 29.- Distribución temporal de los análisis hidroquímicos recopilados del IGME (Junio 1969 a Septiembre de 1982).

Toda esta base analítica ha sido muy poco elaborada, tratada y estudiada, en parte debido al escaso juego suministrado por un gran número de análisis, correspondientes a muestreos poco numerosos y difícilmente correlacionables entre sí, incluso a nivel analítico. Desde este punto de vista, ha sido de los muestreos de Junio de 1969 y Febrero de 1972, los más ambiciosos (129 y 76 análisis, respectivamente), de los que se ha obtenido una mayor y más fiable información (epígrafes 2.3 y 2.4). Otro hecho, que ha motivado esta falta de tratamiento general del material analítico, obedece a la escasez de recursos humanos con que cuenta este Organismo, en relación con el gran volumen de datos hidrogeológicos que anualmente recibe.

2.2. ANTERIORES A JUNIO DE 1969

Como ya hemos tenido ocasión de comentar, los primeros datos analíticos, obtenidos por el IGME, sobre las aguas de este acuífero, con anterioridad a Junio de 1969, corresponden al total de 257 análisis recogidos en el volumen de anexos del Proyecto PNUD/FAO (1972). Estos análisis, aunque responden a una ambiciosa distribución espacial, son realizados a lo largo de dos años (de 1966 a 1968, aproxima-

damente). Este hecho, unido a la dudosa fiabilidad de los mismos, analizados bajo condiciones y métodos no ideales, aconsejaron, en su momento, su no consideración.

A partir de estos análisis, en los que se determinan los parámetros: conductividad, residuo seco, dureza total, cloruros, sulfatos, bicarbonatos, calcio, magnesio, sodio y potasio, se elabora un epígrafe sobre las características físico-químicas de las aguas del acuífero, en el informe PNUD/FAO (1972). Es realizado, igualmente, un primer mapa de iso-residuos secos, el cual aparece como complemento al Mapa Hidrogeológico del acuífero de La Vega de Granada de QUANG TRAC (1968).

Como extracto a lo referido sobre las caracterísitcas físico-químicas de las aguas en dicho informe, puede destacarse lo siguiente:

- "Las aguas de la "capa" tienen una gama de concentraciones relativamente estrecha, de 180 a 2.710 mg/l".

- "Se nota una gran zona de concentración inferior a 500 mg/l, que se extiende desde La Zubia hasta Fuente Vaqueros, a lo largo del río Genil. Por contra, existen áreas de alta salinidad, como son el sector Noreste, con más de 1.500 mg/l (cuya causa estaría en la baja transmisividad de los materiales del Cuaternario medio y antiguo allí existentes), al Sur de Chauchina, con más de 2.500 mg/l (por regadío con aguas del arroyo Salado) y en las zonas del borde de Sierra Elvira y Láchar, con más de 2.000 mg/l (por contaminación a través del Trías salino)".

- "En cuanto a la clasificación de las aguas para riego, según el USSLS (1954), el 36 % son de la clase C_2-S_1, el 57 % de la C_3-S_1 y el 7 % restante de la C_4-S_1".

2.3. JUNIO DE 1969

En Junio de 1969 se aborda el primer muestreo hidroquímico espacial del acuífero de La Vega de Granada, válido para extraer a partir de él información fiable, relativa a la distribución de isocontenidos. Se realizan 129 análisis, sobre otros tantos puntos de agua del acuífero, cuya distribución espacial puede observarse en la figura 30 (con los análisis de este muestreo se abre la serie de los recopilados por nosotros hasta Septiembre de 1982).

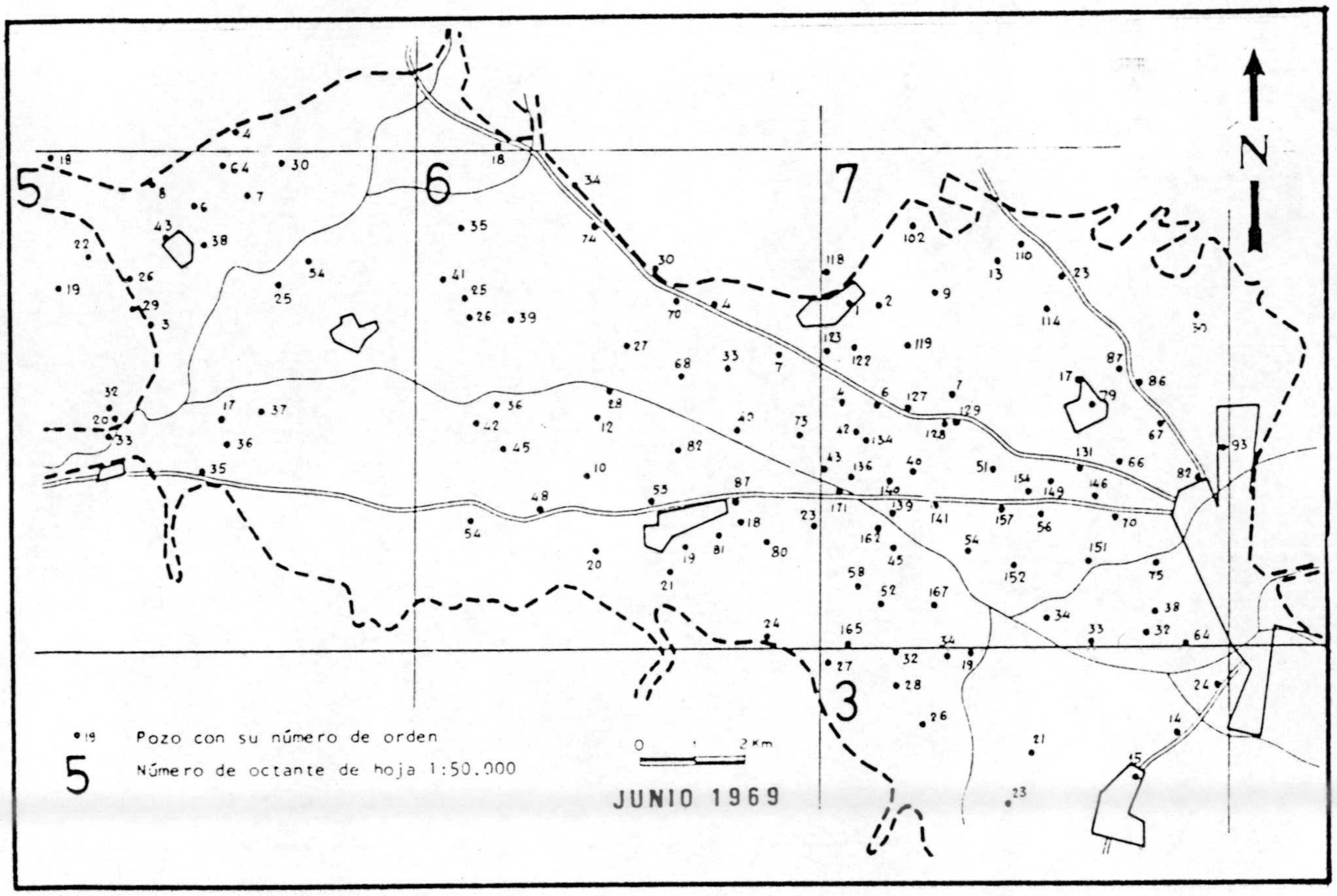


Figura 30.- Mapa de puntos de agua del muestreo analítico de Junio de 1969.

Los análisis (que están recogidos en el anexo V.1) son realizados por GARRIDO (químico, en aquellas fechas, del IGME) y contienen las siguientes determinaciones: conductividad, cloruros, sulfatos, bicarbonatos, calcio, magnesio, sodio y potasio.

Según GARRIDO (com. oral), las técnicas analíticas seguidas vienen impuestas por las utilizadas por la FAO, y son básicamente las siguientes:

a) Volumetría (bicarbonatos, cloruros, ión calcio e ión magnesio): 25 cc de muestra; concentración del valorante 0,025; tipos: clorhídrico (bicarbonatos), nitrato de plata (cloruros) y complexona (iones calcio y magnesio); indicadores: naranja de metilo (bicarbonatos), dicromato potásicc (cloruros), muréxida (ión calcio) y negro de eriocromo (dureza total).

b) Fotometría de llama (iones sodio y potasio)

c) Espectrofotometría de emisión (sulfatos). Según colorimetría (amarillo) con cromato bárico (medio ácido) y medición a 540 nm.

A continuación pasamos a hacer una serie de comentarios, fundamentalmente descriptivos, acerca de la distribución de isocontenidos para los distintos parámetros determinados. Estos se apoyan y complementan en los mapas correspondientes, realizados para la presente investigación, a partir de los datos analíticos originales recopilados. Los mapas de isocontenidos considerados, son los correspondientes a los siguientes parámetros: conductividad (figura 31), bicarbonatos (figura 32), sulfatos (figura 33), cloruros (figura 34), ión calcio (figura 35) e ión magnesio (figura 36).

Ha sido elaborado, además, un mapa de facies hidroquímicas (figura 37), el cual, debido a su compleja interpretación directa, se ha descompuesto en otros dos más, uno referente a la distribución de bicarbonatos y sulfatos (figura 38), y el otro a la de los iones calcio y magnesio (figura 39). Apoyan, finalmente, la descripción analítica de este muestreo, las distribuciones de contenidos obtenidas para cada parámetro (diagramas de distribución de frecuencias en anexo VII.2; letra A), junto a los valores medios y de desviación típica calculados (cuadro 25).

a) Conductividad (referida a 25°C)

Las conductividades medidas están comprendidas, para la inmensa mayoría de los puntos muestreados, entre 400 y 1.250 µmhos/cm. Los valores extremos hallados fueron de: 268 (punto nº 6023) y 2.998 (punto nº 6074) µmhos/cm. El valor medio corresponde a 888 µmhos/cm (desviación típica de 451).

El estudio de la distribución de frecuencias (anexo VII.2*), da como intervalo de clase (100 µmhos/cm) más frecuente, el comprendido entre 600 y 700 µmhos/cm, con un 19 % de representatividad. El 50 % de la población se agrupa en un intervalo mínimo comprendido entre 400 y 800 µmhos/cm (53 %).

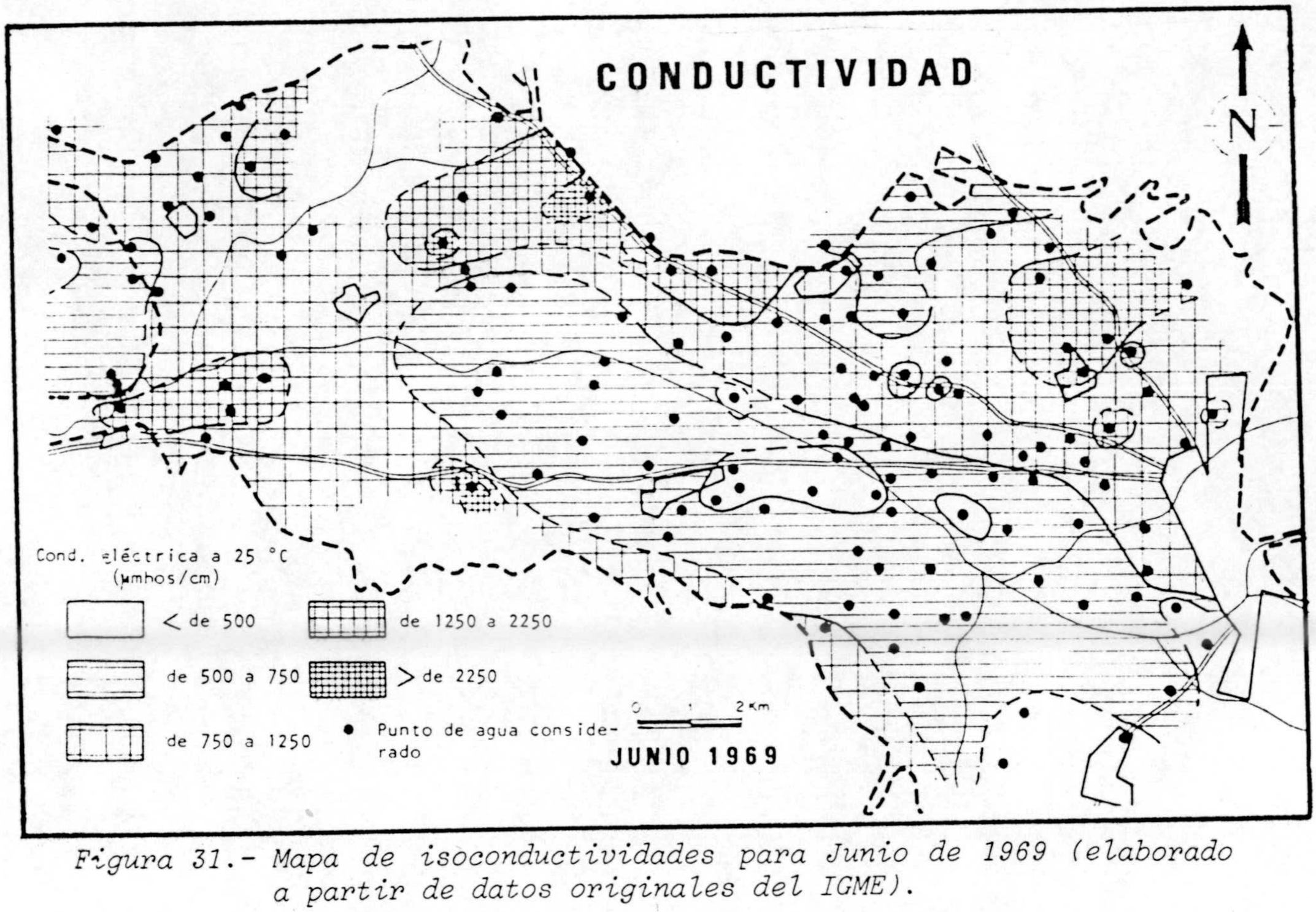


Figura 31.- Mapa de isoconductividades para Junio de 1969 (elaborado a partir de datos originales del IGME).

---

* *En el anexo VII.2 se presentan 41 histogramas de frecuencias (Junio de 1969, Febrero de 1972, Septiembre de 1983 y Marzo de 1984), los cuales fueron realizados, mediante ordenador, gracias a la inestimable ayuda de los Sres. FERNANDEZ LORCA (Sergio y Javier), creadores del programa correspondiente ("Distribución de Frecuencias").*

La distribución espacial de valores aparece reflejada en el mapa de isoconductividad correspondiente (figura 31). En él se observa un área de mínima conductividad (de 500 a 750 µmhos/cm), a lo largo del sector meridional que delimita la línea Granada-Fuente Vaqueros (situada prácticamente a lo largo del río Genil), con mínimos situados al Oeste de Armilla y Este de Santa Fe. Los sectores con aguas anómalamente conductores (de 1.250 a 2.250 µmhos/cm) se localizan en: Maracena, Sierra Elvira-Alitaje, Aeropuerto, Cijuela-Láchar y Ansola. Los valores más altos se encuentran en Aeropuerto y Alitaje-Sierra Elvira (más de 2.250 µmhos/cm).

b) Bicarbonatos

Hemos de manifestar el sospechoso bajo valor de los contenidos analíticos recopilados, producto, posiblemente, de un error de factor

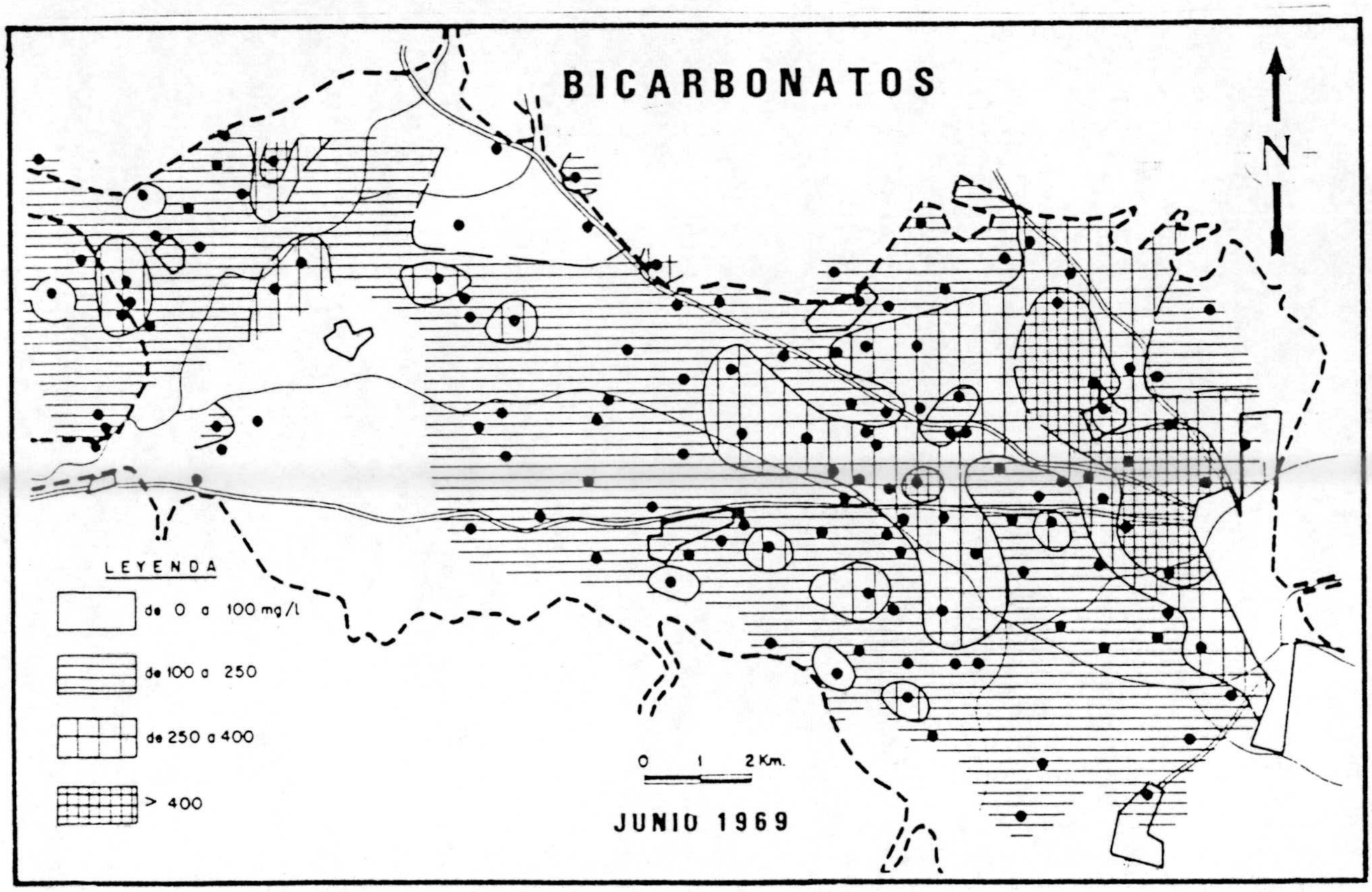


Figura 32.- Mapa de isocontenidos en bicarbonatos para Junio de 1969 (elaborado a partir de datos originales del IGME).

de conversión a mg/l o de su expresión no en forma de bicarbonatos (en com. oral con GARRIDO no pude aclarar este aspecto). Por ello, no vamos a hacer referencia a su distribución y contenidos, relegándonos a la observación de sus distribuciones frecuenciales y espaciales, que se presentan en el anexo VII.2 y en la figura 32, respectivamente. En el anexo V.1, y en el cuadro 25, figuran los valores obtenidos, y la media y desviación típica de los mismos, respectivamente.

c) Sulfatos

Los sulfatos poseen una amplia distribución de valores, por lo que es difícil dar un corto intervalo de concentración, de suficiente representatividad. En el diagrama de frecuencias correspondiente (anexo VII.2) se observa una gran similitud en la representatividad de los intervalos de clase (40 mg/l) comprendidos entre 0 y 240 mg/l. Este intervalo agrupa al 80 % de la población, siendo la clase más representada, dentro del mismo, la correspondiente al intervalo 120-160 mg/l, con un 16 %.

Los contenidos extremos hallados fueron de: 5 (punto nº 7058) y 1.088 (punto nº 7030) mg/l. El valor medio es de 216 mg/l (desviación típica de 188).

La distribución espacial de contenidos, que puede observarse en el mapa de la figura 33, refleja una disposición de aumento paulatino de los mismos, desde el eje central del río Genil, con valores de hasta 100 mg/l (mínimo al Este de Santa Fe con menos de 25 mg/l), hacia los bordes del acuífero, donde se vuelven a repetir las anomalías positivas que fueron señaladas para la distribución de la conductividad, con valores de 400 a 800 mg/l (máximo en Aeropuerto con más de 800 mg/l).

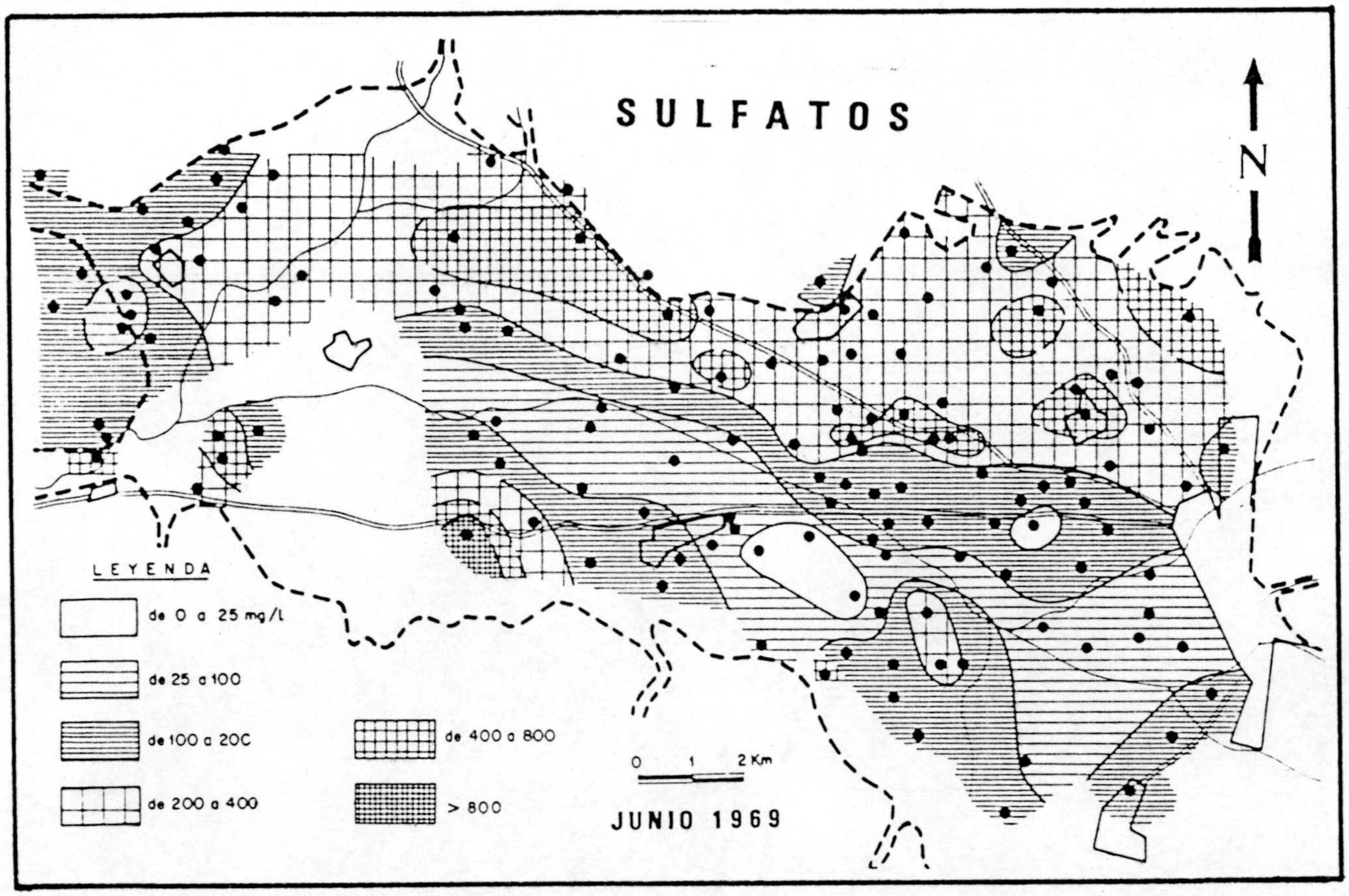


Figura 33.- Mapa de isocontenidos en sulfatos para Junio de 1969 (elaborado a partir de datos originales del IGME).

d) Cloruros

La concentración de cloruros sobrepasa, muy raramente, los 70 mg/l (figura 34). Del diagrama de distribución de frecuencias correspondiente (anexo VII), se deduce que en el intervalo de 10 a 40 mg/l está comprendido el 58 % de la población, siendo el intervalo de clase (10 mg/l) más representado el de 20 a 30 mg/l, con un 22 %.

Los valores extremos obtenidos fueron de: 4 (punto nº 6082) y 302 (punto nº 6074) mg/l. El valor medio es de 50 mg/l (desviación típica de 51).

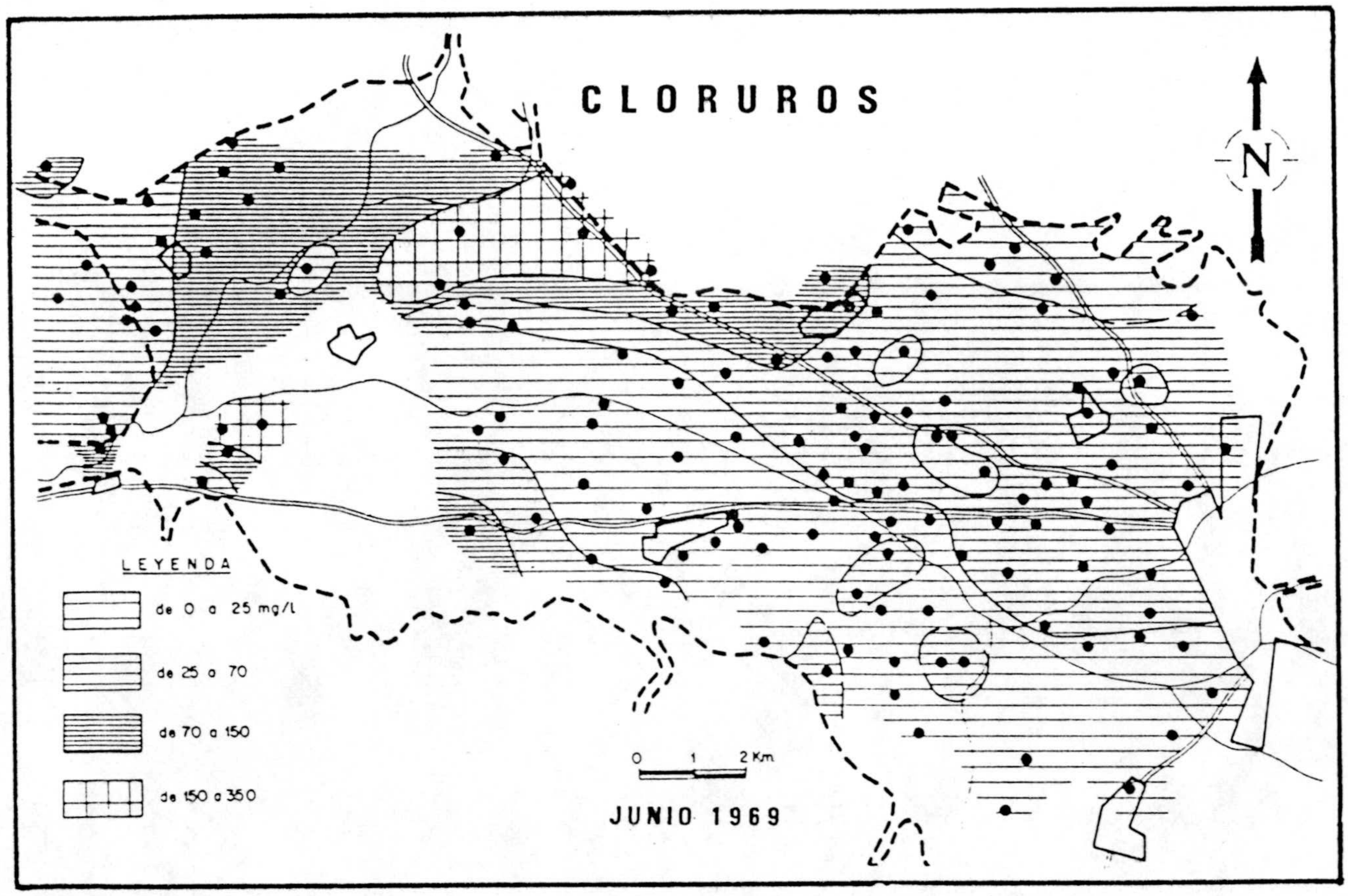


Figura 34.- Mapa de isocontenidos en cloruros para Junio de 1969 (elaborado a partir de datos originales del IGME).

La distribución espacial de contenidos puede observarse en el mapa de la figura 34, en el que los inferiores a 25 mg/l, se sitúan en el sector meridional de la línea que une El Zaidín con Fuente Vaqueros. Los contenidos más altos, superiores a 150 mg/l, se encuentran muy localizados en las áreas de Alitaje-Sierra Elvira y Cijuela.

e) Ión calcio

Según el diagrama de distribución de frecuencias correspondiente (anexo VII.2), el 65 % de los valores analíticos se encuentran comprendidos entre 20 y 80 mg/l, dándose la mayor representatividad, por intervalo de clase (20 mg/l), para el comprendido entre 20 y 40 mg/l, con un 27 %.

Los valores extremos hallados fueron de: 15 (punto nº 7149) y 298 (punto nº 7030) mg/l. La media es de 80 mg/l (desviación típica de 60).

El ión calcio, al igual que ocurría con los sulfatos, con los que debe de guardar lógicamente una alta correlación, presenta también una relativamente amplia distribución de contenidos (ver mapa de la figura 35), los cuales se reparten, espacialmente, siguiendo el mismo esquema de mínimos a lo largo de eje del río Genil, entre Armilla y Fuente Vaqueros (de 0 a 50 mg/l), que aumentan hacia los bordes del acuífero, llegando a dar áreas de anomalía positiva idénticas a las anteriormente reseñadas para la conductividad y sulfatos (contenidos superiores a 100 mg/l). Destacan entre ellas las de Peligros, Baños de Sierra Elvira y Aeropuerto-Cijuela (contenidos superiores a 200 mg/l).

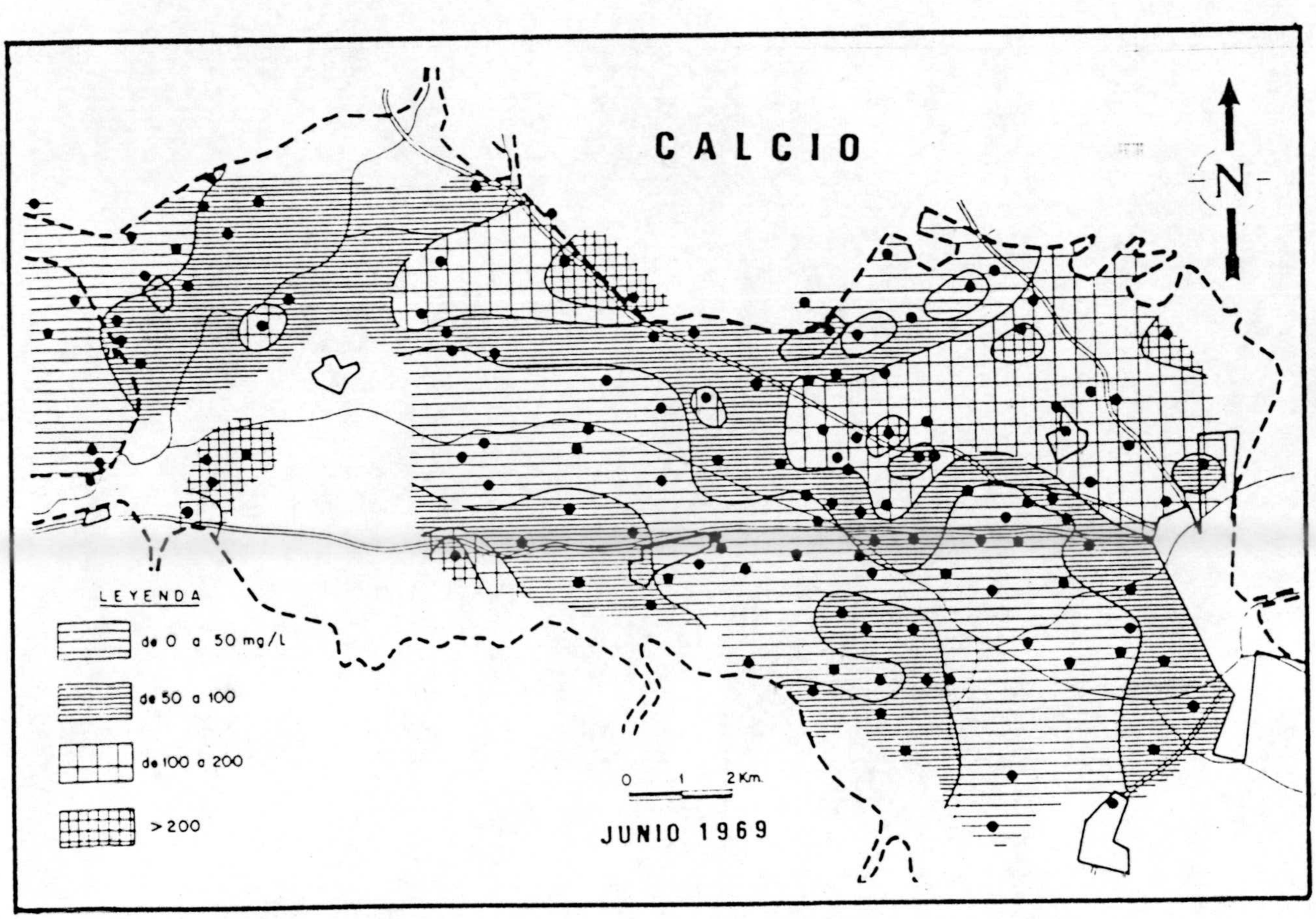


Figura 35.- Mapa de isocontenidos en ión calcio para Junio de 1969 (elaborado a partir de datos originales del IGME).

f) Ión magnesio

Según el diagrama de distribución de frecuencias correspondiente (anexo VII.2), la población de valores comprendidos entre 20 y 60 mg/l es del 68 %, de la que el 22 % corresponde al intervalo de clase (10 mg/l) de 30 a 40 mg/l, el mejor representado.

Los valores extremos corresponden a: 8 (punto nº 6023) y 249 (punto nº 5037) mg/l. La media es de 53 mg/l (desviación típica de 32).

La distribución espacial de contenidos, que puede verse en el mapa de la figura 36, refleja un sector de mínima concentración (inferior a 30 mg/l) entre Armilla y el puente de Los Vados, siguiendo el curso del río Genil, con áreas de máximos contenidos (superiores a 70 mg/l) en Belicena, Cijuela, Atarfe-Casa Nueva y sector Nororiental.

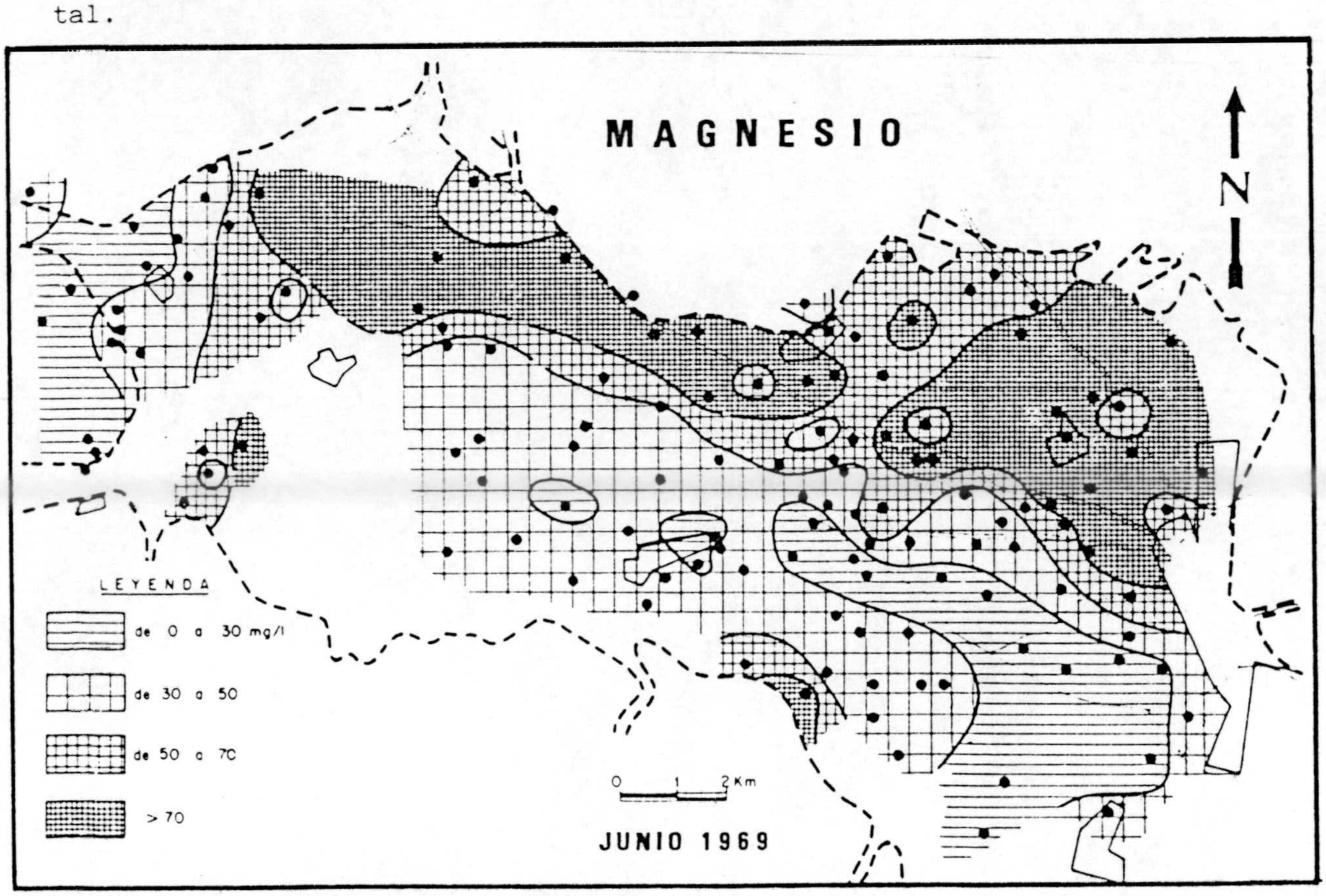


Figura 36.- Mapa de isocontenidos en ión magnesio para Junio de 1969 (elaborado a partir de datos originales del IGME).

g) Iones sodio y potasio

Para estos iones, que pueden ser considerados como los de menor concentración de todos los mayoritarios comentados, no se han elaborado mapas de isocontenidos, por lo que no haremos referencia a la distribución espacial de los mismos, aunque lógicamente la correspondiente al ión sodio debe de ser muy similar (con distintos valores de concentración) a la presentada para los cloruros.

Los contenidos del ión sodio están agrupados en un 76 % en el intervalo de 0 a 40 mg/l, del que la clase (10 mg/l) mejor representada es la de 10 a 20 mg/l, con un 30 %.

Los valores extremos obtenidos fueron de: 2 (punto nº 6023) y 200 (punto nº 6074) mg/l. La media es de 31 mg/l (desviación típica de 30).

Con respecto al ión potasio, que sólo fué determinado en 21 de las 129 muestras de que constaba este muestreo, decir que los contenidos hallados están comprendidos para 19, de las 21 muestras analizadas, entre 0 y 10 mg/l, siendo el valor más alto de 31,3 mg/l (punto nº 3032). La media fué de 5,0 mg/l (desviación típica de 6,8).

h) Facies hidroquímicas

Con la representación de los tipos de facies, según la concentración en meq/l, hemos pretendido aportar una visión más química (después de presentar los isocontenidos en mg/l), sobre cual es la distribución espacial de los iones (aniones y cationes) mayoritarios.

En la figura 37 se muestra el mapa de facies hidroquímicas correspondiente. En él se han representado con rayado vertical y horizontal las facies sulfatadas y bicarbonatadas, respectivamente, al igual que con trazo fino y grueso las magnésicas y cálcicas.

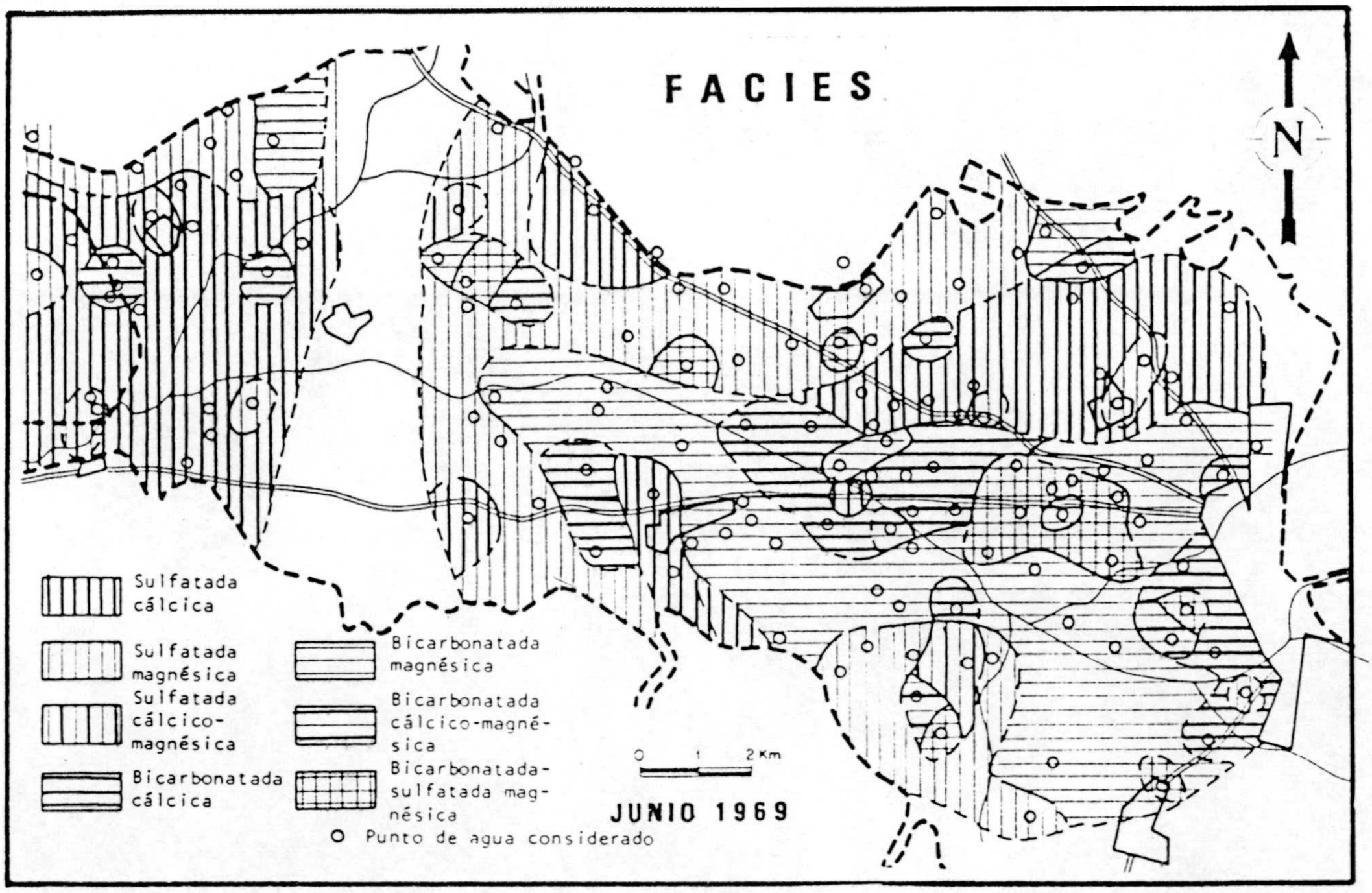


Figura 37.- Mapa de facies hidroquímicas para Junio de 1969 (elaborado a partir de datos originales del IGME).

Dada la dificultad de una interpretación directa de dicho mapa, por la gran variedad de tipos de facies generados, hemos descompuesto el mismo en otros dos. Uno hace referencia a la distribución de los sulfatos frente a los bicarbonatos (figura 38), mientras que el otro presenta la distribución mayoritaria de los iones de calcio frente a los de magnesio (figura 39).

El primero de ellos nos muestra (con la objección hecha a la infravaloración de los bicarbonatos) un acuífero con aguas de facies, fundamentalmente, sulfatadas, y un área bicarbonatada, que se extiende a ambas márgenes del río Genil, entre Granada y Fuente Vaqueros.

El correspondiente a la distribución de las facies cálcicas frente a las magnésicas, indica un predominio de las segundas, siendo mayoritarias las cálcicas en: Peligros-puente de Los Vados, Sur de Sierra Elvira, Oeste de Granada, Santa Fe y Fuente Vaqueros.

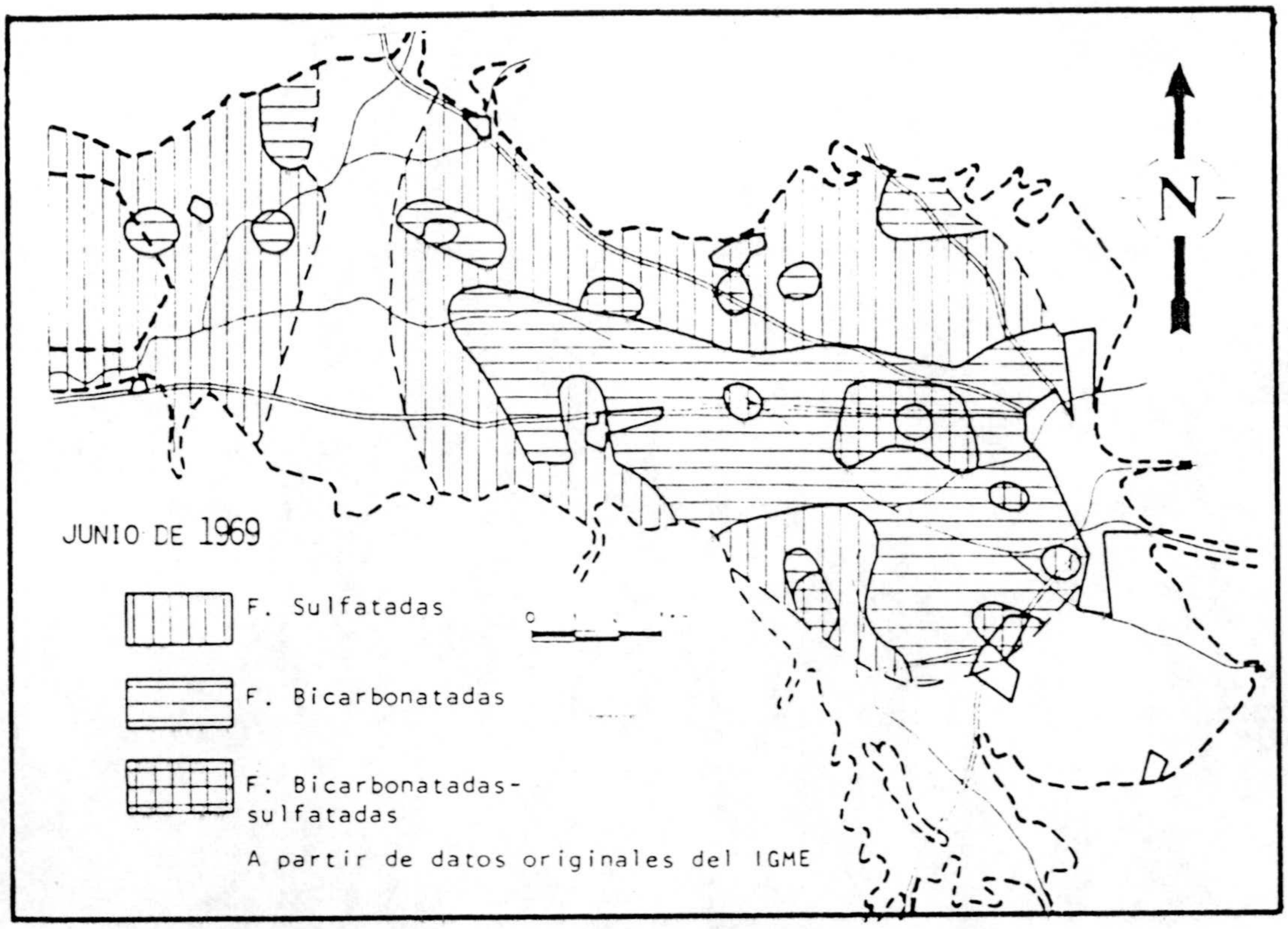


Figura 38.- Mapa de distribución de facies sulfatadas y bicarbonatadas para Junio de 1969.

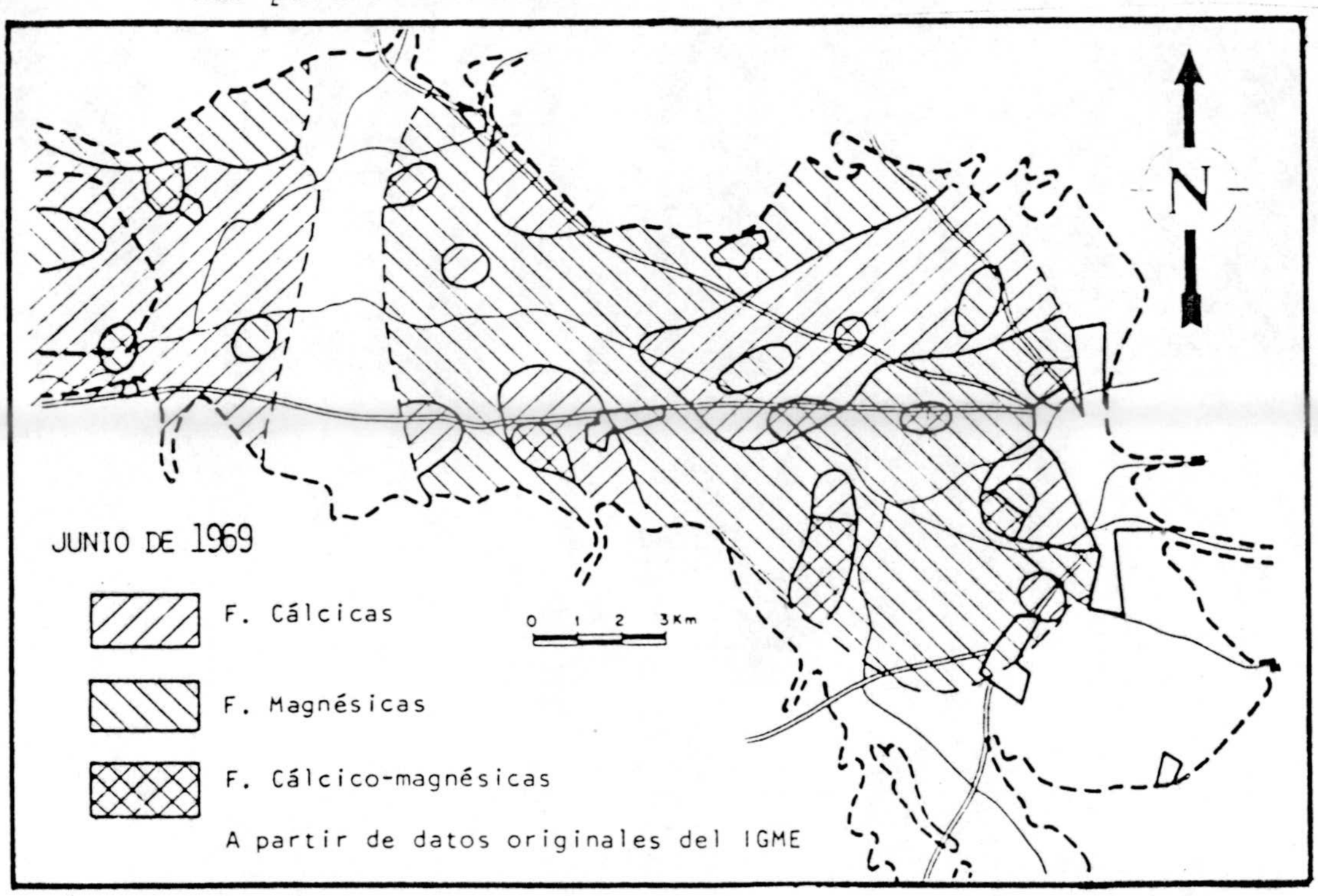


Figura 39.- Mapa de distribución de facies cálcicas y magnésicas para Junio de 1969.

Lo comentado queda reflejado en los porcentajes de representatividad siguientes:

- Facies sulfatadas	52 %
- " bicarbonatadas	41 %
- " sulfatadas y bicarbonatadas	7 %
- Facies magnésicas	54 %
- " cálcicas	36 %
- " cálcicas y magnésicas	10 %

2.4. FEBRERO DE 1972

Se trata del segundo muestreo, en importancia, de los efectuados por el IGME, atendiendo al número de puntos de agua analizados, después del realizado en Junio de 1969 (al que acabamos de referirnos en el epígrafe anterior).

Con un total de 76 puntos de agua analizados, puede considerarse como el mínimo muestreo válido, para obtener información de distribución de isocontenidos, habida cuenta de los 200 km^2 de superficie que presenta este acuífero, donde densidades de muestreo por debajo de un análisis/4 km^2 (correspondientes a 50 análisis) hacen imposible, pese a la óptima repartición de los mismos, el estudio de los isocontenidos.

En el mapa de la figura 40 puede verse la distribución espacial de los puntos de agua analizados, donde se pone de manifiesto su deficiente repartición, con sectores densamente cubiertos, como son los de Alhendín, Oeste de Santa Fe y Noreste de Atarfe, frente a otros con escasísima representación, como son los de La Zubia - Armilla - Belicena, Maracena - puente de Los Vados, Suroeste de Sierra Elvira y Valderrubio. Esta deficiente repartición areal, unida al relativamente bajo número de análisis considerados, ha condicionado la modesta calidad y fiabilidad de los mapas de isocontenidos y diagramas de distribución de frecuencias elaborados.

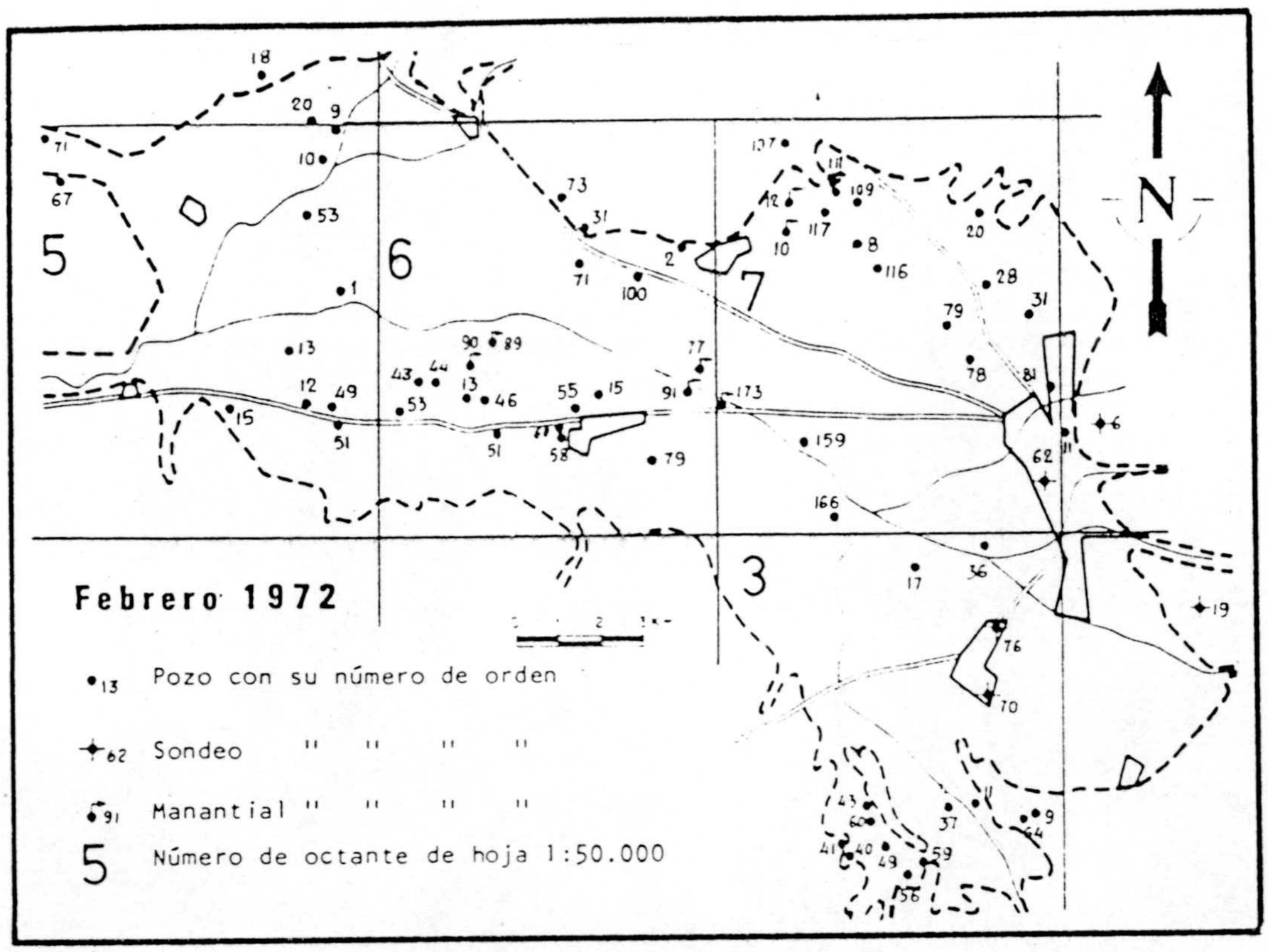


Figura 40.- Mapa de puntos de agua del muestreo analítico de Febrero de 1972.

Las determinaciones realizadas y los métodos analíticos empleados, son los mismos que fueron descritos para el muestreo de Junio de 1969 (ver epígrafe anterior). Los análisis físico-químicos recopilados pueden observarse en los listados del anexo V.1.

Al igual que para el muestreo de Junio de 1969, se han confeccionado los mapas de isocontenidos de todas las determinaciones realizadas, que corresponden a los de: conductividad (figura 41), bicarbonatos (figura 42), sulfatos (figura 43), cloruros (figura 44), ión calcio (figura 45) e ión magnesio (figura 46). Para cada determinación hacemos también un rápido comentario de contenidos, apoyándonos en los diagramas de distribución de frecuencias obtenidos (anexo VII.2. Letra B). Las medias y desviaciones típicas correspondientes, pueden observarse en el cuadro 25.

Al final de este epígrafe se presenta, también, un mapa de facies hidroquímicas de las aguas del acuífero (figura 47).

a) Conductividad (referida a 25°C)

La distribución de frecuencias de los valores correspondientes (anexo VII.2), refleja una disposición anómala (multimodal), producto de la deficiente repartición de los puntos muestreados. Estos se presentan densamente agrupados en tres áreas concretas (ya comentadas), las cuales salen a relucir en dicha distribución, donde los intervalos de clase (100 µmhos/cm) más frecuentes, corresponden a los de 400 a 500, 800 a 900 y 1.100 a 1.200 µmhos/cm, con frecuencias muy próximas al 12 %. El intervalo de 400 a 1.200 µmhos/cm, que agrupa a estas tres clases, representa a los valores del 78 % de la población. Sólo un 12 % de la misma presenta valores superiores a 2.000 µmhos/cm.

Las conductividades extremas medidas fueron de: 313 (punto nº 6079) y 3.141 (punto nº 3041) µmhos/cm. El valor medio es de 1.073 µmhos/cm (desviación típica de 611).

La distribución espacial de valores puede verse en la figura 41. En ella se observa un amplio sector de baja conductividad (comprendida entre 500 y 750 µmhos/cm), situado a ambas márgenes del río Genil, entre Granada y el cortijo del Zahorí, en Santa Fe, y, sobre todo, al Sur del mismo. Un área de mínima conductividad (inferior a 500 µmhos/cm) sería la situada al Este de Santa Fe. Entre las áreas con aguas más conductoras (conductividad comprendida entre 1.250 y 2.250 µmhos/cm) estarían las de Peligros-Maracena, Baños de Sierra Elvira, Aeropuerto-Romilla y Oeste de Alhendín.

b) Bicarbonatos

Los valores recopilados (anexo V.1), aunque más altos que los discutidos para el muestreo de Junio de 1969, están bastante por debajo de la media de los obtenidos en la presente investigación. Resulta, además, anómala la distribución de frecuencias con, al menos, dos poblaciones diferentes, una que se agruparía entre los contenidos

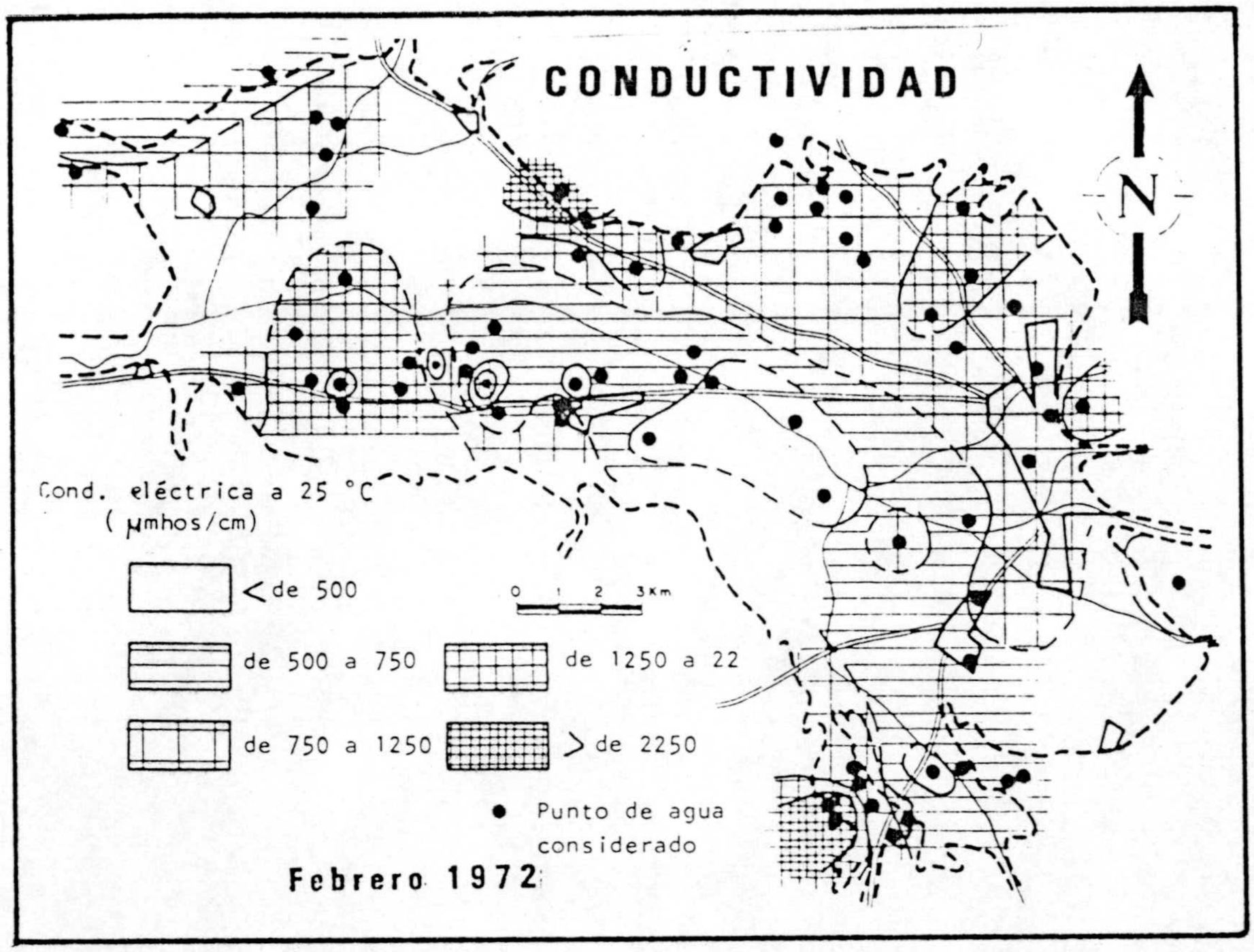


Figura 41.- Mapa de isoconductividades para Febrero de 1972 (elaborado a partir de datos originales del IGME).

de 80 y 200 mg/l, con un 35 % de influencia y otra que estaría comprendida en el intervalo de 320 a 500 mg/l, con un 46 %. Esta distribución bimodal responde, al igual que lo comentado para la conductividad, a la deficiente repartición espacial de los puntos muestreados, que gravan los contenidos más altos (áreas situadas al Oeste de Alhendín y Este de Atarfe).

Los valores extremos hallados fueron de: 37 (punto nº 4019) y 634 (punto nº 3041) mg/l. La media es de 297 mg/l (desviación típica de 138).

La distribución espacial de contenidos, que puede observarse en la figura 42, muestra una gran superficie con valores comprendidos entre 250 y 400 mg/l. Al Sur de Maracena y de la línea que une el puente de Los Vados con el área del Aeropuerto, se encuentran las

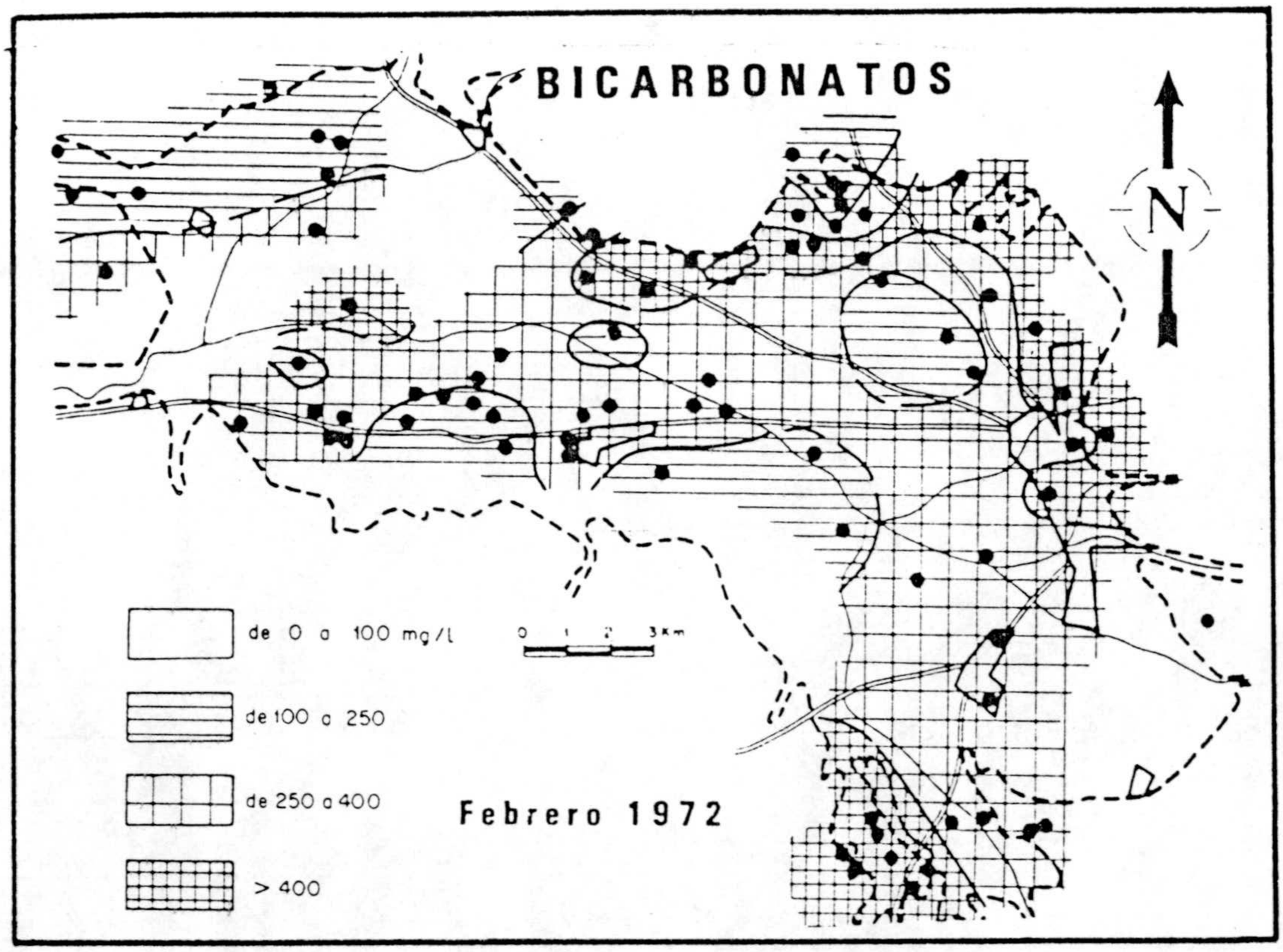


Figura 42.- Mapa de isocontenidos en bicarbonatos para Febrero de 1972 (elaborado a partir de datos originales del IGME).

concentraciones más bajas (inferiores a 250 mg/l). Contenidos superiores a 400 mg/l están presentes a lo largo de la banda que delimita todo el borde Nororiental del acuífero, entre Granada y Atarfe, y al Oeste de Alhendín.

c) Sulfatos

Presentan (al igual que ocurrió en Junio de 1969) una amplia gama de concentraciones. Según el diagrama de distribución de frecuencias correspondiente (anexo VII.2), en el intervalo de 0 a 280 mg/l está presente el 67 % de la población. Dentro del mismo, el intervalo de clase (40 mg/l) más frecuente, es el comprendido entre 40 y 80 mg/l, con un 17 %. Hay que destacar un 15 % de contenidos superiores a 800 mg/l.

Los valores extremos hallados fueron de: 19 (punto nº 3009) y 1.410 (punto nº 5012) mg/l. La media es de 333 mg/l (desviación típica de 341).

Según la distribución espacial de contenidos (figura 43), los valores más bajos (inferiores a 100 mg/l) se encuentran al Sur del río Genil, entre Armilla y Santa Fe. Estos aumentan hacia el Norte y Este, dando áreas de máxima concentración (superiores a 400 mg/l) en Peligros-Maracena, Baños de Sierra Elvira, Aeropuerto-Romilla y Oeste de Alhendín. Esta distribución, es muy parecida a la comentada anteriormente para la conductividad, con la que los sulfatos deben mantener una alta correlación.

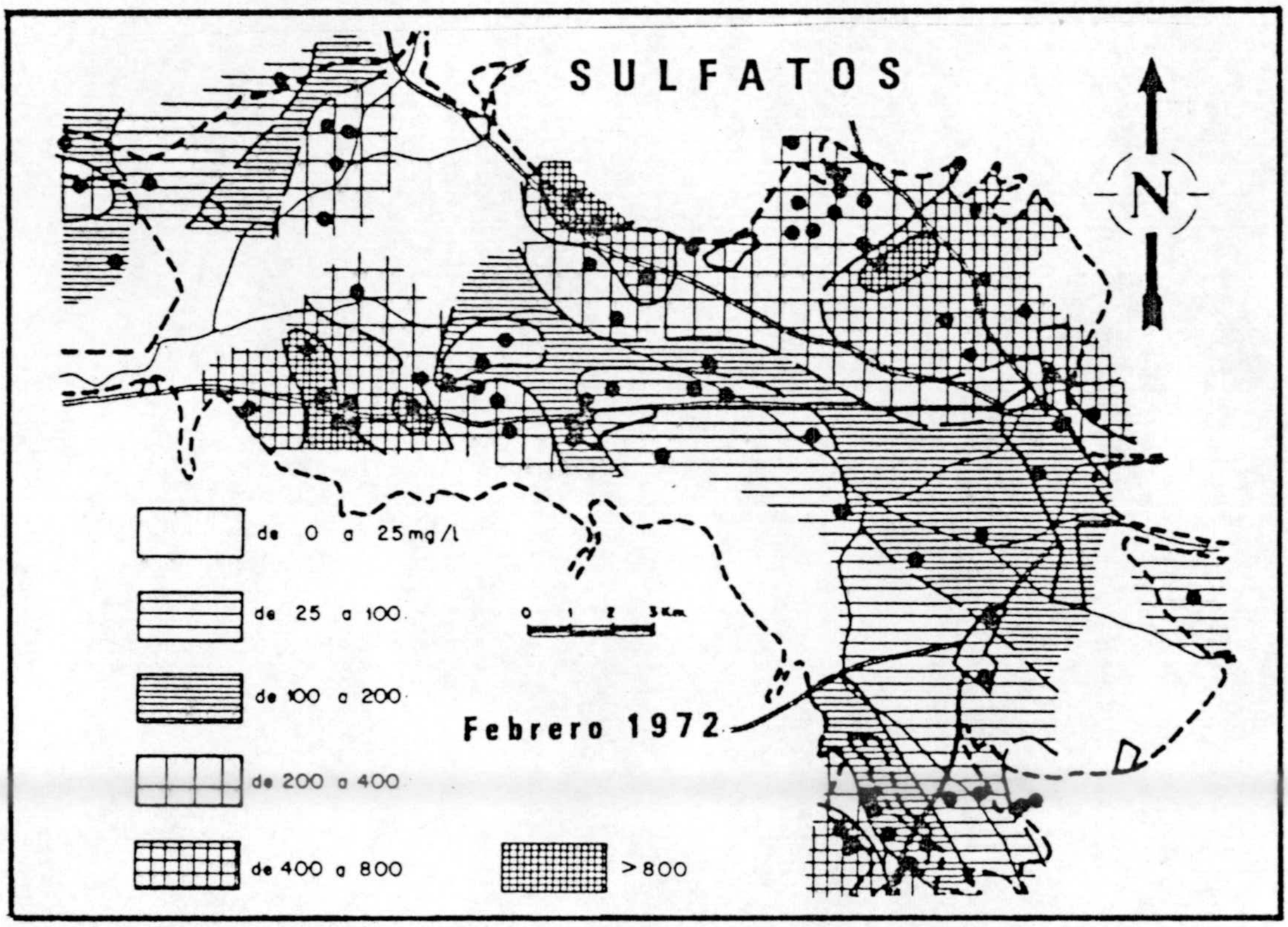


Figura 43.- Mapa de isocontenidos en sulfatos para Febrero de 1972 (elaborado a partir de datos originales del IGME).

d) Cloruros

La mayor parte de la superficie del acuífero presenta valores inferiores a 70 mg/l (figura 44). Según el diagrama de distribución

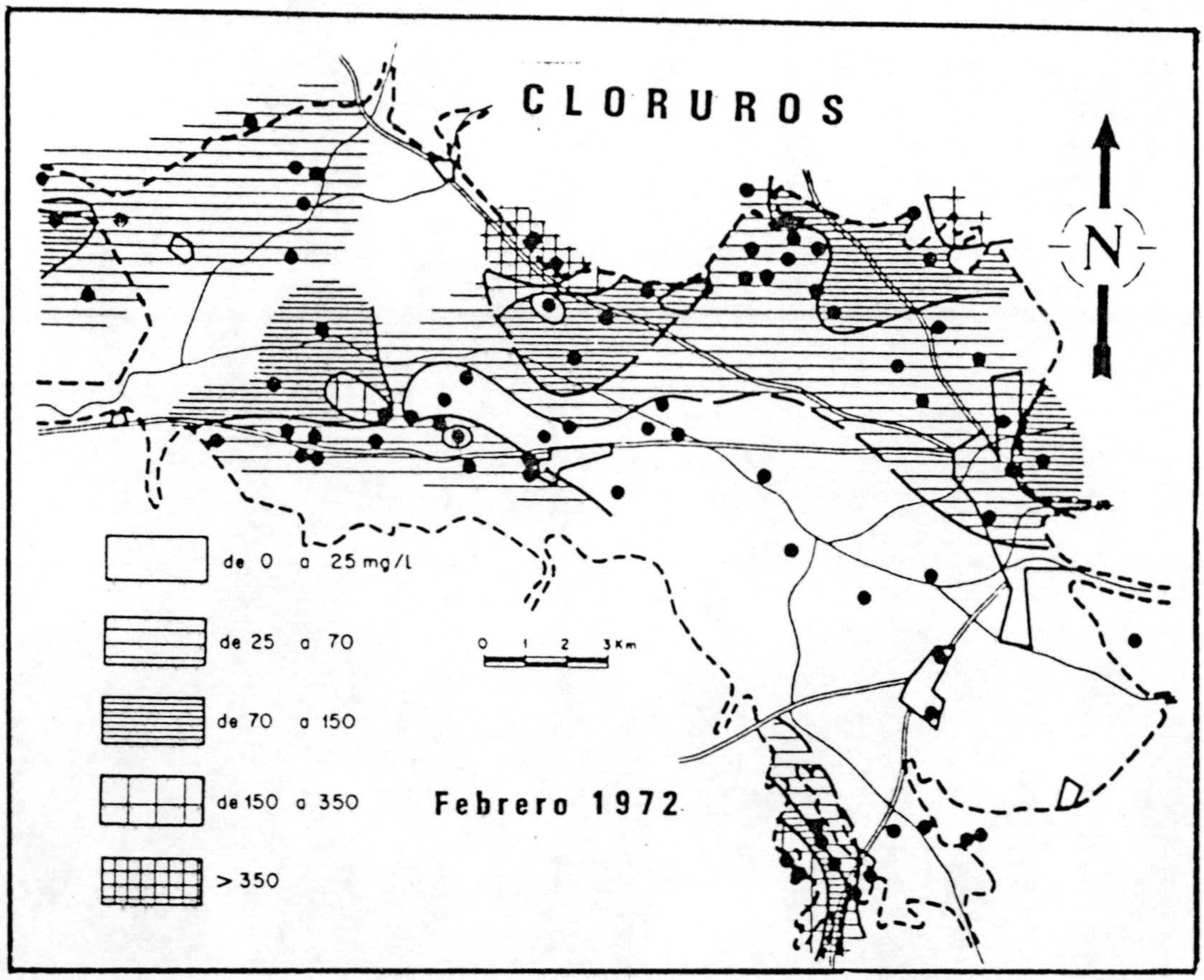


Figura 44.- Mapa de isocontenidos en cloruros para Febrero de 1972 (elaborado a partir de datos originales del IGME).

de frecuencias (anexo VII.2), el 54 % de la población posee concentraciones comprendidas entre 10 y 40 mg/l, correspondiendo a los tres intervalos de clase (10 mg/l) agrupados, frecuencias de representación próximas al 18 %.

Los valores extremos hallados fueron de: 4 (punto nº 7061) y 480 (punto nº 6073) mg/l. La media es de 62 mg/l (desviación típica de 83).

La distribución espacial de contenidos (figura 44) pone de manifiesto valores por debajo de 25 mg/l para toda la mitad oriental del acuífero, exceptuado su sector Norte (y una pequeña área al Oeste de Alhendín). Las áreas con contenidos superiores a 150 mg/l, están muy restringidas superficialmente, correspondiendo a Peligros, Baños de Sierra Elvira y Oeste de Alhendín.

e) Ión calcio

Según el diagrama de distribución de frecuencias correspondiente (anexo VII.2), presenta un amplio intervalo representativo de concentración, el cual está comprendido entre 20 y 180 mg/l, dentro del cual los intervalos de clase (20 mg/l) poseen pocas diferencias de representatividad, siendo ésta ligeramente mayor para el intervalo de 80 a 100 mg/l, con un 17 %.

Los valores extremos hallados fueron de: 22 (punto nº 1018) y 408 (punto nº 5050) mg/l. La media es de 111 mg/l (desviación típica de 80).

En cuanto a la distribución espacial de contenidos (figura 45), al igual que ocurría para los sulfatos y cloruros (también conductividad), toda la mitad oriental es la que presenta los contenidos más bajos (inferiores a 100 mg/l), a excepción de su sector Norte (y una

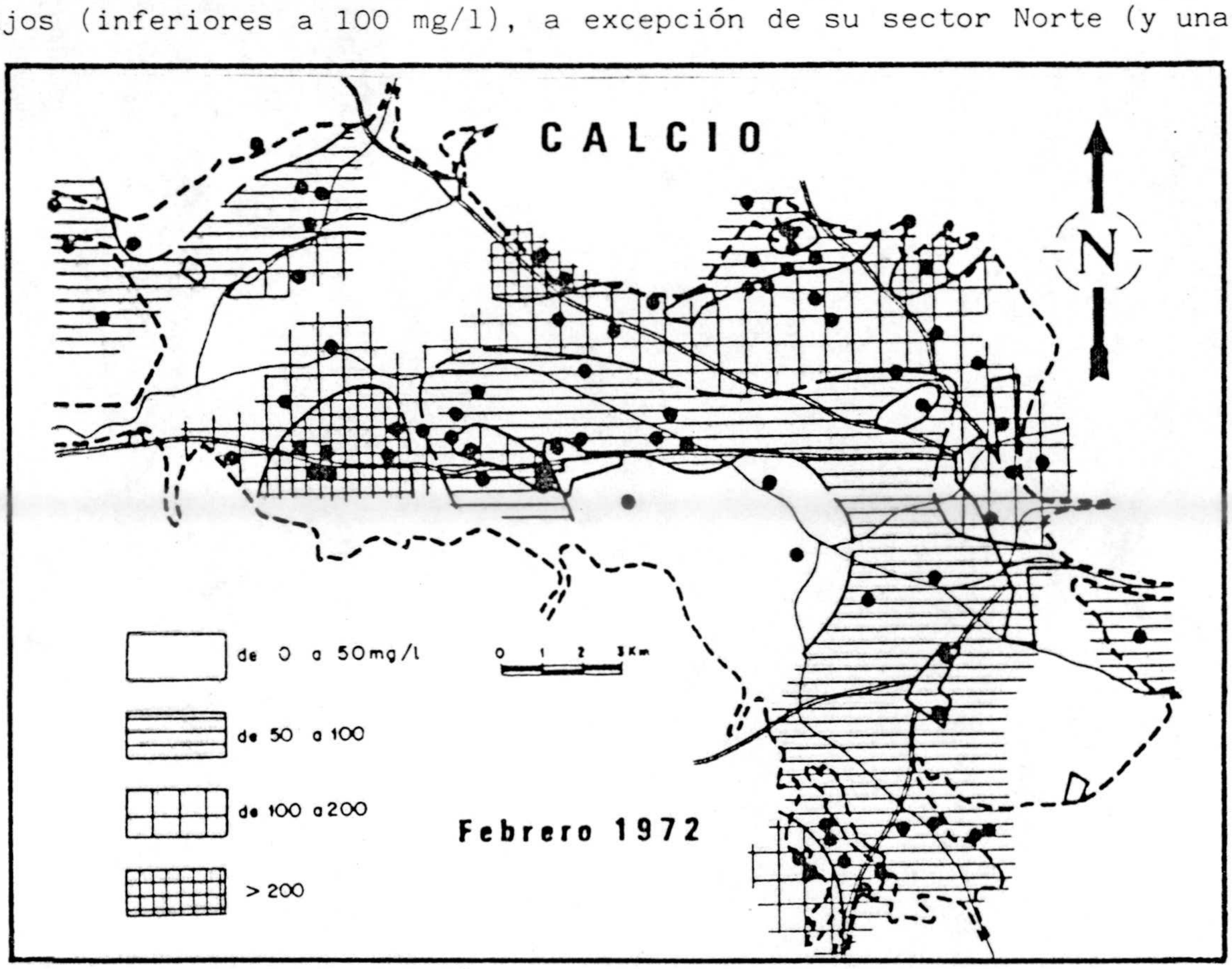


Figura 45.- Mapa de isocontenidos en ión calcio para Febrero de 1972 (elaborado a partir de datos originales del IGME).

pequeña área al Oeste de Alhendín), existiendo un área de mínima concentración (inferior a 50 mg/l) al Sur de la confluencia del río Monachil-Santa Fe. Los sectores con valores más altos (superiores a 200 mg/l) serían los de: Peligros, Baños de Sierra Elvira y Aeropuerto-Romilla.

f) Ión magnesio

Presenta también un amplio intervalo de contenidos. El diagrama de distribución de frecuencias correspondiente (anexo VII.2), muestra una distribución anómala (como ocurrió para la conductividad y bicarbonatos), producto, igualmente, de la deficiente repartición areal de los puntos muestreados. Son reconocibles, al menos, dos familias de valores; la primera, comprendida entre 20 y 50 mg/l, agrupa al 48 % de los mismos, mientras que la segunda, de contenidos superiores

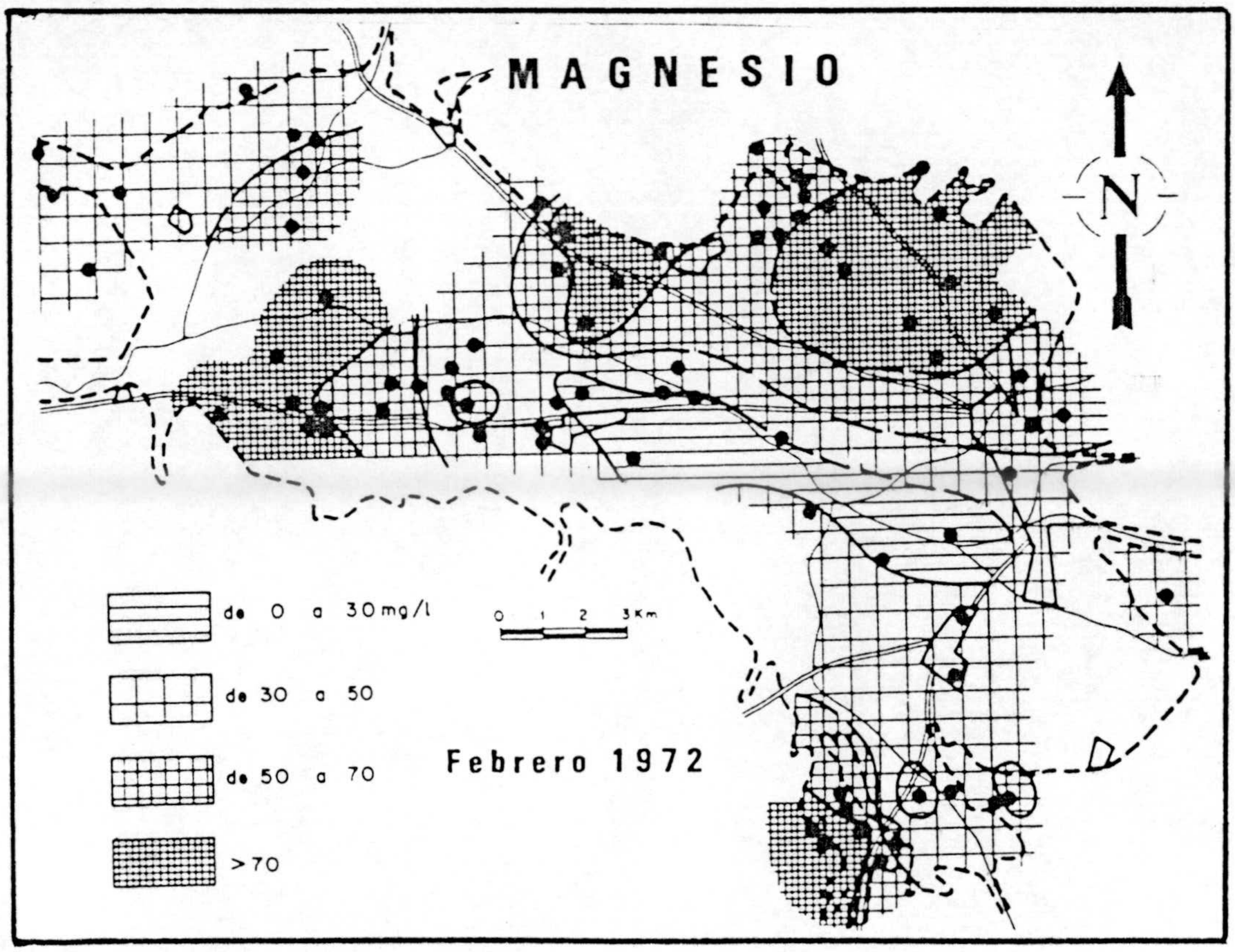


Figura 46.- Mapa de isocontenidos en ión magnesio para Febrero de 1972 (elaborado a partir de datos originales del IGME).

a 70 mg/l, posee una representatividad del 35 %. El intérvalo de clase (10 mg/l) más frecuente, es el de 30 a 40 mg/l, al cual pertenece un 23 % de la población.

Los valores extremos hallados fueron de: 10 (punto nº 6015) y 243 (punto nº 3040) mg/l. La media es de 63 mg/l (desviación típica de 40).

Según la distribución espacial de contenidos (figura 46), a partir de un área de mínima concentración (inferior a 30 mg/l), situada a lo largo del río Genil, entre El Zaidín y Armilla, los contenidos aumentan hacia los bordes y frente del acuífero, dando áreas de anomalía positiva (valores superiores a 70 mg/l) en el sector Nororiental, Oeste de Atarfe y Alhendín y en Aeropuerto-Romilla.

g) Iones sodio y potasio

Dado el carácter minoritario de estos iones, respecto de los anteriormente comentados, hemos obviado la representación de sus isocontenidos, que de forma aproximada debe de asimilarse (aunque naturalmente con valores diferentes) a la reflejada para los cloruros (figura 44), con los que, al menos, el sodio mantiene una alta correlación.

Los contenidos de ión sodio se encuentran agrupados en un 83 % de los casos entre 0 y 60 mg/l . El máximo de representatividad de un intervalo de clase (10 mg/l), lo posee el de 10 a 20 mg/l, con un 28 %.

Los valores extremos hallados fueron de: 7 (en seis puntos) y 621 (punto nº 3041) mg/l. La media es de 49 mg/l (desviación típica de 78).

Para el ión potasio, el diagrama de distribución de frecuencias correspondiente (anexo VII.2), da una distribución totalmente anómala,

que independientemente del motivo de una deficiente repartición areal de los puntos muestreados, aludida para algunas distribuciones anteriores (conductividad, bicarbonatos e ión magnesio), parece indicar, también, posibles errores analíticos. Toda la población se distribuye en cuatro intervalos de clases (1 mg/l), que son los comprendidos entre: 0 y 1, 3 y 4, 7 y 8, y 9 y 10 mg/l, siendo el primero de ellos el más representativo, ya que posee un peso del 56 % (debido al gran número de determinaciones con 0,0 mg/l de potasio).

Los valores extremos hallados fueron de: 0,0 (en 41 puntos) y 40,0 (puntos nº 6100 y 8006) mg/l. El valor medio es de 5,3 mg/l (desviación típica de 9,5).

h) Facies hidroquímicas

En la figura 47 se representan las facies hidroquímicas, establecidas según las concentraciones en meq/l de los aniones y cationes mayoritarios.

En dicha figura, los rayados verticales y horizontales indicarían, respectivamente, facies sulfatadas y bicarbonatadas, mientras que los trazados finos y gruesos, hacen referencia a facies magnésicas y cálcicas.

Son dominantes los rayados horizontales (facies bicarbonatadas), salvo en tres áreas principales, que corresponden a: sector Nororiental del acuífero, Sur de Sierra Elvira y Aeropuerto-Romilla, donde dominan las facies sulfatadas .

Igualmente, son mayoritarios los trazos gruesos (facies cálcicas), salvo en los sectores Nororiental del acuífero y central del río Genil, entre Ambroz y Santa Fe (donde son más abundantes las facies magnésicas).

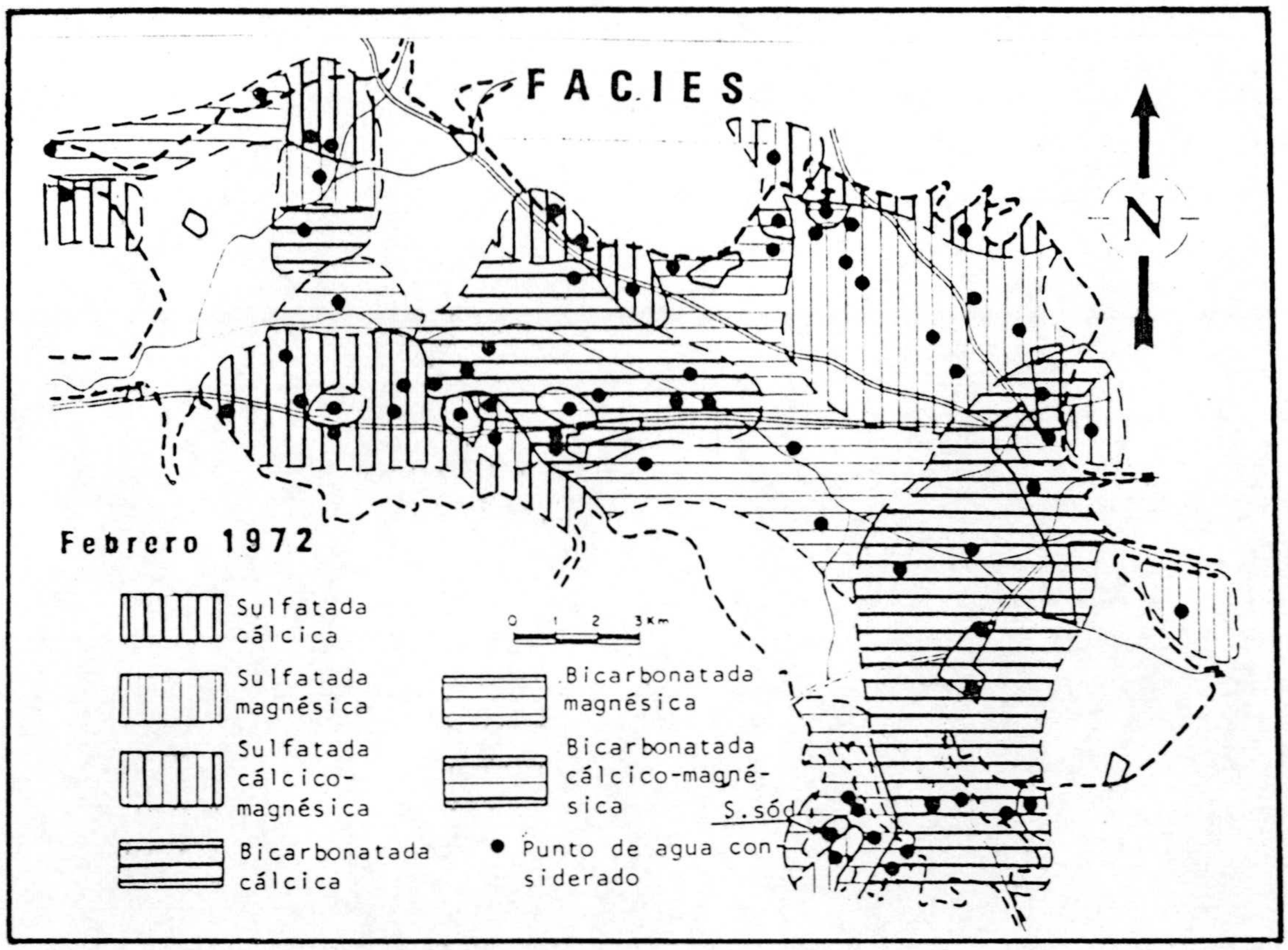


Figura 47.- Mapa de facies hidroquímicas para Febrero de 1972 (elaborado a partir de datos originales del IGME).

Una visión cuantitativa de lo expuesto queda reflejada en los porcentajes de representatividad por tipos de facies, los cuales se exponen a continuación:

- Facies bicarbonatadas	54 %
- " sulfatadas	45 %
- " bicarbonatadas-sulfatadas	1 %
- Facies cálcicas	54 %
- " magnésicas	38 %
- " cálcico-magnésicas	8 %

2.5. AÑO DE 1980 (NO_3^- y NO_2^-)

Hacemos referencia, en este epígrafe, a un muestreo hidroquímico espacial de 123 puntos (figura 48), en los que se determinaron, sola-

mente, los contenidos en nitratos y nitritos. A partir de ellos hemos elaborado los correspondientes mapas de isocontenidos (figuras 49 y 50), aunque no se ha dispuesto de la tabulación de valores analíticos, por lo que éstos han sido realizados a partir de un mapa (existente en el IGME), en el que figuraban los puntos analizados con colores indicativos de un código de contenidos. Desconocemos, asimismo, a pesar de las indagaciones realizadas, el mes en que fué realizado dicho muestreo.

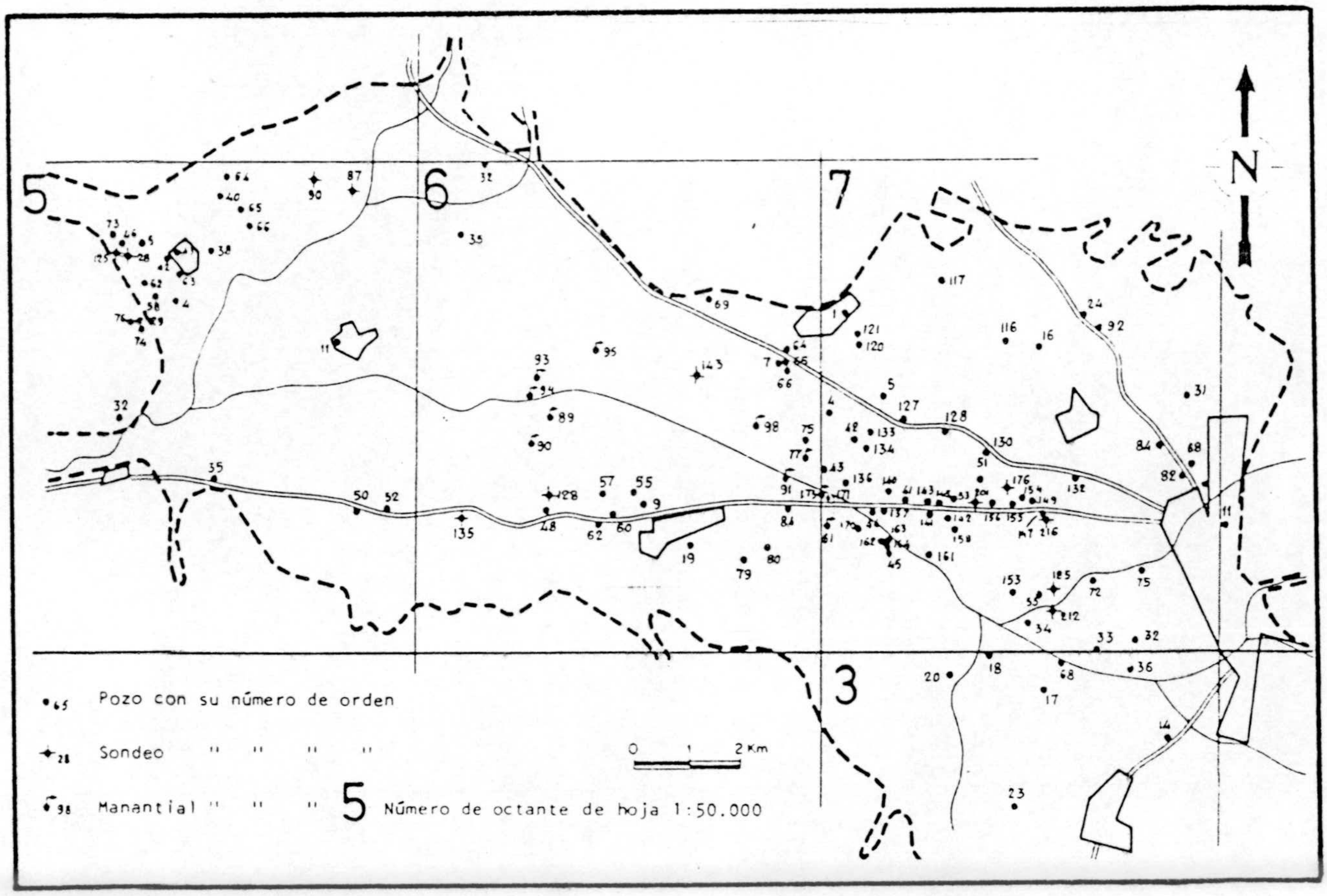


Figura 48.- Mapa de puntos de agua del muestreo analítico de nitratos y nitritos de 1980.

El interés del mismo, no obstante, es grande, ya que es único, por el número de determinaciones efectuadas de nitratos y nitritos, entre los realizados por el IGME. Este muestreo ha podido compararse, a grandes rasgos, con los obtenidos por nosotros para las fechas de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984 (epígrafe 6.3 del capítulo VI).

Siguiendo la misma norma para la confección de los mapas de isocontenidos ya comentados, éstos se representan según una leyenda de tramas, dentro de las cuales las más densas indicarían concentraciones mayores. Para el caso de determinaciones con límites de tolerabilidad, como es el caso de las que a continuación se discuten, las áreas que sobrepasan los mismos están puestas de manifiesto por tramado de cuadriculado denso (incluso relleno para los valores más altos).

a) Nitratos

En la figura 49 puede observarse la distribución de isocontenidos correspondiente. El tramado de impotabilidad se ha considerado a partir de 30 mg/l, que era el límite de tolerabilidad vigente cuando se efectuó este muestreo. Las áreas de mínima concentración

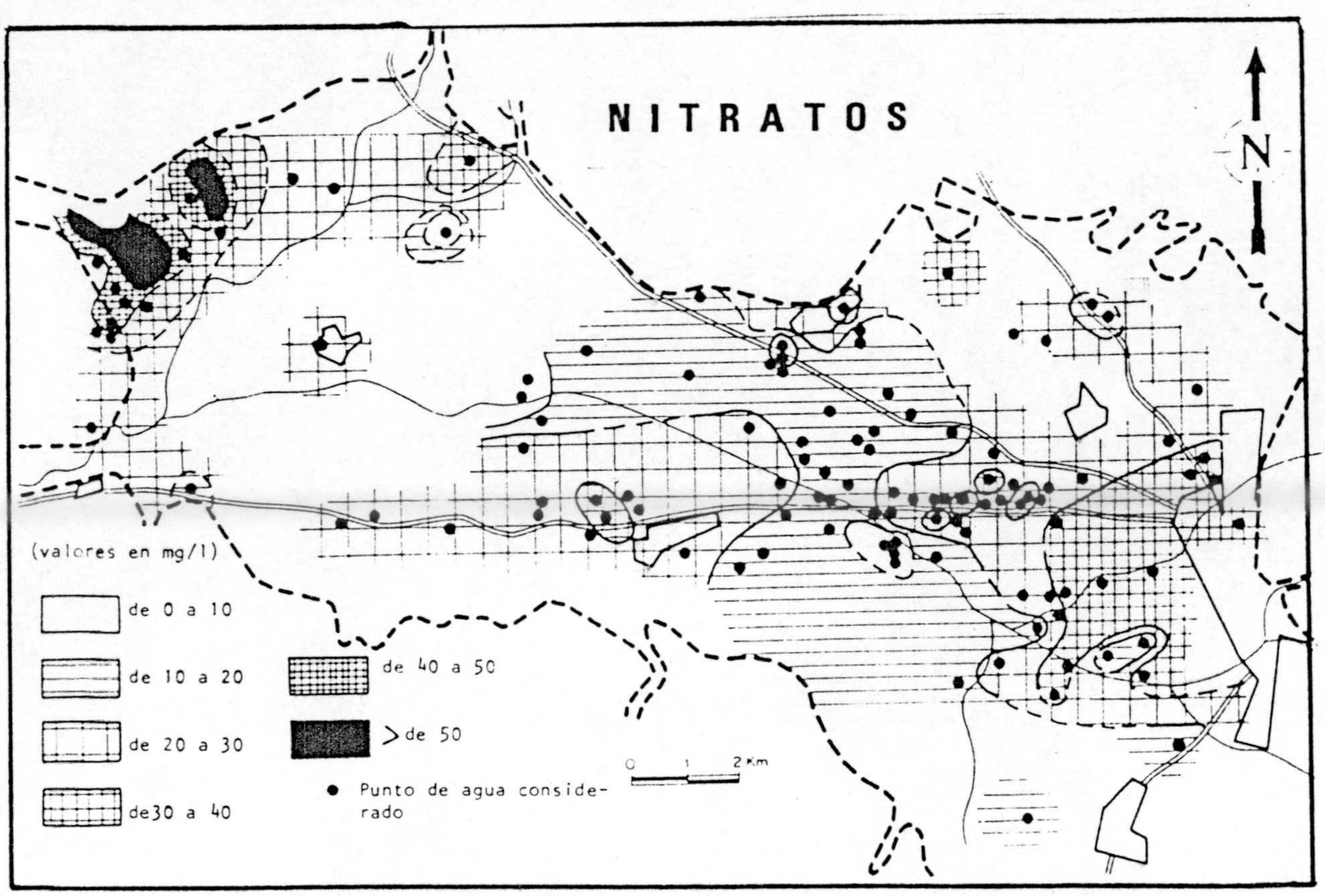


Figura 49.- Mapa de isocontenidos en nitratos. 1980 (realizado a partir de datos originales del IGME).

(inferior a 10 mg/l), son las de Armilla y la banda, Norte-Sur, comprendida entre Atarfe y Las Gabias. Por el contrario, los sectores anómalamente más concentrados (valores superiores a 30 mg/l), corresponden a los de: Oeste de Granada y Valderrubio-Escóznar-Zujaira. En este último es donde se encuentran los valores más altos (superiores a 50 mg/l).

En general, la distribución espacial de contenidos no sigue normas fijas, siendo éstas diferentes a las presentadas por el resto de los iones mayoritarios (comentadas para los muestreos anteriores de Junio de 1969 y Febrero de 1972).

b) Nitritos

Según el mapa de isocontenidos correspondiente, que se presenta

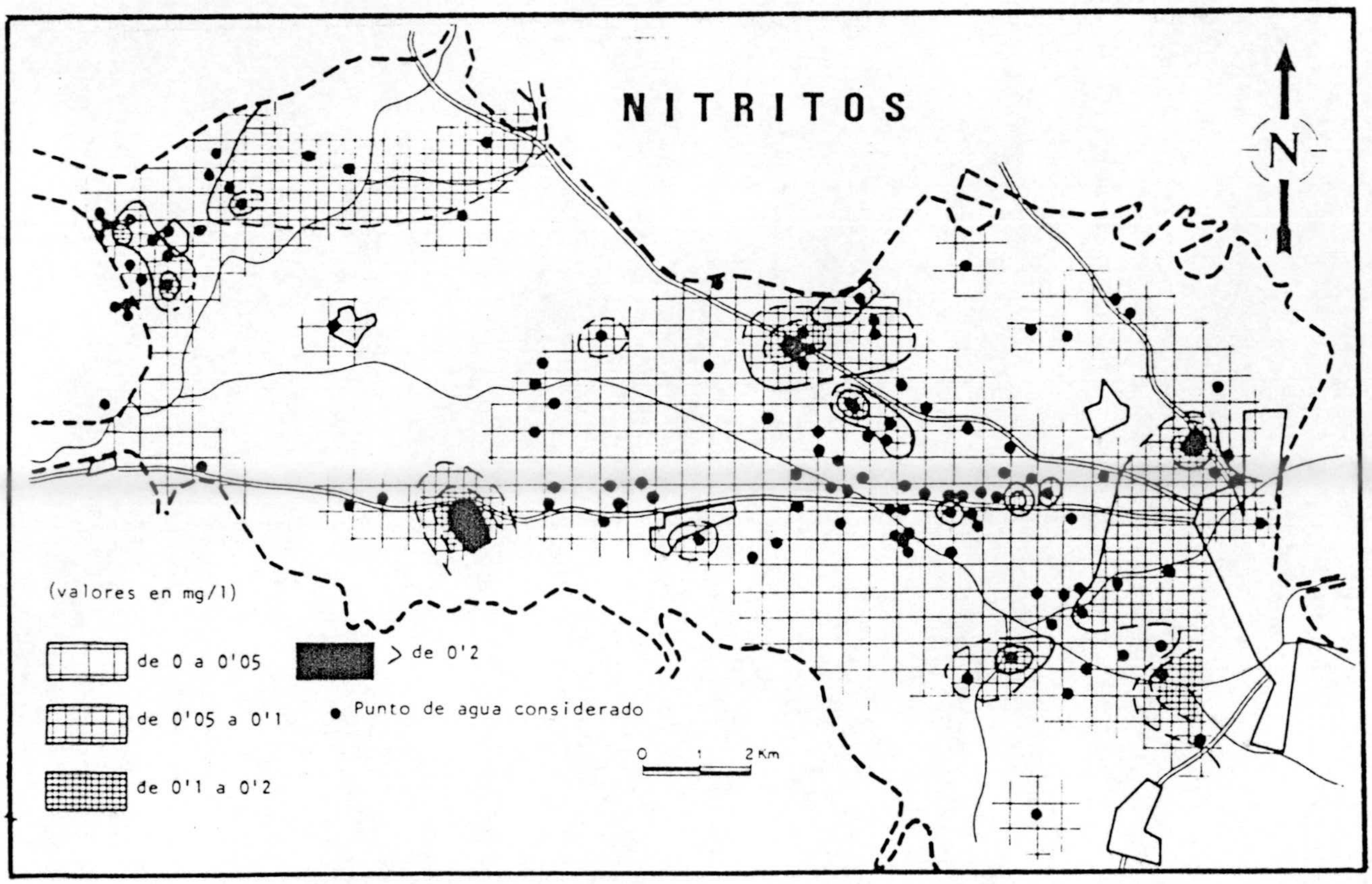


Figura 50.- Mapa de isocontenidos en nitritos. 1980 (realizado a partir de datos originales del IGME).

en la figura 50, la distribución areal es anárquica y responde, en general, a una gran superficie con ausencia de los mismos, salpicada por contaminaciones puntuales de escasa representatividad espacial. Las áreas donde se concentra mayor cantidad de puntos contaminados, corresponden a las de: borde Oeste de Granada, Sur de Atarfe y Aeropuerto, y Valderrubio-Pinos Puente. Dentro de las áreas citadas, con concentraciones superiores a 0,05 mg/l, sólo 10 puntos sobrepasan el límite de tolerabilidad, fijado en 0,1 mg/l por la Reglamentación española (lo que supone un 8 % del total).

2.6. JUNIO DE 1977 A SEPTIEMBRE DE 1982 (MUESTREOS DE CALIDAD DE PROYECTO DE GESTION Y CONSERVACION DE ACUIFEROS)

Desde Marzo de 1974, la labor analítica del IGME queda prácticamente paralizada hasta Junio de 1977. En esta fecha puede considerarse que comienza el muestreo hidroquímico "semestral" de una red de control de calidad, que abarca de 20 a 28 puntos de análisis, la cual se "institucionaliza" al amparo del Proyecto Nacional de Gestión y Conservación de Acuíferos. Desde entonces se realizan los muestreos de: Febrero y Septiembre de 1978, Abril de 1979, Enero, Mayo y Octubre de 1981 y Abril y Septiembre de 1982 (fecha hasta la que se ha actualizado la labor hidroquímica del IGME). Los valores analíticos de un posible muestreo realizado en el año de 1980, que son utilizados en el informe IGME, 1982, no pudieron ser localizados.

El número de muestras consideradas en cada uno de ellos, de 20 a 28, suficientes para suministrar una ligera idea de la distribución espacial y temporal del quimismo de las aguas del acuífero, es claramente insuficiente, dada su bajísima densidad, de 1 punto/10 km^2, para poder realizar mapas de isocontenidos. Asimismo, no son representativos los tratamientos de tipo matemático.

Los parámetros, determinados por el Laboratorio Agronómico Regional, corresponden a: conductividad (pH en algunos casos), cloruros,

sulfatos, bicarbonatos, sodio, potasio, calcio y magnesio. Para los muestreos de Junio de 1977 y Septiembre de 1982, los análisis, realizados por el Centro de Análisis de Aguas, S.A. (Murcia), son más completos e incluyen además, determinaciones como las de: DQO, nitratos, nitritos, boro, litio y anhídrido carbónico libre.

El valor científico, relativamente pobre, de los datos analíticos suministrados por estos muestreos, por las razones anteriormente expuestas, han motivado un tratamiento de los mismos más superficial que el realizado para los de Junio de 1969 y Febrero de 1972.

A partir de todos los resultados analíticos, recopilados para cada campaña (tablas), y de la situación espacial de los puntos de agua, a los que están referidos (figuras 51 a 59), se elaboraron, con el fin de plasmar de alguna forma la información analítica disponible en el espacio, unos mapas de "manchas" (no de isocontenidos). Estos hacen alusión, para cada muestreo, a la salinidad total (según conductividad) y al tipo de facies hidroquímicas.

Todos los mapas realizados, que están localizables en el anexo VII.1 (a excepción de los correspondientes a los muestreos de Junio de 1977 y Abril y Septiembre de 1982), dan muy poca información que complemente a la ya obtenida de los muestreos de Junio de 1969 y Febrero de 1972.

Si se accede a dicho anexo se verá que, para cada muestreo, como ya hemos anticipado, se presentan dos mapas, uno referido a la calidad del agua para riego (según la clasificación del USSLS, superior, y el otro al tipo de facies hidroquímicas, inferior).

El correspondiente a la calidad del agua para riego responde, realmente, a las distribuciones de salinidad total (en base a las determinaciones de conductividad), ya que el índice SAR (relación de absorción de sodio) es siempre del tipo 1. Para todos los mapas realizados, se intuye el mismo esquema de distribución de salinidades ade-

lantado ya para los muestreos de Junio de 1969 y Febrero de 1972. Con ello queremos aludir a salinidades mínimas (hasta 750 µmhos/cm) al Sur de Sierra Elvira y Oeste de Santa Fe.

Los mapas de facies, que a nivel local dan información aceptable, a nivel global ofrecen gran confusión, ya que se desconoce la relación de facies que liga a unas manchas con otras. En general se observa una aceptable correlación de éstas con las presentadas en el mapa correspondiente a Junio de 1969 (figura 37), en donde los que se comentan serían una composición, tipo "puzzle", incompleta del mismo. Puede decirse que, para las áreas cubiertas, las facies dominantes son bicarbonatadas y cálcicas.

Con referencia al estudio de la evolución temporal del quimismo, aspecto sobre el que, en base a la "a priori" periodicidad semestral de los muestreos desde Junio de 1977, podría obtenerse la mayor cantidad y calidad de información de los datos analíticos suministrados, considero que la misma está suficientemente explotada en el informe, titulado "Efectos de la sequía en la evolución de las aguas del acuífero aluvial de La Vega de Granada" (IGME, 1982), en el que se analiza la variación del quimismo desde Junio de 1977 hasta Abril de 1982 (en base a 9 datos analíticos temporales), que compara con la piezometría para el mismo periodo.

Las primeras conclusiones obtenidas en dicho informe, relativas a la evolución del quimismo (para el periodo referido), son las siguientes:

- En conjunto se advierte un incremento de los sulfatos, cloruros y del ión magnesio, aunque con las naturales fluctuaciones temporales, siendo además, según las mismas, los más variables.

- Por el contrario, los iones de calcio y sodio y los bicarbonatos, permanecen aceptablemente constantes, sufriendo, también, las ya mencionadas variaciones temporales.

JUNIO 1977 (IGME)

NO	IGME	CL⁻	SO4⁼	CO3H⁻	NO3⁻	NA⁺	K⁺	CA⁺⁺	MG⁺⁺	PH	TEMP	COND	DQO	NO2⁻	B
1	5046	46	99	150	58.0	25	2.0	111	33	7.1	***	850	2.2	0.00	0.75
2	5052	39	1565	117	43.0	56	4.0	348	103	7.1	***	3910	1.8	0.00	1.28
3	5117	18	94	156	13.0	9	2.0	98	33	7.2	***	680	2.9	0.10	1.01
4	6077	32	196	183	24.0	20	4.0	111	49	7.0	***	1030	1.6	0.02	0.00
5	6089	32	115	198	13.0	17	2.0	115	45	7.1	***	870	1.7	0.00	0.95
6	6090	28	108	171	20.0	14	2.0	110	37	7.1	***	820	1.5	0.00	0.03
7	6098	28	162	174	22.0	16	2.0	110	50	7.1	***	920	2.4	1.16	0.25
8	6114	32	169	165	17.0	19	1.0	92	57	7.4	***	900	2.2	0.01	1.01
9	6128	43	215	198	24.0	21	4.0	157	47	7.2	***	1140	1.6	0.00	0.48
10	6135	795	1331	126	19.0	540	12.0	412	126	7.0	***	5370	3.2	0.01	3.25
11	6143	25	162	159	21.0	13	2.0	94	54	7.3	***	850	1.6	0.00	2.51
12	6144	28	111	159	22.0	19	2.0	97	38	7.4	***	800	1.8	0.03	0.52
13	6151	238	717	159	8.0	128	10.0	268	94	7.0	***	2440	3.3	0.03	1.02
14	7176	35	210	207	40.0	21	2.0	115	76	7.1	***	1130	2.5	0.00	1.51
15	7178	32	432	207	19.0	19	2.0	165	99	7.0	***	1540	2.1	0.05	0.95
16	7180	35	151	198	42.0	17	2.0	96	72	7.3	***	1000	1.9	0.04	1.02
17	7185	35	203	183	39.0	30	8.0	110	58	7.1	***	1080	2.6	0.15	1.37
18	7195	39	392	213	30.0	23	2.0	162	96	7.0	***	1540	2.6	0.04	0.95
19	8006	18	77	177	24.0	7	2.0	82	49	7.2	***	700	2.9	0.00	0.75
20	3009	18	64	177	22.0	4	1.0	78	49	7.2	***	640	1.7	0.16	0.00
21	3014	14	130	192	15.0	10	1.0	116	43	7.1	***	760	1.8	0.23	1.01
22	3037	11	37	111	2.0	4	1.0	62	19	7.5	***	400	1.7	0.00	0.00
23	3068	28	39	174	13.0	13	2.0	90	35	7.2	***	680	2.2	0.21	0.53
24	3070	14	68	156	22.0	6	1.0	85	35	7.1	***	560	2.6	1.48	0.49
25	3112	18	55	126	12.0	6	1.0	72	25	7.3	***	480	1.8	0.00	0.00
26	3119	14	55	117	11.0	5	1.0	70	25	7.6	***	440	1.2	0.00	1.02
27	4019	11	14	180	9.0	15	1.0	57	39	7.4	***	330	1.7	0.07	0.52
28	4021	14	65	141	8.0	8	1.0	82	25	7.2	***	570	1.8	0.03	0.52

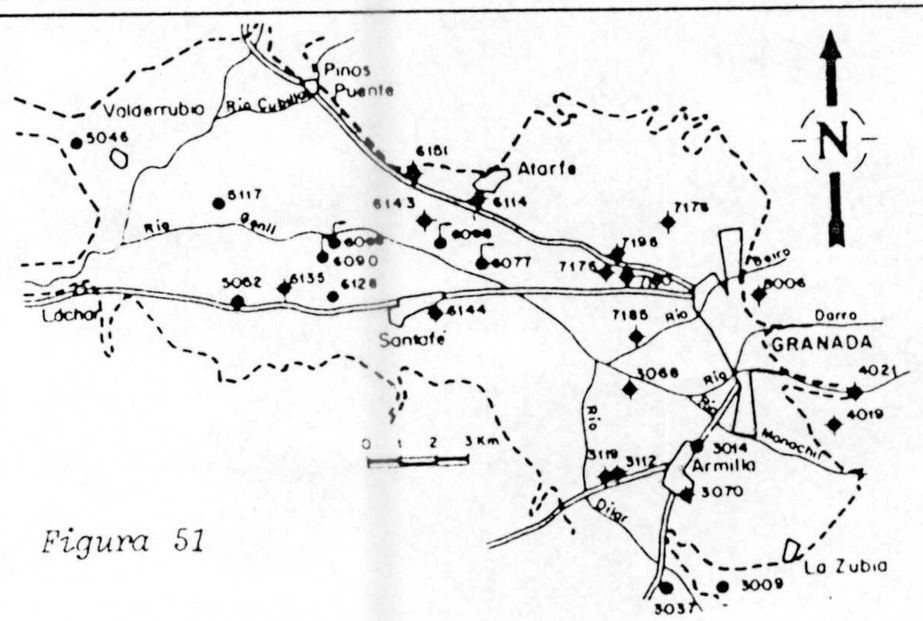


Figura 51

FEBRERO 1978 (IGME)

NO	IGME	CL⁻	SO4⁼	CO3H⁻	NA⁺	K⁺	CA⁺⁺	MG⁺⁺	PH	COND	FAC.
1	5046	71	115	323	30	3.9	96	39	8.6	800	B.C.
2	5052	53	1474	262	58	3.9	430	139	8.5	2400	S.C.
3	5117	18	125	293	9	3.9	62	49	8.4	700	B.M.
4	6077	36	158	397	25	3.9	106	53	8.6	900	B.C.
5	6089	53	134	354	18	3.9	102	45	8.5	800	B.C.
6	6090	36	134	397	16	3.9	104	40	8.3	800	B.C.
7	6098	53	173	323	16	3.9	90	50	8.6	800	B.C.
8	6114	28	182	323	21	3.9	70	64	8.7	800	B.M.
9	6128	36	216	323	23	3.9	118	51	8.4	900	B.C.
10	6135	849	1291	244	591	7.8	270	162	8.5	4200	S.S.
11	6143	36	168	323	12	3.9	88	53	8.7	700	B.C-M.
12	6144	18	211	336	18	3.9	84	53	8.1	700	B.M.
13	6151	408	989	275	221	7.8	276	143	8.6	2700	S.C.
14	7176	53	240	427	23	3.9	98	80	8.6	1000	B.M.
15	7178	36	480	366	23	3.9	140	103	8.4	1300	S.M.
16	7180	64	182	384	21	3.9	80	83	8.6	1000	B.M.
17	7180	64	173	354	18	3.9	86	73	8.7	900	B.M.
18	7185	46	216	305	32	7.8	90	62	8.5	900	B.M.
19	7195	53	336	397	25	3.9	132	94	8.4	1200	S.M.
20	8006	18	96	354	7	3.9	64	47	8.7	700	B.M.
21	3009	18	139	323	5	3.9	78	52	8.2	700	B.M.
22	3068	18	168	293	16	3.9	82	38	8.0	700	B.C.
23	3070	18	115	262	7	3.9	74	38	8.6	600	B.C.
24	3112	18	96	214	7	3.9	62	24	8.2	500	B.C.
25	3119	18	91	214	7	3.9	58	24	8.2	500	B.C.
26	4019	18	53	323	18	3.9	40	41	8.4	500	B.M.
27	4021	18	115	336	7	3.9	80	49	8.2	500	B.C-M.

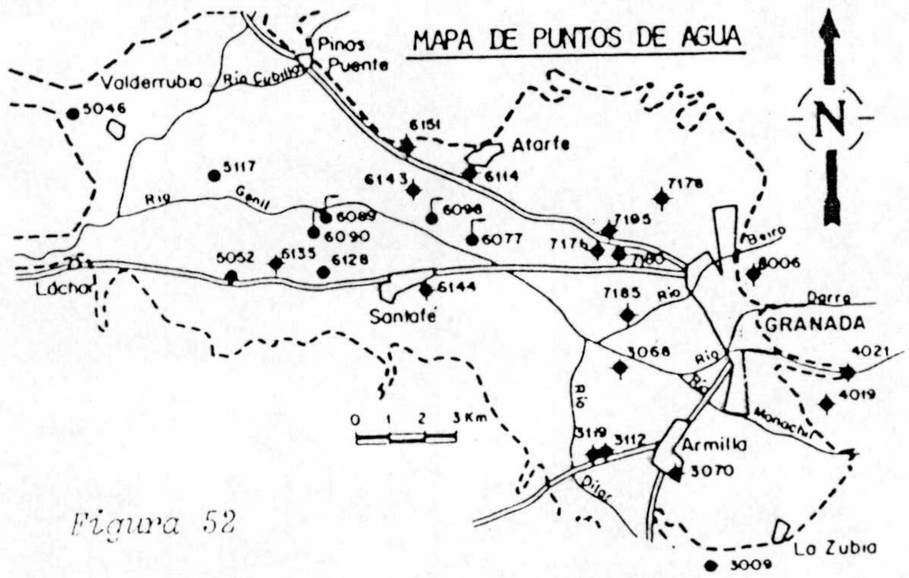


Figura 52

SEPTIEMBRE 1978 (IGME)

NO	IGME	Cl^-	$SO_4^=$	CO_3H^-	Na^+	K^+	Ca^{++}	Mg^{++}	PH	COND	FAC.
1	5046	157	130	159	11	3.9	78	45	8.0	1000	S.B.C.
2	5052	53	1258	140	78	3.9	270	163	7.9	2700	S.C.M.
3	5117	36	149	232	12	3.9	86	43	8.4	600	B.C.
4	6077	53	192	201	23	3.9	76	46	8.4	1000	S.C-M.
5	6089	46	158	153	18	3.9	64	41	8.3	900	413
6	6090	53	221	171	21	3.9	76	44	8.2	900	S.C.
7	6098	36	226	201	16	3.9	80	62	8.3	800	S.M.
8	6114	36	173	262	18	3.9	70	53	8.4	700	B.M.
9	6128	46	298	171	25	3.9	106	53	8.1	900	S.C.
10	6135	763	1013	140	430	7.8	190	191	8.1	4200	C.S.
11	6143	53	178	189	37	3.9	76	44	8.5	700	S.C.
12	6151	266	782	183	120	7.8	214	131	8.1	2300	S.M.C.
13	7176	60	278	214	23	3.9	110	62	8.3	1100	S.C.
14	7178	46	283	201	21	3.9	100	47	8.2	1200	S.C.
15	7180	53	221	201	18	3.9	76	63	8.4	900	S.M.
16	7185	36	240	214	18	3.9	66	55	8.4	800	S.M.
17	7195	64	365	201	25	3.9	132	53	8.2	1100	S.C.
18	8006	46	149	183	14	3.9	62	44	8.5	600	S.B.M.
19	3037	7	101	153	5	3.9	54	15	8.3	400	B.C.
20	3068	36	125	214	16	3.9	60	30	8.3	600	B.C.
21	3070	7	144	214	7	3.9	58	33	8.3	500	B.C.
22	3112	14	110	183	7	3.9	54	21	8.4	400	B.C.
23	4019	18	91	262	14	3.9	48	32	8.4	500	B.M.
24	4021	18	96	165	7	3.9	52	18	8.4	400	B.C.

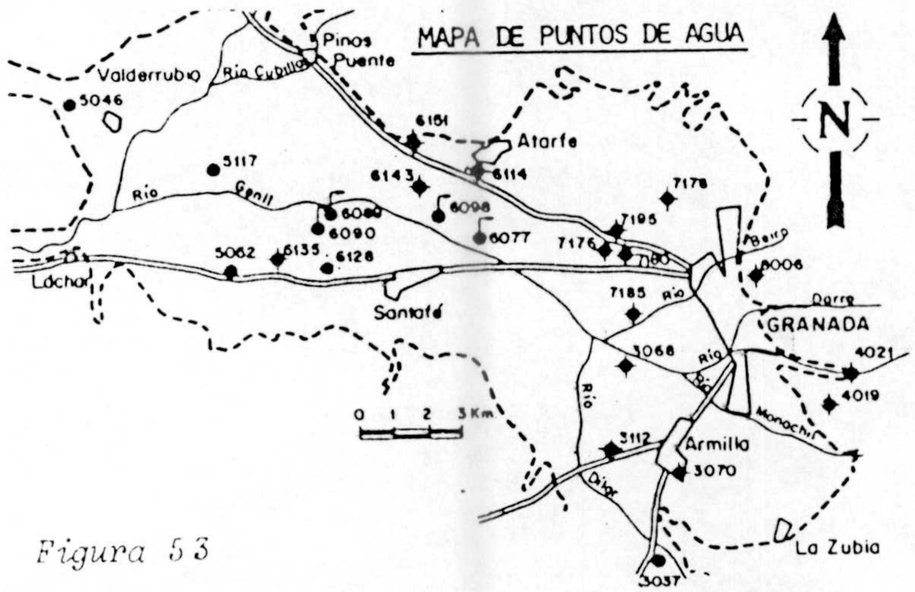


Figura 53

ABRIL 1979 (IGME)

NO	IGME	Cl^-	$SO_4^=$	CO_3H^-	Na^+	K^+	Ca^{++}	Mg^{++}	PH	COND	FAC.
1	5046	60	134	238	35	3.9	80	40	8.0	900	B.C.
2	5052	71	1440	183	55	3.9	428	129	8.1	2700	S.C.
3	5117	7	77	378	9	3.9	72	41	8.1	700	B.C.
4	6077	36	226	354	25	3.9	92	63	7.4	1000	B.M.
5	6089	36	154	323	21	3.9	80	52	7.4	900	B.M.
6	6090	36	202	305	21	3.9	96	53	7.4	1000	B.C.
7	6098	36	206	250	18	3.9	82	50	7.8	800	S.C-M.
8	6114	21	154	244	14	3.9	70	47	8.2	700	B.M.
9	6128	36	259	317	28	3.9	120	51	7.8	1100	S.C.
10	6135	781	1104	214	520	7.8	292	134	8.0	4300	S.S.
11	6143	53	165	275	14	3.9	68	61	7.5	900	B.M.
12	6151	284	758	256	150	7.8	224	118	7.9	2400	S.C.
13	7176	39	230	366	25	3.9	84	79	7.1	1000	B.M.
14	7178	53	470	366	23	3.9	148	100	7.3	1400	S.M.
15	7185	32	158	366	30	7.8	88	53	8.1	1000	B.C-M.
16	7195	53	378	366	35	3.9	104	107	7.3	1400	S.M.
17	8006	28	110	305	7	3.9	64	51	8.1	700	B.M.
18	3009	18	120	124	7	3.9	56	46	8.1	600	B.M.
19	3037	28	58	232	7	3.9	54	24	8.1	500	B.C.
20	3068	25	149	256	16	3.9	68	41	7.5	800	B.C-M.
21	3112	25	96	201	7	3.9	54	32	7.7	600	B.C.M.
22	3119	18	173	214	7	3.9	98	34	7.7	600	S.B.C.
23	4019	18	34	262	16	3.9	40	38	8.3	500	B.M.
24	4021	18	86	232	7	3.9	58	39	7.9	600	B.M.

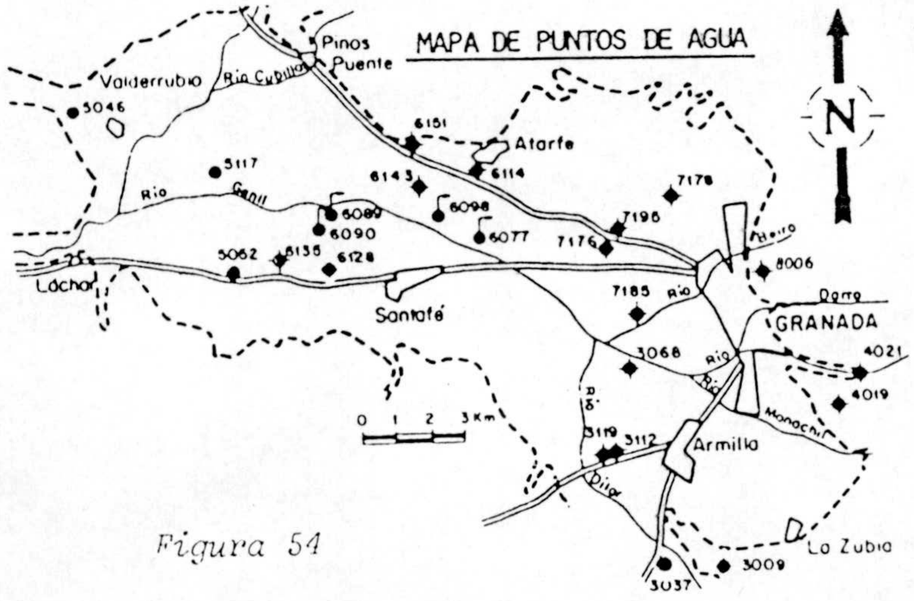


Figura 54

ENERO 1981 (IGME)

NO	IGME	CL⁻	SO4⁼	CO3H⁻	NA⁺	K⁺	CA⁺⁺	MG⁺⁺	PH	COND	FAC.
1	5046	53	134	275	5	3.9	102	34	8.1	800	B.C.
2	5117	36	149	311	9	3.9	82	46	8.4	700	B.C.
3	6077	36	128	384	21	3.9	98	55	8.2	900	B.C.
4	6089	18	187	305	21	3.9	94	38	8.1	700	B.C.
5	6090	36	178	366	23	3.9	116	44	7.7	900	B.C.
6	6098	18	322	244	25	3.9	84	62	8.4	900	S.M.
7	6114	53	206	305	23	***	66	74	8.4	900	B.M.
8	6128	107	245	366	41	3.9	190	408	8.0	1400	B.C.
9	6143	36	192	305	16	3.9	86	53	7.8	800	B.M.C.
10	6151	231	629	323	104	7.8	224	97	8.1	2200	S.C.
11	7176	46	264	397	23	3.9	104	79	8.2	1100	B.M.
12	7178	36	422	305	2	27.4	100	108	8.1	1200	S.M.
13	7185	36	173	323	35	7.8	94	45	8.2	900	B.C.
14	3014	28	178	293	21	3.9	106	45	8.1	800	B.C.
15	3037	18	67	232	7	***	58	28	8.0	500	B.C.
16	3068	46	144	287	2	3.9	100	41	8.1	800	B.C.
17	3112	18	86	275	9	***	68	39	8.4	600	B.C.
18	3119	18	178	214	9	***	82	32	8.2	700	S.C.
19	4019	36	67	256	16	***	48	40	8.0	600	B.M.

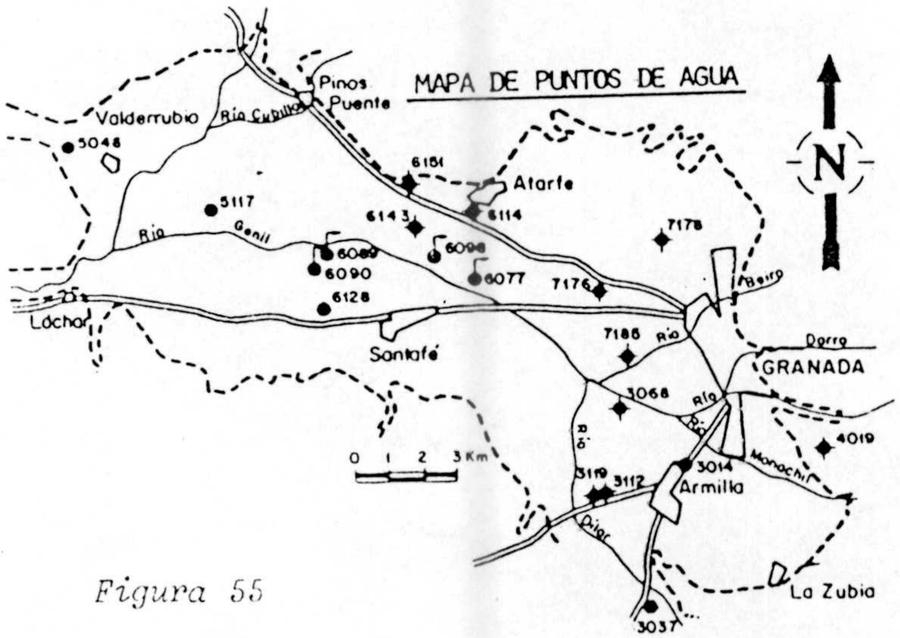


Figura 55

MAYO 1981 (IGME)

NO	IGME	CL⁻	SO4⁼	CO3H⁻	NA⁺	K⁺	CA⁺⁺	MG⁺⁺	PH	COND	FAC.
1	5046	64	106	293	32	0.0	106	34	7.8	1100	B.C.
2	5117	46	192	305	14	0.0	96	56	7.8	900	B.C.
3	6035	195	600	336	110	3.9	198	102	7.8	2400	S.C.
4	6077	53	187	366	32	3.9	104	51	7.8	1100	B.C.
5	6089	36	125	336	12	0.0	100	38	8.7	900	B.C.
6	6090	46	187	336	23	3.9	116	45	7.6	1100	B.C.
7	6098	28	187	305	16	3.9	102	44	7.6	1000	B.C.
8	6112	355	1378	232	281	3.9	390	128	7.7	4000	S.C.
9	6114	36	197	336	21	0.0	100	52	7.6	1100	B.C.
10	6128	82	365	263	44	3.9	160	55	7.7	1500	S.C.
11	6143	36	178	336	14	3.9	90	62	7.8	1000	B.M.
12	6151	355	917	275	209	7.8	234	142	7.4	3200	S.C-M.
13	7176	64	235	336	28	0.0	88	74	7.9	1200	B.M.
14	7178	36	451	323	23	3.9	122	95	7.8	1400	S.M.
15	7185	43	187	397	78	7.8	106	44	7.6	1100	B.C.
16	3009	36	101	305	7	0.0	76	49	8.2	800	B.M.
17	3014	36	130	223	14	0.0	92	45	7.9	900	B.C.
18	3112	18	96	214	7	0.0	66	39	7.9	600	B.C.M.
19	3141	25	72	213	7	0.0	56	23	8.1	500	B.C.
20	4001	14	110	49	2	0.0	40	18	8.2	400	S.C.
21	4019	28	120	250	21	0.0	66	40	8.1	600	B.C-M.
22	4021	28	86	183	7	0.0	66	21	7.8	600	B.C.

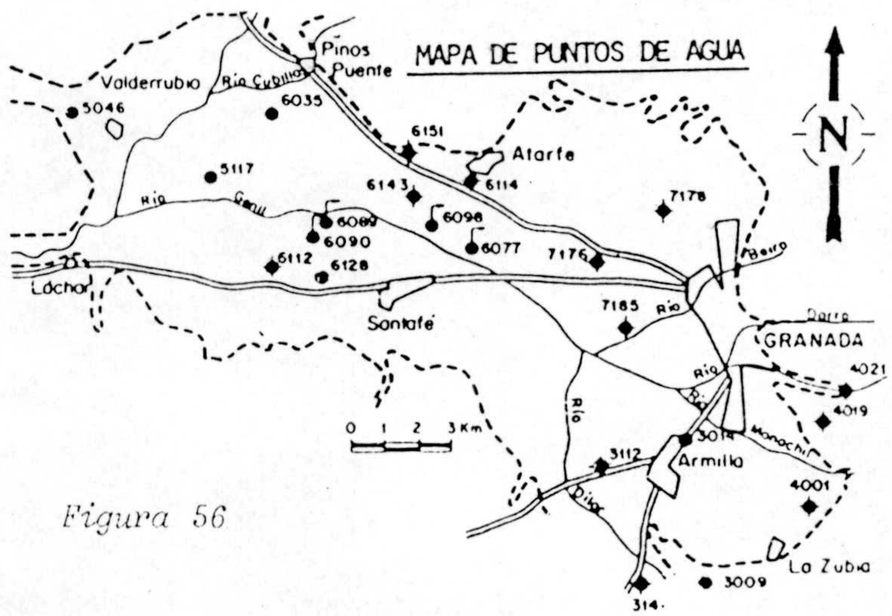


Figura 56

OCTUBRE 1981 (IGME)

NO	IGME	Cl^-	$SO_4^=$	CO_3H^-	Na^+	K^+	Ca^{++}	Mg^{++}	PH	COND	FAC.
1	5046	64	130	244	32	3.9	74	35	7.8	800	B.C.
2	5117	28	130	305	9	0.0	86	41	8.3	700	B.C.
3	6035	117	715	384	101	3.9	242	97	8.2	2200	S.C.
4	6077	26	168	305	25	3.9	82	49	8.2	900	B.C.M.
5	6089	36	48	305	16	0.0	88	30	8.0	800	B.C.
6	6090	46	216	244	21	3.9	100	39	7.7	800	S.C.
7	6098	46	230	305	18	0.0	92	62	7.8	800	B.M.
8	6112	89	1368	275	94	3.9	452	97	7.6	2600	S.C.
9	6114	64	250	293	30	***	66	72	8.2	1100	S.M.
10	6128	124	437	366	69	3.9	218	60	8.0	1600	S.C.
11	6143	46	235	336	14	3.9	102	75	8.0	800	B.M.
12	6151	444	1147	244	281	11.7	344	126	7.9	3300	S.C.
13	7176	64	254	336	25	3.9	128	49	7.9	1000	B.C.
14	7178	33	442	305	21	3.9	136	90	7.9	1300	S.M.
15	7185	46	221	232	39	7.8	100	37	7.8	900	S.C.
16	3009	28	110	323	5	0.0	80	43	8.2	700	B.C.
17	3014	18	134	323	9	0.0	68	41	8.1	700	B.C-M.
18	3112	18	38	305	7	0.0	86	21	8.2	500	B.C.
19	3119	36	58	262	7	0.0	82	23	7.9	600	B.C.
20	3141	28	96	244	16	0.0	72	22	8.1	500	B.C.
21	4001	18	72	244	5	0.0	52	35	8.3	500	B.M.
22	4019	18	149	183	3	0.0	66	38	8.1	500	S.B.C.
23	4021	28	48	354	7	0.0	92	29	8.3	600	B.C.

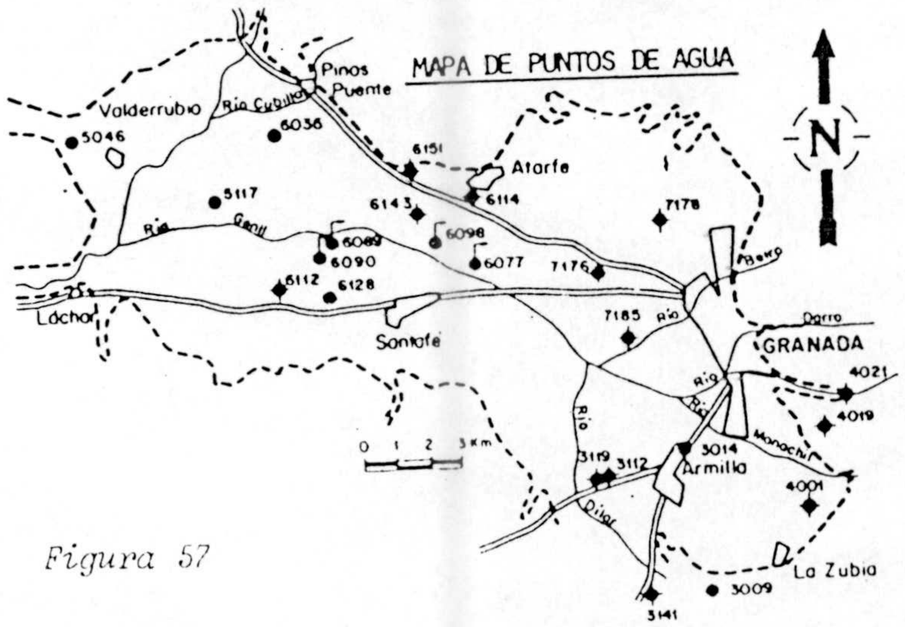


Figura 57

ABRIL 1982 (IGME)

NO	IGME	Cl^-	$SO_4^=$	CO_3H^-	Na^+	K^+	Ca^{++}	Mg^{++}	PH	COND	FAC.
1	5046	71	111	323	32	19.6	90	56	7.8	900	B.M.C.
2	5117	18	111	305	12	0.0	78	44	8.2	700	B.C.
3	6035	53	591	305	117	7.8	166	65	8.1	1800	S.C.
4	6077	43	144	305	28	3.9	84	61	7.8	900	B.M.
5	6089	36	87	323	21	3.9	78	34	8.0	700	B.C.
6	6090	46	250	146	21	3.9	102	38	7.3	800	S.C.
7	6098	11	163	354	18	0.0	102	40	7.9	900	B.C.
8	6112	496	1129	214	400	3.9	279	107	7.8	3500	S.C.
9	6114	35	197	336	16	0.0	100	50	8.1	1000	B.C.
10	6128	89	331	384	39	3.9	182	51	7.6	1300	S.C.
11	6143	36	202	244	16	3.9	94	49	7.6	700	S.C.
12	6151	195	903	262	120	7.8	279	106	7.5	2400	S.C.
13	7178	36	408	397	28	3.9	140	90	7.8	1300	S.M.
14	7185	53	202	323	35	7.8	94	47	7.9	900	B.C.
15	3009	18	197	195	5	0.0	70	46	7.6	700	S.M.
16	3014	35	144	323	14	0.0	100	40	8.1	800	B.C.
17	3112	28	130	122	7	0.0	74	17	8.1	500	S.C.
18	3119	18	106	244	9	0.0	72	32	8.1	600	B.C.
19	3141	28	130	122	7	0.0	64	24	8.2	500	S.C.
20	4001	18	43	275	5	0.0	48	35	8.1	500	B.M.
21	4019	18	72	311	12	0.0	60	37	8.0	500	B.C-M.
22	4021	18	82	183	7	0.0	74	24	7.9	500	B.C.

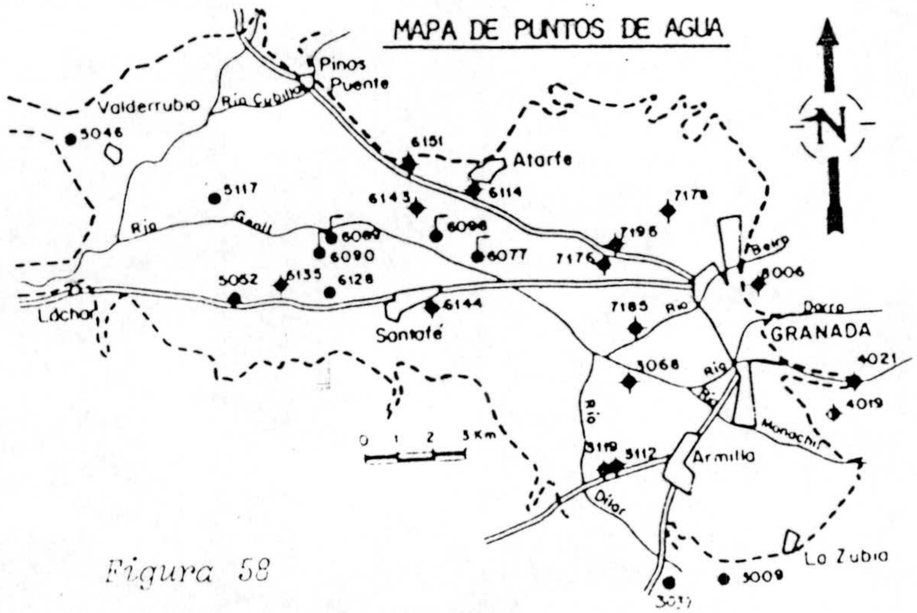


Figura 58

SEPTIEMBRE 1982 (IGME)

NO	IGME	Cl^-	$SO_4^{=}$	CO_3H^-	NO_3^-	Na^+	K^+	Ca^{++}	Mg^{++}	PH	TEMP	COND	Li^+	NO_2^-	CO_2
1	5046	57	188	330	96.0	35	2.0	112	61	7.8	****	966	0.0	0.00	9.20
2	5117	21	178	342	20.0	11	1.4	108	46	7.9	****	690	0.0	0.30	6.80
3	6035	191	672	354	48.0	120	4.8	233	122	7.9	****	1958	0.8	0.20	7.00
4	6077	50	256	427	56.0	30	4.7	112	85	7.7	****	1035	0.4	0.10	15.10
5	6089	36	200	427	3.0	20	1.9	108	68	7.8	****	966	0.2	0.30	10.70
6	6090	36	211	354	39.0	19	2.1	96	68	7.8	****	805	0.2	0.00	9.90
7	6098	36	249	391	40.0	21	2.3	112	90	7.8	****	966	0.2	0.20	9.80
8	6114	64	356	464	37.0	57	1.7	120	112	7.8	****	1208	0.4	0.20	11.60
9	6128	135	563	403	46.0	80	3.6	220	112	7.6	****	1318	0.6	0.00	16.00
10	6143	28	270	342	37.0	16	1.9	120	68	7.8	****	906	0.2	0.00	8.50
11	6147	454	1116	269	50.0	394	6.9	200	187	7.7	****	3185	1.4	0.00	8.50
12	7176	50	293	427	56.0	31	1.5	112	95	7.8	****	999	0.2	0.00	10.70
13	7178	36	563	427	36.0	28	2.1	140	134	7.8	****	1260	0.4	0.10	10.70
14	7185	36	263	427	0.0	36	5.5	128	61	8.0	****	966	0.4	0.20	6.70
15	2013	14	101	281	20.0	7	3.0	76	39	8.0	****	500	0.0	0.00	5.00
16	3009	21	183	366	40.0	6	3.0	88	63	8.0	****	725	0.0	0.20	5.80
17	3014	21	148	293	31.0	9	1.0	88	46	8.1	****	587	0.0	0.10	3.60
18	3112	14	117	256	26.0	7	9.0	60	46	8.0	****	509	0.0	0.00	4.00
19	3119	14	139	281	25.0	8	1.2	80	44	7.9	****	547	0.0	0.50	5.60
20	4001	14	68	269	40.0	5	1.5	60	46	7.8	****	467	0.0	0.10	6.70
21	4019	14	51	342	14.0	15	1.0	60	49	8.1	****	537	0.0	0.00	4.80

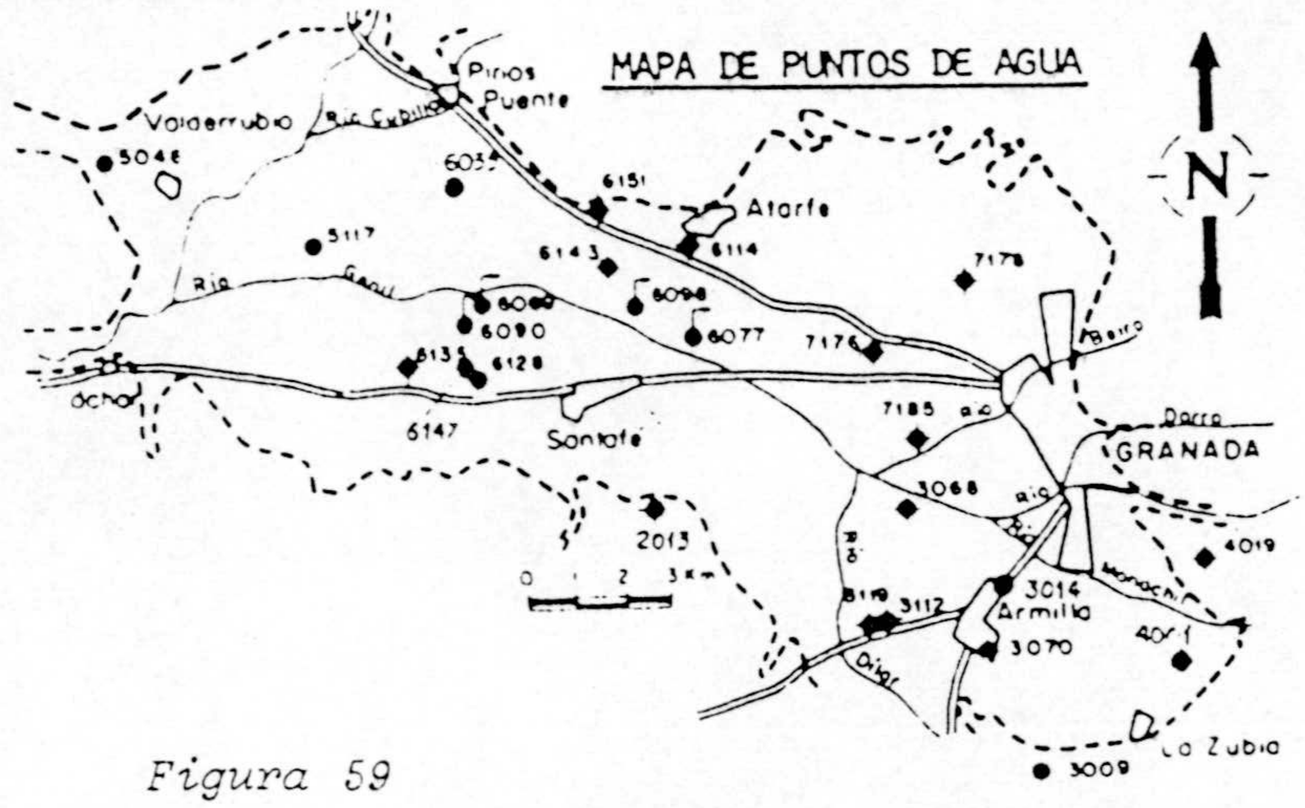


Figura 59

- Asimismo, es manifiesta la relación del quimismo de las aguas con la piezometría, relación que se confirma por la alta correlación existente entre salinidad total y piezometría, según sus representaciones acumuladas.

En el apartado 1 del capítulo VII, donde se aborda el tema del funcionamiento hidrogeológico como condicionante del quimismo de las aguas del acuífero, tendremos ocasión de volver a tocar aspectos relacionados con la evolución hidroquímica temporal.

3. CONFEDERACION HIDROGRAFICA Y COMISARIA DE AGUAS DEL GUADALQUIVIR (GRANADA)

La información recopilada de la Confederación, ha sido la relativa a la infraestructura de obras de saneamiento previstas para la ciudad de Granada. Esta es utilizada en el epígrafe 4.2 del capítulo VI, que hace referencia a las aguas residuales urbanas de la ciudad de Granada, junto a la que nos fué suministrada por la empresa EMASAGRA y por el Excmo. Ayuntamiento de Granada.

De este Organismo obtuvimos, también, los datos de aportación anual a La Vega de Granada, correspondientes a los canales de abastecimiento y riego de Cacín y Albolote. Otro aspecto interesante del que recabamos su información, fué del referente a la dotación habitual de riego y efectividad del mismo para La Vega de Granada, a fin de poseer elementos de juicio acerca de las posibles afecciones salinas producidas en el acuífero, por el retorno de las aguas de regadío ("return-flow").

De la Comisaría nuestro interés principal radicó en conocer la labor desarrollada referente a policía de calidad de los cauces superficiales y efluentes en La Vega de Granada. A este respecto he de decir que, aunque fué escasa la información recopilada relativa al quimismo de los cauces de superficie, fueron muy positivas las ideas re-

cogidas sobre los principales focos de contaminación, fundamentalmente de tipo industrial, existentes en La Vega de Granada. Asimismo, nos fué expuesta la labor de policía de calidad de las aguas (superficiales), que dicho Organismo tiene encomendada, la cual quizás sea interesante referir muy someramente, puesto que no va a ser tratada en ningún punto posterior.

La información hidroquímica de superficie es obtenida a partir de una red de calidad ("COCA") que abarca a 40 puntos para toda la Cuenca del Guadalquivir (número de muestras muy insuficiente), de los que mensualmente se determinan los parámetros de: oxígeno disuelto, DQO (al dicromato), DBO_5, pH, conductividad, sólidos en suspensión y temperatura. Con carácter cuatrimestral, se realiza un análisis exhaustivo, con determinación de 41 parámetros físico-químico-biológicos, los cuales pueden observarse en el cuadro 11. Esta red sólo incluye, dentro del entorno de La Vega de Granada, a dos puntos de control, que son los del río Genil, a la entrada de Granada y río Cubillas, en el embalse del mismo nombre.

Durante la campaña del alpechín son controlados, además, los ríos más afectados por sus vertidos, a partir de determinaciones específicas, como son las de: DQO, DBO_5, K..., en los que no están incluidos ninguno de los que acceden a La Vega de Granada. Finalmente, tiene encomendada también la vigilancia de los efluentes industriales, sobre los que realizan, cuando se estima oportuno, los análisis correspondientes. En La Vega de Granada son controlados algunos efluentes industriales, a partir de cuyos resultados obtuvimos una interesante exposición de los principales focos de contaminación industrial (epígrafe 5.2 del capítulo VI).

Por último, y ya sin referencia directa a los aspectos hidroquímicos, nos fueron facilitados, por este Organismo, los listados originales de los aforos correspondientes a los últimos ocho años de los ríos: Genil (en Pinos Genil y puente Tocón), Monachil (en Diéchar), Dílar (en La Espartera) y Velillos (en Pinos Puente).

MINISTERIO OBRAS PUBLICAS Y URBANISMO
COMISARIA DE AGUAS DEL GUADALQUIVIR
SEVILLA

	ESTACION	100	040	045	088	046	047
	DIA	26	26	26	27	26	27
	MES	OCT	OCT	OCT	OCT	OCT	OCT
	A O	1981	1981	1981	1981	1981	1981
PARAMETRO	UNIDADES						
CAUDAL	M3/S	0,01	0,09	6,52	1,44	0,09	0,34
TEMPERATURA AGUA	GRADOS CENT	19,0	20,0	16,0	12,0	20,0	16,0
TEMPERATURA AMBIEN.	GRADOS CENT	20,0	21,0	19,0	6,0	25,0	18,0
ASPECTO	*	4	2	2	1	2	3
OXIGENO DISUELTO	MG/L O2	0,0	9,5	6,5	8,1	9,4	3,7
OXIGENO DISUELTO	% I.SAT	0,0	103,3	65,7	74,3	102,1	37,4
MATERIAS SUSPENSION	MG/L	164	21	165	14	7	22
SOLIDOS DISUELTOS	MG/L	657	543	1194	399	1357	1343
PH	-	7,6	8,2	7,8	7,9	7,8	7,5
DUREZA TOTAL	MG/L CO3CA2	208,0	394,0	672,0	252,0	613,0	509,9
DUREZA PERMANENTE	MG/L CO3CA2	0,0	217,6	380,4	74,4	254,4	328,9
CONDUCTIVIDAD 25 C.	MICROMHOS/CM	938	775	1713	571	1938	1948
D.Q.O. (PERMAN.)	MG/L O2	58,0	5,2	14,0	3,2	4,4	8,4
D.B.O. 5	MG/L O2	129,8	2,9	5,7	0,9	2,3	4,7
COLIFORMES TOTALES.	COL/100 ML	700E+03	136	46139	355	53	19875
CLORUROS	MG/L CL	63,8	38,9	220,1	88,3	354,5	320,1
SULFATOS	MG/L SO4	112,6	199,0	306,0	24,5	204,4	286,4
SILICE	MG/L SIO2	14,3	9,7	12,8	6,2	2,3	4,3
CARBONATOS	MG/L CO3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
BICARBONATOS	MG/L CO3H	335,5	215,2	355,7	192,3	193,5	220,8
FOSFATOS	MG/L PO4	5,70	0,01	0,65	0,15	0,01	0,49
ALCALINIDAD	MG/L CO3CA2	275,0	176,4	291,6	157,6	158,6	181,0
CALCIO	MG/L CA	32,4	70,4	154,0	66,0	89,6	125,6
MAGNESIO	MG/L MG	30,9	49,3	69,7	16,3	46,1	47,8
SODIO	MG/L NA	118,0	24,5	114,0	39,0	220,0	216,0
POTASIO	MG/L K	15,2	3,7	12,4	1,9	8,4	9,2
AMONIACO	MG/L NH3	7,22	0,16	1,75	0,09	0,08	0,14
NITRITOS	MG/L NO2	0,129	0,067	1,035	0,098	0,535	0,525
NITRATOS	MG/L NO3	1,6	1,7	9,5	0,6	0,2	1,2
DETERGENTES	MG/L LAS	12,40	0,04	0,18	0,06	0,04	0,10
ACEITES Y GRASAS	MG/L	35	5	4	4	6	1
CIANUROS	MG/L CN	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
FENOLES	MG/L C6H5OH	0,039	0,014	0,010	0,013	0,006	0,022
FLUORUROS	MG/L F	0,89	0,80	1,20	0,50	0,65	0,69
ARSENICO	MG/L AS	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
CADMIO	MG/L CD	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000	0,001
COBRE	MG/L CU	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
CROMO VI	MG/L CR	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01
HIERRO	MG/L FE	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2
MANGANESO	MG/L MN	0,03	0,01	0,05	0,01	0,02	0,10
MERCURIO	MG/L HG	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PLOMO	MG/L PB	0,02	0,02	0,03	0,00	0,01	0,02
CINC	MG/L ZN	0,2	0,0	0,1	0,2	0,2	0,1

Cuadro 11.- Determinaciones físico-químico-biológicas realizadas, para los análisis completos, por la Comisaría de Aguas del Guadalquivir.

(Nota.- Agradecemos la atención prestada a los ingenieros Sres. RIERA, de la C.H.G. y ALVAREZ, de la C.A.G.).

4. COLEGIO FARMACEUTICO Y CONSEJERIA DE SANIDAD Y CONSUMO (GRANADA)

La información suministrada, por estos dos Entes oficiales, ha estado muy indirectamente relacionada (aspectos de calidad y potabilidad microbiológicas) con los objetivos principales de la investigación abordada. Básicamente, a partir de ella hemos pretendido cubrir el hueco de información referente a los carácteres microbiológicos

de las aguas de La Vega de Granada, y de sus consecuencias sanitarias en la población abastecida con las mismas.

En general puede decirse que, con independencia de otros, es el colectivo de farmacéuticos rurales el encargado de las tomas de muestras de aguas, que establece la ley (BOE del 29 de Junio de 1982), cuyos análisis son realizados por el Colegio Farmacéutico. De esta forma el Colegio (y la Consejería de Sanidad y Consumo) dispone de una ingente cantidad de análisis físico-químico-biológicos, cuya periodicidad, para un mismo abastecimiento, depende de su número de habitantes, pudiendo ser desde uno mensual hasta uno diario, para poblaciones de menos de 2.000 a más de 20.000 habitantes, respectivamente. En el epígrafe 2.1.4 del capítulo VII, se hace referencia a 323 análisis microbiológicos realizados, a lo largo de un año, para las aguas (superficiales y subterráneas) de La Vega de Granada.

Desde otro punto de vista, son las autoridades sanitarias locales (médicos titulares generalmente), las encargadas de declarar, a la Consejería de Sanidad y Consumo, toda una serie de cuadros clínicos epidémicos, muchos de ellos ligados a un origen fecohídrico directo o indirecto. Esta información, recogida gracias a la normativa nacional de enfermedades de declaración obligatoria, es de gran interés, y ha conseguido correlacionar la potabilidad microbiológica, con las afecciones epidémicas de origen hídrico, lo que permite ejercer un adecuado control sobre: la contaminación orgánica de las aguas de abastecimiento, la efectividad de los tratamientos de potabilización y la incidencia del consumo de aguas no sometidas a los procesos de potabilización y vigilancia. No obstante, en La Vega de Granada esta información está especialmente falseada por la alta incidencia de afecciones de este tipo ligadas al consumo de hortalizas regadas con aguas residuales urbanas.

En el epígrafe 2.1.4 del capítulo VII, se hace un rápido comentario a la incidencia que tuvieron algunas enfermedades fecohídricas, como la fiebre tifoidea y paratifoidea y la disentería bacilar, en la población de La Vega de Granada, para el mismo año a que hace referencia la estadística de potabilidad microbiológica, ya comentada.

5. UNIVERSIDAD DE GRANADA

En el presente apartado está sintetizada una amplia labor de recopilación, que interesó a diez Departamentos universitarios, pertenecientes a las Facultades de Ciencias, Farmacia y Medicina.

Como fué nuestro propósito, y ya expusimos al principio de este capítulo, no se ha entrado en la consideración detallada de la investigación recopilada, relegándonos a su cita, temática abordada y, en su caso, a los epígrafes donde la misma fué utilizada, bien de forma directa o indirecta.

5.1. FACULTAD DE CIENCIAS

a) Departamento de Hidrogeología

Aparte de ser el Departamento desde el que se ha realizado la presente investigación, y en el que se ha contado con el principal apoyo de:documentación, campo, gabinete y laboratorio, algunas de las investigaciones hidrogeológicas e hidroquímicas realizadas en el mismo resultaron ser, también, de interés práctico. Así, la caracterización hidroquímica de los sistemas acuíferos colindantes con el de La Vega de Granada (apartado 2 del capítulo III), fué obtenida a partir de investigaciones hidrogeológicas realizadas por este Departamento.

Mención aparte merece la aportación hidroquímica, relativa a las aguas del extremo occidental de Sierra Nevada, de PULIDO-BOSCH (1979), la cual se halla sintetizada en un trabajo posterior, AGUILAR et al. (1980), que fué considerado para conocer el quimismo del agua de los ríos Genil, Monachil y Dílar, y el correspondiente a la de los acuíferos alpujárrides colindantes con la Depresión de Granada.

b) Departamento de Ecología

Dos investigaciones de este Departamento han tocado, muy indirectamente, el quimismo del gran colectivo de las aguas presentes en La Vega de Granada y su entorno inmediato. Estas corresponden a las Tesis de ROPERO (1981; de Licenciatura) y de CANTERAS (1981; Doctoral), las cuales estudian las aguas de los ríos Genil, Aguas Blancas, Monachil, Dílar y Cubillas (antes del embalse). El sistema de muestreo seguido y algunos de los puntos de control utilizados por ROPERO, para los ríos Genil y Monachil, son incorporados a la presente investigación (epígrafes 4.3.1 y 4.3.2 del capítulo VI).

Con la sonda "Hydrolab 4041" de este Departamento, se realizaron, además, todas las medidas de conductividad. Igualmente, la técnica analítica seguida para la determinación de los fosfatos nos fué facilitada por el mismo.

(La colaboración mantenida resultó posible gracias a la amable atención de los profesores Sres. CRUZ y MONTES, a los que manifestamos nuestro más profundo agradecimiento).

c) Departamento de Microbiología

Fué escasa la información directa que pudimos obtener de este Departamento, aunque su magnífica biblioteca nos permitió acceder a algunas investigaciones de interés, que no habíamos podido localizar, incluso en los propios Departamentos donde fueron realizadas (ARREBOLA, 1971 y PEREZ MIRANDA, 1967).

Resultó interesante la información aportada por KALEAS (de un trabajo en realización), sobre las características físico-químicas de los residuos líquidos de la empresa UNIASA (epígrafe 5.2 del capítulo VI).

(Agradecemos la atención prestada al profesor Sr. EXTREMERA y al tesinando Sr. KALEAS).

d) Departamento de Química Técnica

La experiencia en química industrial, de algunos de sus miembros, fué utilizada para recabar información sobre los distintos tipos de contaminación, que potencialmente podrían estarse dando en La Vega de Granada, atendiendo a la tipología de las principales industrias ubicadas en la misma. Asimismo, nos fué facilitada documentación bibliográfica referente a estadística industrial en La Vega de Granada, aditivos, procesos de fabricación, tipos de residuos generados, depuración, etc.

(Agradecemos la atención prestada a los profesores Sres. HERNAIZ y PADIAL).

e) Departamento de Química Analítica

Fué a uno de los primeros que nos dirigimos, dadas sus potenciales competencias en temas de analítica de aguas. Sin embargo, por no ser ésta, en la actualidad, una de sus líneas de actuación, fueron inexistentes las investigaciones prácticas recopiladas. No obstante, a él recurrimos, dentro de la Facultad de Ciencias, cuando tuvimos algún problema de falta de reactivos y material, preparación de productos, etc. Asimismo, hicimos uso de uno de sus potenciómetros, "Crison", dotado de los electrodos correspondientes, para realizar alguna de las determinaciones del potencial rédox, en las aguas residuales urbanas.

(Agradecemos la atención y colaboración prestada por dicho Departamento, en la persona del profesor Sr. VILCHEZ).

5.2. FACULTAD DE FARMACIA

a) Departamento de Bromatología, Toxicología y Análisis Químico

Fueron varias las investigaciones de interés aplicado que pudimos consultar en dicho Departamento. Estas correspondieron a las Tesis de MUROS (1983), GALLEGO (1984) y GARCIA-VILLANOVA (en realización), que tratan los temas de los nitratos y yoduros en Maracena, los elementos metálicos en algunas aguas de abastecimiento público y las "Salmonellas" en La Vega de Granada, respectivamente. Algunos aspectos de las mismas, fueron utilizados y aplicados en los epígrafes 2.3.4 del capítulo VI y 2.1.4 del capítulo VII.

Muy enriquecedora, también, resultó ser la transmisión de conocimientos básicos sobre la toxicología de los constituyentes analizados. También fué interesante el contraste de técnicas analíticas empleadas, y, concretamente, el que surgió para la determinación de los nitratos.

(Agradecemos la atención prestada a las profesoras OLEA y GARCIA-VILLANOVA).

b) Departamento de Edafología y Geología

Aunque una de las líneas actuales de investigación de este Departamento es la de la caracterización físico-química de las aguas, y más específicamente de las termo-minero-medicinales, por lo que fué visitado, no obtuvimos del mismo ninguna investigación hidroquímica aplicada al entorno de La Vega de Granada. No obstante, fué útil el intercambio de "recetas" analíticas, y experiencia hidroquímica en general, que recibimos de la profesora SAURA, encargada de los estudios de aguas, dentro de este Departamento. Ella fué quien, además, nos dió la primera pista sobre las termas de Romilla.

c) Departamento de Química Inorgánica

De su propia relación de investigaciones realizadas, y de la documentada biblioteca de que dispone este Departamento, sólo pudimos seleccionar el trabajo de WOOD (1976), referido a los contenidos en fluor de las aguas de Granada, el cual resultó ser de aplicación inmediata a un escueto apartado de la presente investigación (epígrafe 2.3.1 del capítulo VI).

5.3. FACULTAD DE MEDICINA

a) Departamento de Microbiología y Medicina preventiva

Una de las líneas de investigación de este Departamento, es la del estudio de las características microbiológicas de las aguas y de sus consecuencias sanitarias derivadas.

De la recopilación bibliográfica realizada, fueron de interés las investigaciones de: ORTEGA (1982) y CAMPOS et al. (1983), referentes a estudios sobre la caries dental y fiebre tifoidea en el área considerada.

Asimismo, fué puesta a nuestra disposición una amplia documentación bibliográfica, referida a los aspectos sanitarios del agua. De esta forma, resultó de gran utilidad, para el complemento de algunos aspectos de esta investigación (epígrafes 2.1.2, 2.1.3 y 2.1.4 del capítulo VII), la consulta de la monografía de PUMAROLA et al. (1983).

Por último, hemos de agradecer a los profesores de este Departamento, Sres: GALVEZ, RODRIGUEZ y ESPIGARES, la dedicación prestada en dar adecuada solución a las preguntas, que recogidas en un amplio cuestionario, les hicimos llegar, las cuales trataron sobre diversas dudas relacionadas, con la calidad microbiológica de las aguas, y con la situación hidro-sanitaria en La Vega de Granada.

b) Departamento de Medicina Legal

A la consulta de personal de este Departamento hubo de recurrirse para dar contestación a toda una serie de cuestiones referidas a la diferente toxicología de los constituyentes metálicos y traza contenidos habitualmente en el agua. Con el criterio profesional del mismo, y a partir de condicionamientos geoquímicos y analíticos, se seleccionó la relación de constituyentes más interesantes a analizar (apartado 4.4 del capítulo V).

(Agradecemos la información suministrada a la profesora VALENZUELA).

6. UNIVERSIDAD DE SEVILLA

6.1. ESCUELA TECNICA SUPERIOR DE INGENIEROS INDUSTRIALES. DEPARTAMENTO DE QUIMICA BASICA Y APLICADA

Quizás pueda sorprender la inclusión de la Universidad de Sevilla, representada por este Departamento de Química, en el presente capítulo, dedicado a la recopilación de información y antecedentes. Sin embargo, su consideración está sobradamente justificada, si se tiene en cuenta que ha sido desde el mismo y bajo la dirección de su Catedrático, D. Ignacio GRACIA MANARILLO, a quién tanto debo, desde donde se ha llevado a cabo, la mayor parte de la labor analítica, base incuestionable de la calidad de los resultados obtenidos en el presente trabajo de investigación.

La labor analítica acometida, con utilización de todo el material instrumental y de reactivos necesario, ha sido dirigida con el apoyo de la experiencia hidro-analítica de todos los miembros de este Departamento y, en particular, de los Catedráticos GRACIA y MARTIN, los cuales han sido directores de varias Tesis Doctorales de analítica de aguas.

La mayor parte de las técnicas de análisis fueron puestas a punto en la Tesis Doctoral de GOMEZ (1984), dirigida por I. GRACIA MANARILLO. A este respecto, fué valiosa también la aportación del profesor USERO. Las determinaciones que requirieron del uso de la espectrofotometría de absorción atómica, realizadas en un moderno PERKIN ELMER 2.280, fueron dirigidas por el profesor TERNERO.

También es obligado expresar mi agradecimiento a los maestros químicos, María Luïsa, Juán, Jesús y Pedro, por su ayuda en la preparación de reactivos y de suministro de material.

Por último, el depósito bibliográfico del Departamento, con abundantes referencias a estudios de analítica y contaminación de aguas, fué utilizado, sobre todo, para la documentación relativa a la geoquímica de los constituyentes minoritarios y trazas.

7. CONSEJO SUPERIOR DE INVESTIGACIONES CIENTIFICAS (CSIC)

7.1. ESTACION EXPERIMENTAL DEL ZAIDIN. U.E.I de QUIMICA AGRICOLA

Por referencias bibliográficas conocíamos de la actividad de la Unidad de Química Agrícola, de la Estación Experimental del Zaidín, en el campo de la analítica de algunos tipos de aguas de La Vega de Granada. Después de mantener el oportuno contacto con el profesor de investigación Dr. ESTEBAN VELASCO, principal promotor de estos estudios, pudimos recopilar cuatro trabajos de investigación que resultaron ser, posteriormente, de aplicación directa a ciertos apartados de esta Tesis Doctoral. Los trabajos citados corresponden a los de: ESTEBAN y BOVEE MEIJN (1971), LOES VAN ENGERS et al. (1972), AGUILAR et al. (1973) y GALLARDO LARA et al. (1982), los cuales tratan de aspectos relacionados con las aguas residuales urbanas e industriales, y con los procesos de nitrificación en La Vega de Granada. Parte de la información recopilada, fué aplicada en el tratamiento de los temas abordados en los epígrafes 4.2, 5.2 y 6.1 del capítulo VI.

Asimismo, y dentro de una línea de investigación abierta recientemente, fué interesantísima la información suministrada acerca de los efectos, sobre todo agrícolas, derivados del regadío con aguas contaminadas por detergentes (los cuales se están estudiando en la acequia Gorda del Genil).

7.2. INSTITUTO DE PARASITOLOGIA "LOPEZ NEYRA"

A este centro de investigación, cuya línea de trabajo, en analítica de aguas, corresponde, fundamentalmente, a la determinación de pesticidas, se debe el estudio de los mismos en las aguas del acuífero de La Vega de Granada, el cual constituyó la Tesis Doctoral de ACUÑA (1981), de cuya síntesis posterior surgió la publicación de ACUÑA et al. (1981), la cual fué ampliamente utilizada en el epígrafe 6.3 del capítulo VI.

Puestos en contacto con el profesor de investigación Dr. MONTEOLIVA, director de la Tesis anteriormente citada, nos informó de la existencia de otra Tesis Doctoral, de la que también era director, referida al tema de los pesticidas en las aguas de superficie de la provincia de Granada (VACAS, 1984). Igualmente nos fué facilitada documentación de otros trabajos, entre los que cabe destacar el de MONTEOLIVA (1981), sobre la contaminación por plaguicidas en las aguas de bebida de la provincia de Granada.

8. EMPRESAS

8.1. EMPRESA MUNICIPAL DE ABASTECIMIENTO Y SANEAMIENTO, S.A. (EMASAGRA)

La visita a esta empresa fué obligada, al menos por cuatro motivos, derivados de sus competencias en los temas de: depuración, con-

trol analítico, abastecimiento y saneamiento de las aguas de la ciudad de Granada.

La información suministrada sobre su abastecimiento, que en la actualidad se resuelve con la derivación de un caudal medio de 1.200 l/s, fué valiosa para evaluar el porcentaje de infiltración medio de las aguas del río Genil (fuente principal del mismo). Asimismo, el origen del suministro (río Genil y/o Aguas Blancas y/o embalse de Quéntar), por estaciones, fué suficiente para interpretar correctamente los controles analíticos, tan dispares, que procedentes de las "aguas potables" fueron recopilados de los realizados diariamente, tanto por la propia EMASAGRA, como por la empresa Cervezas Alhambra, S.A.

La documentación recibida de la red de saneamiento, referente a situación y densidades de población afectadas, para cada uno de los principales emisarios existentes, junto a la suministrada por el Exmo. Ayuntamiento de Granada (Delegación de Urbanismo), y Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, fué decisiva para el establecimiento de la red de control de calidad, más idónea, de las aguas residuales urbanas (figura 66), cuyos resultados analíticos han dado lugar a la exposición monográfica que, sobre las mismas, se hace en el apartado 4 del capítulo VI. Independientemente, con la información recopilada sobre las aguas residuales de la ciudad de Granada se elaboró el epígrafe 4.2 del capítulo VI.

Por último, la revisión del material hidroquímico, derivado de la labor analítica desarrollada por esta empresa, resultó ser de poco interés, ya que aparte de tratarse de un control de aguas de superficie, este era, frecuentemente, realizado después de los tratamientos de depuración. La labor analítica llevada a cabo hasta Abril de 1984, responde, en cuanto a determinación de parámetros, número de muestras y localización y periodicidad de las mismas, a lo expresado en las tablas analíticas expuestas en los cuadros 12 a y b.

EMASAGRA, S. A.

PARTE DIARIO DE CALIDAD DEL AGUA

PROCEDENCIA DEL AGUA	DETERMINACIONES							
	TEMP. °C	TURB. p.p.m. SiO_2	COLOR p.p.m. Pt	pH	AMON. p.p.m.	NITR.	CONDUCTIV. MS/cm.	CLORO RESIDUAL p.p.m.
LANCHA DE CENES	<5	<5	<5	8.0	0	0	--	1.5
CARRETERA DE LA SIERRA	--	<5	<5	8.2	0	0	--	0.6
CONEJERAS	--	--	--	--	--	--	--	--
SONDEO S. PANZA	--	--	--	--	--	--	--	--
SONDEO VERGELES	--	--	--	--	--	--	--	--
VERGELES Y DIVINA INFANTITA	--	--	--	--	--	--	--	--
ZAIDIN	--	<5	<5	8.1	0	0	--	1.0
CAMINO DE RONDA	--	<5	<5	8.1	0	0	--	1.3
LA CHANA	--	<5	<5	8.1	0	0	--	1.2
BOBADILLA	--	--	--	--	--	--	--	--
CERRILLO DE MARACENA	--	--	--	--	--	--	--	--
POLIGONO CARTUJA	--	<5	<5	8.1	0	0	--	1.0
DPTO. CARTUJA 1	--	--	--	--	--	--	--	--
DPTO. CARTUJA 2	--	--	--	--	--	--	--	--
DPTO. CARTUJA 3	--	--	--	--	--	--	--	--
DPTO. EL FARGUE	--	<7	<5	8.2	0	0	--	0.7
ALBAICIN	--	<5	<5	8.1	0	0	--	1.4
CENTRO	--	<5	<5	8.1	0	0	--	1.3
DPTO. MARTIRES	--	--	--	--	--	--	--	--
REALEJO	--	≤5	≤5	8.0	0	0	--	1.4
FARGUE BAJO	--	<7	<5	8.2	0	0	--	0.2

EMPRESA MUNICIPAL
DE
ABASTECIMIENTO Y SANEAMIENTO
DE GRANADA, S. A.

	DEPURADORA			FARGUE	
	Entrada QUENTAR	Entrada PINOS AGUAS BLANCAS	SALIDA	Entrada FARGUE	Salida FARGUE
Ph	8.2	8.1	8.0	8.2	8.2
Color en mg/l de Pt-Co	5	5	5	5	5
Turbidez en mg/l de SiO_2	20	20	5	5	5
Materia Orgánica (al MnO_4K) en mg/l de O_2	1.2	0.9	0.2	1.0	0.8
Hierro Total (Fe^{++} + Fe^{+++}) en mg/l de Fe^{++}	0	0	0	0	0
Ión Ferroso en mg/l de Fe^{++}	--	--	--	--	--
Ión Férrico en mg/l de Fe^{+++}	--	--	--	--	--
Ión Amonio en mg/l de NH_4^+	0.5	0.5	0.0	0.5	0.0
Dureza Total en mg/lde CO_3Ca	182	179	180	190	190
Calcio en mg/l de Ca^{++}	20	20	16	27	28
Magnesio en mg/l de Mg^{++}	32	31	34	30	29
Nitritos en mg/l de NO_2	0.03	0.03	0.00	0.50	0.00
Nitratos en mg/l de NO_3	--	--	--	--	--
Cloruros en mg/l de Cl^-	23	18	--	21	--
Sulfatos en mg/l de $SO_4^=$	--	--	--	--	--
Hidróxidos en mg/l de OH^-	0	0	0	0	0
Carbonatos en mg/l de $CO_3^=$	1.8	3.6	8.5	5.5	7.3
Bicarbonatos en mg/l de CO_3H^-	--	--	--	--	--
Anhidrido Carbónico libre en mg/l de CO_2	0.0	0.8	0.8	8.0	6.1

Cuadro 12 (a y b).- Determinaciones analíticas diarias y extraordinarias (inferior), que, al menos hasta Marzo de 1984, eran realizadas por la empresa EMASAGRA.

En un futuro, y después de la etapa de remodelación que actualmente se está llevando a cabo en los laboratorios de la empresa, se piensan acometer, según su químico, Sr. CABRERA, los siguientes controles en el agua de origen (que es la que más nos podría haber interesado):

- Diarios: temperatura, conductividad, pH, turbidez, oxígeno disuelto, oxidabilidad al permanganato, ión amonio, nitritos, b. aerobias y coliformes, dureza y residuo seco a 110°C.
- Extraordinarios: cloruros, sulfatos, nitratos, hierro, manganeso, streptocos... (y en general todos aquellos que se consideren necesarios en cada momento).

Cuando las técnicas analíticas se hayan puesto definitivamente a punto, y se lleven a cabo los controles anteriormente reseñados, se podrá empezar a tener una idea aceptablemente buena de la caracterización físico-química de las aguas del río Genil, principal cauce alimentador del acuífero de La Vega de Granada.

(Queremos expresar nuestro más profundo agradecimiento a la dirección de esta empresa y en particular a los técnicos de la misma, Sres. BARRAGAN, RODRIGUEZ y CABRERA).

8.2. CERVEZAS ALHAMBRA, S.A.

Esta empresa, una de las de más tradición y arraigo de Granada, ubicada dentro de su propio casco urbano, tiene servicio actualmente de las aguas potables de Granada, con las que elabora la cerveza, aunque sigue haciendo uso de las subterráneas, a través de la explotación del pozo que posee. Este pozo (pozo de S. Vicente, nº 8011), es uno de los más antiguos (anterior a 1929) y únicos, sobre los que se controla diariamente su quimismo en La Vega de Granada. Su uso está restringido, en la actualidad, a refrigeración de calderas y baldeo

de instalaciones y material. Con una explotación continua media de 60 a 80.000 l/hora es, además, la primera captación en importancia de Granada capital.

Diariamente son controladas la dureza y el pH, tanto de las aguas del pozo, como de las "potables" de la red. Asimismo, se hacen mediciones de nivel, las cuales no se conservan por no estar reflejadas en los partes de control (les sugerimos a este respecto que en un futuro las incluyeran, dada su posible correlación con las medidas físico-químicas). Con carácter no periódico se realizan, también, determinaciones complementarias. Así, hemos dispuesto de una docena de análisis físico-químicos completos, entre los que destaca, casi como documento histórico, uno que fué realizado, por la Facultad de Farmacia, en el año de 1930.

Toda esta información analítica recopilada, pese al carácter puntual de las observaciones, ha sido de gran valor por dos motivos fundamentales: primero por la relativa caracterización química de las aguas potables de Granada, a partir de uno de los controles más antiguos y constantes de los que conocemos, el cual permite a los técnicos de esta empresa, en la actualidad, reconocer el origen del abastecimiento que se les está suministrando (río Genil y/o Aguas Blancas y/o embalse de Quéntar) y actuar en consecuencia, ya que las calidades, desde el punto de vista industrial, son muy diferentes (a este respecto se hace un comentario en el epígrafe 2.3 del capítulo VII). Y, en segundo lugar, por haber caracterizado también, la evolución hidroquímica temporal y el quimismo del agua subterránea de una parte del subsuelo de Granada capital, del que no se tiene actualmente apenas datos, por estar desprovisto de obras de captación.

Ha sido muy interesante disponer de un control diario de la evolución temporal de algunos parámetros físico-químicos, entre los que se encuentra la dureza total (hay que pensar que la dureza está muy directamente correlacionada con los sulfatos y la conductividad a nivel de las aguas de este acuífero. Ver epígrafe 2.5 del capítulo VI),

de los que se dispone de datos, desde hace más de 20 años. Algunas de las conclusiones obtenidas, a este respecto, complementan lo referido en los epígrafes 1.3 y 2.3 del capítulo VII.

(Queremos manifestar nuestro más sincero agradecimiento a los químicos de esta empresa Sres. HERNAIZ y MARTIN, por la atención prestada).

8.3. UNION INDUSTRIAL AGRO-GANADERA, S.A. (UNIASA)

Esta empresa es, junto con la de Cervezas Alhambra, S.A., la otra gran empresa de bebidas alimentarias granadina que utiliza grandes cantidades de aguas subterráneas, de las que requieren, igualmente, de un periódico control de calidad.

Esta empresa se abastece exclusivamente de aguas subterráneas, las cuales explota a través de un sondeo (punto nº 7185), realizado en 1973 (con proyecto de la Cátedra de Hidrogeología), que capta al Cuaternario reciente de La Vega de Granada, en uno de los sectores de más alta transmisividad y coeficiente de almacenamiento. A pesar de que explota un caudal medio continuo equivalente a algo más de 50 l/s, debido a la excesiva concentración de captaciones de altos rendimientos en este sector, en Septiembre de 1983, se puso de manifiesto la presencia de un moderado cono de depresión (figura 20).

El material analítico disponible en este caso, no fué de mucho interés para esta investigación, ya que los controles físico-químicos diarios correspondientes se hacen preferentemente del agua ya tratada, y no de la original, procedente del sondeo. No obstante, se ha dispuesto de una incompleta serie mensual de valores de dureza total y pH del agua del sondeo, referida a los últimos cuatro años (1980-83), los cuales se comentan sucintamente, junto a los obtenidos por Cervezas Alhambra, S.A., en el epígrafe 1.3 del capítulo VII. Asimismo, fueron consultados varios análisis físico-químicos completos, distri-

buidos a lo largo de los diez últimos años (desde que se realizó el sondeo), cuyos resultados analíticos, dispares, no concuerdan, en algunas determinaciones, con los obtenidos por nosotros (y por el IGME) para fechas similares.

Algunos aspectos relativos al volumen y calidad de los efluentes (depurados y excedentes) de esta empresa son tratados sucintamente en el apartado 5.2 del capítulo VI.

(Agradecemos la información suministrada a los técnicos de esta empresa Sres. VALVERDE).

9. OTROS ORGANISMOS Y EMPRESAS

Aparte de otros muchos organismos y empresas, que de forma tangencial puedan haber abordado aspectos relacionados directa e indirectamente con la temática del quimismo de las aguas de La Vega de Granada, incluimos en este apartado a tres más. Estos son los correspondientes al Laboratorio Agronómico Regional de Atarfe y a las Jefaturas del Servicio de Extensión Agraria (SEA) e IRYDA, en Granada.

El Laboratorio Agronómico Regional, además de centralizar el análisis de una amplísima gama de compuestos, relacionados con temas agronómicos, es, con seguridad, uno de los laboratorios que más análisis de aguas ha realizado en toda la provincia. De esta forma, centraliza la mayor parte de las muestras de agua del IGME, amén de las remitidas por los Servicios de Extensión Agraria, IRYDA, Ayuntamientos, Comunidades de Regantes, por los propios agricultores, etc. Un modelotipo de los análisis físico-químicos normales, que al menos se realizaban hasta el año 1983 por este laboratorio, es el que puede verse en el cuadro 13.

Aparte de la gran cantidad de análisis realizados por el mismo, sobre todo tipo de aguas de La Vega de Granada, los cuales no fue-

MINISTERIO DE AGRICULTURA

LABORATORIO AGRARIO REGIONAL DE ANDALUCIA ORIENTAL

09

FECHA DE ENTRADA: 13 de Enero de 1.981

SU REFERENCIA:

NÚMERO DE REGISTRO: 1.857/81

ANÁLISIS: Informativo 49

Muestra de: Agua 0002

Remitida por: Instituto Geológico y Minero

Contenida en: Frasco de plástico

Acta Serie ____, n.º ____, tomada el 30-12-80

en: Granada 18

por ____

Observaciones: D.P.A.Granada. 204/1026. TºAgua 16º

DETERMINACIONES REALIZADAS

Conductividad mmhos/cm	0,6
pH	8.0
Sodio meq/l	0,7
Potasio meq/l	-
Calcio meq/l	2,4
Magnesio meq/l	3,3
Sulfatos meq/l	1,4
Cloruros meq/l	1,0
Carbonatos meq/l	0.-
Bicarbonatos meq/l	4,2

Cuadro 13.- Análisis-tipo de aguas, realizado por el Laboratorio Agrario Regional de Andalucía Oriental (Atarfe).

ron considerados, dado el amplio soporte de material analítico con que ya se disponía (aparte de por la difícil correlación de unos análisis con otros por diferencias de fecha), fué interesante el intercambio de conocimientos y experiencia que mantuvimos con el químico Sr., LILLO, gran experto en analítica de aguas.

Por lo que respecta al Servicio de Extensión Agraria (SEA) y al IRYDA, su información, muy valiosa, fué indispensable, primero, para conocer la distribución y tipos de cultivos mayoritarios presentes en La Vega de Granada (epígrafe 1.3.2 del capítulo II), y en segundo lugar, para evaluar, satisfactoriamente, la aportación anual de nitrógeno procedente de las labores de abonado (epígrafe 6.2 del capítulo VI), una de las principales fuentes de contaminación que afectan al

acuífero de La Vega de Granada, por su carácter regionalizado.

(Agradecemos la amable atención recibida de los técnicos del Ministerio de Agricultura Sres. VILCHEZ, MORENO y MARTINEZ ALMEIDA).

capítulo V

METODOS EXPERIMENTALES

1. PLANTEAMIENTO Y OBJETIVO DE LAS CAMPAÑAS

El objetivo principal de esta investigación, que es la caracterización hidroquímica de las aguas de La Vega de Granada (con especialísimo interés en las del acuífero), así como la de los focos y procesos de contaminación, y la de sus calidades para los distintos usos, ha sido abordado con los valores analíticos obtenidos a partir de las correspondientes campañas de muestreo. Estas campañas analíticas fueron escalonadas en el tiempo y planificadas con referencia al número de muestras, distribución de las mismas, tipo de determinaciones a realizar y objetivos a cubrir.

La labor de campo (recogida de muestras) y de laboratorio (análisis de las mismas) comienza en Noviembre de 1982. En esta fecha se lleva a cabo la primera campaña de recogida y análisis. Es elegida, para ella, una red de control de puntos de agua, similar a la de calidad del IGME, de 23 puntos (figura 60), los cuales se reparten homogeneamente por toda la superficie del acuífero. El objetivo de esta primera campaña, de tan baja densidad de muestreo, sólo un punto por cada 10 km^2, es el tomar contacto (ya se tenían referencias por análisis del IGME) con los contenidos iónicos presentes, y, en general, con la situación hidroquímica del acuífero. Sobre los resultados de este primer muestreo, se hace, a pesar del corto número de análisis considerados, un diagnóstico de correlación múltiple y de análisis multifactorial. El fin es conocer la relación entre variables y observaciones, para disponer de los elementos de juicio suficientes, que nos permitan seleccionar las variables analíticas más interesantes y los sectores del acuífero con diferencias hidroquímicas significativas, en base a planificar futuros muestreos.

A partir de los resultados obtenidos, y por condicionamientos internos del propio desarrollo de la investigación en otros frentes, se elige a Septiembre de 1983, por ser además, el mes más significativo del final de un largo periodo acumulado de sequía, como fecha en la que realizar la primera gran campaña hidroquímica.

Se estima como suficiente, para la misma, una densidad de muestreo de un punto cada 1,5 km^2 (129) para los controles de temperatura, conductividad, pH, nitratos y nitritos, y de un punto cada 2 km^2 (84) para las determinaciones físico-químicas más habituales, restantes.

La selección de la red de puntos correspondiente estuvo orientada en conseguir, con los puntos de agua disponibles que reunían las condiciones requeridas, para ser considerados como de control analítico (ver epígrafe siguiente), la mejor distribución espacial posible. Resultado de esta selección, fué la obtención de la red de puntos, de control analítico, que se presenta en el mapa de la figura 61. Al mismo tiempo, se incluyeron una serie de puntos de control adicionales, que permitieron la realización de tres perfiles hidroquímicos, de los que dos fueron transversales al sentido del flujo ("puente de Los Vados" y "Chauchina"), y, el restante, longitudinal ("Río Genil"). También se realizó, en esta fecha, el control analítico de los siete cauces de superficie (ríos y canales), que más influencia tienen en el abastecimiento humano y en la aportación hídrica al acuífero de La Vega de Granada.

Los resultados analíticos obtenidos permiten realizar mapas de contenidos, sobre toda la superficie del acuífero (primera vez que se consigue), del conjunto de variables determinadas (trece en total, con excepción del pH), que corresponden a las siguientes: temperatura, conductividad, cloruros, sulfatos, bicarbonatos, nitratos, ión sodio, ión potasio, ión calcio, ión magnesio, sílice, fluoruros y nitritos. Asimismo, se relacionan ya las variables físico-químicas determinadas con el sistema de flujo y de funcionamiento hidrogeológico del acuífero, al tiempo que se ponen de manifiesto algunos focos y procesos de polución y contaminación. Igualmente, de las aguas superficiales se obtiene una primera caracterización hidroquímica.

La información disponible, junto con la aportada por diversos tratamientos matemáticos, que se realizan con el material analítico obtenido (análisis "cluster", factorial, correlación múltiple...),

permite seleccionar, de todo el acuífero, 10 puntos de agua, los cuales representan a otras tantas situaciones hidroquímicas de borde distintas (densidad de un punto cada 20 km^2), sobre los cuales, en Diciembre de 1983, se hace un "barrido" analítico exhaustivo. De este modo, son determinados 33 parámetros físico-químicos, de los que 21 pueden considerarse correspondientes a constituyentes minoritarios y traza (figura 62). Se fijan unos primeros ordenes de magnitud de los contenidos de los mismos, que para algunos de ellos se sitúan por debajo de la sensibilidad de los métodos analíticos empleados (fenoles, detergentes, cianuros y cromo total y hexavalente).

Para la misma fecha se llevan a cabo otras dos campañas hidroquímicas. Una de ellas repite la realizada en Septiembre de 1983, sobre la hidroquímica del acuífero en relación con su sistema de flujo, mientras que la otra hace referencia al muestreo de las aguas residuales urbanas de La Vega de Granada.

Esta última campaña es planificada en base a la información suministrada por EMASAGRA, Excmo. Ayuntamiento de Granada, Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, VAN ENGERS et al. (1972), ESTEBAN et al. (1971) y ROPERO (1981), y se justifica por la grave contaminación de nitrógeno (nitratos y nitritos) y sobre todo orgánica (fecal), que afecta a una parte de las aguas de este acuífero (la cual fué puesta de manifiesto gracias a los datos analíticos obtenidos en la campaña de Septiembre de 1983). Sobre 41 puntos de control, distribuidos a lo largo de los cauces de los ríos: Dílar, Monachil, Genil, Beiro, Cubillas y Velillos, y de las acequias: Tarramonta y Gorda del Genil, se determinan 13 parámetros físico-químicos, indicadores de contaminación (sobre 8 muestras se realizan, además, 10 determinaciones complementarias). Con esta base analítica es abordada la caracterización polucionante de estos cauces, así como la de sus aportes en nitrógeno total inorgánico.

Esta campaña cierra la etapa de conocimiento general y básico del quimismo de las aguas subterráneas, superficiales y residuales

urbanas de La Vega de Granada. La de Marzo de 1984, la última de las realizadas, tiene como objetivo el estudio de algunas aguas residuales industriales, y el de los elementos minoritarios metálicos más interesantes geoquímica y toxicológicamente, presentes en las aguas del acuífero. Además, esta campaña, pensada como antípoda del año, con respecto a la realizada en Septiembre, es objeto de un muestreo similar a la misma, en la que de 81 puntos analizados, 57 son totalmente equivalentes ("red de puntos comunes"). El objetivo fundamental es comparar los contenidos analíticos en ambas situaciones, a fin de obtener una caracterización hidroquímica, más acorde con la anual. Con una finalidad similar es repetido el muestreo de perfiles hidroquímicos en relación con el flujo subterráneo. Asimismo, se vuelven a controlar algunos puntos de la red de control de aguas residuales y la totalidad de los de la red de aguas de superficie, que, en este último caso, incluye a seis nuevos cauces.

2. SISTEMATICA DE MUESTREO

La correcta sistemática de muestreo, quizás sea una de las etapas más deficientemente abordadas en la mayor parte de las investigaciones hidroquímicas, entendiendo por ésta las similares y particulares condiciones que deben reunir todos los puntos de agua muestreados, así como las precauciones adoptadas para su toma, preservación y conservación, hasta el momento del análisis. Dada la gran especificidad de los aspectos de preservación y tiempos máximos de almacenaje admitidos, para un correcto análisis, los mismos son objeto del epígrafe siguiente.

Para una óptima sistemática de muestreo es necesario que se cumplan, al menos, dos condiciones, como son: la completa homogeneidad de los condicionantes considerados en la selección y toma de muestras de agua, preservación y conservación de las mismas; y que dichos criterios, de homogeneidad de condiciones y factores, sean los más idóneos

para la correcta analítica de los parámetros a determinar. De cumplirse sólo la primera condición, al menos los resultados analíticos, falseados, serán comparables internamente, a nivel espacial y temporal. Si han sido consideradas las dos condiciones, anteriormente expuestas, los resultados serán equiparables y al mismo tiempo totalmente fiables (siempre y cuando el proceso analítico seguido haya sido el correcto), y por tanto idóneos para su más extensa comparación. Asimismo, la información suministrada, a partir de sus posibles clasificaciones y representaciones hidroquímicas, será real.

Para la selección de los puntos de agua "muestreables" del acuífero de La Vega de Granada, impusimos dos condiciones principales, como fueron, que el punto (excepto manantiales) estuviera sometido a una explotación más o menos intensiva y continuada (regadío, industrias, abastecimientos...), y que el agua captada lo fuera de la franja superior de la zona saturada (norma esta última que cumplen la mayor parte de las captaciones, correspondientes a pozos, por naturaleza poco penetrativos). Excepcionalmente, alguna de estas dos condiciones, o, muy raramente, las dos, no se cumplieron, debido a la imposibilidad de selección de puntos más idóneos en ciertas áreas.

Las muestras de agua cuando no pudieron ser tomadas directamente de la captación en funcionamiento, lo fueron haciendo uso de su extracción mecánica, después de pasados 15 minutos de bombeo. En las que se determinaron constituyentes minoritarios y traza , se intentó, dentro de las conveniencias de localización impuestas por la propia investigación, que correspondieran a medianas y potentes explotaciones de uso continuo, de las que se tomó, casi siempre, directamente el agua. Las muestras recogidas se almacenaron en frascos de polietileno de doble tapón, sin burbuja de aire, y al resguardo de la luz, hasta su llegada al laboratorio, en donde fueron conservadas en frigorífico a 4°C y analizadas lo más rápidamente posible. En el epígrafe siguiente se expone, con mayor detalle, el tipo de preservación aplicado y el tiempo transcurrido hasta su análisis, para cada una de las determinaciones realizadas.

3. PRESERVACION DE MUESTRAS

Dado el periodo de tiempo que, inevitablemente, debía de transcurrir, entre la toma de las muestras y su análisis, hubo de recurrirse a una adecuada preservación (y conservación) de las mismas.

Teniendo en cuenta la propia experiencia del Departamento de Química Básica y Aplicada de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales de Sevilla, y la información bibliográfica disponible sobre preservación de aguas, se adoptaron diversas medidas, al objeto de minimizar las posibles alteraciones hidroquímicas, tanto cualitativas como cuantitativas.

En el cuadro 14 se indica el tipo de preservación empleada, y el tiempo máximo transcurrido entre la toma de la muestra y la determinación de los diversos parámetros considerados. También se incluyen los tiempos máximos de preservación recomendados por distintos autores.

En todos los casos los envases, antes de su uso, fueron tratados con permanganato potásico y ácido sulfúrico y, posteriormente, con agua ordinaria y destilada, hasta eliminación total de acidez.

Parámetros	Tiempos máximos de preservación recomendados en distintas investigaciones* (días)	Tiempos máximos de almacenaje seguidos para la presente investigación (días)	Agente de preservación añadido
Temperatura	"In situ"	"In situ"	-
pH y conductividad	Preferentemente "in situ"	El utilizado hasta el laboratorio	-
Oxígeno disuelto	Preferentemente "in situ"	"In situ"	-
Carbonatos y bicarbonatos	1	2	-
Cloruros, sodio, potasio, calcio, magnesio, sílice, litio y selenio	-	10	-
Sulfatos y fluoruros	7	8	-
Hierro, manganeso, arsénico, aluminio, cobre, plata, cinc, plomo, níquel, cadmio y cobalto	180	12	Acido nítrico hasta pH < 2
Amonio, nitratos y nitritos	1	El utilizado hasta el laboratorio	40 mg/l de cloruro mercúrico
Materia orgánica (oxidabilidad al permanganato)	1	3	2 ml l ácido sulfúrico
Detergentes aniónicos	1	3	20 mg/l cloruro mercúrico
Cianuros	1	3	Hidróxido sódico hasta pH=12
Fenoles	1	3	Acido fosfórico hasta pH < 4 y 1 g/l sulfato de cobre

Cuadro 14.- Tiempos máximos de preservación y almacenaje y agentes de preservación añadidos, para cada una de las determinaciones realizadas (Investigaciones recogidas en RODIER -1978-).*

4. METODOS ANALITICOS EMPLEADOS

4.1. INTRODUCCION

En base a la especificidad de la determinación y al intervalo de concentración con que se presentan los constituyentes analizados, se clasificaron en los siguientes grupos:

a) Parámetros no específicos: conductividad, pH, temperatura, potencial redox y materia orgánica (oxidabilidad al permanganato).

b) Constituyentes químicos mayoritarios: carbonatos, bicarbonatos, sulfatos, cloruros, nitratos, calcio, magnesio, sodio, potasio, sílice y oxígeno disuelto.

c) Constituyentes químicos minoritarios y traza : fosfatos, nitritos, amoniaco, fluoruros, litio, hierro, manganeso, aluminio, cobre, plata, cinc, plomo, cadmio, cobalto, níquel, cromo total y hexavalente, arsénico, selenio, cianuros, fenoles y detergentes.

Los bajos niveles de concentración con que se presentan algunos de los constituyentes, objeto de estudio, hicieron necesaria, en varios casos, la preconcentración de las muestras.

A continuación se exponen, en el cuadro 15, los métodos de determinación empleados.

4.2. PARAMETROS NO ESPECIFICOS

4.2.1. Conductividad y pH

La conductividad y el pH, se determinaron por conductimetría y potenciometría directas, respectivamente.

PARAMETROS	PROCEDIMIENTOS
Conductividad	Conductimetría directa
pH	Potenciometría directa
Temperatura	Termometría directa
Potencial Redox	Potenciometría directa
Materia orgán.	Valoración con permanganato potásico
Carbonatos Bicarbonatos	Valoración con ácido clorhídrico
Sulfatos	Turbidimetría, previa precipitación con iones bario
Cloruros	Valoración con nitrato de plata
Nitratos	Espectrofotometría visible con salicilato sódico
Calcio Magnesio	Valoración con Complexona
Sodio Potasio	Fotometría de llama
Sílice	Espectrofotometría visible con molibdato amónico
Oxígeno dis.	Electroquímico
Fosfatos	Espectrofotometría visible con molibdato amónico
Nitritos	Espectrofotometría visible con ácido sulfanílico
Amoniaco	Espectrofotometría visible con reactivo Nessler
Fluoruros	Electrodo selectivo de ión fluoruro
Litio	Fotometría de llama
Hierro	Espectrofotometría visible con 1,10-fenantrolina
Manganeso	Espectrofotometría visible con ión permanganato
Aluminio	Espectrofotometría visible con sal amónica del ácido aurín-tricarboxílico
Cobre, plata, cinc, plomo, cadmio, cobalto, níquel	Espectrofotometría de absorción atómica con APDC
Cromo total Cromo (VI)	Espectrofotometría visible con difenilcarbazida
Arsénico	Espectrofotometría visible con dietilditiocarbamato de plata
Selenio	Espectrofotometría visible con 3-3' diaminobencidina
Cianuros	Espectrofotometría visible con piridina-pirazolona-cloramina T
Compuestos fenólicos	Espectrofotometría visible con 4-aminoantipirina
Detergentes aniónicos	Espectrofotometría visible con azul de metileno

Cuadro 15.- Métodos analíticos empleados en la determinación de los parámetros considerados.

Los equipos utilizados fueron un conductímetro "Hydrolab 4021" y un potenciómetro "Radiometer PHM-62".

4.2.2. Temperatura

La temperatura se determinó por termometría directa. El equipo utilizado fué un termómetro "Brand", de 0 a 50°C, con sensibilidad de 0,1°C. En algún caso, y para medidas dentro de pozos y sondeos sin equipar, se hizo uso del sensor de temperatura de una sonda OTT, tipo KLT-D-200, de 0,2°C de sensibilidad.

4.2.3. Potencial redox

A) Fundamento del método

Determinación directa de la diferencia de potencial (potenciométrica) existente entre un electrodo normal de hidrógeno y otro de platino brillante.

B) Equipo

- Potenciómetro "Radiometer PHM-62".
- Electrodo normal de hidrógeno.
- Electrodo de platino brillante.

C) Procedimiento

- Operar preferentemente "in situ". Tomar 1 litro de muestra y verter en un vaso de precipitados.

- Introducir los dos electrodos y realizar la medida, para la temperatura correspondiente, dando tiempo a que se produzca la estabilización de la misma (de 20 a 30 minutos).
- Si lo que se quiere es caracterizar las aguas residuales, es conveniente medir a continuación el pH, en la misma muestra y condiciones.

4.2.4. Materia orgánica (Oxidabilidad al permanganato)

A) Fundamento del método

La materia orgánica de la muestra se oxida en presencia de un exceso de permanganato potásico, en medio ácido y caliente. La cantidad de materia orgánica oxidable, es proporcional al permanganato potásico consumido.

B) Reactivos

- Permanganato potásico 0,0125 N.

  Pesar aproximadamente 0,4 g de $KMnO_4$ y disolver en 500 ml de agua bidestilada. Hervir la solución durante unos minutos y dejar reposar tres días. Filtrar y aforar a 1.000 ml. Esta solución corresponde aproximadamente a:

  0,1 mg oxígeno/ml

  Normalizar la solución frente a oxalato sódico.
- Solución de Sal de Mohr al 1 %.

  Pesar 10 g de $(SO_4)_2Fe(NH_4)_2.6H_2O$, añadir 6 ml de ácido sulfúrico concentrado y diluir con agua bidestilada a 1.000 ml.
- Acido sulfúrico (1:1 en volumen).

C) Procedimiento

- Pipetear 100 ml, o una alícuota convenientemente diluida, y pasar a erlenmeyer de 250 ml.
- Adicionar 10 ml de ácido sulfúrico (1:1).
- Añadir 50 ml de solución de permanganato potásico.
- Calentar a ebullición y hervir exactamente diez minutos.
- Enfriar rápidamente y decolorar con un volumen conocido de Sal de Mohr.
- Valorar el exceso de reactivo con solución de permanganato potásico.
- A partir del volumen gastado de solución de permanganato potásico, y una vez deducido el gasto de un ensayo en blanco, calcular la cantidad de oxígeno necesario para oxidar la materia orgánica de la muestra.

4.3. CONSTITUYENTES QUIMICOS MAYORITARIOS

4.3.1. Carbonatos y bicarbonatos

A) Fundamento del método

Neutralización de un volumen conocido de muestra con ácido mineral diluido, en presencia de indicadores.

B) Reactivos

- Acido clorhídrico 0,05 N.
- Fenolftaleína al 0,5 % en alcohol.
- Naranja de metilo (indicador).

C) Procedimiento

- Tomar 100 ml de muestra y trasvasar a un erlenmeyer de 250 ml.
- Añadir 2 gotas de solución de fenolftaleína.
- La ausencia de coloración rosa excluye la presencia de carbonatos; si por el contrario apareciera dicha coloración, valorar con ácido clorhídrico hasta desaparición de la misma.
- Agregar 0,5 ml de solución de naranja de metilo.
- Valorar hasta viraje de color, de naranja claro a "rosa salmón".
- A partir de los volúmenes consumidos de ácido clorhídrico, calcular los contenidos en carbonatos y bicarbonatos de la muestra analizada.

4.3.2. Sulfatos

A) Fundamento del método

Turbidimetría, previa precipitación total de los sulfatos frente a la suficiente cantidad de iones bario.

B) Reactivos

- "Reactivo de sulfatos".
  Aforar, y disolver en 300 ml de agua destilada: 30 ml de ácido clorhídrico al 37 %; 50 ml de glicerina; y 100 ml de alcohol etílico al 95 %. Pesar 75 g de cloruro sódico y adicionar a la solución. Homogeneizar.
- Cloruro bárico.
- Solución patrón de sulfato.
  Pesar 0,1479 g de sulfato sódico anhidro y disolver en agua bidestilada. Aforar a 1.000 ml. Esta solución contiene:

  0,1 mg de sulfato/ml.

C) Equipo

- Espectrofotómetro de doble haz "Perkin Elmer, mod. 124".

D) Procedimiento

- Pipetear 100 ml de muestra, o una alícuota convenientemente diluida, y pasar a un vaso de 250 ml.
- Añadir 5 ml de "reactivo de sulfatos" y una cucharada pequeña de cloruro bárico.
- Mantener en agitación magnética durante un minuto.
- Dejar reposar cuatro minutos más.
- Efectuar la medida de la turbidez en espectrofotómetro, frente a un blanco, para una longitud de onda de 420 nm.
- Preparar, paralelamente, patrones de concentraciones comprendidas entre 0 y 90 mg de sulfato por litro.
- Construir la curva de calibrado y deducir de la misma el contenido de sulfato de la muestra analizada.

4.3.3. Cloruros

A) Fundamento del método

Los cloruros se determinan en medio neutro con solución de nitrato de plata, en presencia de cromato potásico. El final de la reacción se detecta por la formación del color rojo característico del cromato de plata.

B) Reactivos

- Nitrato de plata 0,0141 N.
  Pesar 2,396 g de nitrato de plata, disolver en agua bidestilada y aforar a 1.000 ml. Valorar la solución frente a otra conocida de cloruro sódico, utilizando el mismo indicador de cromato potásico.
- Indicador de cromato potásico.
  Disolver 50 g de K_2CrO_4 en agua bidestilada. Agregar, gota a gota, solución de nitrato de plata, hasta formación de un precipitado rojo definido. Dejar reposar doce horas, filtrar y diluir con agua bidestilada a 1.000 ml.

C) Procedimiento

- Pipetear 100 ml de muestra, o una alícuota convenientemente diluida, y pasar a un erlenmeyer de 250 ml.
- Añadir 1 ml de indicador de cromato potásico.
- Valorar con la solución de nitrato de plata hasta la aparición de color "rojizo".
- Calcular el contenido en cloruros a partir del volumen consumido de solución de nitrato de plata.

4.3.4. Nitratos

A) Fundamento del método

En presencia del salicilato de sodio, el ión nitrato origina el ión paranitrosalicilato, de color amarillo. La intensidad del color es proporcional a la concentración de nitratos.

B) Reactivos

- Salicilato de sodic al 0,5 %.
  Pesar 0,05 g de $C_7H_5NaO_3$ y disolver en 10 ml de agua bidestilada.
- Solución de hidróxido de sodio y de tartrato de sodio y potasio.
  Pesar 400 g de NaOH y 60 g de $NaKC_4H_4O_6.2H_2O$, disolver en agua bidestilada y aforar a 1.000 ml.
- Acido sulfúrico concentrado.
- Hidróxido sódico 0,2 N.
- Solución patrón de nitrato.
  Pesar exactamente 0,722 g de nitrato potásico y disolver en agua bidestilada; aforar a 1.000 ml, y añadir 1 ml de cloroformo para su conservación. Esta solución contiene:

  0,1 mg de nitrógeno nítrico/ml

C) Equipo

- Espectrofotómetro de doble haz "Perkin Elmer, mod. 124".

D) Procedimiento

- Pipetear 10 ml de muestra, o una alícuota convenientemente diluida, y pasar a una cápsula de 100 ml.
- Adicionar 2 gotas de solución de hidróxido sódico 0,2 N.
- Añadir 1 ml de la solución de salicilato sódico.
- Evaporar justamente a sequedad, en baño de agua, a una temperatura entre 75 y 80°C y dejar enfriar.
- Disolver el residuo con 2 ml de ácido sulfúrico concentrado y esperar diez minutos.
- Agregar 15 ml de agua bidestilada y 15 ml de solución alcalina de tartrato de sodio y potasio.

- Dejar enfriar, y verificar la intensidad del color desarrollado, a una longitud de onda de 420 nm, frente a un blanco.
- Preparar, paralelamente, patrones de concentraciones comprendidas entre 0 y 20 mg de nitrógeno nítrico por litro.
- Construir la curva de calibrado y deducir de la misma el contenido en nitratos de la muestra analizada.

4.3.5. Calcio

A) Fundamento del método

Complexométrico (EDTA). Los alcalinotérreos presentes en el agua forman un complejo del tipo quelato con la sal disódica del ácido etilen-diaminotetracético. La desaparición de las últimas trazas de elementos libres a determinar, se pone de manifiesto por viraje de color, frente a un indicador específico. Para la determinación de calcio con medio no tamponado, el indicador utilizado es la muréxida.

B) Reactivos

- Solución de EDTA 0,01 M.
  Disolver 3,721 g de sal disódica de ácido etilen-diaminotetracético en 1.000 ml de agua destilada.
- Solución de hidróxico sódico 2 N.
- Agente inhibidor.
  Disolver 3 g de cianuro potásico y 25 ml de trietanolamina, en agua destilada. Aforar a 100 ml.
- Solución de ácido ascórbico al 5 %.
- Indicador de Patton y Reeder (también muréxida).

C) Procedimiento

- Tomar 25 ml de muestra, o una alícuota convenientemente diluida, y pasar a un erlenmeyer de 100 ml.
- Añadir 1 ml de agente inhibidor, 2 gotas de solución de ácido ascórbico y 3 ml de solución de hidróxido sódico.
- Añadir de 50 a 100 mg de indicador (coloración morada) y valorar con la solución de EDTA, hasta el viraje a violeta.
- Calcular el contenido en ión calcio a partir del volumen de solución de EDTA consumido.

4.3.6. Magnesio

A) Fundamento del método

Es idéntico al expuesto para el ión calcio, haciendo la salvedad de que para la determinación del ión magnesio, el medio debe de estar convenientemente tamponado, para impedir la precipitación del mismo. El método determina la suma de los iones calcio y magnesio, por lo que este último se calcula por deducción, una vez conocido el volumen consumido en la determinación del ión calcio. El indicador utilizado es el negro de eriocromo.

B) Reactivos

- Solución de EDTA 0,01 M.
  (Ver determinación de calcio).
- Solución tampón.
  Disolver 54 g de cloruro amónico y 350 ml de amoniaco, al 25 %, en agua destilada. Aforar a 1.000 ml con la misma.
- Indicador de negro de eriocromo.

C) Procedimiento

- Tomar 25 ml de muestra, o una alícuota convenientemente diluida, y pasar a un erlenmeyer de 100 ml.
- Añadir 3 ml de solución tampón y unos 50 mg de indicador de negro de eriocromo (coloración morada).
- Valorar con la solución de EDTA, hasta viraje a color "azul turquesa".
- Calcular el contenido en ión magnesio a partir del volumen de solución de EDTA consumido, una vez deducido el correspondiente a la valoración de los iones calcio (epígrafe anterior).

4.3.7. Sodio y Potasio

A) Fundamento del método

Determinación por fotometría de llama.

B) Reactivos

- Solución patrón de sodio.

  Pesar 1,2717 g de cloruro sódico, previamente desecado en estufa a 110°C. Disolver en agua bidestilada y aforar a 1.000 ml.

  Esta solución contiene:

  0,5 mg de sodio/ml.

- Solución patrón de potasio.

  Pesar 0,9551 g de cloruro potásico, previamente desecado en estufa a 110°C. Disolver en agua bidestilada y aforar a 1.000 ml. Esta solución contiene:

  0,5 mg de potasio/ml.

C) Equipo

- Fotómetro de llama "Dr. B. Lange", provisto de los correspondientes filtros.

D) Procedimiento

- Preparar patrones de concentraciones comprendidas en los intervalos siguientes:

  Sodio: de 0 a 50 mg/l

  Potasio: de 0 a 5 mg/l.
- Medir la intensidad de la radiación obtenida con cada patrón, y a continuación con las muestras, diluidas en caso necesario.
- Construir la curva de calibrado.
- Deducir de ella el contenido correspondiente en las muestras analizadas.

4.3.8. Sílice

A) Fundamento del método

El molibdato amónico, a pH 1,2, reacciona con la sílice y con los fosfatos presentes, para producir heteropoliácidos. La interferencia de los fosfatos se elimina con adición de ácido oxálico. La intensidad de la coloración desarrollada es entonces proporcional a la concentración de sílice.

B) Reactivos

- Acido clorhídrico (1:1 en volumen).

- Solución de molibdato amónico

  Disolver 25 g de $(NH_4)_6MO_7O_{24}.4H_2O$, en agua bidestilada, con ligero calentamiento, y llevar a unos 200 ml. Filtrar si fuese necesario. Ajustar a pH 7-8, con amoniaco concentrado, y aforar a 250 ml.

- Solución de ácido oxálico al 10 %.

  Disolver 10 g de $C_2H_2O_4.2H_2O$, en agua bidestilada y aforar a 100 ml.

- Solución patrón de sílice.

  Pesar 0,050 g de sílice pura, previamente desecada a 160°C. Mezclar en una cápsula de platino con 2 g de bicarbonato sódico. Calentar hasta fusión completa, enfriar la cápsula y disolver el residuo en agua bidestilada. Trasvasar a un matraz aforado de 500 ml y aforar. Esta solución contiene:

  0,1 mg de sílice/ml.

C) Equipo

- Espectrofotómetro de doble haz "Perkin Elmer, mod. 124".

D) Procedimiento

- Pipetear 50 ml de muestra, o una alícuota convenientemente diluida, previamente filtrada si es necesario, y pasar a un vaso de 200 ml.
- Añadir 2 ml de solución de molibdato amónico.
- Agregar 1 ml de ácido clorhídrico (1:1).
- Agitar y dejar reposar cinco minutos.
- Añadir 5 ml de solución de ácido oxálico y agitar vigorosamente.
- Efectuar la medida de la densidad óptica de la solución resul-

tante, entre dos y quince minutos después de la adición del ácido oxálico, frente a un blanco, para una longitud de onda de 410 nm.

- Preparar, paralelamente, patrones de concentraciones comprendidas entre 0 y 20 mg de sílice por litro.
- Construir la curva de calibrado y deducir de la misma el contenido de sílice de la muestra analizada.

4.3.9. Oxígeno disuelto

A) Fundamento del método

Determinación electroquímica. La reducción del oxígeno, al nivel de un cátodo conveniente, engendra una corriente proporcional a la presión parcial de oxígeno presente en la solución.

B) Equipo

- Medidor, con electrodo correspondiente, "Sagnier, mod. 6280".

C) Procedimiento

- Calibrar el aparato antes de efectuar cada medida, utilizando una solución saturada por burbujeo, o bien directamente el aire, teniendo en cuenta la temperatura de la muestra a medir. De esta forma se regula el aparato al 100 % de saturación.
- Introducir directamente el electrodo en la muestra y realizar la medida, dando suficiente tiempo (cinco minutos) para que se produzca la estabilización de la misma.

4.4. CONSTITUYENTES QUIMICOS MINORITARIOS Y TRAZA

4.4.1. Fosfatos

A) Fundamento del método

El fosfato, en solución diluida, reacciona con el molibdato amónico en medio ácido, para dar ácido fosfomolíbdico que, a su vez, se reduce, con ácido ascórbico, a azul de molibdeno, cuya intensidad de color es medible por espectrofotometría.

B) Reactivos

- Molibdato amónico.
  Disolver 15 g de molibdato amónico en agua destilada.
  Enrasar a 500 ml.
- Acido sulfúrico diluido.
  Disolver 140 ml de ácido sulfúrico concentrado, en 900 ml de agua destilada.
- Acido ascórbico.
  Disolver 27 g de ácido ascórbico en 700 ml de agua destilada.
- Tartrato de antimonio y potasio.
  Disolver 0,34 g de tartrato de antimonio y potasio en 250 ml de agua destilada.
- "Reactivo especial mixto".
  Con los reactivos anteriormente reseñados se puede obtener este nuevo reactivo, a fin de hacer más fácil el proceso analítico.
  Mezclar 100 ml de molibdato amónico, 250 ml de ácido sulfúrico diluido, 100 ml de ácido ascórbico y 50 ml de tartrato de antimonio y potasio. Agitar suficientemente.
- Solución patrón de fosfato.
  Pesar 0,877 g de fosfato monopotásico, desecado previamente en estufa a 110°C, y disolver en agua destilada. Enrasar a 1.000 ml. Esta solución contiene:
  0,2 mg de fosfato/ml.

Nota.- Todos los recipientes que sean utilizados, tanto para la fabricación del "reactivo especial mixto", como para las distintas determinaciones, deben de ser lavados con ácido sulfúrico diluido y enjuagados cuidadosamente, con agua destilada (a fin de evitar los fosfatos procedentes de algunos detergentes).

C) Equipo

- Espectrofotómetro de doble haz "Perkin Elmer, mod. 124".

D) Procedimiento

- Tomar 50 ml de muestra, o una alícuota convenientemente diluida, y pasar a un vaso de 100 ml.
- Añadir 10 ml de "reactivo especial mixto".
- Agitar y dejar reposar de cinco a diez minutos.
- Efectuar la medida para la densidad óptica de la solución resultante (coloración azul), frente a un blanco, en espectrofotómetro, a una longitud de onda de 690 nm.
- Preparar, paralelamente, patrones de concentraciones comprendidas entre 0 y 0,5 mg de fosfato por litro.
- Construir la curva de calibrado y deducir de la misma el contenido de fosfato de la muestra analizada.

4.4.2. Nitritos

A) Fundamento del método

El ácido sulfanílico, en medio clorhídrico, y en presencia de ión amonio y fenol, forma con el ión nitrito un complejo coloreado. La

intensidad de la coloración desarrollada es proporcional a la concentración de iones nitrito.

B) Reactivos

- Amoniaco concentrado.
- Reactivo Zambelli.

  Disolver 5 g de ácido sulfanílico monohidratado y 7,5 g de fenol, en agua bidestilada. Añadir 135 g de cloruro amónico y agitar hasta total disolución. Verter esta solución sobre un matraz que contenga 260 ml de ácido clorhídrico y 625 ml de agua bidestilada. Ajustar el volumen a 1.000 ml con agua bidestilada.
- Suspensión de hidróxido de aluminio.

  Pesar 125 g de $KAl(SO_4)_2.12H_2O$ y disolver en 1.000 ml de agua bidestilada. Calentar a 60°C y agregar 55 ml de amoniaco concentrado, lentamente y con agitación. Dejar que la mezcla repose una hora y trasvasar a un recipiente de mayor capacidad para lavar el precipitado por adiciones y decantaciones sucesivas, hasta que se encuentre exento de amoniaco, cloruros, nitritos y nitratos.
- Solución patrón de nitrito.

  Pesar 0,3450 g de nitrito sódico. Disolver en agua bidestilada y ajustar a 1.000 ml. Para conservación añadir 1 ml de cloroformo. Esta solución contiene:

  0,23 mg de nitrito/ml.

C) Equipo

- Espectrofotómetro de doble haz "Perkin Elmer, mod. 124".

D) Procedimiento

- Tomar 100 ml de muestra, o una alícuota convenientemente diluida, y añadir 2 ml de la suspensión de hidróxido de aluminio.
- Dejar reposar, filtrar y recoger, exactamente, 50 ml.
- Adicionar 2 ml del reactivo Zambelli y esperar diez minutos.
- Incorporar 2 ml de amoniaco concentrado y medir la intensidad del color desarrollado, a una longitud de onda de 435 nm, frente a un blanco.
- Preparar, paralelamente, patrones de concentraciones comprendidas entre 0 y 0,92 mg de nitrito por litro.
- Construir la curva de calibrado y deducir de la misma el contenido en nitritos de la muestra analizada.

4.4.3. Amoniaco

A) Fundamento del método

El reactivo Nessler reacciona con las sales amónicas, en medio alcalino, produciendo un complejo coloreado. La intensidad de la coloración desarrollada es proporcional a la concentración de amoniaco.

B) Reactivos

- Reactivo Nessler.
- Solución de sal de la Rochela.
  Disolver 12,5 g de $KNaC_4H_4O_6.4H_2O$, en 25 ml de agua bidestilada.
- Sulfato de cinc al 10 %.
- Hidróxido sódico 12 N.
- Solución patrón de sal amónica.
  Pesar 3,8190 g de cloruro amónico, disolver en agua bidestilada y aforar a 1.000 ml. Esta solución contiene:
  1,0 mg de nitrógeno amoniacal/ml.

C) Equipo

- Espectrofotómetro de doble haz "Perkin Elmer, mod. 124".

D) Procedimiento

- Tomar 100 ml de muestra, o una alícuota convenientemente diluida.
- Agregar 1 ml de solución de sulfato de cinc y 0,4 ml de solución de hidróxido sódico. Agitar.
- Dejar reposar y filtrar a través de placa de vidrio sinterizado.
- Pipetear exactamente 50 ml de muestra filtrada, y añadir dos gotas de solución de sal de la Rochela.
- Añadir, con agitación, 1 ml de reactivo Nessler.
- Esperar diez minutos y seguidamente medir la intensidad del color desarrollado, frente a un blanco, para una longitud de onda de 425 nm.
- Preparar, paralelamente, patrones de concentraciones comprendidas entre 0 y 2 mg de nitrógeno amoniacal por litro.
- Construir la curva de calibrado y deducir de la misma el contenido en amoniaco de la muestra analizada.

4.4.4. Fluoruros

A) Fundamento del método

Determinación potenciométrica de iones fluoruro con un electrodo selectivo, frente a un electrodo de referencia.

B) Reactivos

- Solución reguladora.
  Llevar a 500 ml, con agua bidestilada, 57 ml de ácido acético, 58 g de cloruro sódico y 0,30 g de citrato sódico dihidratado. Ajustar el pH entre 5,0 y 5,5, con hidróxido sódico 5 M, enfriar y aforar a 1.000 ml con agua bidestilada.
- Solución patrón de fluoruro.
  Disolver 0,2210 g de fluoruro sódico en agua bidestilada y aforar a 1.000 ml. Conservar en frasco de politetrafluoretileno y renovar cada dos meses. Esta solución contiene:
  0,1 mg de fluoruro/ml.

C) Equipo

- Potenciómetro "Radiometer PHM-62".
- Electrodo ión-selectivo de fluoruros "F 1052 F/O".
- Electrodo de referencia de calomelanos.

D) Procedimiento

- Pipetear 25 ml de muestra, o una alícuota convenientemente diluida, y verter a un vaso de precipitados.
- Añadir 25 ml de solución tampón y agitar.
- Introducir los electrodos y realizar la medida una vez estabilizado el sistema.
- Preparar, paralelamente, un blanco y patrones de concentraciones comprendidas entre 0 y 2 mg de fluoruro por litro.
- Construir la curva de calibrado, representando el logaritmo de la concentración de fluoruros, frente al potencial, en papel semilogarítmico. Deducir de la misma el contenido en fluoruros de la muestra analizada.

4.4.5. Litio

A) Fundamento del método

Determinación por fotometría de llama.

B) Reactivo

- Solución patrón de litio.
- Pesar 0,5344 g de carbonato de litio, previamente desecado en estufa a 110°C. Disolver, en la menor cantidad posible de ácido clorhídrico, y aforar a 1.000 ml con agua bidestilada. Esta solución contiene:

  1,0 mg de litio/ml.

C) Equipo

- Fotómetro de llama "Eppendorf Gerätebau", provisto del correspondiente filtro.

D) Procedimiento

- Preparar patrones de concentraciones comprendidas entre 0 y 1 mg de litio por litro.
- Medir la intensidad de la radiación obtenida con cada patrón y a continuación con la muestra, diluida en caso necesario.
- Construir la curva de calibrado.
- Deducir de ella el contenido correspondiente en la muestra analizada.

4.4.6. Hierro

A) Fundamento del método

El hierro, en estado ferroso, reacciona con 1,10-ortofenantrolina, a pH comprendido entre 3,2 y 3,3, originando un compuesto coloreado, cuya intensidad es proporcional a la concentración del ión ferroso.

B) Reactivos

- Fenantrolina al 0,1 %.
  Pesar 0,1 g de 1,10-ortofenantrolina monohidrato, disolver en agua bidestilada y aforar a 100 ml.
- Clorhidrato de hidroxilamina al 10 %.
- Acido clorhídrico concentrado.
- Solución tampón acético-acetato.
  Pesar 250 g de $NH_4C_2H_3O_2$ y disolver en 150 ml de agua bidestilada; añadir 700 ml de ácido acético glacial y aforar a 1.000 ml con agua bidestilada.
- Solución patrón de hierro.
  Pesar 0,7022 g de $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2.6H_2O$ y disolver en una mezcla de 50 ml de agua bidestilada y 20 ml de ácido sulfúrico concentrado. Aforar con agua bidestilada a 1.000 ml. Esta solución contiene:

  0,1 mg hierro/ml.

C) Equipo

- Espectrofotómetro de doble haz "Perkin Elmer, mod. 124"

D) Procedimiento

- Tomar 250 ml de muestra, o una alícuota convenientemente diluida, pasar a un vaso de precipitados y añadir 2 ml de ácido clorhídrico.
- Hervir y reducir el volumen a unos 60 ml aproximadamente. Dejar enfriar.
- Trasvasar a matraz aforado de 100 ml; añadir 15 ml de solución tampón, 5 ml de clorhidrato de hidroxilamina y 5 ml de solución de ortofenantrolina.
- Enrasar a 100 ml con agua bidestilada.
- Transcurrida una hora, medir la intensidad del color desarrollado, frente a un blanco, a una longitud de onda de 510 nm.
- Preparar, paralelamente, patrones de concentraciones comprendidas entre 0 y 2 mg de hierro por litro.
- Construir la curva de calibrado y deducir de la misma el contenido en hierro de la muestra analizada.

4.4.7. Manganeso

A) Fundamento del método

El persulfato amónico oxida a los compuestos manganosos solubles al permanganato, en presencia de nitrato de plata. La intensidad de la coloración desarrollada es proporcional a la concentración de manganeso.

B) Reactivos

- Solución reactivo.
  Pesar 75 g de sulfato mercúrico y 0,035 g de nitrato de plata.
  Disolver en agua bidestilada, añadir 200 ml de ácido fosfórico

y otros 400 ml de ácido nítrico. Aforar con agua bidestilada a 1.000 ml.

- Persulfato amónico sólido.
- Solución patrón de manganeso.

  Disolver 0,2877 g de permanganato potásico y añadir agua bidestilada hasta unos 100 ml; verter 3 ml de ácido sulfúrico y 0,4 g de sulfito sódico monohidratado. Hervir, enfriar y aforar con agua bidestilada a 1.000 ml. Esta solución contiene:

  0,1 mg de manganeso/ml.

C) Equipo

- Espectrofotómetro de doble haz "Perkin Elmer, mod. 124"

D) Procedimiento

- Tomar 200 ml de muestra, o una alícuota convenientemente diluida, pasar a un vaso de precipitados y añadir 5 ml de solución reactivo.
- Hervir hasta reducir el volumen a 90 ml, agregar 1 g de persulfato amónico y mantener la ebullición durante un minuto.
- Enfriar y trasvasar a un matraz de 100 ml; aforar con agua bidestilada.
- Medir la intensidad del color desarrollado, frente a un blanco, a una longitud de onda de 525 nm.
- Preparar, paralelamente, patrones de concentraciones comprendidas entre 0 y 1 mg de manganeso por litro.
- Construir la curva de calibrado y deducir de la misma el contenido en manganeso de la muestra analizada.

4.4.8. Aluminio

A) Fundamento del método

Las soluciones de aluminio tamponadas, a pH comprendido entre 3,8 y 4,0, producen con la sal de amonio del ácido aurín-tricarboxílico una laca coloreada. La intensidad de la coloración es proporcional a la concentración de aluminio.

B) Reactivos

- Acido clorhídrico concentrado.
- Acido clorhídrico (1:1 en volumen).
- Amoniaco (1:4 en volumen).
- Acido cítrico al 10 %.
  Pesar 10 g de $H_3C_6H_5O_7.H_2O$, disolver en agua bidestilada y aforar a 100 ml.
- Acido tioglicólico al 1 %.
- Indicador paranitrofenol al 1 %.
- Solución tampón de aluminón.
  Disolver 133 g de acetato amónico en 100 ml de agua bidestilada; a otros 100 ml de agua bidestilada añadir 126 ml de ácido clorhídrico concentrado; disolver 0,9 g de sal amónica del ácido aurín-tricarboxílico en 100 ml de agua bidestilada; pesar 10 g de goma arábiga y disolverlos en 100 ml de agua bidestilada. Mezclar estas soluciones y aforar a 1.000 ml con agua bidestilada. Dejar reposar doce horas en oscuridad y filtrar. El pH resultante debe estar comprendido entre 3,8 y 4,0.
- Solución patrón de aluminio.
  Disolver 0,5000 g de aluminio en 10 ml de ácido clorhídrico y diluir a 1.000 ml con agua bidestilada. Esta solución contiene:

  0,5 mg de aluminio/ml.

C) Equipo

- Espectrofotómetro de doble haz "Perkin Elmer, mod. 124"

D) Procedimiento

- Tomar dos porciones de 50 ml de muestra, o una alícuota convenientemente diluida, en matraces erlenmeyer de 250 ml y ajustar el pH de la solución con ácido clorhídrico (1:1), y amoniaco (1:4), utilizando como indicador la solución de paranitrofenol.
- Si la muestra contiene color o turbidez, añadir 1 ml de ácido cítrico.
- A cada erlenmeyer añadir 2 ml de ácido tioglicólico y mezclar.
- Añadir 10 ml de aluminón y hervir en baño de agua durante quince minutos.
- Enfriar en baño de hielo hasta 20-25°C.
- Trasvasar el contenido a matraces de 100 ml y aforar con agua bidestilada.
- Seguidamente medir la intensidad del color desarrollado, frente a un blanco, a una longitud de onda de 525 nm.
- Preparar, paralelamente, patrones de concentraciones comprendidas entre 0 y 0,5 mg de aluminio por litro.
- Construir la curva de calibrado y deducir de la misma el contenido en aluminio de la muestra analizada.

4.4.9. Cobre, plata, cinc, plomo, cadmio, cobalto y níquel

A) Fundamento del método

Ciertos reactivos orgánicos forman, con los metales, complejos que pueden extraerse mediante disolventes orgánicos. El APDC-MIBC es una asociación entre el pirrolidinditiocarbamato de amonio y la me-

til-isobutilcetona, que permite, a pH 3,5, la extracción del cobre, plata, cinc, plomo, cadmio, cobalto y níquel. A continuación se determinan por espectrofotometría de absorción atómica.

B) Reactivos

- Acido nítrico concentrado.
- Solución de cloruro amónico de pH 9,0.
  Disolver 25 g de NH_4Cl, en 100 ml de agua bidestilada y ajustar el pH con solución de hidróxido de sodio al 25 %.
- Solución de pirrolidinditiocarbamato de amonio (APDC) al 2 %.
- Metil-isobutilcetona.
- Solución patrón de cobre.
  Pesar 1,0000 g de cobre, disolver en la mínima cantidad posible de ácido nítrico y aforar a 1.000 ml con agua bidestilada. Esta solución contiene:
  1,0 mg de cobre/ml.
- Solución de plata.
  Pesar 1,5748 g de nitrato de plata y llevar a 1.000 ml con agua bidestilada. Esta solución contiene:
  1,0 mg de plata/ml.
- Solución patrón de cinc.
  Pesar 1,2448 g de óxido de cinc, disolver en la mínima cantidad posible de ácido nítrico y aforar a 1.000 ml con agua bidestilada. Esta solución contiene:
  1,0 mg de cinc/ml.
- Solución patrón de plomo.
  Pesar 1,000 g de plomo puro, disolver en la mínima cantidad posible de ácido nítrico y aforar a 1.000 ml, con agua bidestilada. Esta solución contiene:
  1,0 mg de plomo/ml.
- Solución patrón de cadmio.
  Pesar 0,1000 g de cadmio puro, disolver en la mínima cantidad posible de ácido nítrico y aforar a 100 ml con agua bidestilada. Esta solución contiene:
  1,0 mg de cadmio/ml.

- Solución patrón de cobalto.

  Pesar 4,3070 g de cloruro de cobalto, disolver en la mínima cantidad posible de ácido nítrico y enrasar a 1.000 ml con agua bidestilada. Esta solución contiene:

  1 mg de cobalto/ml.

- Solución patrón de níquel.

  Pesar 1,0000 g de níquel puro, disolver en la mínima cantidad posible de ácido nítrico y aforar a 1.000 ml con agua bidestilada. Esta solución contiene:

  1 mg de níquel/ml.

C) Equipo

- Espectrofotómetro de absorción atómica, "Perkin Elmer, mod. 2280".
- Lámparas de cátodo hueco para los elementos reseñados.
- Potenciómetro "Radiometer PHM-62".

D) Procedimiento

- Tomar 250 ml de muestra y trasvasar a un vaso de precipitados. Ajustar el pH a 3,5 ± 0,1, con solución tamponada de pH 9,0.
- Verter el contenido en un embudo de decantación, añadir 25 ml de APDC y agitar durante cinco minutos.
- Añadir a continuación 25 ml de metil-isobutilcetona y agitar durante diez minutos.
- Dejar decantar durante dos horas como mínimo (máximo doce horas) en la oscuridad y a baja temperatura.
- Recoger la fase orgánica y aforar a 25 ml con metil-isobutilcetona.
- Medir en el espectrofotómetro de absorción atómica, frente a un blanco, a longitudes de onda de 324,7 nm para el cobre, 328,1 nm para la plata, 213,9 nm para el cinc, 283,3 nm para

el plomo, 228,8 nm para el cadmio, 240,7 nm para el cobalto y 232,0 nm para el níquel.

- Preparar paralelamente patrones de concentraciones comprendidas entre 0 y 0,5 mg de cobre por litro, entre 0 y 40 µg de plata por litro, entre 0 y 2 mg de cinc por litro, entre 0 y 160 µg de plomo por litro, entre 0 y 50 µg de cadmio por litro, entre 0 y 160 µg de cobalto por litro y entre 0 y 160 µg de níquel por litro.
- Construir las curvas de calibrado respectivas y deducir de las mismas los contenidos correspondientes a cada uno de los elementos reseñados de la muestra analizada.

4.4.10. Cromo total

A) Fundamento del método

Tras reacción con sulfito sódico, en medio sulfúrico, el cromo existente se encuentra en estado de cromo trivalente. Seguidamente, por acción del permanganato potásico, se oxida a cromo hexavalente, reaccionando este último, en medio ácido, con la difenilcarbazida, para formar un compuesto coloreado, cuya intensidad es proporcional a la concentración de cromo.

B) Reactivos

- Solución de difenilcarbazida.
  Disolver 0,1 g de $CO(NH.NHC_6H_5)_2$, en 50 ml de etanol y añadir a la solución 20 ml de ácido sulfúrico. Aforar con agua bidestilada a 250 ml.
- Acido sulfúrico (1:1 en volumen).
- Acido sulfúrico (1:2 en volumen).
- Sulfito sódico al 1,3 %.

- Permanganato potásico al 0,06 %.
- Azida sódica al 0,5 %.

  Disolver 0,5 g de NaN_3 en agua bidestilada y aforar a 100 ml.
- Solución patrón de cromo.

  Pesar 0,1414 g de $K_2Cr_2O_7$, previamente desecado en estufa a 110°C, disolver en agua bidestilada y aforar a 1.000 ml. Esta solución contiene:

  0,05 mg de cromo/ml.

C) Equipo

- Espectrofotómetro de doble haz "Perkin Elmer, mod. 124"
- Baño de arena con calentamiento eléctrico y control de temperatura.

D) Procedimiento

- Pipetear 100 ml de muestra, o una alícuota convenientemente diluida, sobre una cápsula de 250 ml.
- Añadir 2,5 ml de ácido sulfúrico (1:1) y evaporar en baño de agua hasta 25 ml.
- Trasvasar el contenido a un erlenmeyer y adicionar 5 ml de solución de ácido sulfúrico (1:2).
- Añadir 1 ml de solución de sulfito sódico y esperar diez minutos.
- Llevar al baño de arena y dejar que se formen vapores por espacio de cinco minutos.
- Diluir a 80 ml con agua bidestilada y llevar a ebullición sobre placa de calefacción. Sin dejar de hervir, añadir, gota a gota, solución de permanganato potásico hasta coloración permanente.

- Mantener la ebullición por espacio de diez minutos y agregar, gota a gota, solución de azida, hasta decoloración.
- Prolongar la ebullición durante otros dos minutos, enfriar y filtrar.
- Recoger el filtrado en un matraz de 50 ml y aforar con agua bidestilada.
- Añadir 2,5 ml de la solución de difenilcarbazida.
- Medir, transcurridos diez minutos, la intensidad del color desarrollado, frente a un blanco, para una longitud de onda de 540 nm.
- Preparar, paralelamente, patrones de concentraciones comprendidas entre 0 y 0,5 mg de cromo por litro.
- Construir la curva de calibrado y deducir de la misma el contenido en cromo total de la muestra analizada.

4.4.11. Cromo hexavalente

A) Fundamento del método

En solución ligeramente ácida, el cromo hexavalente reacciona con la difenilcarbazida para originar un compuesto, cuya coloración es proporcional a la concentración de cromo hexavalente.

B) Reactivos

- Disolver 0,1 g de $CO(NH.NHC_6H_5)_2$, en 50 ml de etanol y añadir a la solución 20 ml de ácido sulfúrico. Aforar con agua bidestilada a 250 ml.
- Solución de ácido sulfúrico (1:1 en volumen).
- Solución patrón de cromo.

  Pesar 0,1414 g de $K_2Cr_2O_7$, previamente desecado en estufa a 110°C, disolver en agua bidestilada y aforar a 1.000 ml. Esta

solución contiene:

0,05 mg de cromo/ml.

C) Equipo

- Espectrofotómetro de doble haz "Perkin Elmer, mod. 124"

D) Procedimiento

- Pipetear 100 ml de muestra, o una alícuota convenientemente diluida, sobre una cápsula de vidrio de 250 ml.
- Añadir 2,5 ml de ácido sulfúrico (1:1) y evaporar en baño de agua hasta unos 40 ml.
- Recoger y aforar a 50 ml con agua bidestilada.
- Agregar 2,5 ml de la solución de difenilcarbazida.
- Esperar diez minutos y medir la intensidad del color desarrollado, frente a un blanco, a una longitud de onda de 540 nm.
- Preparar, paralelamente, patrones de concentraciones comprendidas entre 0 y 0,50 mg de cromo hexavalente por litro.
- Construir la curva de calibrado y deducir de la misma el contenido en cromo hexavalente de la muestra analizada.

4.4.12. Arsénico

A) Fundamento del método

Los compuestos inorgánicos de arsénico se reducen a arsenamina, mediante hidrógeno naciente en medio ácido. La arsenamina origina con el dietilditiocarbamato de plata un compuesto coloreado, cuya intensidad es proporcional a la concentración de arsénico.

B) Reactivos

- Distilditiocarbamato de plata al 0,5 % en piridina.
- Acetato de plomo al 10 %.
- Yoduro potásico al 15 %.
- Cloruro estannoso al 40 %.

  Pesar 40 g de $SnCl_2.2H_2O$ y disolver en ácido clorhídrico concentrado. Aforar a 100 ml con ácido clorhídrico concentrado.
- Cinc en granalla.
- Acido clorhídrico.
- Perlas de vidrio.
- Solución patrón de arsénico.

  Pesar 0,1320 g de As_2O_3 y disolver en 10 ml de hidróxico sódico 1 N. Agregar 10 ml de ácido sulfúrico 1 N y aforar con agua bidestilada a 1.000 ml. Esta solución contiene:

  0,1 mg de arsénico/ml.

C) Equipo

- Sistema de producción y retención de arsenamina integrado por generador, depurador y borboteador.
- Espectrofotómetro de doble haz "Perkin Elmer, mod. 124"

D) Procedimiento

- Pipetear 50 ml de muestra, o una alícuota convenientemente diluida, al generador y añadir 5 ml de ácido clorhídrico y 2 ml de yoduro potásico.
- Añadir 8 gotas de cloruro estannoso y esperar quince minutos.
- Adicionar 3 g de granalla de cinc y completar el dispositivo ajustando el depurador sobre el matraz.

- Agregar sobre el borboteador perlas de vidrio, completándolo con 5 ml de dietilditiocarbamato de plata.
- Esperar una hora y medir la intensidad del color desarrollado, frente a un blanco, a una longitud de onda de 535 nm.
- Preparar, paralelamente, patrones conteniendo entre 0 y 20 µg de arsénico por litro.
- Construir la curva de calibrado y deducir de la misma el contenido en arsénico de la muestra analizada.

4.4.13. Selenio

A) Fundamento del método

En medio ácido, la 3-3' diaminobencidina forma, con el selenio (IV), un compuesto coloreado, extraible por un disolvente, no polar, a un pH comprendido entre 6,0 y 7,0. La intensidad de la coloración desarrollada es proporcional a la concentración de selenio.

B) Reactivos

- Solución de sal disódica del ácido etilen-diaminotetracético 0,1 M. Disolver 37,21 g de $C_{10}H_{14}N_2O_8Na_2.2H_2O$, en agua bidestilada y aforar a 1.000 ml.
- Solución de ácido fórmico.
  Disolver 64 g de HCOOH y aforar a 500 ml con agua bidestilada.
- Solución alcohólica de fenolftaleina al 0,1 %.
- Acido clorhídrico (1:2 en volumen).
- Amoniaco (1:2 en volumen).
- Amoniaco (1:10 en volumen).
- Clorhidrato de 3-3' diaminobencidina al 0,5 %.
- Sulfato sódico anhidro.
- Tolueno.

- Hidróxido sódico 0,1 N.
- Solución patrón de selenio.
  Pesar 1,4053 g de SeO_2, disolver en agua bidestilada y aforar a 1.000 ml. Esta solución contiene:
  1,0 mg de selenio/ml.

C) Equipo

- Potenciómetro "Radiometer PHM-62"
- Espectrofotómetro de doble haz "Perkin Elmer, mod. 124"
- Baño de arena, con calentamiento eléctrico y control de temperatura.

D) Procedimiento

- Tomar 500 ml de muestra, o una alícuota convenientemente diluida, pasar a un vaso de precipitados y añadir, hasta viraje de fenolftaleina, solución de hidróxido sódico 0,1 N, más 1 ml en exceso.
- Evaporar en baño de arena, hasta unos 20 ml aproximadamente.
- Enfriar y adicionar 5 ml de solución de ácido clorhídrico (1:2).
- Ajustar el pH a 2, mediante adición de solución de ácido fórmico.
- Agregar 10 ml de solución de sal disódica del ácido etilendiaminotetracético 0,1 M.
- Incorporar a la solución 2 ml de 3-3' clorhidrato de diaminobencidina y dejar reposar durante dos horas.
- Ajustar el pH a 7,0, mediante solución de amoniaco (1:10).
- Trasvasar el contenido del vaso de precipitados a un embudo de decantación y completar el volumen hasta 100 ml.

- Verter 10 ml de tolueno; agitar dos veces durante treinta segundos.
- Dejar reposar y retirar la fase acuosa.
- Filtrar el tolueno sobre papel de filtro conteniendo sulfato sódico anhidro.
- Medir la intensidad del color desarrollado, frente a un blanco, a una longitud de onda de 420 nm.
- Preparar, paralelamente, patrones conteniendo entre 0 y 30 µg de selenio por litro.
- Construir la curva de calibrado y deducir de la misma el contenido en selenio de la muestra analizada.

4.4.14. Cianuros

A) Fundamento del método

El anión cianuro, en medio alcalino y en presencia de cloramina-T, forma con el reactivo mixto piridina-pirazolona, un compuesto coloreado, cuya intensidad es proporcional a la concentración de cianuro.

B) Reactivos

- Hidróxido sódico 1 N.
- Hidróxido sódico 0,2 N.
- Cloruro mercúrico al 7 %.
- Cloruro magnésico al 24 %.

  Disolver 51 g de $MgCl_2.6H_2O$, en agua bidestilada y aforar a 100 ml.
- Acido sulfúrico concentrado.
- Acido acético (1:4 en volumen).
- Cloramina-T al 1 %

  Disolver 1 g de $C_7H_7ClNNaO_2S.3H_2O$, en agua bidestilada y aforar

a 100 ml (preparar cada día que vaya a emplearse).

- 1-fenil-3-metil-5-pirazolona al 0,5 %.
  Disolver 1 g de $C_{10}H_{10}N_2O$, en agua bidestilada y aforar a 200 ml.
- Piridina anhidra.
- Bispirazolona al 0,1 % en piridina.
  Pesar 0,1 g de $C_{20}H_{18}N_4O_2$, disolver en piridina y aforar a 200 ml.
- Reactivo mixto.
  Mezclar 125 ml de la solución 1-fenil-3-metil-5-pirazolona, con 25 ml de la solución bispirazolona.
- Solución patrón de cianuro.
  Pesar 2,51 g de cianuro potásico, disolver en agua bidestilada y aforar a 1.000 ml. Esta solución contiene aproximadamente:

  1 mg de cianuro/ml.

  Valorar la solución con nitrato de plata, en presencia de para-dimetil-amino-benzal-rodamina, para obtener la concentración real.

C) Equipo

- Aparato de destilación de cianuros (tipo Claysen), conectado a una trompa de agua.
- Potenciómetro "Radiometer, PHM-62"
- Espectrofotómetro de doble haz "Perkin Elmer, mod. 124"

D) Procedimiento

- Tomar 500 ml de muestra, o una alícuota convenientemente diluida, y verterlos al matraz de destilación.
- Adicionar 30 ml de solución de hidróxido de sodio 1 N, al lavador de gases.

- Agregar al matraz de destilación, 20 ml de solución de cloruro mercúrico, y 10 ml de cloruro de magnesio, y conectar a la trompa de agua, de forma que el borboteo se produzca a razón de una burbuja por segundo.
- Completar el contenido del matraz con 50 ml de ácido sulfúrico concentrado.
- Calentar a ebullición durante una hora.
- Dejar enfriar y extraer el contenido del lavador de gases, llevar a un matraz aforado de 50 ml y completar con agua bidestilada.
- Tomar 15 ml de esta solución y pasarlos a un vaso de precipitados de 100 ml. Ajustar el pH entre 6 y 7.
- Adicionar 0,2 ml de la solución de cloramina-T; esperar entre uno y dos minutos.
- Agregar 5 ml de reactivo mixto y aforar a 25 ml con agua bidestilada.
- Al cabo de veinte minutos, medir la intensidad del color desarrollado, a una longitud de onda de 620 nm, frente a un blanco.
- Preparar, paralelamente, patrones de concentraciones comprendidas entre 0 y 8 µg de cianuro por litro.
- Construir la curva de calibrado y deducir de la misma el contenido en cianuro de la muestra analizada.

4.4.15. Compuestos fenólicos

A) Fundamento del método

La 4-amino-antipirina a un pH 10,0 $\pm$ 0,2, en presencia de ferricianuro, reacciona con derivados fenólicos (a excepción del paracresol y fenoles parasustituidos similares) para formar una anilina de la antipirina, extraible en medio clorofórmico, cuya intensidad de color es proporcional a la concentración de compuestos fenólicos.

B) Reactivos

- Yoduro potásico.
- Amoniaco concentrado.
- Solución de dicromato potásico 0,025 N.

  Pesar 1,226 g de $K_2Cr_2O_7$, previamente desecado en estufa a 160°C durante una hora, disolver en agua bidestilada y aforar a 1.000 ml.
- Solución de almidón.

  Pesar 5 g de almidón soluble y disolver en una pequeña cantidad de agua bidestilada, añadir la emulsión resultante a 1.000 ml de agua bidestilada en ebullición y mantener ésta durante unos minutos; enfriar y dejar reposar durante la noche. Recoger el líquido sobrenadante y conservar la solución con unas gotas de cloroformo o tolueno.
- Solución de tiosulfato sódico 0,025 N.

  Pesar 6,025 g de $Na_2S_2O_3.5H_2O$, disolver en agua bidestilada y aforar a 1.000 ml. Normalizar la solución frente a dicromato potásico.
- Solución bromato-bromuro 0,1 N.

  Disolver 2,784 g de $KBrO_3$, junto a 10 g de KBr, en agua bidestilada y aforar a 1.000 ml.
- Cloruro amónico al 5 %.
- 4-amino-antipirina al 2 %.
- Ferricianuro potásico al 8 %.
- Cloroformo.
- Sulfato sódico anhidro.
- Solución patrón de fenol.

  Pesar 1,00 g de C_6H_5OH y disolver en agua bidestilada; aforar a 1.000 ml. Esta solución contiene:

  1 mg de fenol/ml.

Normalizar la solución frente a la de bromato-bromuro, en medio clorhídrico y en presencia de yoduro potásico.

C) Equipo

- Espectrofotómetro de doble haz "Perkin Elmer, mod. 124".

D) Procedimiento

- Destilar 1.000 ml de muestra, o una alícuota convenientemente diluida, previamente preservada.
- Trasvasar el destilado a un embudo de decantación de 200 ml.
- Añadir 10 ml de solución de cloruro amónico.
- Agregar 3,5 ml de amoniaco concentrado
- Adicionar 3 ml de solución 4-amino-antipirina.
- Esperar tres minutos.
- Incorporar 3 ml de solución de ferricianuro potásico.
- Esperar tres minutos.
- Adicionar, exactamente, 25 ml de cloroformo y agitar durante treinta segundos.
- Recoger la fase orgánica y medir la intensidad del color desarrollado, frente a un blanco, para una longitud de onda de 460 nm.
- Preparar, paralelamente, patrones de contenidos comprendidos entre 0 y 10 μg de fenol por litro.
- Construir la curva de calibrado y deducir de la misma el contenido en fenol de la muestra analizada.

4.4.16. Detergentes aniónicos

A) Fundamento del método

El azul de metileno reacciona con agentes sulfactivos, entre los que se encuentra el ditiosulfosuccinato sódico, así como las sales

de los ácidos alquil-aril-sulfónicos, para dar una sal soluble en cloroformo, cuya coloración es proporcional a la concentración de agentes aniónicos.

B) Reactivos

- Hidróxido sódico 1 N.
- Acido sulfúrico 1 N.
- Fenolftaleina al 0,5 %.
  Disolver 0,5 g de fenolftaleina en 50 ml de etanol y añadir 50 ml de agua bidestilada.
- Solución de azul de metileno.
  Disolver 0,1 g de $C_{16}H_{18}ClN_3S.3H_2O$ y ajustar a 100 ml con agua bidestilada. Tomar 30 ml de esta solución y agregar 500 ml de agua bidestilada, 6,8 ml de ácido sulfúrico y 50 g de $NaH_2PO_4.H_2O$. Diluir a 1.000 ml con agua bidestilada.
- Solución patrón de ditiosulfosuccinato sódico.
  Pesar 1,000 g de ditiosulfosuccinato sódico y diluir a 1.000 ml con agua bidestilada. Esta solución contiene:
  1,0 mg ditiosulfosuccinato sódico/ml.
- Cloroformo.
- Solución de lavado.

C) Equipo

- Espectrofotómetro de doble haz "Perkin Elmer, mod. 124"

D) Procedimiento

- Pipetear 100 ml de muestra, o una alícuota convenientemente diluida, y verter a un embudo de decantación.
- Añadir dos gotas de fenolftaleina.

- Agregar gotas de hidróxido sódico 1 N, hasta viraje.
- Incorporar 10 ml de cloroformo, seguido de 25 ml de la solución azul de metileno y agitar durante treinta segundos.
- Verter la fase clorofórmica sobre un vaso de precipitados de 100 ml.
- Repetir la extracción dos veces más, utilizando 10 ml de cloroformo en cada ocasión y aforar el matraz de 100 ml, con cloroformo.
- A continuación, medir la intensidad del color desarrollado, frente a un blanco, para una longitud de onda de 652 nm.
- Preparar, paralelamente, patrones de concentraciones comprendidas entre 0 y 2 mg de ditiosulfosuccinato sódico por litro.
- Construir la curva de calibrado y deducir de la misma el contenido en detergentes de la muestra analizada.

capitulo VI

RESULTADOS OBTENIDOS
Y DISCUSION

1. RESULTADOS OBTENIDOS

1.1. AGUAS DEL EMBALSE SUBTERRANEO

1.1.1. Noviembre de 1982

Con el muestreo de Noviembre de 1982 comienza la etapa experimental de esta investigación. Son analizadas las aguas recogidas en 23 puntos de control espacial, que repartidos por toda la superficie del acuífero, adoptan una distribución semejante a la de la red de control de calidad semestral, del IGME. La localizacion de los puntos de agua muestreados, y los resultados analíticos obtenidos, para las 14 determinaciones físico-químicas consideradas, pueden observarse en la figura 60 y en el anexo V.2.1, respectivamente.

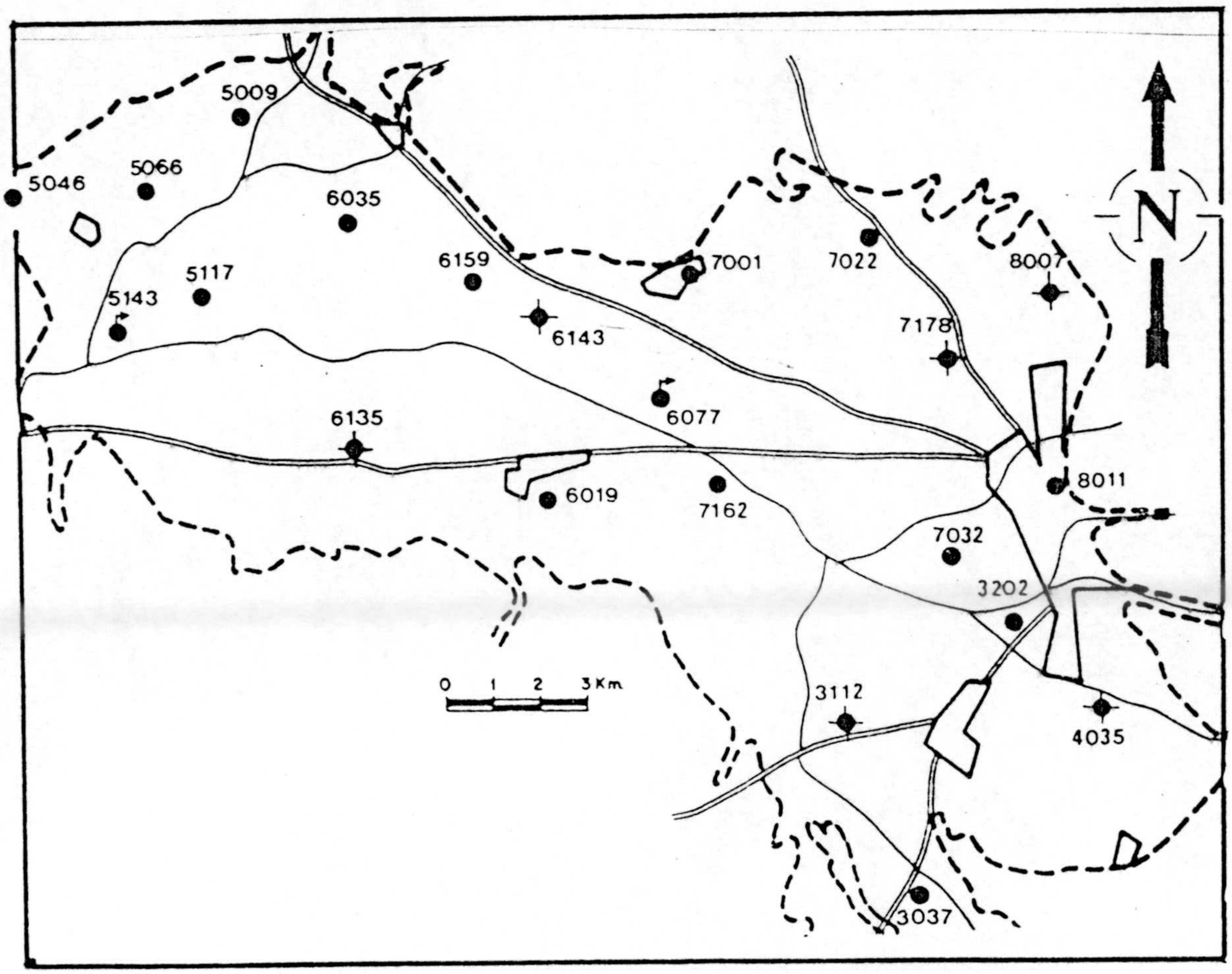


Figura 60.- Mapa de los puntos de agua del muestreo analitico de Noviembre de 1982.

1.1.2. Septiembre de 1983

En esta fecha se realiza un amplio muestreo analítico de las aguas del acuífero de La Vega de Granada. Son seleccionados 129 puntos de agua de control físico-químico, en los que se determinan los parámetros: conductividad, temperatura, pH, nitratos y nitritos. En una red representativa, constituida por 84 de los puntos, se determinan otros 9 parámetros adicionales.

La localización espacial de los puntos de agua considerados puede observarse en la figura 61. Asimismo, los resultados analíticos obtenidos aparecen reflejados en el anexo V.2.2.

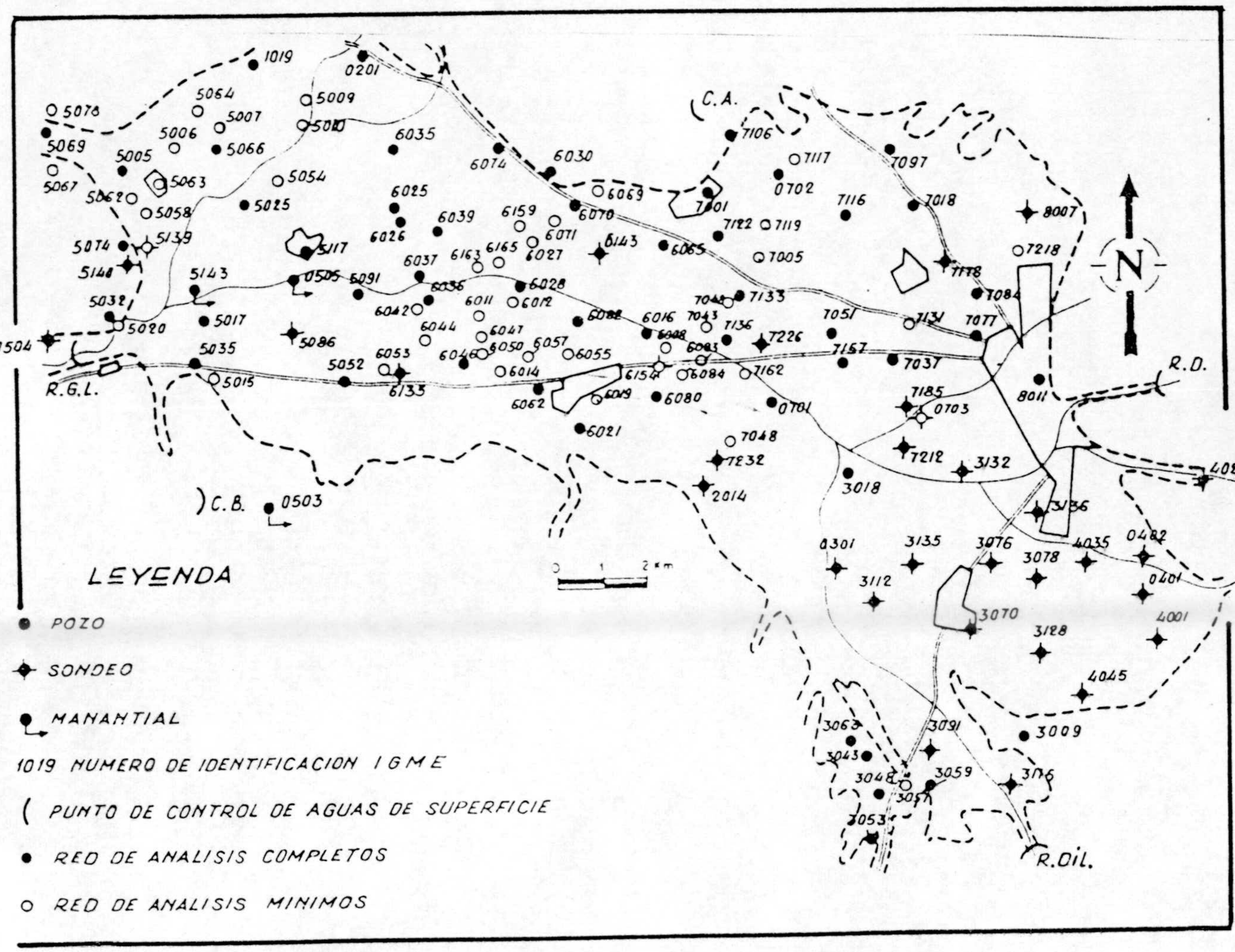


Figura 61.- Mapa de puntos de agua del muestreo analitico de Septiembre de 1983.

De la red de control, de 84 puntos, antes comentada, se hace una nueva selección, esta vez de 14 puntos de agua, con el objetivo de relacionar, más directamente, el quimismo de las aguas con el sistema de flujo subterráneo. Para ello se realizan dos perfiles hidroquímicos transversales al sistema de flujo y uno longitudinal.

La situación de estos perfiles, junto a la de los 14 puntos de control analítico que los integran, puede observarse en la figura 65. Los resultados analíticos obtenidos, para esta red de control, están reflejados en el anexo V.2.11.

1.1.3. Diciembre de 1983

A la vista de la distribución espacial de los valores analíticos obtenidos en la campaña anterior, es seleccionada una nueva red de control, esta vez de sólo 10 puntos de agua, los cuales son representativos de las diferentes situaciones hidroquímicas de borde puestas de manifiesto. Sobre los mismos se hace un "barrido" analítico más completo, el cual incluye la determinación de 31 parámetros físico-químicos.

La situación espacial de los puntos de agua mencionados, y los resultados analíticos obtenidos sobre los mismos, pueden observarse en la figura 62 y en el anexo V.2.5, respectivamente.

De forma independiente, se realiza el muestreo, y posterior análisis, de los 14 puntos de agua incluidos en la red de control hidroquímico, relacionada con el flujo subteráneo, a la que en la campaña anterior se hizo mención. Los nuevos resultados obtenidos pueden observarse en el anexo V.2.4.

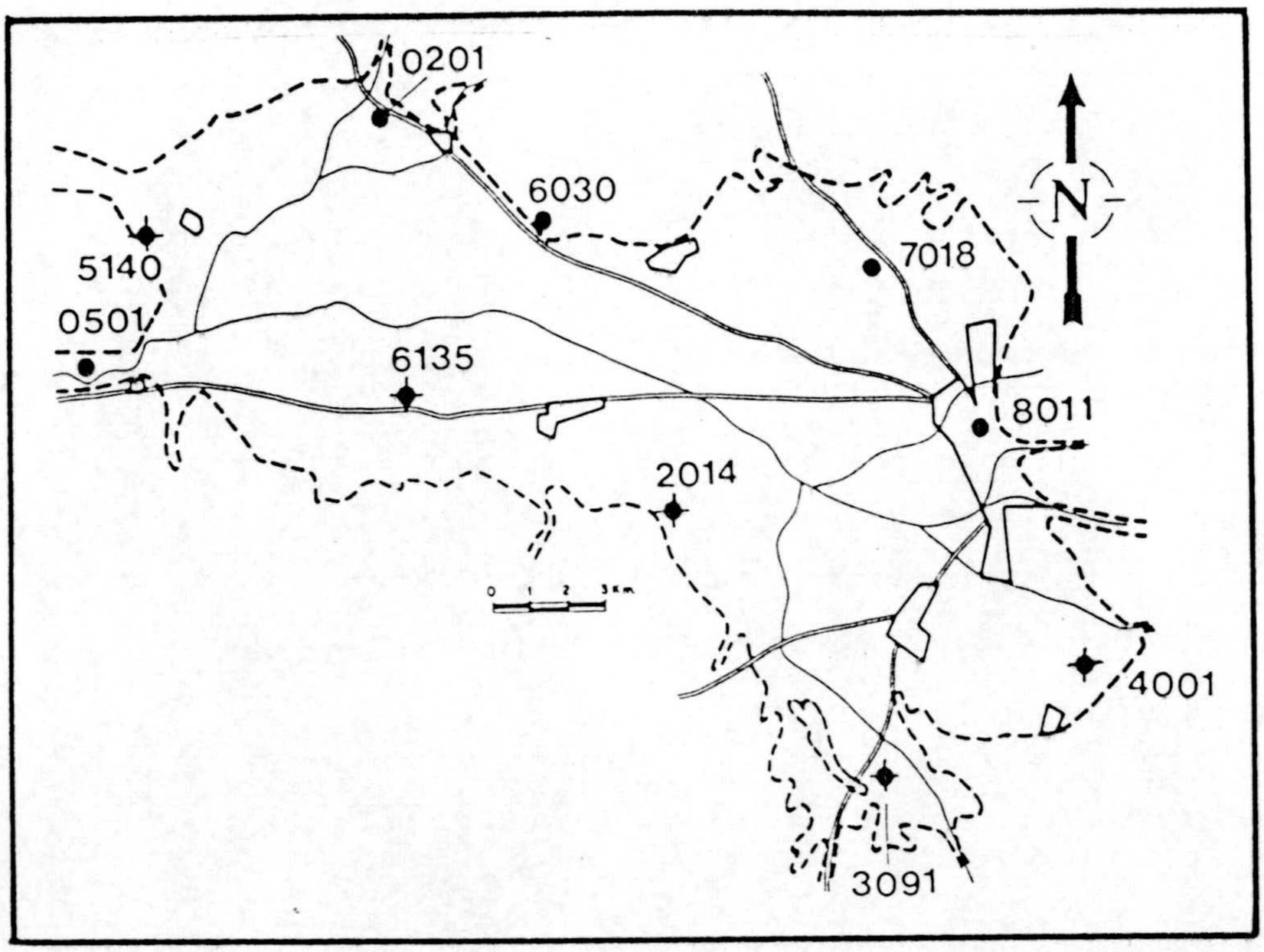


Figura 62.- Mapa de puntos de agua del muestreo analitico de Diciembre de 1983.

1.1.4. Marzo de 1984

En Marzo de 1984 (fecha antípoda del año, con respecto a la de Septiembre, de la campaña anterior) se realiza otro amplio muestreo analítico de las aguas del acuífero, en principio pensado sobre la misma red de control, de 84 puntos, que fué considerada en el de Septiembre de 1983. La nueva situación de las captaciones de agua, en una época de no regadío, obliga a desestimar 27 puntos de control, de los pertenecientes a la red de control de Septiembre, de la que se mantienen los restantes 57 puntos. En total son analizadas 81 muestras de agua, en las que se determinan los mismos 14 parámetros físico-químicos considerados en campañas anteriores. Es una excepción la analítica que se lleva a cabo sobre 17 muestras de agua, de las 81 de que consta el muestreo, la cual incluye la determinación de 11 parámetros físico-químicos complementarios.

La red de puntos de agua, utilizada en esta ocasión, puede observarse en la figura 63, en la que se hace distinción de los que poseen análisis más completos. Asimismo, los resultados analíticos obtenidos se hallan recogidos en los anexos V.2.7 y V.2.9.

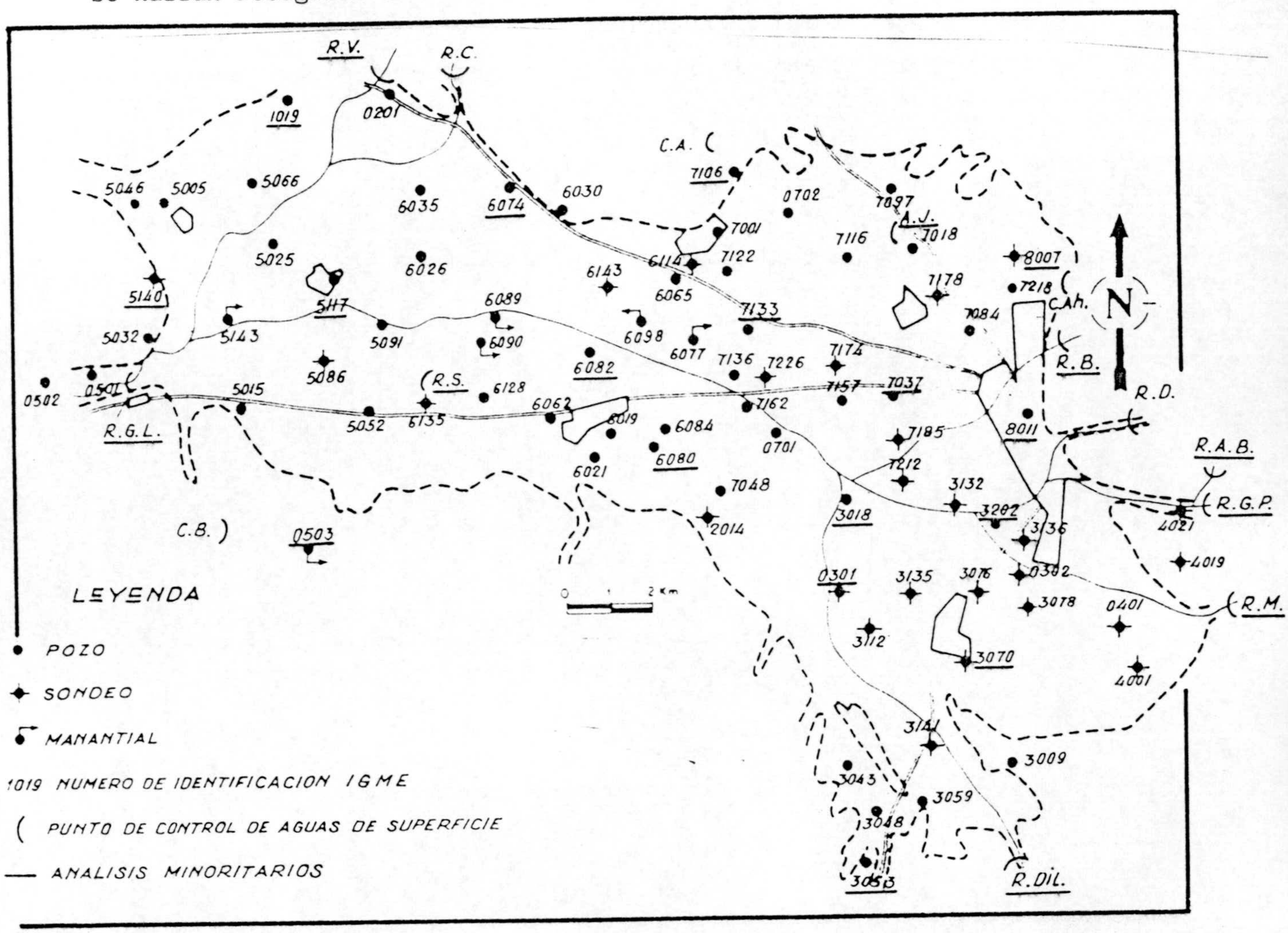


Figura 63.- Mapa de puntos de agua del muestreo analítico de Marzo de 1984.

Al igual que para las campañas de Septiembre y Diciembre de 1983, se realiza el análisis de los 14 puntos de agua de la red de control hidroquímico, relacionada con el sistema de flujo subterráneo del acuífero (figura 65). Los nuevos resultados analíticos obtenidos pueden hallarse en el anexo V.2.13.

Con los análisis de Septiembre y Marzo, de los 57 puntos de agua comunes a ambas campañas, se diagnostican las variaciones hidroquímicas temporales del acuífero, ya que los mismos siguen conservando una buena distribución espacial (ver figura 64). Para ello los datos analíticos correspondientes son introducidos, en el ordenador, como ficheros hidroquímicos independientes (Septiembre comunes y Marzo comunes. A ellos haremos frecuentísima alusión a lo largo del texto), y a partir de los mismos realizados varios tipos de test matemáticos y representaciones hidroquímicas.

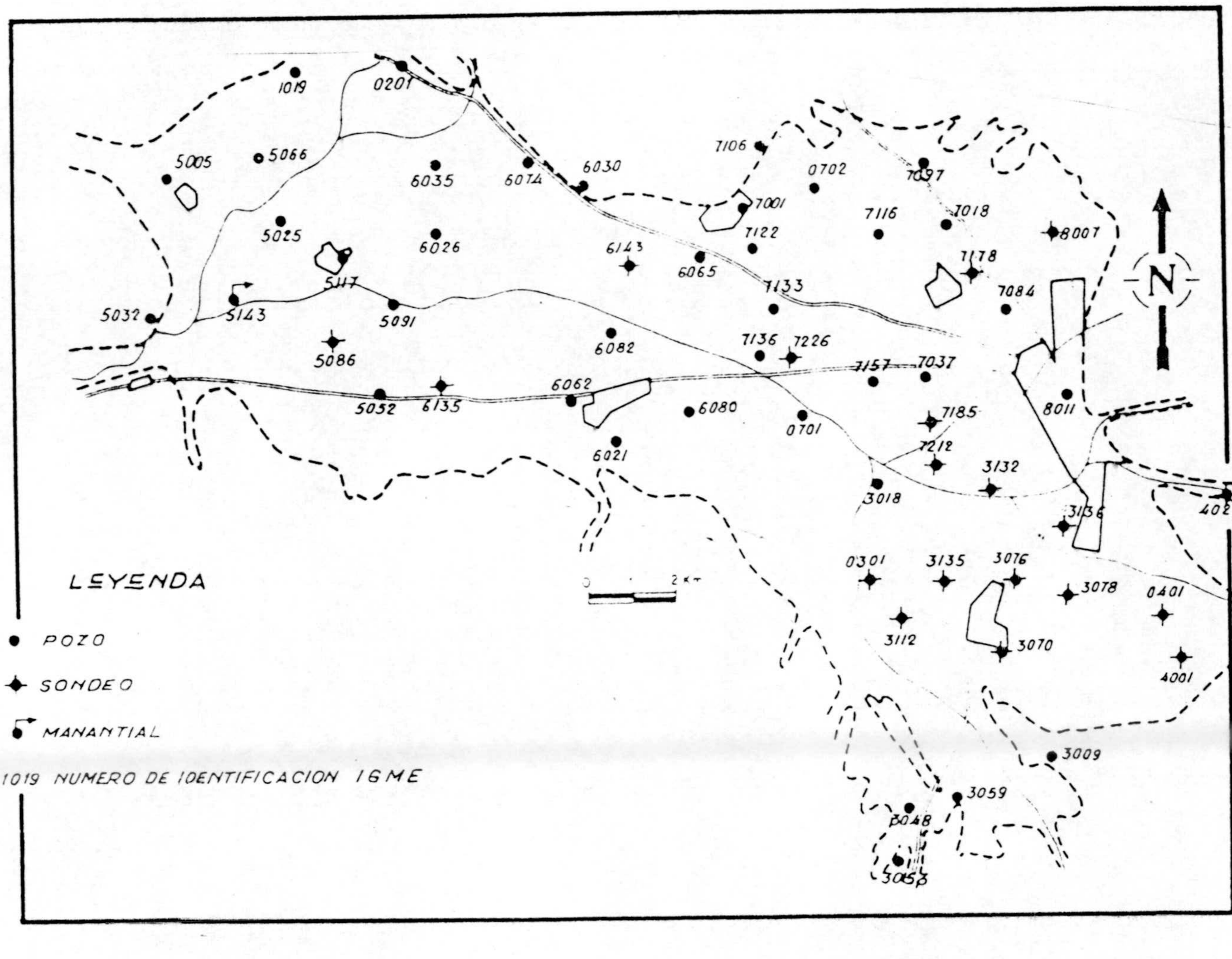


Figura 64.- Mapa de la red de puntos de agua del acuífero, comunes a los muestreos analíticos de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984.

Los resultados analíticos correspondientes a esta red de puntos de agua, comunes a los muestreos de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984, se hallan recogidos en los anexos V.2.10 y V.2.12, respectivamente.

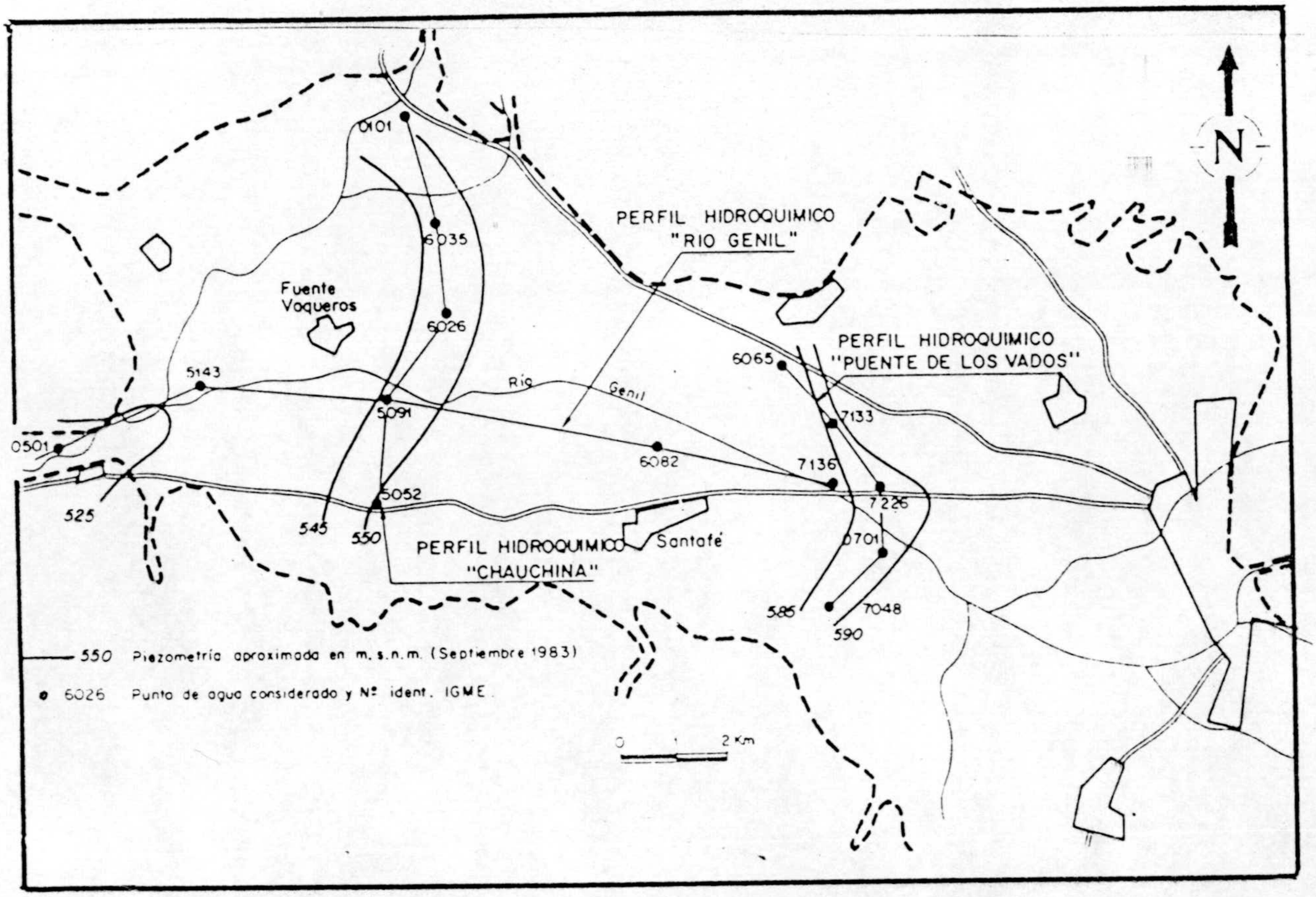


Figura 65.- Red de control analítico de los puntos de agua relacionados con el flujo subterráneo del acuífero de La Vega de Granada, pertenecientes a los perfiles hidroquímicos: "Puente de Los Vados", "Chauchina" y "Río Genil".

1.2. AGUAS DE SUPERFICIE

1.2.1. Septiembre de 1983

Las aguas de superficie son muestreadas, por primera vez, en Septiembre de 1983, en ocho puntos de control, pertenecientes a los siete cursos de superficie principales que acceden a La Vega de Granada. La localización espacial de los cursos y puntos de agua muestreados, puede observarse en la figura 61. Los valores analíticos obtenidos están reflejados en el anexo V.2.3.

1.2.2. Marzo de 1984

En el muestreo de Marzo de 1984 se repite el control analítico de las aguas de superficie, que fué llevado a cabo en el de Septiembre, con la inclusión de las aguas de seis nuevos cursos superficiales. En esta nueva red de control (ver figura 63) están incluidas todas las aguas de superficie, de interés, que acceden a La Vega de Granada. Complementariamente, sobre nueve de las muestras, se realiza un análisis físico-químico más completo, que incluye la determinación de 11 parámetros adicionales. Los resultados analíticos obtenidos pueden observarse en los anexos V.2.8 y V.2.9.

1.3. AGUAS RESIDUALES URBANAS

1.3.1. Diciembre de 1983

En Diciembre de 1983 se realiza un control analítico de las aguas residuales urbanas de La Vega de Granada, que, por su infiltración, tanta importancia tienen en la caracterización de la calidad de las aguas subterráneas. El muestreo correspondiente incluye el control de 41 puntos de agua, repartidos a lo largo de ocho cauces de superficie (ríos y acequias). En ellos se determinan 13 parámetros físico-químicos, indicadores de contaminación orgánica.

La localización espacial de la red de puntos muestreada, aparece reflejada en la figura 66.

Los resultados analíticos obtenidos, sobre los puntos de dicha red, están expuestos en el anexo V.2.6. Complementariamente, en las estaciones más representativas, de cada uno de los cauces considerados, se determinaron una serie de parámetros físico-químicos adicionales, cuyo valores pueden observarse en el cuadro 31.

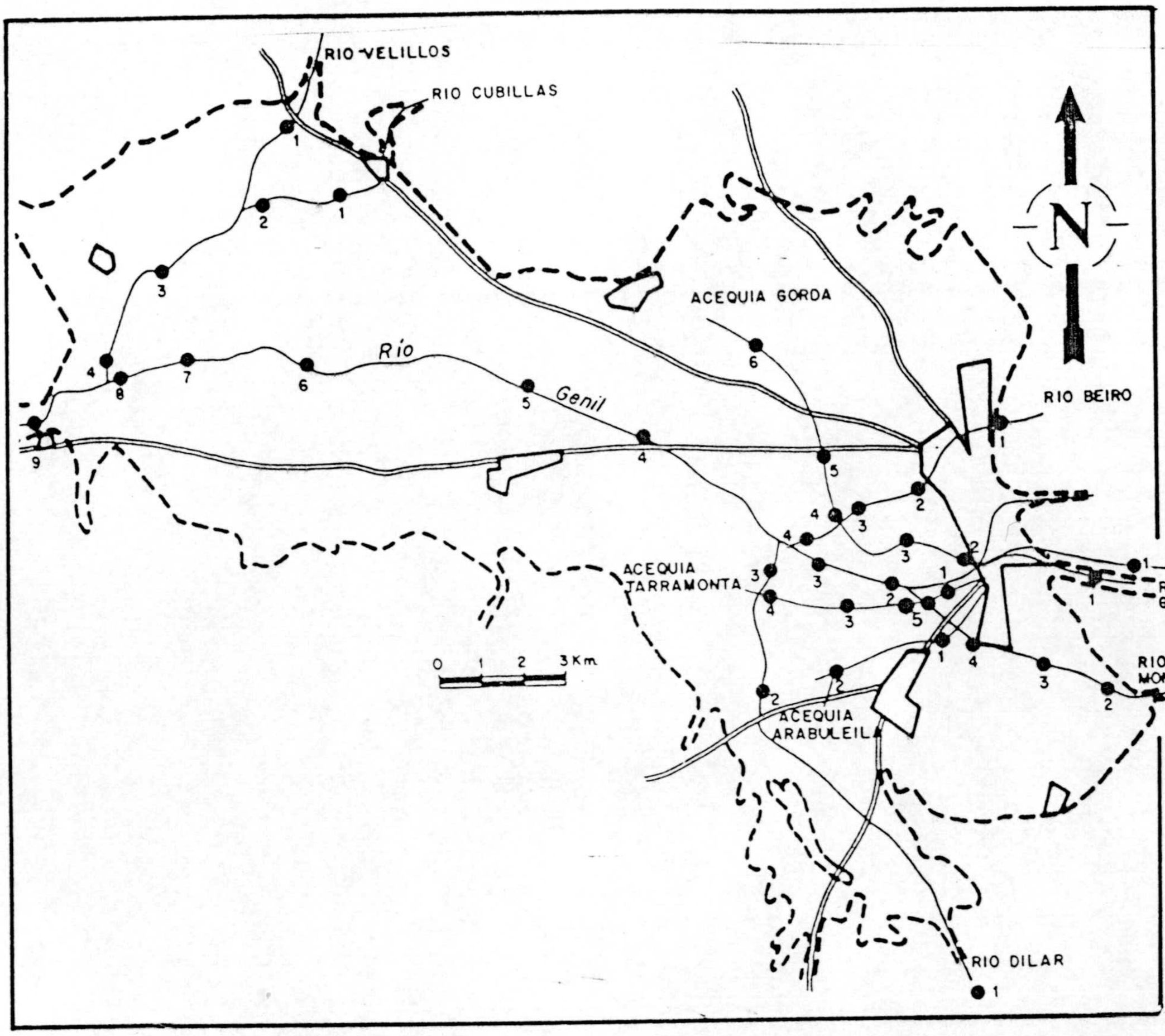


Figura 66.- Red de control analítico de las aguas residuales urbanas de La Vega de Granada (Diciembre de 1983).

1.3.2. Marzo de 1984

En la campaña hidroquímica de Marzo de 1984, el control de las aguas residuales urbanas se limita, sólo, a determinar los principales parámetros indicadores de contaminación orgánica de las aguas de las estaciones de control, más representativas, consideradas en la campaña de Diciembre de 1983.

2. AGUAS DEL EMBALSE SUBTERRANEO

2.1. PARAMETROS NO ESPECIFICOS

2.1.1. Conductividad

a) Introducción

La conductividad eléctrica es una determinación fácil y rápida, que permite evaluar, muy aproximadamente, la mineralización hídrica global. Proviene de la disociación de los ácidos, bases y/o sales presentes en el agua, en iones, unos positivos (cationes) y otros negativos (aniones), los cuales poseen la propiedad de conducir la corriente eléctrica. Ahora bien, no todos tienen la misma movilidad, por lo que la medida de la conductividad, lo que realmente aprecia es la del conjunto. Así pues, ésta dependerá no sólo de la cantidad de electrolito disuelto (concentración), sino también de las proporciones de los diferentes tipos presentes. La temperatura influye, además, en la misma (aumento medio del 2 %/°C), por lo que es necesario referirla a una temperatura fija o standard, que suele ser de 20 ó 25°C.

De acuerdo con el origen intrínseco de la conductividad, ya expuesto, es muy alta su correlación con el residuo seco y total de sólidos disueltos presentes en el agua, variando su relación según la composición iónica particular presente en cada caso. BURRIEL y ALVAREZ (1963) proponen una relación entre el residuo seco y la conductividad de 0,86. De forma más general, GOMIS (1967) señala que los valores de esta relación varían entre 0,5 y 1,0. Otras correlaciones interesantes con distintos iones se ponen frecuentemente de manifiesto, las cuales dependen de los particulares tipos de mineralización presentes.

GUILARD, 1941 (en CATALAN, 1969) propone los factores por los que se deben multiplicar las concentraciones de los diferentes iones, en mg/l, para hallar la conductividad, en µmhos/cm, de forma teórica. Estos son los siguientes:

Cl^-	0,27	Mg^{++}	0,55
CO_3H^-	0,20	Ca^{++}	0,39
$SO_4^=$	0,16	Na^+	0,27
		K^+	0,25

(todos x 10^{-5})

La conductividad de las aguas naturales es tan variable como su grado de mineralización, a la cual, como ya se ha expuesto, está estrechamente ligada. Puede oscilar entre 50 y más de 100.000 μmhos/cm, dependiendo de que se trate de aguas de precipitación (también de fusión de nieves) o de salmueras. Para las aguas subterráneas la conductividad "normal" oscila entre 300 y 3.000 μmhos/cm.

Con respecto a la calidad del agua para consumo humano, la Reglamentación española no fija su contenido máximo, limitándose sólo a decir que, "debe ser la correspondiente a la mineralización de las aguas". Sin embargo, si establece el límite máximo de residuo seco en 1.500 mg/l, por lo que indirectamente, y atendiendo a la relación antes aludida, de GOMIS (1967), el límite máximo de la misma queda aproximadamente comprendido entre 1.000 y 1.500 μmhos/cm.

Desde el punto de vista de la calidad del agua para su uso agrícola, la clasificación del USSLS (1954) considera el límite de 1.500 μmhos/cm, como propio ya de una alta mineralización, con grave peligro para la salinización del suelo.

b) Distribución frecuencial de valores (referidos a 25°C)

- Campaña de Septiembre de 1983

Del histograma de frecuencias correspondiente (anexo VII.2) se deduce que el mayor porcentaje de la población, el 46 %, está comprendido en el intervalo de 700 a 1.000 μmhos/cm, siendo el intervalo de clase (100 μmhos/cm) dominante, el de 700 a 800 μmhos/cm, con una re-

presentatividad del 16 %. Es de destacar, asimismo, el desplazamiento del valor medio a 1.102 μmhos/cm, debido, fundamentalmente, al gran peso específico de los valores superiores a 2.000 μmhos/cm, que suponen un 6 %.

Los valores máximo, mínimo y medio obtenidos, fueron de: 3.210 (punto nº 0503), 470 (punto nº 4001), y 1.102 μmhos/cm, respectivamente (desviación típica de 490).

- Campaña de Marzo de 1984

De acuerdo con el histograma de frecuencias correspondiente (anexo VII.2), el 39 % de los valores se agrupan en el intervalo de 700 a 900 μmhos/cm, que destaca por su representatividad sobre el resto. Al igual que fué comentado para la campaña anterior, la media, de 1.059 μmhos/cm, se encuentra desplazada por los valores de conductividad que superan los 2.000 μmhos/cm, los cuales suponen un 7 % del total.

Los valores máximo, mínimo y medio obtenidos, fueron de: 2.960 (punto nº 0503), 421 (punto nº 4001) y 1.059 μmhos/cm, respectivamente (desviación típica de 511).

La variación temporal, Septiembre-Marzo, de contenidos, puede ser observada objetivamente en la figura 67, donde se muestran los diagramas de distribución de frecuencias para la red de puntos comunes establecida entre ambos muestreos (figura 64).

Los valores medios obtenidos para Septiembre y Marzo, sobre dicha red de puntos, fueron de 1.099 y 1.049 μmhos/cm, respectivamente, lo que refleja un incremento medio de contenidos, para la campaña de Septiembre, del 5 %. Las desviaciones típicas halladas, para las mismas campañas, fueron de 550 y 490, respectivamente, lo que evidencia un incremento medio de la dispersividad de los valores, para el muestreo de Septiembre, del 12 %.

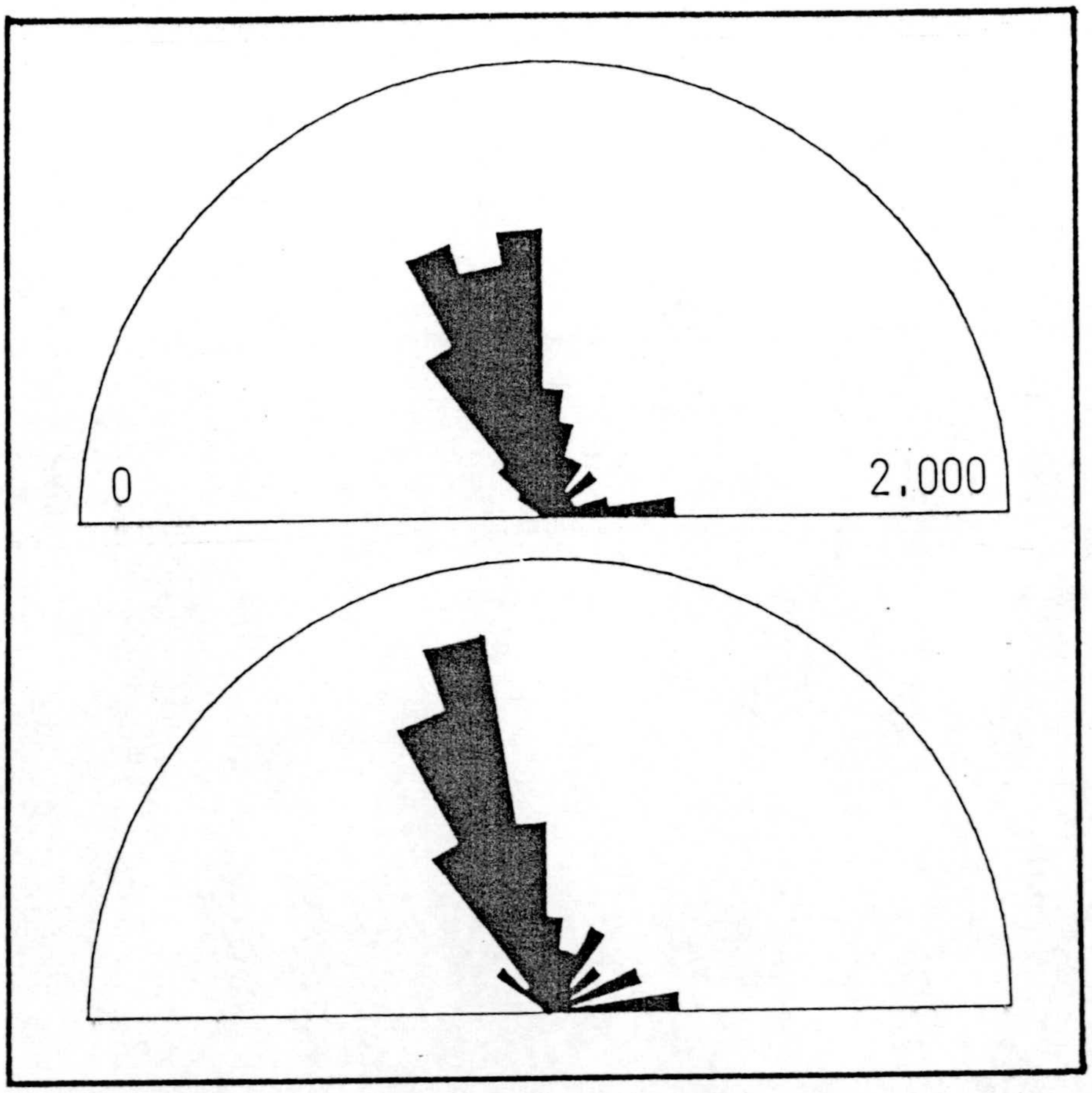


Figura 67.- Diagramas de distribución de frecuencias para los valores de conductividad de la red de puntos comunes a los muestreos analíticos de Septiembre de 1983 (superior) y Marzo de 1984 (inferior). Rango de 0 a 2.000 µmhos/cm. Intervalo de clase de 100 µmhos/cm. Semicírculo del 25 % de frecuencia.

c) Distribución espacial de valores

- Campaña de Septiembre de 1983

La distribución espacial de valores aparece reflejada en el mapa de isoconductividad (figura 68). En él se observan unas áreas de baja conductividad (de 500 a 750 µmhos/cm), correspondientes al sector Suroriental del acuífero y al delimitado por el río Genil entre el puente de Los Vados y Fuente Vaqueros. Un área de mínimos valores (inferiores a 500 µmhos/cm) es la localizada entre La Zubia y Cájar. Las áreas con aguas más conductoras (valores superiores a 1.250 µmhos/cm)

están situadas al Norte, entre Pulianas y Zujaira y al Suroeste, sector de Aeropuerto-Romilla, siendo en este último (y en Los Baños de Sierra Elvira) donde se encuentran los valores máximos hallados (superiores a 2.250 µmhos/cm).

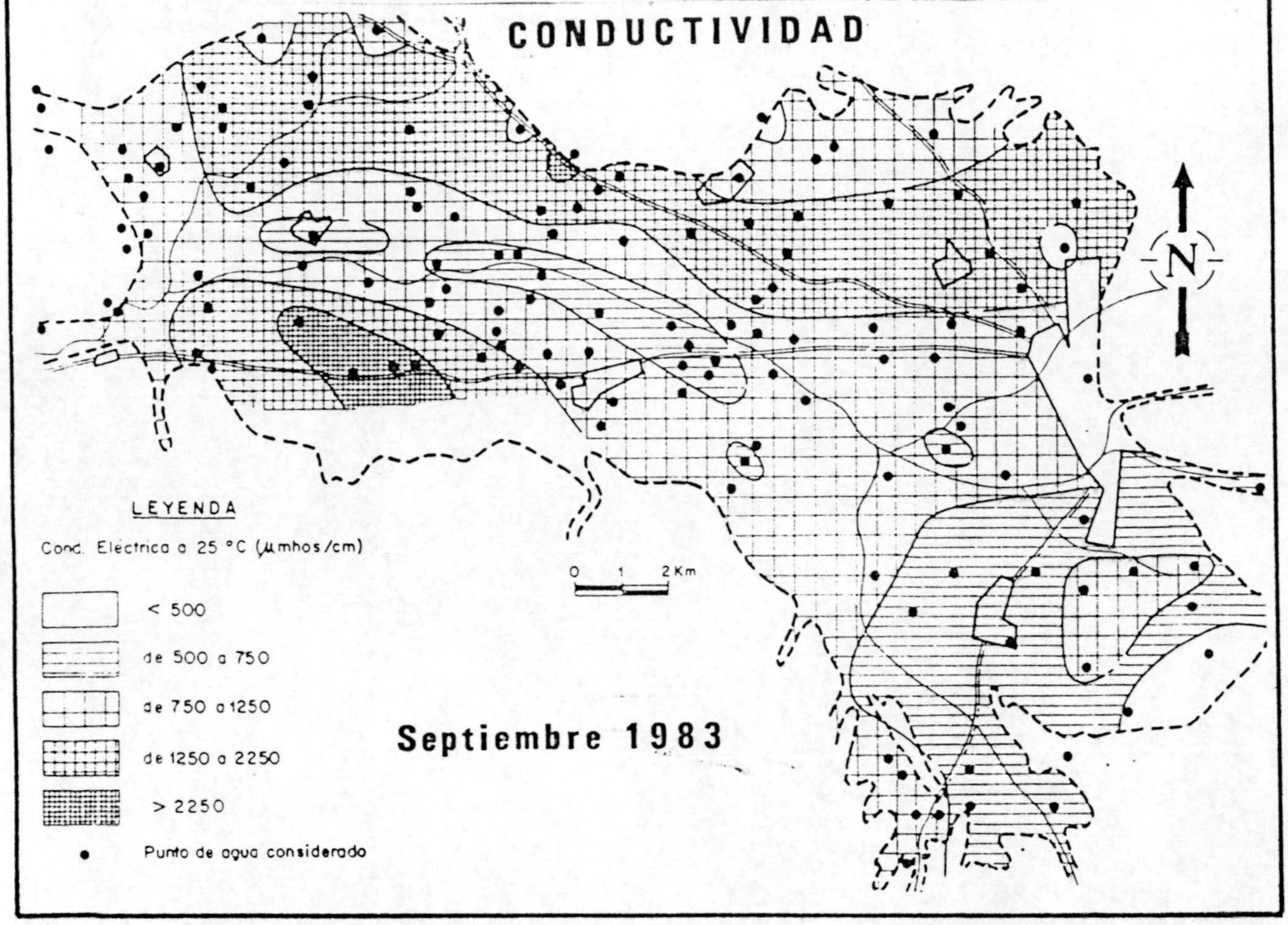


Figura 68.- Mapa de isoconductividades para Septiembre de 1983.

- Campaña de Marzo de 1984

La distribución espacial de valores puede observarse en el mapa de isoconductividad correspondiente (figura 69). En él se muestra una situación totalmente similar a la comentada para la campaña anterior (figura 68). La única diferencia destacable es la ausencia del área de baja conductividad, puente de Los Vados-Fuente Vaqueros, en donde

para la de Marzo sólo son distinguibles dos pequeños núcleos de baja conductividad (de 500 a 750 µmhos/cm).

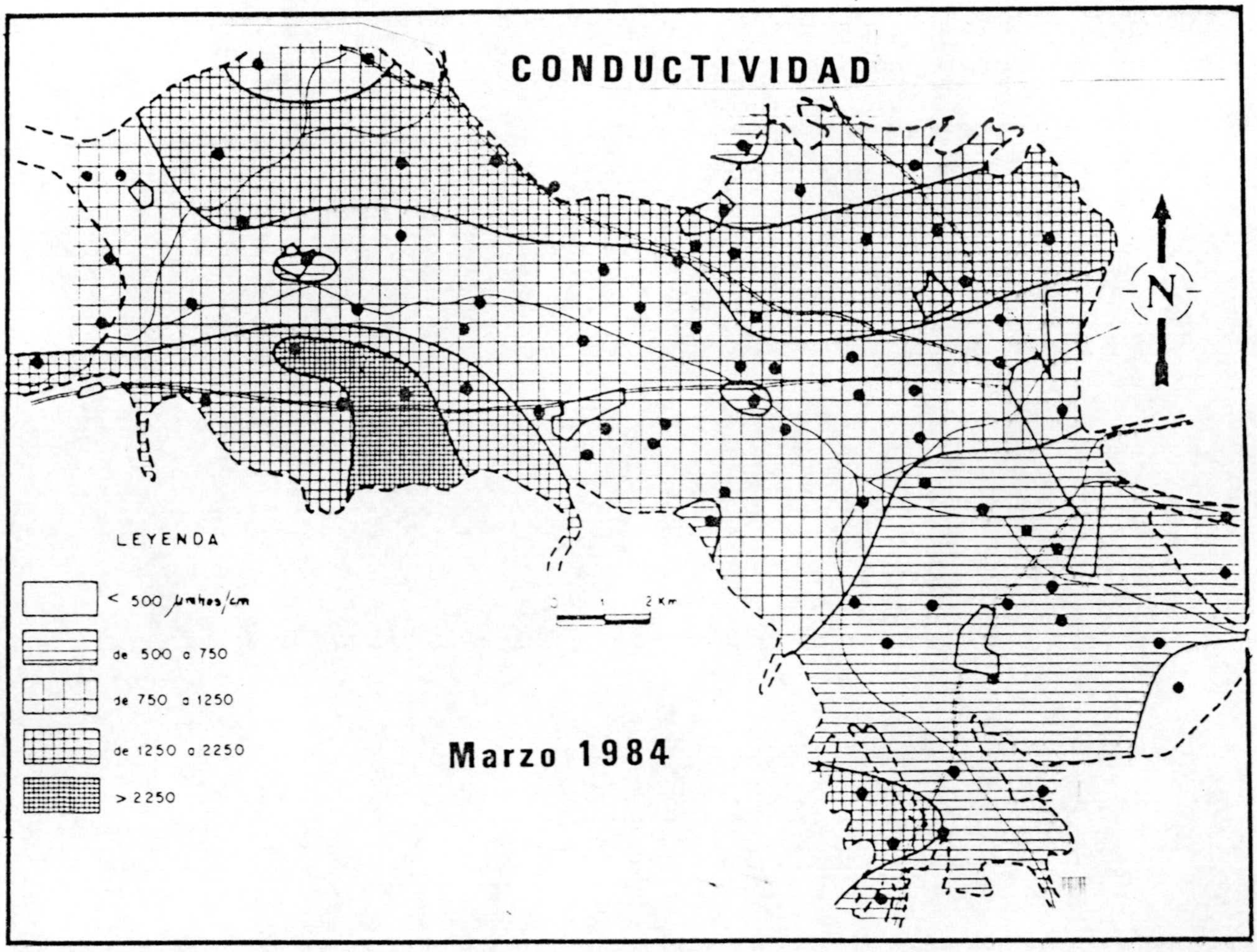


Figura 69.- Mapa de isoconductividades para Marzo de 1984.

Las distribuciones espaciales de isovalores comentadas, ponen de manifiesto aportes hídricos de baja conductividad a través de todo el sector de alimentación Suroriental del acuífero (ríos Darro, Genil, Aguas Blancas, Monachil y Dílar), con dirección de flujo hacia Fuente Vaqueros, siguiendo el curso del río Genil. Por el contrario, son destacables importantes aportes salinos en los sectores de Pulianas, Sierra Elvira y Aeropuerto (también río Velillos. Ver apartado 8).

d) Correlaciones

Dada su estrecha dependencia con la salinidad total, manifiesta una notable correlación con la mayor parte de los iones dominantes en la misma. Aparte de su correlación natural con el total de sólidos disueltos (T.S.D.), son destacables las que mantiene con los sulfatos, calcio y magnesio (también cloruros y sodio).

En el apartado 2.5 son comentadas, con detalle, las relaciones mantenidas con el total de sólidos disueltos (2.5.7), sulfatos (2.5.1), dureza total (2.5.4) y cloruros (2.5.5).

2.1.2. Temperatura

a) Introducción

La temperatura de un agua natural, sobre todo si es subterránea, es otro de los parámetros físicos, de fácil medida, que junto al de la conductividad, suministra gran información de partida. Para las aguas subterráneas puede decirse que es un magnífico trazador natural (al no estar sujeto, normalmente, a las oscilaciones térmicas ambientales), que permite agrupar tipos diferentes de aguas, detectar circulaciones profundas, mezclas, influencias de ríos, etc.

De la temperatura dependen, además, muchos procesos físico-químico-biológicos. Así, modifica: la densidad, viscosidad, tensión de vapor, solubilidad de gases y sales y las velocidades de las reacciones químicas y bioquímicas.

Para las aguas superficiales, las variaciones térmicas, diarias, pueden ser respetables, dependiendo de las correspondientes a la temperatura ambiente. Las aguas subterráneas de acuíferos detríticos (como es el de La Vega de Granada) no sufren, apenas, variaciones in-

traanuales por debajo de los 20 m de profundidad (SCHOELLER, 1962), a partir de la cual se puede considerar que se localiza la franja de homotermia (hasta la superficie heterotermia; variaciones intraanuales amortiguadas), donde la temperatura se mantiene constante e igual a la media anual atmosférica. En la franja de homotermia aumenta con la profundidad, de acuerdo con el gradiente geotérmico regional, el cual debe de estar próximo a + 1°C/33 m. Dada la diferencia de calor específico del agua (1 cal/g), frente al del terreno (0,2 cal/g), es posible, para una alta velocidad de circulación, encontrar aguas de baja temperatura relativa, producto residual de la de infiltración, todavía no compensada.

Han sido numerosísimas las clasificaciones de las aguas desarrolladas a partir de sus temperaturas, pero quizás una de las más clásicas y que agrupa a una gran mayoría de ellas, sea la de SCHOELLER (1962), la cual diferencia los siguientes grupos:

- Hipertermales (o termales)	T. agua > T. ambiente + 4°C
- Ortotermales	T. ambiente ≤ T. agua ≤ T. ambiente + 4°C
- Hipotermales	T. agua < T. ambiente

Las aguas subterráneas presentan un amplio intervalo de valores de temperatura, pero lo normal es que ésta sea igual o algo superior a la media anual de la región donde se encuentren. Sí es característica, sin embargo, su homotermia, que hace que aparentemente estén frías en verano y calientes en invierno.

Con respecto a la calidad del agua para el consumo humano, la Reglamentación española no hace mención a la misma. La francesa, sin embargo, sitúa el valor óptimo entre 9 y 12°C, considerando que no debe sobrepasar los 15°C, ya que temperaturas superiores favorecen el desarrollo de microorganismos, al tiempo que intensifican los olores y sabores; por debajo de 9°C pueden modificar las reacciones químicas de los tratamientos potabilizadores.

Para los usos en agricultura, las temperaturas de irrigación altas son beneficiosas (aumentan la adsorción, disminuyen el riesgo de

heladas...), al contrario de las necesidades requeridas para los usos industriales, donde las mismas favorecen mayores contenidos salinos, generación de algas...

b) Distribución frecuencial de valores

- Campaña de Septiembre de 1983

Del diagrama de distribución de frecuencias correspondiente (anexo VII.2) se deduce la presencia de un amplio intervalo dominante, comprendido entre 15,0 y 17,5°C, el cual agrupa al 67 % de la población. El intervalo de clase (0,5°C) mejor representado es el que va de 15,5 a 16,0°C, con un 18 %.

Los valores máximo, mínimo y medio obtenidos, fueron de: 32,0 (punto nº 6030), 13,2 (punto nº 6083) y 16,0°C, respectivamente (desviación típica de 2,0).

- Campaña de Marzo de 1984

A partir del correspondiente diagrama de distribución de frecuencias (anexo VII.2), se pone de manifiesto un intervalo bastante representativo que, para esta campaña, es el comprendido entre 15,5 y 17,0°C, el cual incluye los valores del 62 % de la población. Dentro del mismo domina ampliamente el intervalo de clase (0,5°C) de 15,5 a 16,0°C, con un porcentaje de representatividad del 29 %.

Los valores máximo, mínimo y medio obtenidos, fueron de: 30,5 (punto nº 6030), 13,2 (punto nº 6080) y 15,7°C, respectivamente (desviación típica de 2,1).

De acuerdo con la clasificación de SCHOELLER (1962), anteriormente comentada, y considerando una temperatura media anual para La Vega de Granada de 14,9°C (anexo I.2), las aguas del acuífero se agrupan, entre los tres tipos de aguas considerados, de la siguiente manera:

Tipos de aguas (%)	Septiembre de 1983	Marzo de 1984	Media
Hipertermales	3	2	2
Ortotermales	77	75	76
Hipotermales	20	23	22

Cuadro 16.- Clasificación de los tipos de agua, según su temperatura (SCHOELLER, 1962), y porcentajes de los mismos, encontrados para el acuífero de La Vega de Granada (campañas de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984).

De los resultados reflejados en el cuadro precedente se deduce una absoluta mayoría de las aguas ortotermales (76 %), seguidas de las hipotermales (22 %), asociadas, fundamentalmente, a rápidas infiltraciones de las aguas de superficie provenientes de Sierra Nevada (río Genil mayoritariamente). El 2 % de aguas hipertermales hace alusión a los focos "calientes" de Sierra Elvira y Chauchina.

La variación temporal, Septiembre-Marzo, de temperaturas, puede ser deducida objetivamente de la figura 70, que muestra los diagramas de distribución de frecuencias de la red de puntos comunes establecida entre ambos muestreos (figura 64).

Los valores medios obtenidos, para Septiembre y Marzo, sobre dicha red de puntos, fueron de 16,4 y 16,0°C, respectivamente, lo que refleja un incremento, de los valores de Septiembre, del 3 %. Las desviaciones típicas halladas para las mismas campañas, que fueron de 2,6 y 2,3, respectivamente, vuelven a poner de manifiesto un incremento, esta vez para la dispersividad, de los valores de Septiembre, del 13 %.

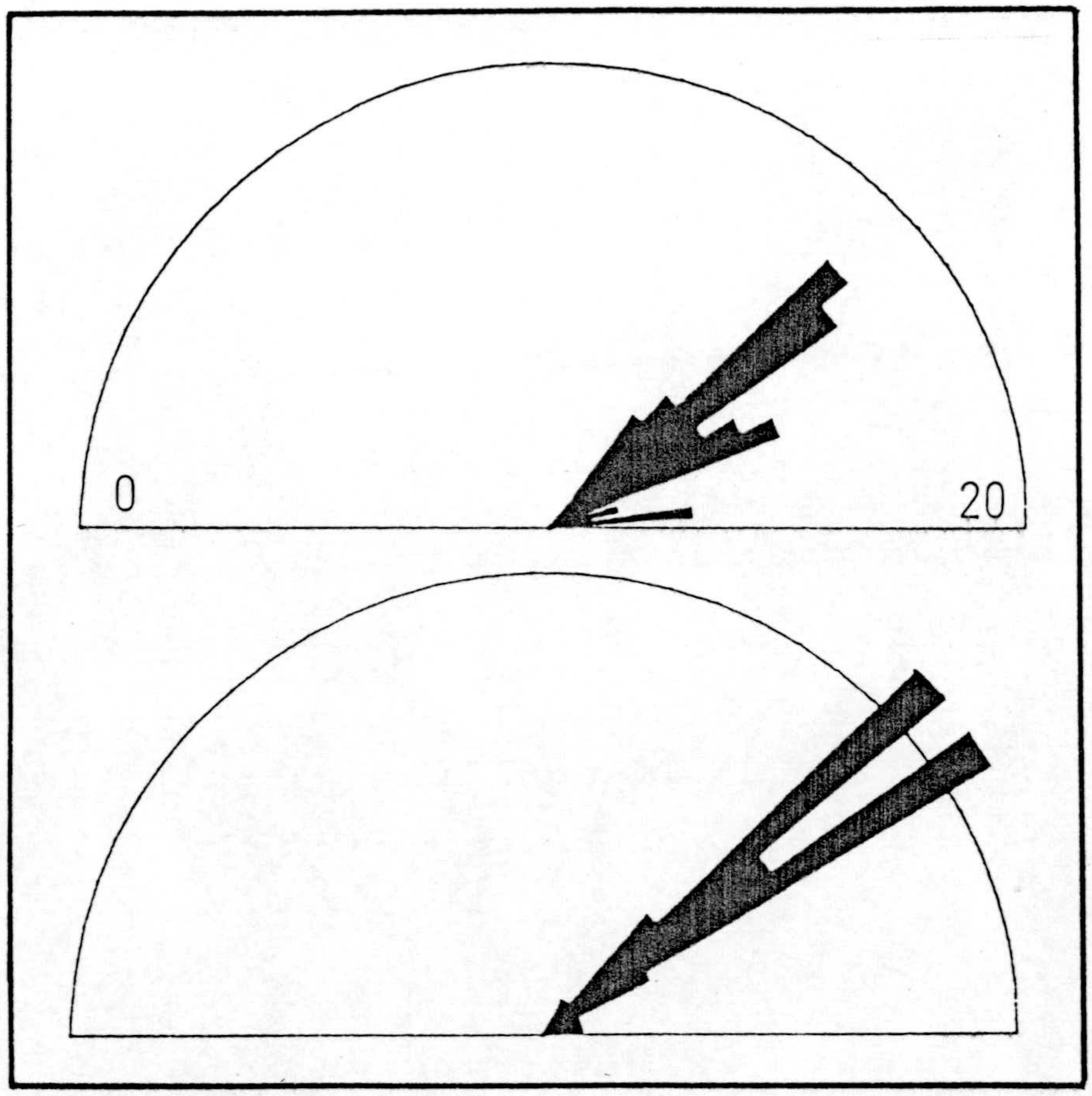


Figura 70.- Diagramas de distribución de frecuencias para los valores de temperatura de la red de puntos comunes a los muestreos analíticos de Septiembre de 1983 (superior) y Marzo de 1984 (inferior). Rango de 0 a 20°C. Intervalo de clase 0,5°C. Semicírculo del 25 % de frecuencia.

No existen estudios de evolución térmica de las aguas del acuífero de La Vega de Granada, que cuidadosamente planificados podrían arrojar una utilísima información sobre muchos aspectos hidrogeológicos, entre los que consideramos de mucho interés el de la relación de infiltración y flujo, río Genil-acuífero.

c) Distribución espacial de valores

- Campaña de Septiembre de 1983

La distribución espacial de valores puede observarse en el

correspondiente mapa de isotemperaturas (figura 71). En él aparece reflejada un área de baja temperatura (inferior a 15°C), que se sitúa a lo largo del río Genil, entre El Zaidín y Fuente Vaqueros, con mínimos (inferiores a 14°C) en el puente de Los Vados. Los sectores más "calientes" (temperaturas superiores a 17°C) son los de Aeropuerto-Chauchina y borde de Sierra Elvira, desde Atarfe hasta Pinos Puente, con temperaturas máximas en el área de Los Baños de Sierra Elvira (superiores a los 30°C).

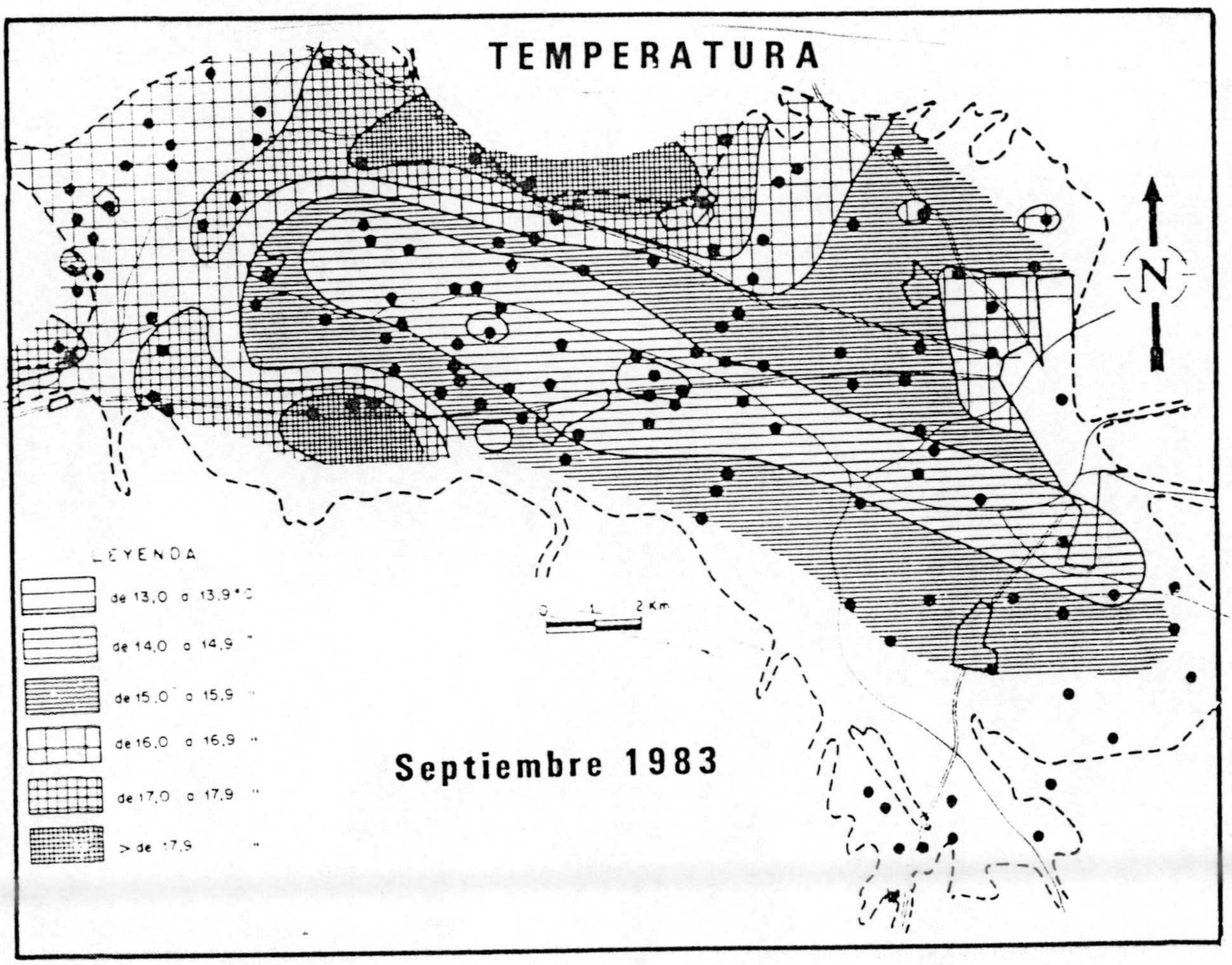


Figura 71.- Mapa de isotemperaturas para Septiembre de 1983.

- Campaña de Marzo de 1984

La distribución espacial correspondiente está reflejada en el mapa de isotemperaturas de la figura 72. De él se obtiene una situación muy similar a la comentada para la campaña anterior (figura 71).

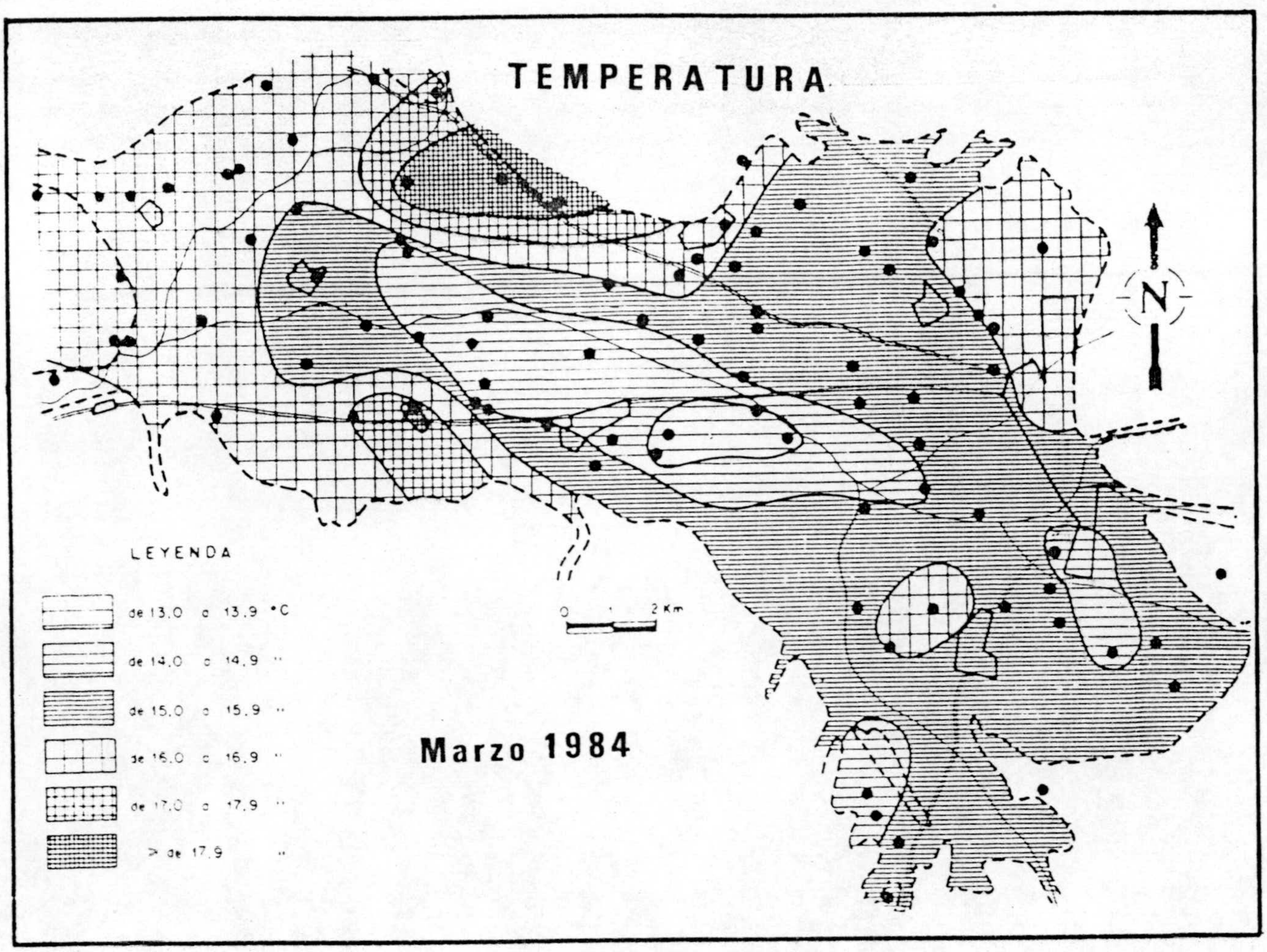


Figura 72.- Mapa de isotemperaturas para Marzo de 1984.

Comparativamente, en este muestreo de Marzo, están presentes las mismas áreas "frías" y "calientes", aunque éstas aparecen ligeramente más reducidas.

Las distribuciones espaciales de isotemperaturas, que han sido rápidamente comentadas (figuras 71 y 72), ponen de manifiesto un área central de baja temperatura (aguas hipotermales) a lo largo del cauce del río Genil, que parece indicar un eje de flujo preferencial de alta velocidad de circulación. Esta explicaría las bajas temperaturas a partir de las correspondientes a las de infiltración de los ríos de Sierra Nevada (Genil sobre todo), aún no compensadas (quizás sea conveniente recordar a este respecto que cuando se efectuó el muestreo

de Septiembre de 1983, el río Genil estaba completamente seco, sobre el área de hipotermia comentada, desde hacia 4 meses).

El área de mínimas temperaturas (inferiores a 14°C) localizada sobre el puente de Los Vados (hasta Fuente Vaqueros), hace pensar en un sistema de flujo local más directamente relacionado con las áreas de infiltración en cabecera. Apoyarían esta hipótesis los mínimos valores de conductividad (también de calcio, sulfatos, cloruros, sílice, sodio y potasio) hallados para el mismo sector, ya comentados en el epígrafe anterior (figuras 68 y 69).

Con respecto a los sectores de hipertermia (temperaturas superiores a 19°C), que se localizan a lo largo del borde Sur de Sierra Elvira y en el sector de Aeropuerto-Chauchina, cabe aludir a incrementos geotérmicos ligados a circulaciones profundas (al menos para el primero de ellos). Del sector de Sierra Elvira, con temperaturas máximas superiores a los 30°C, es conocido desde hace bastante tiempo el carácter termal de sus aguas (Baños, Raja Santa...), que es explicado por una circulación profunda, que algunas hipótesis ligan a un flujo sifonante, con alimentación desde alguna de las unidades subbéticas situadas más al Norte. La "mancha" de afección térmica, que alcanza a una parte del acuífero de La Vega de Granada, según un eje de progresión NE-SW, producida por el aporte lateral del sistema de Sierra Elvira, será repetidamente aludida en epígrafes sucesivos, al comentar diferentes incrementos salinos, lo que refleja el excelente papel de trazador hídrico que la temperatura posee.

Para el sector de Aeropuerto-Chauchina, muy localizado y con temperaturas del orden de los 20°C, cabe pensarse en un origen similar o directamente relacionado con el de las aguas termales de La Malá, situadas en el arroyo Salado, el cual discurre sobre este sector. Para la anomalía térmica cabría argumentar, pues, un origen ligado a infiltración de aguas "calientes" a partir del arroyo Salado y/o a una alimentación lateral oculta a través de algún nivel de sales evaporíticas del Mioceno.

Por último, cabe citar a otro grupo de aguas, no hipertermales ni hipotermales como las comentadas, pero claramente diferenciables térmicamente de las ortotermales del acuífero. Nos referimos a las de los sectores de borde de La Cartuja-Pulianas y de Daimuz-Ansola, con temperaturas comprendidas entre 16 y 17°C, superiores a las del resto del acuífero.

d) Correlaciones

De la matriz de correlación entre variables, obtenida para el muestreo de Septiembre de 1983 (comunes. Anexo VI.3.2.E), sólo son destacables ($r > 0,6$) las presentadas con los cloruros y los fluoruros.

La correlación que la vincula a los cloruros puede explicarse por la estrecha relación de éstos con los distintos tipos de aguas de infiltración y escorrentía, a las que se ligarían las diferentes temperaturas encontradas. De esta forma ambos parámetros manifiestan la correlación que une a un trazador físico (temperatura) con otro químico (cloruros).

Con respecto a los fluoruros, se pone de manifiesto la vinculación de los mismos a flujos profundos, que quedan reflejados en una mayor temperatura del agua muestreada.

2.1.3. pH

a) Introducción

El pH de un agua representa su acidez o alcalinidad, la cual depende habitualmente de la concentración presente en anhídrido carbóni-

co libre. Aumenta con la temperatura (8 %/°C), por lo que ha de darse referido a una temperatura fija, que habitualmente es de 18 ó 25°C. Su medida debe de hacerse "in situ" por las numerosas fuentes de variación que pueden afectar a la concentración del anhídrido carbónico libre.

El pH de las aguas naturales varía habitualmente entre 6,5 y 8,0. El pH del mar está próximo a 8,0.

Con respecto a la calidad del agua para consumo humano, la Reglamentación española admite como límites máximos y mínimos tolerables los de 9,5 y 6,5, respectivamente. Dado el poder tampón del agua es muy difícil (salvo para el caso de vertidos industriales) que posea un pH motivo de contraindicación de la potabilidad. Influye también en los tratamientos de cloración.

La agricultura tiene problemas con aguas de irrigación de pH extremos, inferiores a 6 y superiores a 9, que afectan tanto a la textura del suelo como a los propios cultivos. En la industria su medida es muy habitual, ya que indica sobre los procesos de corrosión (aguas ácidas) o de incrustación (aguas básicas) que puedan producirse.

b) Distribución frecuencial de valores

- Campaña de Septiembre de 1983

La distribución frecuencial de los valores de pH (anexo VII.2) da muy poca información, debido a la amplia representatividad relativa del intervalo comprendido entre 7,0 y 7,5, que agrupa al 87 % de la población.

Los valores máximo, mínimo y medio obtenidos, fueron de: 8,0 (punto nº 6014), 6,8 (punto nº 5054) y 7,3, respectivamente (desviación típica de 0,2).

- Campaña de Marzo de 1984

El histograma de frecuencias correspondiente (anexo VII.2) refleja una distribución de valores algo diferente a la presentada para la campaña anterior, por un desplazamiento generalizado de los mismos hacia los de tipo ácido. Así, en el intervalo de 6,9 a 7,1 se concentra un 53 % de la población, siendo la clase (0,1) más representada la de 7,1, con un 20 %.

Los valores máximo, mínimo y medio obtenidos, fueron de: 7,7 (punto nº 2014), 6,6 (puntos nº 7174 y 7133) y 7,0, respectivamente (desviación típica de 0,3).

La variación temporal, Septiembre-Marzo, puede ser deducida objetivamente de la figura 73, que muestra los diagramas de distribución de frecuencias correspondientes a la red de puntos comunes establecida entre ambos muestreos (figura 64).

Los valores medios obtenidos para Septiembre y Marzo, sobre dicha red de puntos, fueron de 7,3 y 7,0, respectivamente, lo que refleja un incremento de los valores de Septiembre del 4 % (bastante significativo se se tiene en cuenta el poco rango de variación que admiten los valores del pH en un agua natural). Las desviaciones típicas halladas, para ambas campañas, fueron idénticas e iguales a 0,2.

Dado el escaso rango de variación existente entre los valores de pH de un mismo muestreo, que por otra parte están sujetos a multitud de fuentes de error, se ópto por no hacer representación de sus isovalores.

Los datos de pH se utilizan en el epígrafe 2.3 del capítulo VII, para dictaminar sobre el equilibrio carbónico agresividad-incrustación (método de LANGELIER-HOOVER, en HOOVER, 1938) de las aguas del acuífero. También se hace uso de ellos para conocer el grado de satura-

ción del agua en distintas sales (minerales de calcita, dolomita y anhidrita) con los análisis del muestreo de Noviembre de 1982.

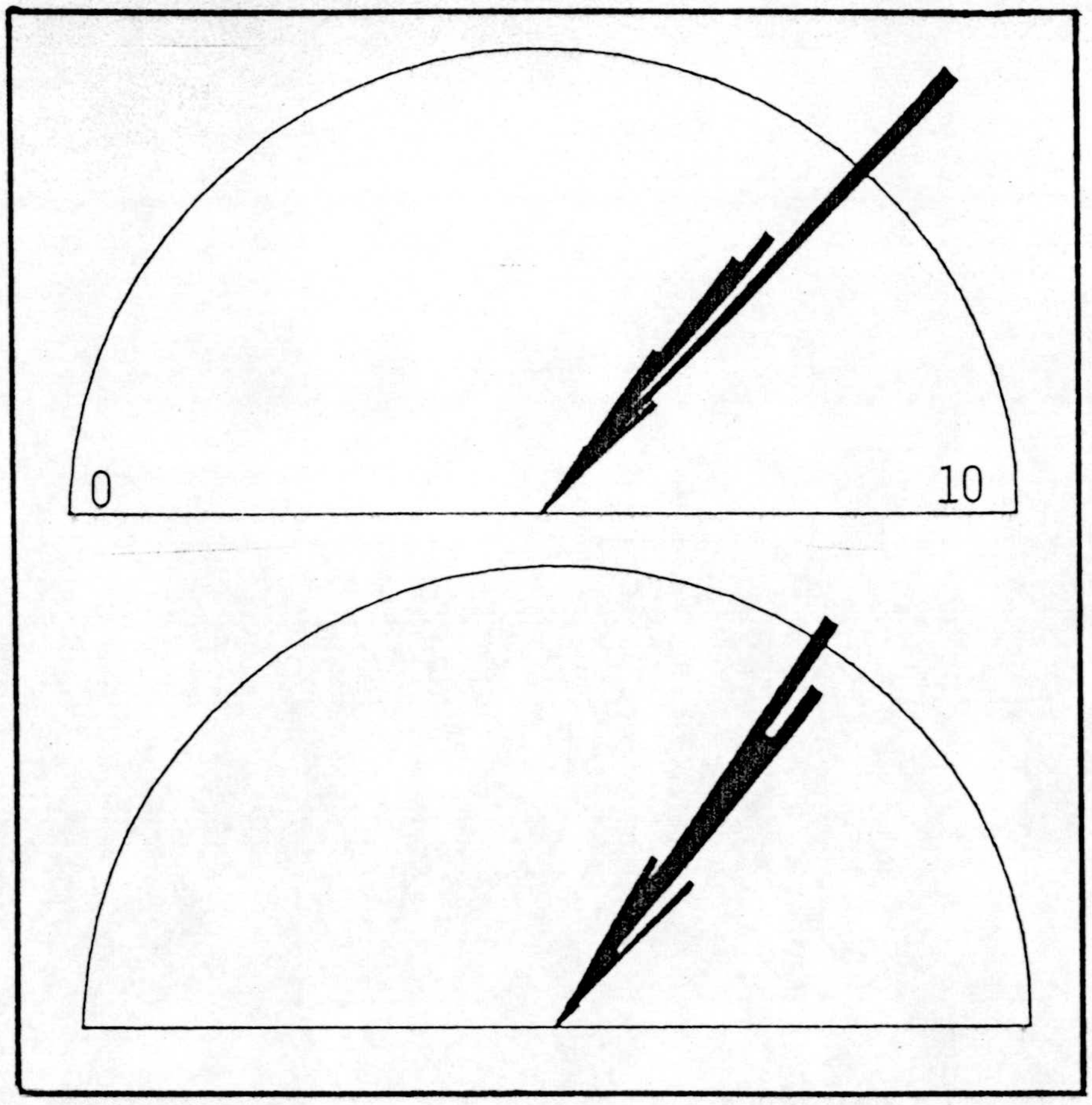


Figura 73.- Diagramas de distribución de frecuencias para los valores de pH de la red de puntos comunes a los muestreos analíticos de Septiembre de 1983 (superior) y Marzo de 1984 (inferior). Rango de 0 a 10. Intervalo de clase 0,1. Semicírculo del 25 % de frecuencia.

d) Correlaciones

De la matriz de correlación entre variables, obtenida para el muestreo de Septiembre de 1983 (comunes. Anexo VI.3.2.E), no es destacable ninguna con coeficiente superior a 0,6.

2.2. CONSTITUYENTES MAYORITARIOS

2.2.1. Bicarbonatos

a) Introducción

Tanto los carbonatos como los bicarbonatos (que junto a los hidróxidos definen la alcalinidad), provienen del anhídrido carbónico atmosférico y del suelo, y de la disolución de rocas carbonatadas (también de la hidrólisis de silicatos).

Más solubles que los carbonatos (que están ausentes en las aguas investigadas), constituyen el estado intermedio entre éstos y el anhídrido carbónico libre. Así, en presencia de iones calcio, si disminuye la presión parcial de anhídrido carbónico, pueden pasar a carbonato cálcico y precipitar (depósitos de travertinos, obturaciones de conducciones...).

Para las aguas naturales los contenidos en bicarbonatos son extremadamente variables. Las subterráneas los poseen en amplias concentraciones, relativamente constantes, que oscilan entre 50 y 400 mg/l. Las aguas superficiales de la cuenca del Guadalquivir tienen un contenido medio próximo a los 160 mg/l (CATALAN, 1969). Para las aguas termales, WHITE y WARING (1963) dan un valor medio también próximo a los 160 mg/l. Por último, las aguas del mar presentan concentraciones del orden de los 100 mg/l.

Prácticamente ninguna norma de potabilidad fija límite para este anión (salvo las de Francia e Italia, entre otras, que lo controlan indirectamente estableciendo el límite máximo de alcalinidad en 30 y 50°F, respectivamente). En la agricultura puede producir cambios de textura del suelo (carbonato sódico residual). Para usos industriales, es el responsable, junto a los iones de calcio fundamentalmente, de los depósitos de conducciones y calderas, al disminuir las presiones de anhídrido carbónico presentes en el agua.

b) Distribución frecuencial de contenidos

- Campaña de Septiembre de 1983

El histograma de frecuencias correspondiente (anexo VII.2) muestra una distribución representativa muy amplia para los valores de 280 a 440 mg/l. Dentro de este intervalo destaca, por su mayor representatividad, el comprendido entre 320 y 400 mg/l, con un 46 % del peso de la población.

Los valores máximo, mínimo y medio obtenidos, fueron de: 583 (punto nº 6070), 247 (puntos nº 6135, 0503 y 4045) y 373 mg/l, respectivamente (desviación típica de 101).

- Campaña de Marzo de 1984

La distribución frecuencial de contenidos correspondiente (anexo VII.2) es muy similar a la referida para la campaña anterior. No obstante, es de destacar el dominio del intervalo de clase (40 mg/l) de 320 a 360 mg/l, que agrupa al 22 % de la población.

Los valores máximo, mínimo y medio obtenidos, fueron de: 552 (punto nº 7174), 131 (punto nº 2014) y 375 mg/l, respectivamente (desviación típica de 78).

La variación temporal, Septiembre-Marzo, puede ser deducida objetivamente a partir de la figura 74, que muestra los diagramas de distribución de frecuencias correspondientes a la red de puntos comunes establecida entre ambos muestreos (figura 64).

Los valores medios obtenidos para Septiembre y Marzo, sobre dicha red de puntos, fueron de 365 y 377 mg/l, respectivamente, lo que refleja un incremento de los valores de Marzo del 3 %. Las desviaciones típicas halladas para las mismas campañas, que fueron de 62 y 70,

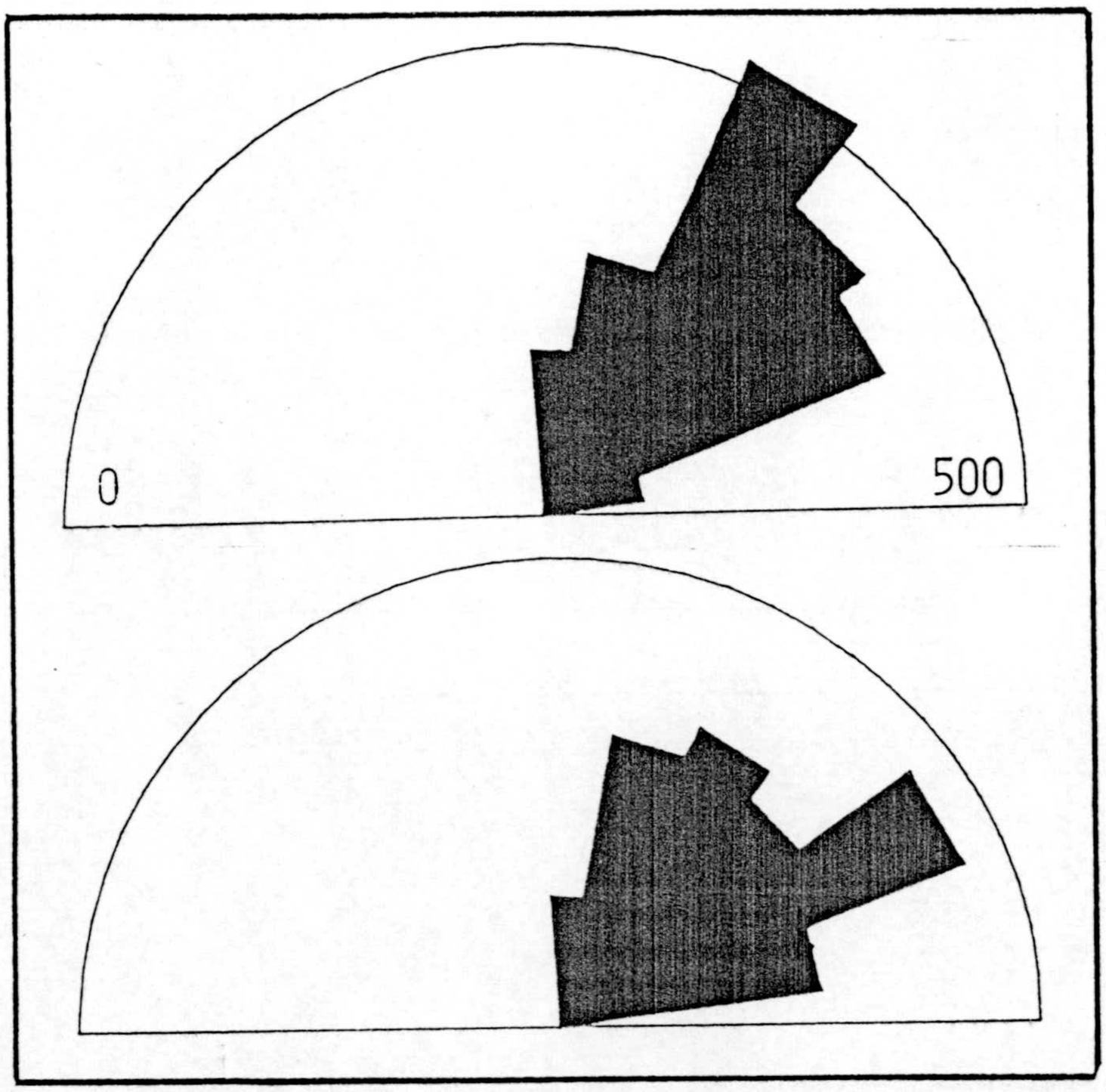


Figura 74.- Diagramas de distribución de frecuencias para los contenidos en bicarbonatos de la red de puntos comunes a los muestreos analíticos de Septiembre de 1983 (superior) y Marzo de 1984 (inferior). Rango de 0 a 500 mg/l. Intervalo de clase 40 mg/l. Semicírculo del 25 % de frecuencia.

respectivamente, vuelven a poner de manifiesto un incremento, esta vez para la dispersividad, de los valores de Marzo, del 13 %.

c) Distribución espacial de contenidos

La distribución espacial de contenidos, que puede observarse en la figura 75, refleja un dominio total de las áreas con concentraciones comprendidas entre 250 y 400 mg/l. Valores inferiores a los de dicho intervalo sólo se presentan en un localizado sector cerca de La Zubia. Por el contrario, contenidos superiores a 400 mg/l son ha-

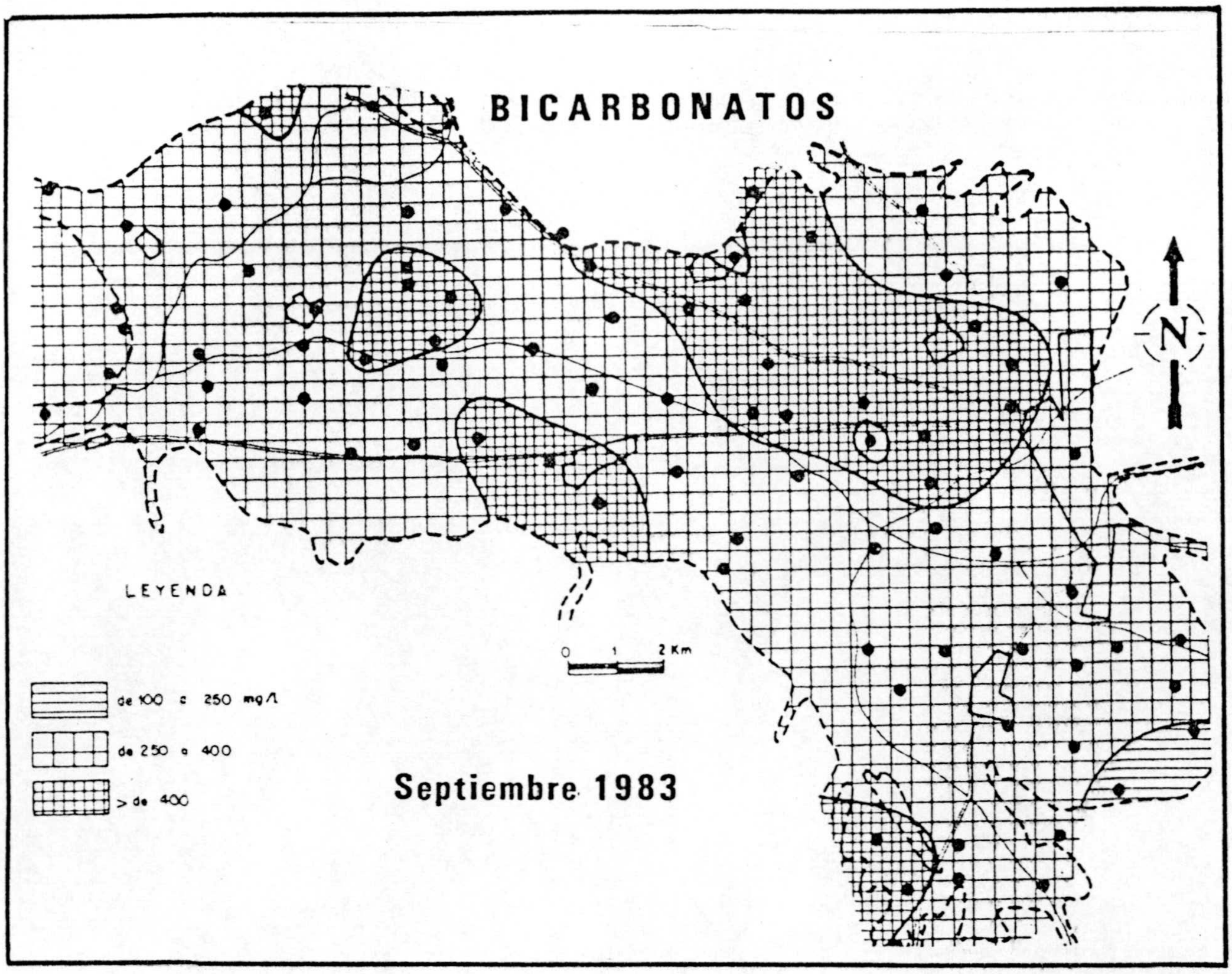


Figura 75.- Mapa de isocontenidos en bicarbonatos para Septiembre de 1983.

llados en los sectores de Maracena-Atarfe, Santa Fe, Alhendín y Este de Fuente Vaqueros.

- Campaña de Marzo de 1984

La distribución espacial correspondiente, reflejada en el mapa de isocontenidos de la figura 76, muestra una disposición de los mismos correlacionable con la comentada para la campaña anterior, pero algo diferente. Así, se denota un aumento superficial de las áreas

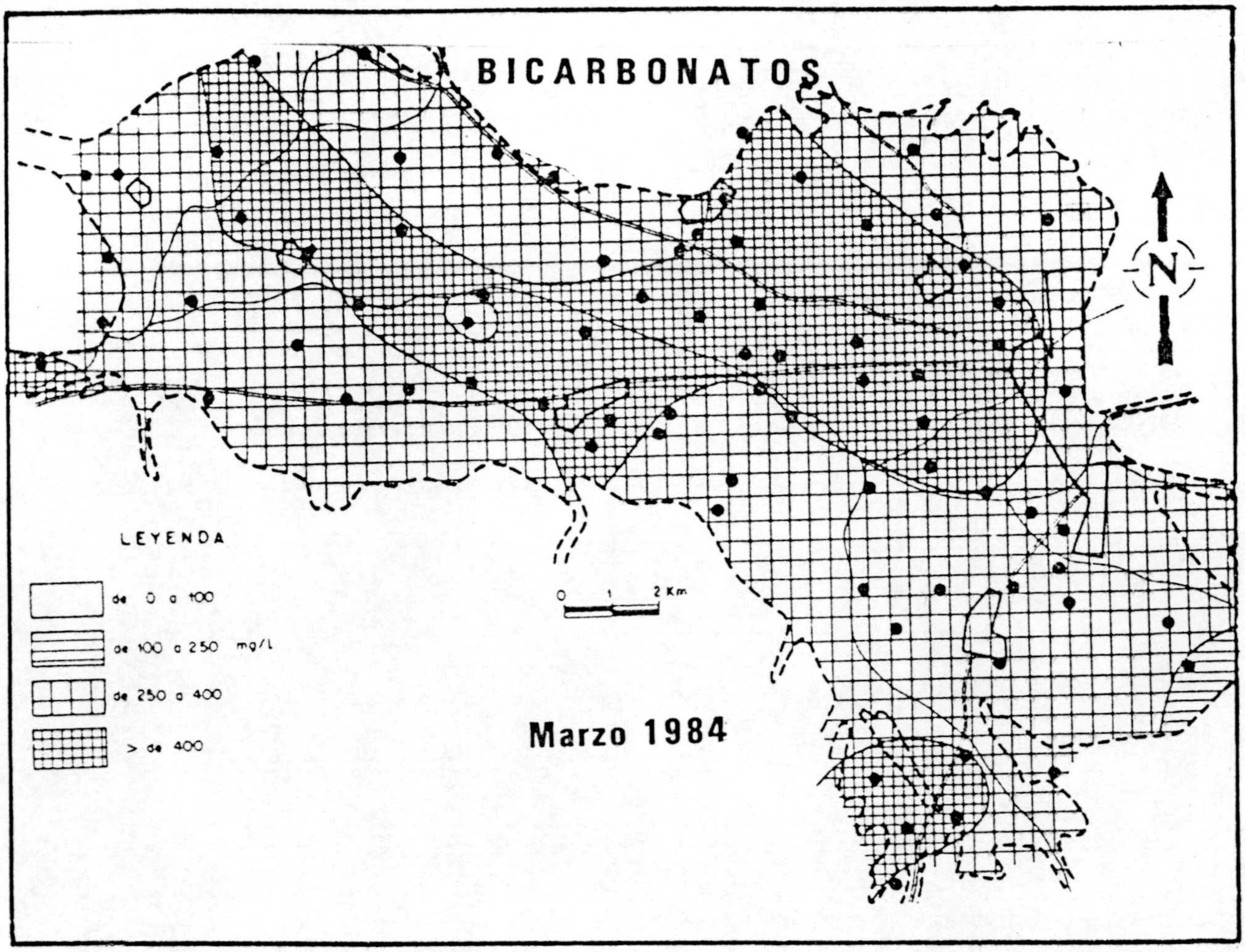


Figura 76.- Mapa de isocontenidos en bicarbonatos para Marzo de 1984.

con concentraciones superiores a los 400 mg/l, que sobre las reseñadas anteriormente, llegan a unirse para dar una banda única. Esta se extiende desde Granada hasta Zujaira, incluyendo prácticamente todo el sector central del acuífero, junto al curso del río Genil. Un sector de mínima concentración, inferior a 250 mg/l, sigue manifestándose cerca de La Zubia.

Las distribuciones espaciales de isocontenidos, que han sido rápidamente comentadas (figuras 75 y 76), ponen de manifiesto una relativa variabilidad espacial de los contenidos en bicarbonatos (la temporal, expuesta anteriormente, fué de sólo un 3 %), que, en cualquier

caso, aparecen siempre más concentrados en los sectores reseñados para la campaña de Septiembre. Es de destacar la ganancia en bicarbonatos que se produce, para varios de estos sectores, en el sentido del flujo, lo que sólo es explicable por aportes a partir del suelo (reciclaje de riegos también) y de la franja no saturada y saturada, posiblemente al cambiar las condiciones de presión del anhídrido carbónico libre. De la misma forma, en todos los casos vuelve a disminuir la concentración aguas abajo, lo que podría interpretarse por un efecto natural de dilución.

No obstante, su distribución espacial "anómala" y la ausencia de correlación con todos los parámetros físico-químicos determinados, parece apoyar la idea de una notable variabilidad espacial regida por factores físico-químicos, entre los que destaca la presión parcial de anhídrido carbónico libre.

En el epígrafe 2.4, donde es tratado el tema de las facies hidroquímicas dominantes, se ponen de manifiesto los sectores bicarbonatados (que no necesariamente tienen porqué corresponder con los más concentrados).

d) Correlaciones

De la matriz de correlación entre variables, obtenida para el muestreo de Septiembre de 1983 (comunes. Anexo VI.3.2.E), no es destacable ninguna con coeficiente superior a 0,6.

2.2.2. Sulfatos

a) Introducción

El ión sulfato es uno de los que más contribuyen a la salinidad

natural de las aguas. Sus sales presentan altas solubilidades, excepto si son de estroncio (celestina) o de bario (baritina), entre otras.

Proviene, fundamentalmente, de la disolución de sales evaporíticas (yeso, anhidrita, epsomita...). Otro origen común es el ligado a la oxidación de yacimientos y depósitos de sulfuros. En algunas ocasiones proviene de las actividades urbanas, industriales y agrícolas (soporte de abonos).

Su contenido en las aguas naturales es extremadamente variable, pudiendo llegar a ser superior a 7,3 g/l, si está asociado a cantidades importantes de magnesio y sodio (CUSTODIO y LLAMAS, 1976). Para el lixiviado de terrenos con escasa proporción de sulfatos, oscila entre 30 y 50 mg/l, pudiendo llegar a ser de varios gramos-litro si los mismos son yesíferos. Para las aguas superficiales de la cuenca del Guadalquivir, CATALAN (1969) estimó su contenido medio en 190 mg/l. No obstante, LIVINGSTONE (1963) da como concentración media para las aguas de río, la de 11 mg/l. En las termales el intervalo de concentración es muy amplio, llegando a ser de hasta más de 12.000 mg/l (GRANDA, 1978). Por último, CULKIN (1965) cita para las aguas del mar un contenido medio de 2.700 mg/l.

Prácticamente todas las normas de potabilidad fijan su límite máximo. La Reglamentación española marca el tolerable en 400 mg/l. Contenidos superiores dan sabor y crean problemas para el uso doméstico pudiendo soportar el organismo humano dosis mucho más elevadas.

Por encima de los 480 mg/l empiezan a crear problemas de salinización y tolerancia en suelos y cultivos. Por último, la industria se ve también afectada por concentraciones altas en la mayor parte de sus procesos de tipo particular (industrias textiles, cerveceras, azucareras...); asimismo interesa a la construcción y a sus materiales, propiciando el ataque del hormigón y la corrosión del hierro.

b) Distribución frecuencial de contenidos

- Campaña de Septiembre de 1983

Los sulfatos poseen una amplia distribución de valores, por lo que es difícil dar un corto intervalo de suficiente representatividad. En el diagrama de distribución de frecuencias correspondiente (anexo VII.2) se observa, para el intervalo de 40 a 240 mg/l, una alta agrupación, que corresponde al 67 % de la población. Dentro del mismo, el máximo frecuencial se da para los intervalos de clase (40 mg/l) de 40 - 80 - 120 mg/l, que representan al 37 % de los valores medidos. Un 11 % de ellos, que sobrepasan los 800 mg/l, han provocado un desplazamiento de la media (287 mg/l) hacia contenidos superiores.

Los valores máximo, mínimo y medio obtenidos, fueron de: 2.109 (punto nº 0503), 25 (punto nº 4045) y 287 mg/l, respectivamente (desviación típica de 363).

- Campaña de Marzo de 1984

La distribución frecuencial de contenidos, que puede observarse en el diagrama correspondiente (anexo VII.2), es muy similar a la comentada para la campaña anterior. El intervalo de 40 a 240 mg/l, agrupa, en este caso, al 73 % de la población, dentro del cual domina, por su representatividad, la biclase 80 - 120 - 160 mg/l, que contiene al 38 % de la misma. Igualmente, un 10 % de contenidos superiores a 800 mg/l desplazan el valor medio hasta los 276 mg/l.

Los valores máximo, mínimo y medio obtenidos, fueron de: 1.960 (punto nº 0503), 36 (punto nº 4019) y 276 mg/l, respectivamente (desviación típica de 330).

La variación temporal, Septiembre-Marzo, puede deducirse objetivamente de la figura 77, que muestra los diagramas de distribución de frecuencias correspondientes a los valores de la red de puntos comunes establecida entre ambos muestreos (figura 64).

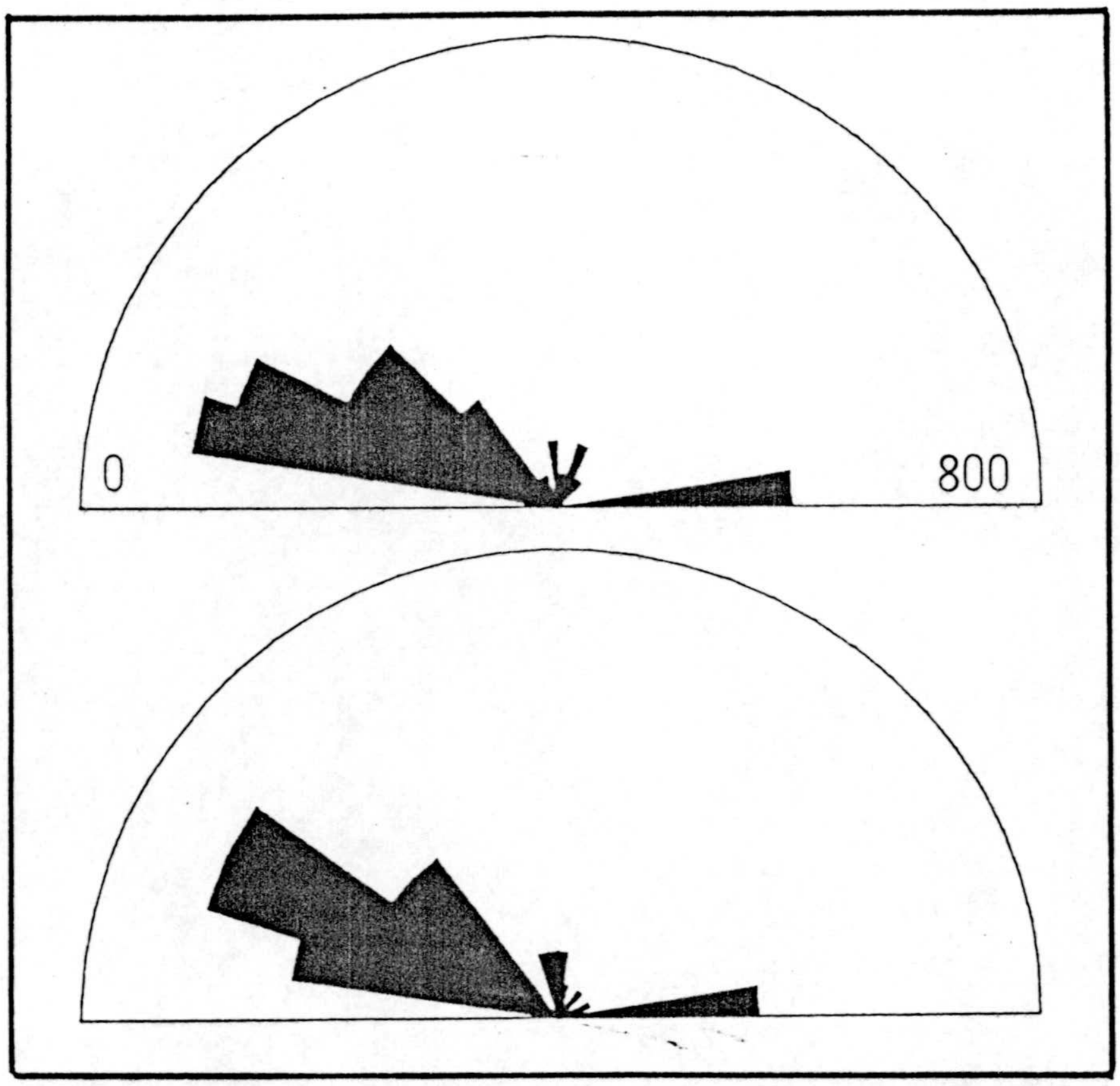


Figura 77.- Diagramas de frecuencias para los contenidos en sulfatos de la red de puntos comunes a los muestreos analíticos de Septiembre de 1983 (superior) y Marzo de 1984 (inferior). Rango de 0 a 800 mg/l. Intervalo de clase 40 mg/l. Semicírculo del 25 % de frecuencia.

Los valores medios obtenidos para Septiembre y Marzo, sobre dicha red de puntos, fueron de 294 y 267 mg/l, respectivamente, lo que refleja un incremento medio de los valores de Septiembre del 10 %. Las desviaciones típicas halladas para ambas campañas, que fueron de 344 y 300, respectivamente, ponen de manifiesto un incremento de las mismas, para los valores de Septiembre, del 15 %.

c) Distribución espacial de contenidos

- Campaña de Septiembre de 1983

La distribución espacial de valores, que puede observarse en la figura 78, refleja un fondo de contenidos, para el acuífero, comprendido entre 100 y 200 mg/l, el cual se encuentra desplazado hacia concentraciones superiores e inferiores en ciertos sectores. Los contenidos más bajos (hasta 100 mg/l) se sitúan en los sectores Suroriental y extremo Noroccidental del acuífero (incluido un pequeño sector al Norte de Santa Fe). Por el contrario, las concentraciones mayores

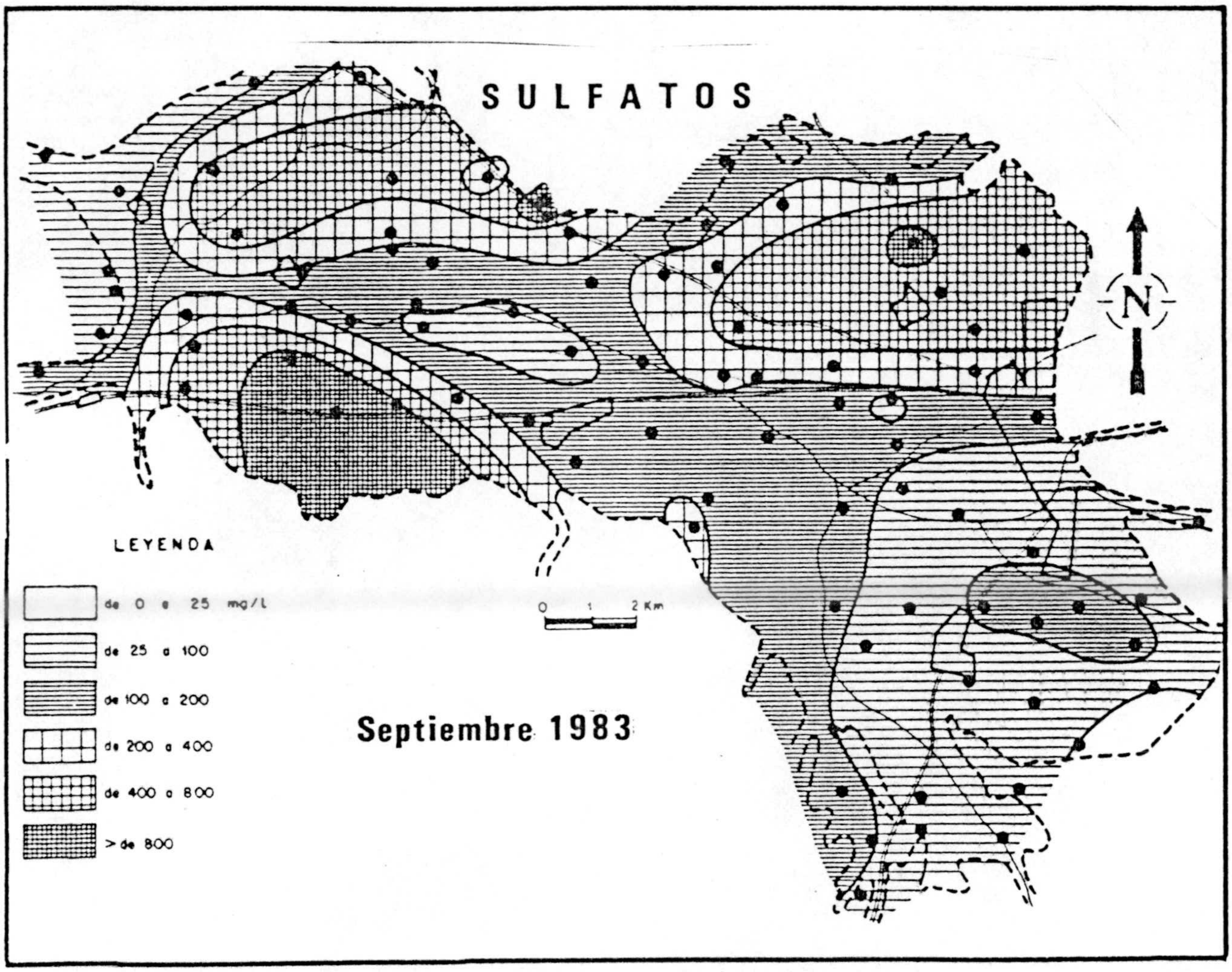


Figura 78.- Mapa de isocontenidos en sulfatos para Septiembre de 1983.

(superiores a 400 mg/l) se localizan en los sectores de Pulianas-Maracena, Baños de Sierra Elvira-Alitaje y Aeropuerto-Romilla; los valores extremos (superiores a 800 mg/l) se encuentran en este último sector comentado (también en Baños de Sierra Elvira y Norte de Maracena).

- Campaña de Marzo de 1984

La distribución espacial de contenidos, esquematizada en el mapa correspondiente (figura 79), refleja una situación prácticamente idéntica a la comentada para la campaña anterior.

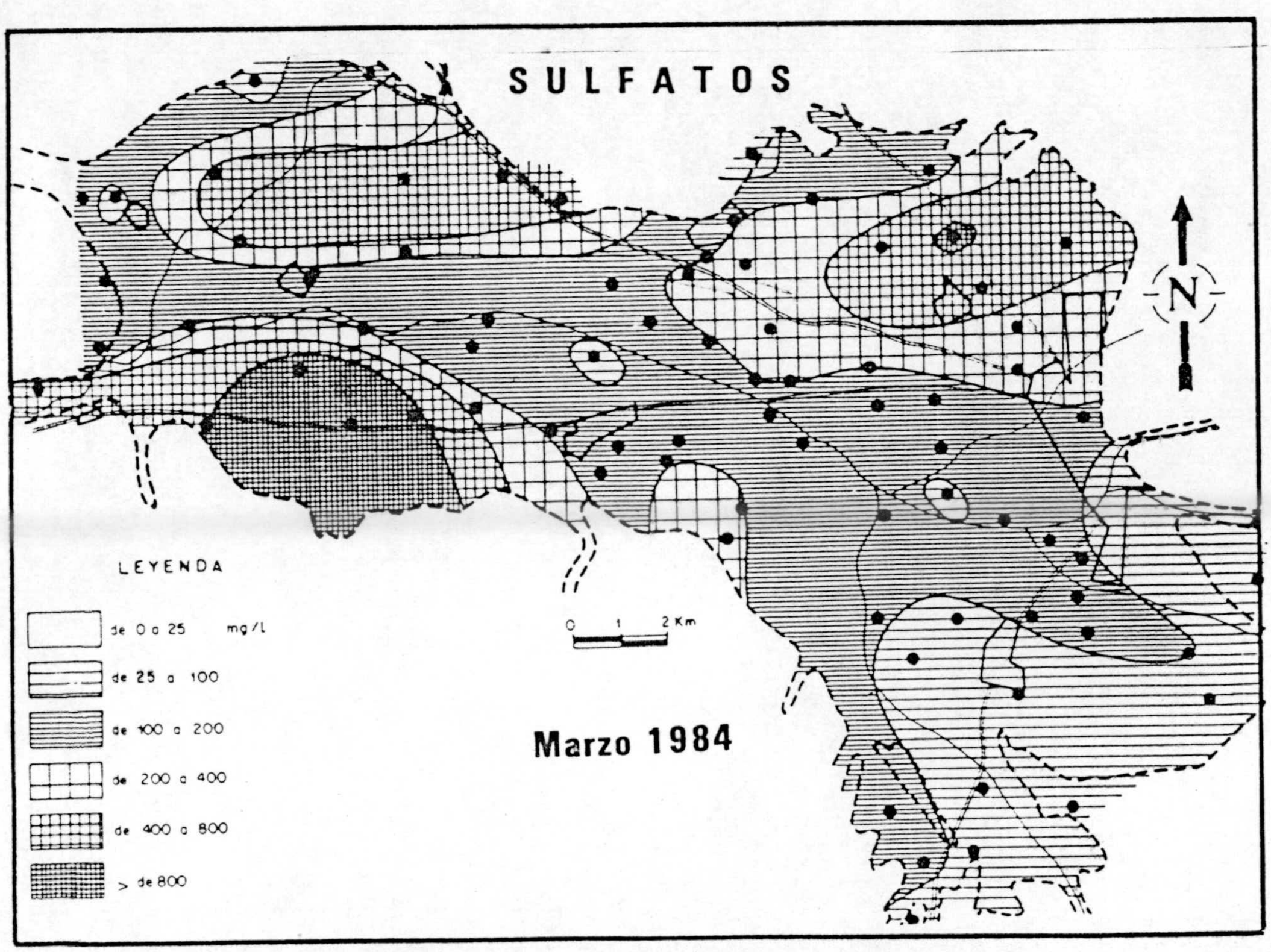


Figura 79.- Mapa de isocontenidos en sulfatos para Marzo de 1984.

Las distribuciones espaciales de isocontenidos en sulfatos, que acabamos de mostrar y comentar rápidamente, indican una procedencia inequívoca de los mismos a partir de las formaciones del Trías y del Mioceno, producto del lixiviado de las sales evaporíticas correspondientes (yeso, anhidrita, epsomita...).

En el apartado 8 se discute sobre la naturaleza y repercusiones de este tipo de lixiviados en el acuífero de La Vega de Granada. Igualmente, en el epígrafe 2.4 son expuestas las áreas con facies sulfatadas dominantes.

d) Correlaciones

De la matriz de correlación entre variables, obtenida para el muestreo de Septiembre de 1983 (comunes. Anexo VI.3.2.E), son destacables ($r > 0,6$) las que presenta con el calcio, magnesio, sodio y fluoruros (también conductividad). En el apartado 2.5 son tratadas con detalle las relaciones sulfatos-conductividad (2.5.1) y sulfatos-calcio (2.5.2).

Las correlaciones mantenidas con el calcio, magnesio, sodio y fluoruros se ligan, para los dos primeros iones, a la disociación de sales evaporíticas comunes (yeso, anhidrita, epsomita...); una procedencia mayoritaria similar del sodio (evaporítica) y de los fluoruros, justificarían también su apreciable correlación (de la que los cloruros quedan ligeramente fuera).

2.2.3. Cloruros

a) Introducción

Este ión, descrito por GOLDSCHMIDT (en GRANDA, 1978), como de

tipo cíclico (mar-atmósfera-suelo), es extremadamente soluble en agua, donde está sujeto a muy pocos cambios físico-químicos (se trata de un excelente trazador químico). No es extraño, por tanto, que siendo un constituyente minoritario de la corteza terrestre, sea mayoritario en el agua, donde comunmente se encuentra asociado al ión sodio. Su gran solubilidad, estabilidad y significativo contenido en las aguas meteóricas, han determinado la utilización del balance de sus contenidos para calcular los porcentajes de infiltración bajo ciertas condiciones (SCHOELLER, 1964; ERIKSON y KHUNAKASEM, 1966...).

Proviene, fundamentalmente, del lavado de terrenos de origen marino, de la mezcla con aguas congénitas, del agua de precipitación y de la disolución de sales evaporíticas cloruradas (halita, carnalita, silvina...). También puede proceder del ataque de ciertos minerales asociados a rocas ígneas y metamórficas (rodalita, apatito...). Los vertidos urbanos e industriales (y "ganaderos") aportan cantidades importantes (eliminación humana diaria de 10 a 15 g de cloruro sódico).

El grado de saturación en salmueras naturales es de 220 g/l (CUSTODIO y LLAMAS, 1976). Su contenido en aguas de precipitación, que está ligado a la distancia al mar, oscila entre 0 y 210 mg/l, siendo muy común el intervalo de concentración de 0 a 23 mg/l (FETH, 1964 y VINOGRADOV, 1967). En ríos, LIVINGSTONE (1963) obtiene un valor medio de 8 mg/l. CATALAN (1969) cifra el contenido medio de los ríos de la cuenca del Guadalquivir en 60 mg/l. En el mar la concentración media es de, aproximadamente, 20 g/l (CULKIN, 1965). En las aguas subterráneas los contenidos son muy variables, dependiendo de que existan o no aportes ligados a disolución de sales evaporíticas. Comunmente oscilan entre 10 y 200 mg/l (CATALAN, 1969).

La mayor parte de las reglamentaciones de potabilidad fijan su límite máximo. La española admite hasta 350 mg/l. En contenidos superiores da sabor al agua, aunque el organismo humano puede soportar

concentraciones habituales de más de 2.000 mg/l. Algunos trastornos, aparentemente ligados a ellos, se deben al sodio (ver epígrafe 2.2.7), el cual queda limitado implícitamente junto a los cloruros. En la actualidad, la Reglamentación española ya lo considera independientemente (límite máximo tolerable de 175 mg/l).

Su alta presencia en aguas de regadío limita a muchos cultivos, poco tolerantes a su salinidad. En la industria favorece los procesos de corrosión en canalizaciones y depósitos, sobre todo de los elementos de acero inoxidable.

b) Distribución frecuencial de contenidos

- Campaña de Septiembre de 1983

Del diagrama de distribución de frecuencias correspondiente (anexo VII.2) se deduce la presencia de un amplio intervalo representativo, comprendido entre 10 y 60 mg/l, que agrupa al 77 % de la población. Los intervalos de clase (10 mg/l) más frecuentes son los de 10-20-30 mg/l. Un 17 % de valores con contenidos superiores a 100 mg/l, desplazan la media de la distribución general a un valor de 57 mg/l.

Los valores máximo, mínimo y medio obtenidos, fueron de: 447 (punto nº 6135), 9 (punto nº 3116) y 57 mg/l, respectivamente (desviación típica de 71).

- Campaña de Marzo de 1984

El correspondiente histograma de frecuencias (anexo VII.2) pone de manifiesto una distribución muy similar a la referida para la campaña anterior . En la que se comenta, el intervalo más representativo es el comprendido entre 10 y 50 mg/l, el cual agrupa al 71 % de los

valores medidos. El porcentaje de valores superiores a 100 mg/l es, en este caso, del 11 %

Los valores máximo, mínimo y medio obtenidos, fueron de: 396 (punto nº 6135), 10 (punto nº 3141) y 57 mg/l, respectivamente (desviación típica de 63).

La variación temporal, Septiembre-Marzo, puede ser deducida objetivamente a partir de la figura 80, que corresponde a los diagramas de distribución de frecuencias de la red de puntos comunes establecida entre ambos muestreos (figura 64).

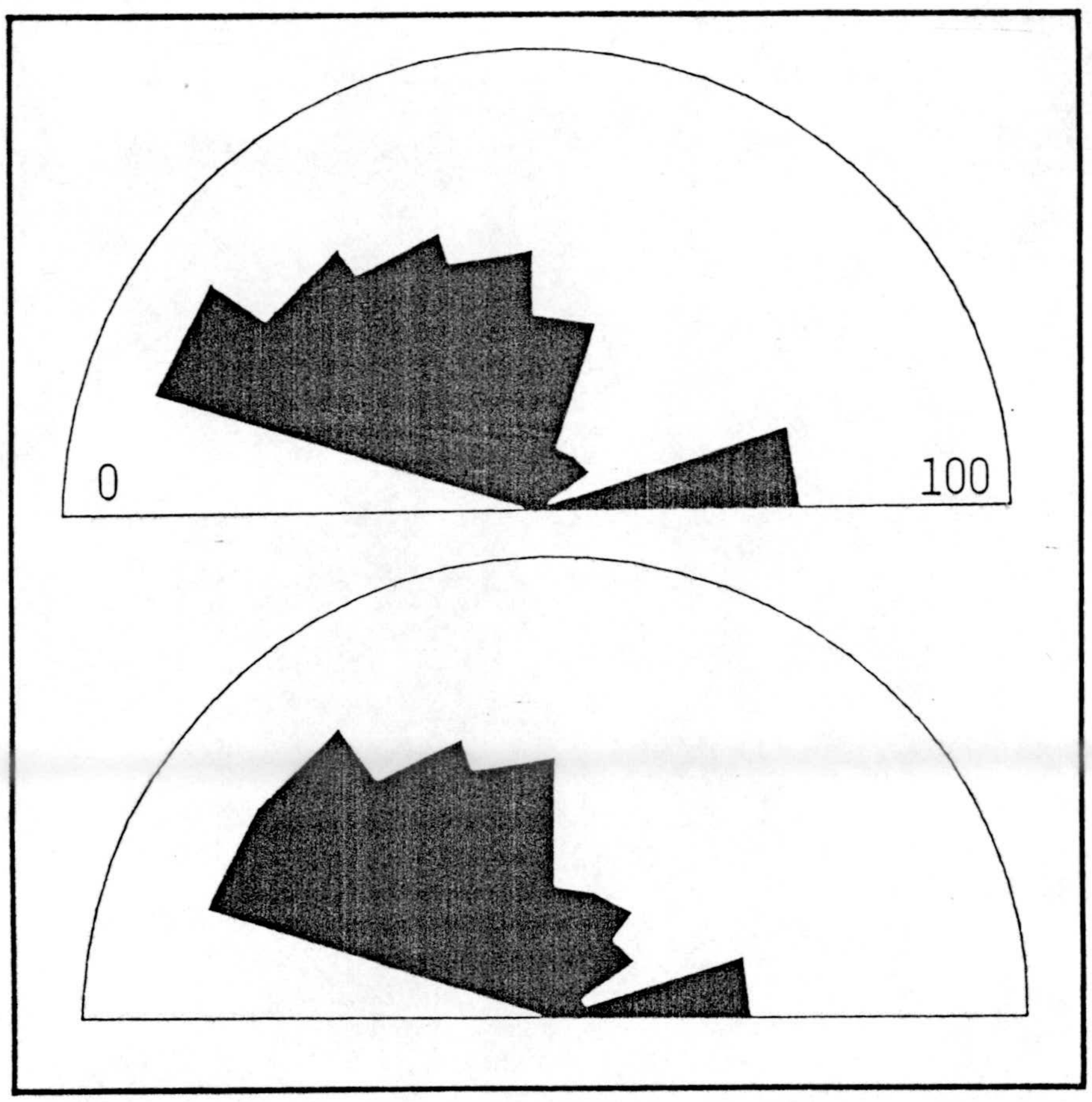


Figura 80.- Diagramas de distribución de frecuencias para los contenidos en cloruros de la red de puntos comunes a los muestreos analíticos de Septiembre de 1983 (superior) y Marzo de 1984 (inferior). Rango de 0 a 100 mg/l. Intervalo de clase 10 mg/l. Semicírculo del 25 % de frecuencia.

Los valores medios obtenidos para Septiembre y Marzo, sobre dicha red de puntos, fueron de 58 y 55 mg/l, respectivamente, lo que refleja un incremento medio de los valores de Septiembre del 5 %. Las desviaciones típicas halladas para las mismas campañas, que fueron de 75 y 66, respectivamente, ponen de manifiesto un incremento, para los valores de Septiembre, del 14 %.

c) Distribución espacial de contenidos

- Campaña de Septiembre de 1983

La distribución espacial correspondiente, reflejada en el mapa de isocontenidos de la figura 81, muestra una situación de mínimos contenidos (inferiores a 25 mg/l) para los sectores Suroriental y

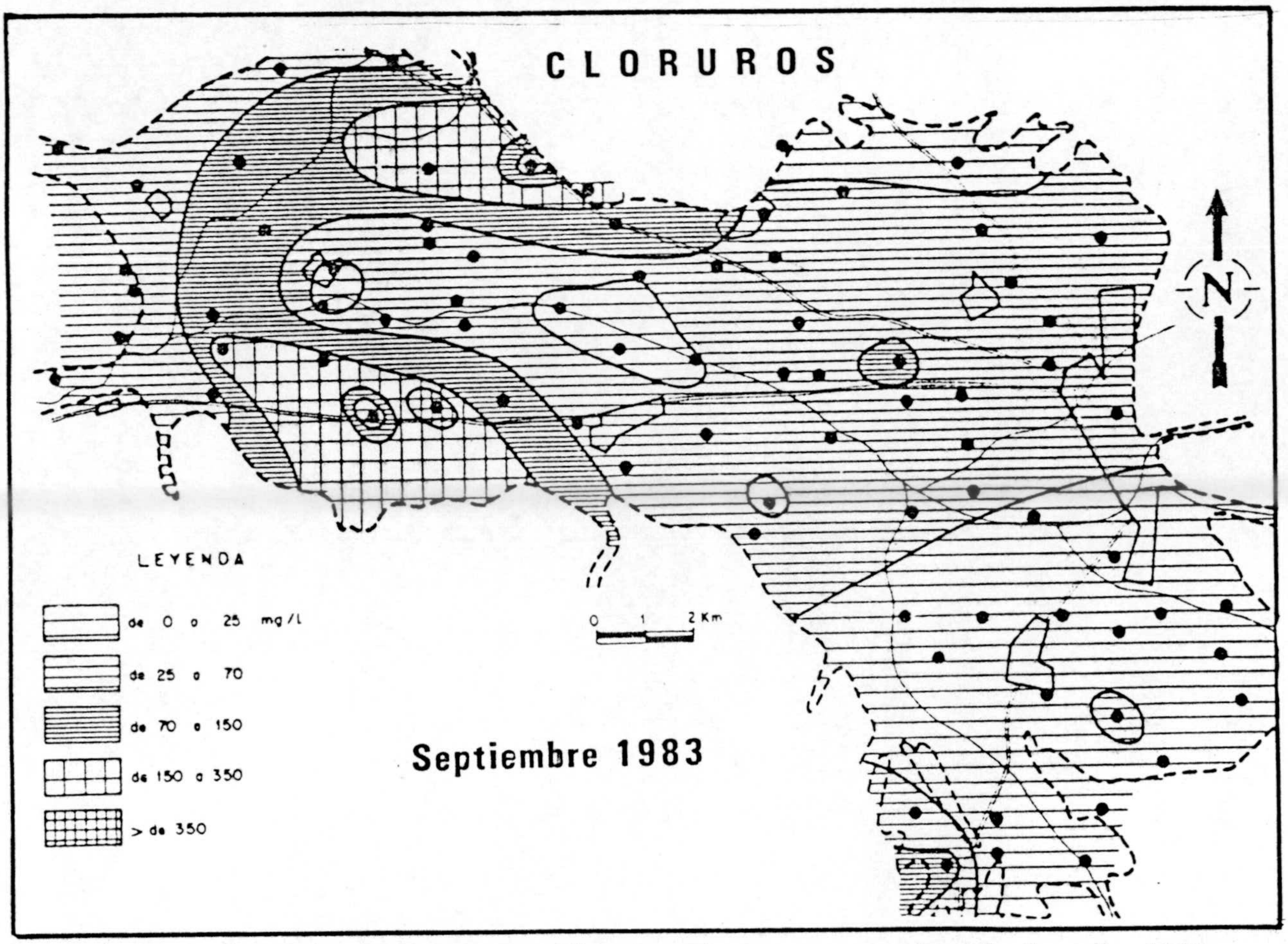


Figura 81.- Mapa de isocontenidos en cloruros para Septiembre de 1983.

extremo Nororiental del acuífero (también Norte de Santa Fe, y Fuente Vaqueros), que son máximos (superiores a 150 mg/l) en los de Baños de Sierra Elvira-Alitaje y Aeropuerto-Romilla.

- Campaña de Marzo de 1984

La distribución espacial de contenidos, que puede observarse en la figura 82, refleja una disposición totalmente similar a la ya referida para la campaña anterior. En la que ahora se comenta no son perceptibles los sectores de mínima concentración del Norte de Santa Fe y Fuente Vaqueros.

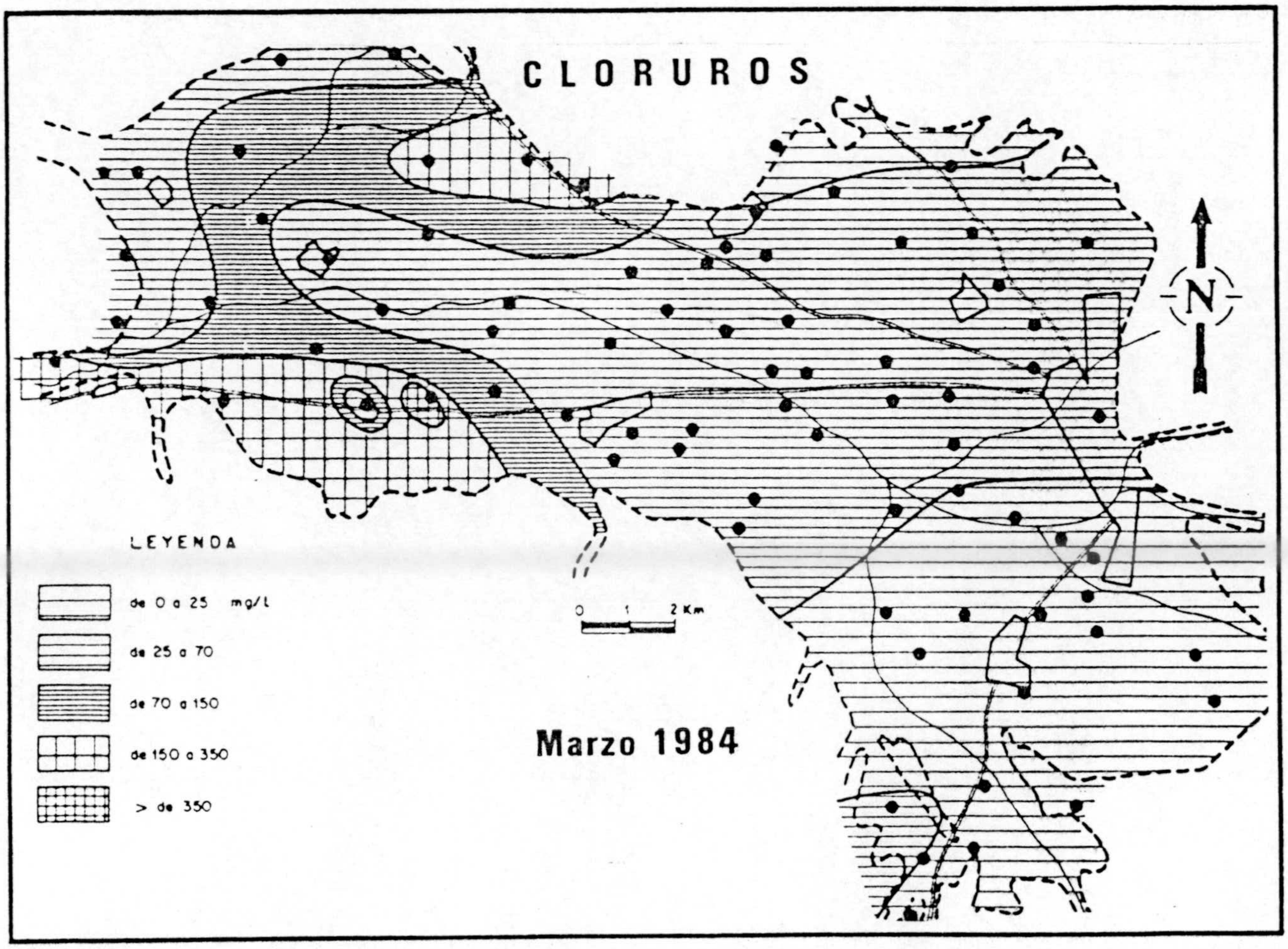


Figura 82.- Mapa de isocontenidos en cloruros para Marzo de 1984.

Las distribuciones espaciales de contenidos, que acabamos de mostrar y comentar rápidamente, reflejan, dado el carácter de excelente trazador que este ión posee, el esquema de flujo que caracteriza al acuífero de La Vega de Granada. La "lengua" de baja concentración, que desde Santa Fe se extiende hasta Fuente Vaqueros, siguiendo el curso del río Genil, es otra prueba (una ya fué aportada a la vista de la distribución de la temperatura, otro excelente trazador) que apoya el carácter de eje preferencial de flujo de alta velocidad de la franja central del acuífero, que discurre a ambas márgenes del río Genil.

La procedencia de este ión se pone de manifiesto a partir de la distribución de sus isocontenidos. Así, se refleja un origen fundamentalmente ligado al lixiviado de las sales evaporíticas (halita) de las formaciones occidentales de margas, limos y arcillas del Trías (sector de Sierra Elvira) y del Mioceno (sector de Aeropuerto). Con respecto a los efectos de estos lixiviados en el acuífero, se presenta una discusión en el apartado 8. En contrapartida, son despreciables los aportes que recibe de las aguas de escorrentía (superficiales y subterráneas) de su sector de alimentación Suroriental.

d) Correlaciones

De la matriz de correlación entre variables, obtenida para el muestreo de Septiembre de 1983 (comunes. Anexo VI.3.2.E), son destacables ($r > 0,6$) las que presenta con el sodio, fluoruros y temperatura (también conductividad). En el apartado 2.5 son tratadas, con detalle, las relaciones cloruros-conductividad (2.5.5) y cloruros-sodio (2.5.6).

La correlación presentada con el sodio no es más que un reflejo de la disociación de la halita (sal de cloruro sódico). Para los fluoruros, el origen de la misma se liga a su procedencia, en gran parte

evaporítica. Con respecto a la que mantiene con la temperatura, nos remitimos al epígrafe 2.2.2, donde fué brevemente expuesta su explicación.

2.2.4. Nitratos

a) Introducción

Los nitratos se encuentran, generalmente, muy poco concentrados en las aguas naturales no contaminadas. Proceden de los procesos de nitrificación del suelo, descomposición (oxidación) de materia orgánica vegetal y animal y, sobre todo, de los abonos agrícolas. En muy pequeña proporción pueden provenir del agua de lluvia y de la disolución de minerales nitrogenados. Son bastante solubles y estables, aunque en ambientes reductores pueden pasar a nitritos e incluso a amonio.

Se consideran (junto con los nitritos) como indicador de contaminaciones agrícolas y orgánicas (sus principales fuentes de aporte). De ahí que hayan sido el blanco de infinidad de estudios, cuyas finalidades eran la investigación de las contaminaciones anteriormente aludidas.

Tanto en aguas de lluvia, como de ríos no contaminados, no sobrepasan los 10 mg/l. Para las subterráneas este límite puede establecerse en 20 mg/l, aunque se llegan a alcanzar concentraciones superiores a los 400 mg/l en zonas contaminadas por actividades, fundamentalmente agrícolas.

Todas las reglamentaciones de potabilidad limitan sus contenidos máximos. La Reglamentación española fija su límite tolerable en 50 mg/l.

Los nitratos, que suministran un sabor agradable al agua, pueden producir al pasar a nitritos, en el aparato digestivo (reducción bacteriana), procesos de metahemoglobinemia (cianosis, "niños azules"),

especialmente importantes en niños de corta edad. Sin embargo, el peligro para el resto de la población no está claro, aún hoy día. Así, en el Reino Unido experiencias de abastecimientos con contenidos superiores a 100 mg/l no han dado respuesta epidemiológica. En Yemen, donde se consumen aguas que llegan a los 400 mg/l, ocurre lo mismo, así como en la región de Perth (Australia), donde existen abastecimientos de hasta 200 mg/l. La tendencia actual en las Comunidades Europeas es la de considerar que para niños de menos de dos años, el agua no debería de contener más de 50 mg/l de nitratos. Entre 50 y 100 mg/l sería aceptable para el resto de la población, y por encima de 100 mg/l totalmente desechable.

Sin embargo, el estudio de los efectos de las nitrosaminas (acción de los nitritos sobre las aminas de los alimentos), puso hace ya tiempo de manifiesto el carácter cancerígeno de las mismas (MAGEE, 1956, en RODIER, 1978), lo que vierte, junto a las investigaciones más recientes realizadas al respecto, nuevas perspectivas de enfoque.

Para la agricultura son de vital importancia, motivo de su inclusión fundamentalísima en todas las dietas fertilizantes que le son suministradas a los cultivos (causa de las contaminaciones de tipo agrícola a las que hemos hecho alusión anteriormente).

En las industrias, cerveceras y lecheras, entre otras, están proscritos, teniendo que ajustarse a los límites máximos establecidos por la Ley, para el resto de las alimentarias.

Información básica complementaria sobre este ión y sus efectos puede obtenerse en el epígrafe 6.1 y siguientes.

b) Distribución frecuencial de contenidos

- Campaña de Septiembre de 1983

Del diagrama de distribución de frecuencias (anexo VII.2) se de-

duce la presencia de un amplio intervalo representativo, correspondiente al comprendido entre 10 y 50 mg/l, que agrupa al 76 % de los valores medidos. Dentro de él, la clase (10 mg/l) dominante es la que va de 30 a 40 mg/l, con un 24 % del peso de la población.

Los valores máximo, mínimo y medio obtenidos, fueron de: 170,0 (punto nº 5063), 0,2 (punto nº 6014) y 39,6 mg/l, respectivamente (desviación típica de 23,9).

- Campaña de Marzo de 1984

El histograma de frecuencias correspondiente (anexo VII.2) muestra una distribución muy similar a la comentada para la campaña anterior. El intervalo más representativo, comprendido entre 10 y 50 mg/l, agrupa al 79 % de la población. Dentro del mismo destaca el de 30 a 50 mg/l, con el 42 % de los valores medidos.

Los valores máximo, mínimo y medio obtenidos, fueron de: 184,2 (punto nº 5005), 3,4 (punto nº 3053) y 39,9 mg/l, respectivamente (desviación típica de 28,3).

La variación temporal, Septiembre-Marzo, puede ser deducida objetivamente a partir de la figura 83, donde están representados los diagramas de distribución de frecuencias de la red de puntos comunes establecida entre ambos muestreos (figura 64).

Los valores medios obtenidos para Septiembre y Marzo, sobre dicha red de puntos, fueron de 37,7 y 41,1 mg/l, respectivamente, lo que refleja un incremento medio de los valores de Marzo del 9 %. Igualmente, las desviaciones típicas halladas para las mismas campañas, que fueron de 20,6 y 29,2, respectivamente, ponen de manifiesto un incremento de las mismas, para los valores de Marzo, del 42 %.

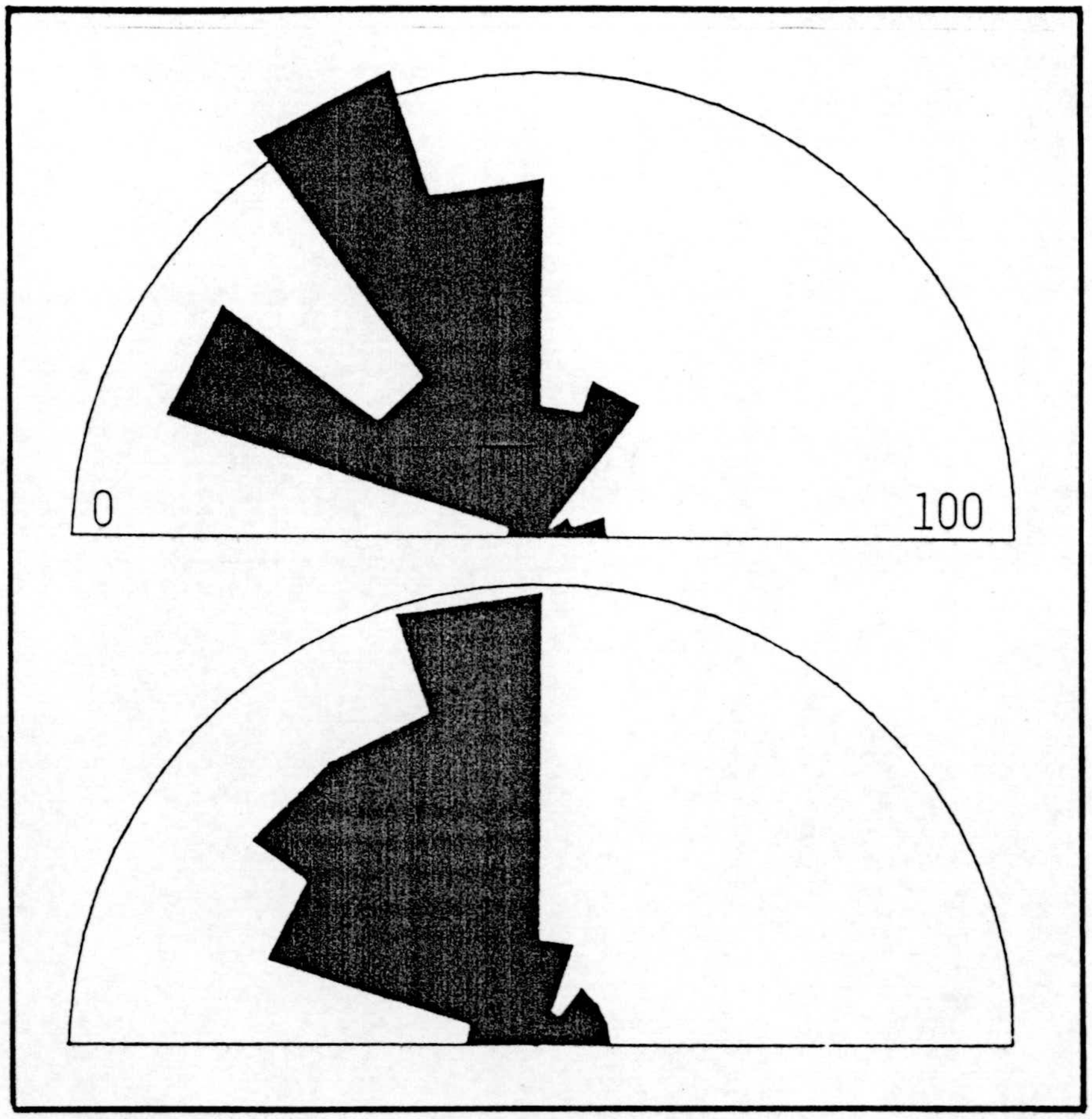


Figura 83.- Diagramas de distribución de frecuencias para los contenidos en nitratos de la red de puntos comunes a los muestreos analíticos de Septiembre de 1983 (superior) y Marzo de 1984 (inferior). Rango de 0 a 100 mg/l. Intervalo de clase 10 mg/l. Semicírculo del 25 % de frecuencia.

c) Distribución espacial de contenidos

- Campaña de Septiembre de 1983

La distribución espacial correspondiente, reflejada en el mapa de isocontenidos de la figura 84, muestra una disposición totalmente novedosa, con respecto a las expuestas para los constituyentes comentados anteriormente. Los sectores de más baja concentración (inferior a 30 mg/l) son los de Sierra Elvira-Alitaje y Armilla-Santa Fe. Por el contrario, destacan ciertas áreas anómalamente concentradas (valores superiores a 50 mg/l), como son las de Valderrubio-Escóznar y es-

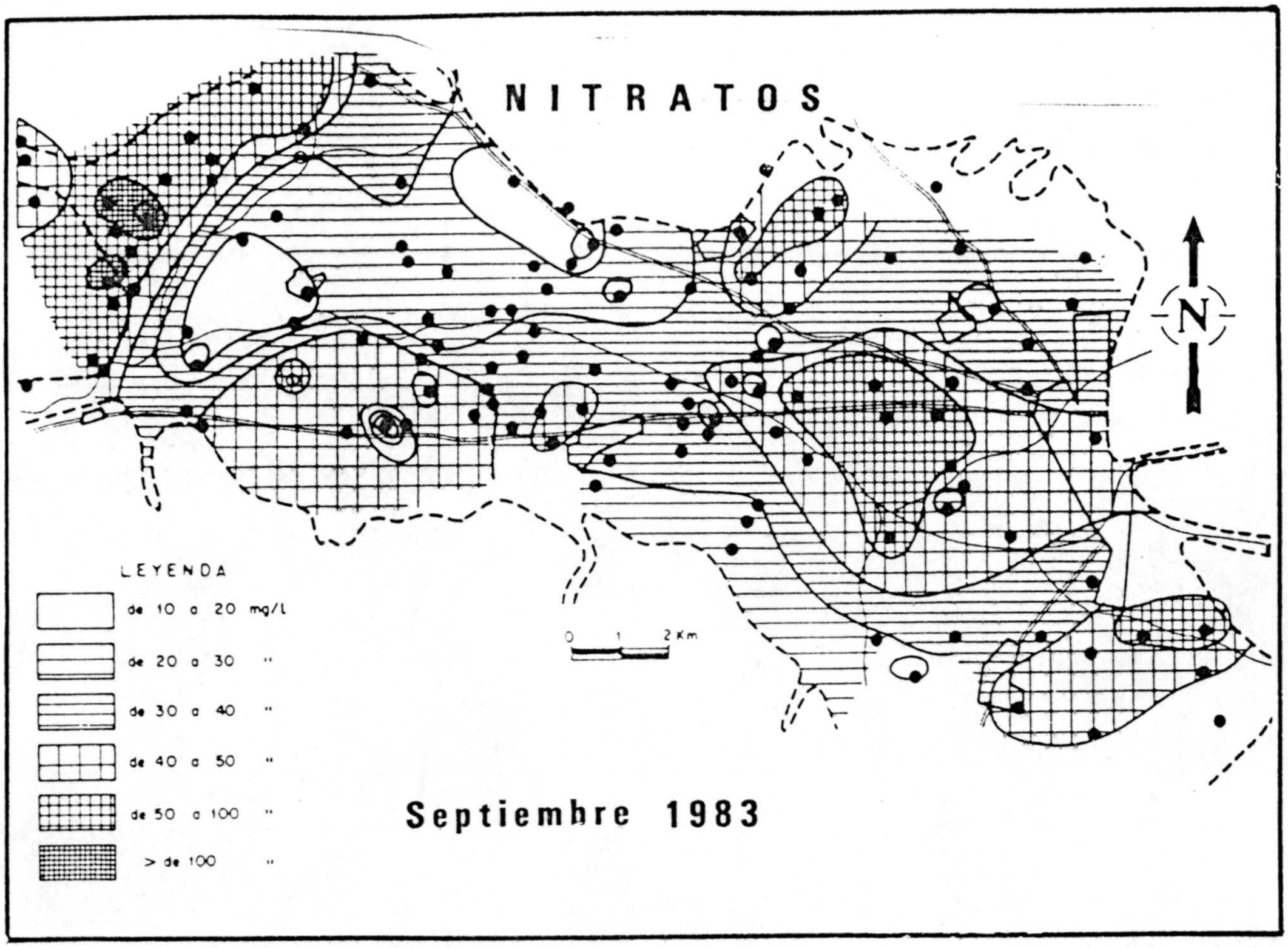


Figura 84.- Mapa de isocontenidos en nitratos para Septiembre de 1983.

tación de Bobadilla-desembocadura del río Beiro (también Este de Atarfe y Armilla). De ellas, la más extensa y de valores máximos (llegan a sobrepasar los 100 mg/l) es la de Valderrubio-Escóznar.

- Campaña de Marzo de 1984

La distribución espacial de contenidos, que puede observarse en la figura 85, es muy similar a la comentada para la campaña anterior. Destacan, igualmente, los sectores más concentrados de Valderrubio-Escóznar y estación de Bobadilla-desembocadura del río Beiro, frente a los de más bajos contenidos de Sierra Elvira-Alitaje y Armilla-Santa

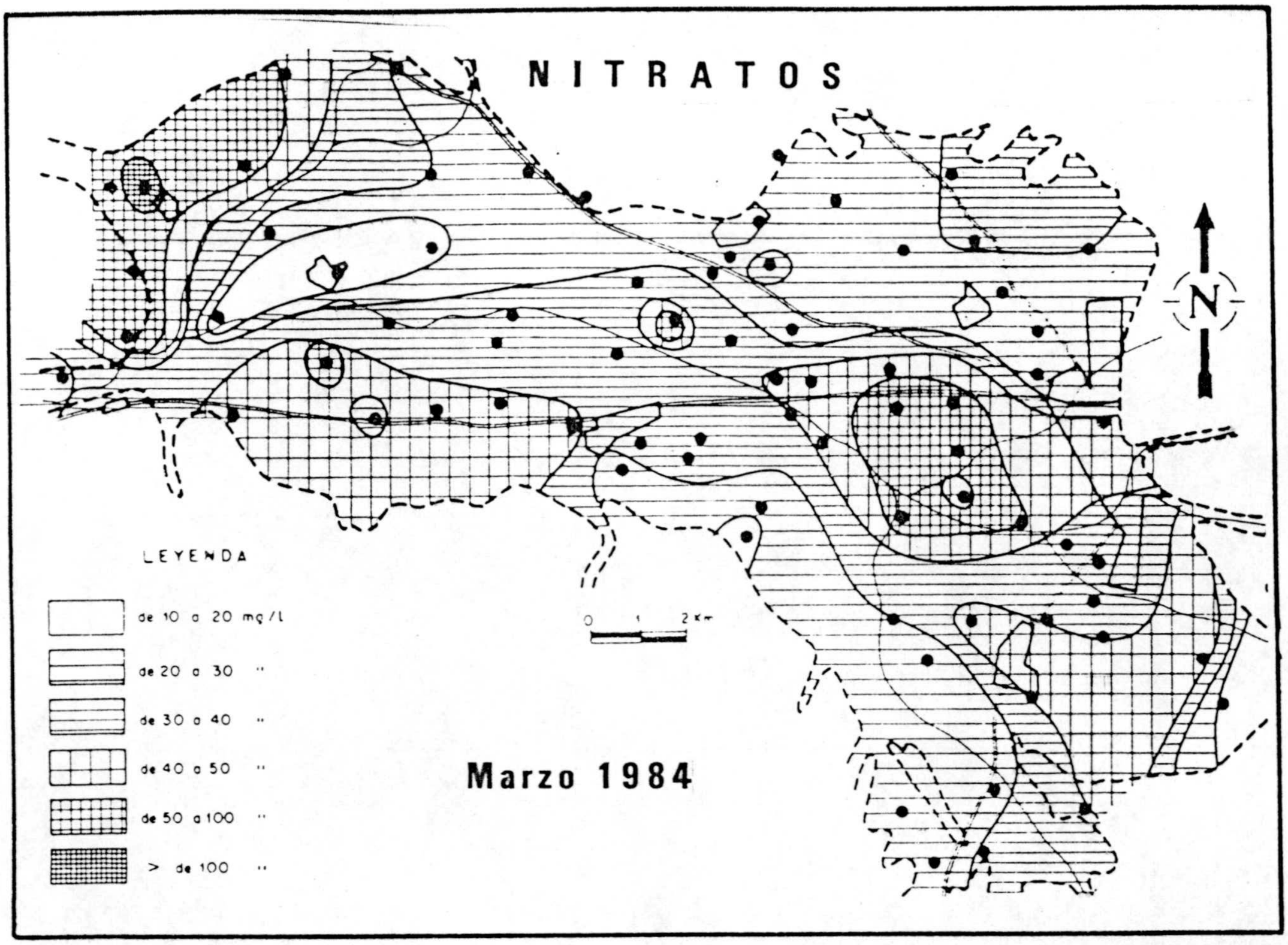


Figura 85.- Mapa de isocontenidos en nitratos para Marzo de 1984.

Fe. A estos últimos habría que añadirles los de Alhendín, La Zubia-Lancha de Cenes y Pulianas-Atarfe (el cual llega a unir con el anteriormente comentado de Sierra Elvira-Alitaje).

Una discusión, más extensa, sobre el origen de la especial distribución de isocontenidos que presentan los nitratos en el acuífero de La Vega de Granada, puede encontrarse en el epígrafe 6.3 (repercusiones de las labores de abonado en las aguas del embalse subterráneo). En él se discuten aspectos complementarios como los de la contaminación producida, evolución temporal....

d) Correlaciones

De la matriz de correlación entre variables, obtenida para el muestreo de Septiembre de 1983 (comunes. Anexo VI.3.2.E), no es destacable ninguna con coeficiente superior a 0,6.

Esta falta de correlación con el resto de los constituyentes de "adquisición natural", unida a la especialísima distribución de sus isocontenidos, que no sigue el esquema de alimentación y sistema de flujo del acuífero, es una prueba inequívoca de su principalísimo origen antrópico, ligado a los vertidos de fertilizantes nitrogenados (apartado 6) y aguas residuales urbanas (apartado 4).

2.2.5. Calcio

a) Introducción

Es, generalmente, el catión más abundante en las aguas naturales, de salinidad media, junto a sus aniones complementarios los bicarbonatos y sulfatos. Procede de la disolución de los principales minerales salinos que lo contienen, que son la calcita, dolomita, yeso y anhidrita (también epsomita, aragonito, fluorita, apatito, fosforita...). En terrenos metamórficos e ígneos puede proceder del ataque de feldespatos y otros silicatos cálcicos. El agua de lluvia lo aporta en cantidades mínimas.

Está frecuentemente en estado de saturación y su estabilidad en solución depende del equilibrio CO_2 - CO_3H^- - $CO_3^=$ (al que nos hemos referido en más de una ocasión). Puede precipitar con facilidad y está muy afectado por los procesos de cambio iónico.

LIVINGSTONE (1963) estableció el contenido medio de las aguas superficiales en 15 mg/l. Para las de la cuenca del Guadalquivir,

CATALAN (1969) da como valor medio el de 76 mg/l. Su concentración en las aguas subterráneas es muy variable, producto de la distinta proporción de rocas carbonatadas y/o evaporíticas existentes, no obstante, suele oscilar entre 20 y 200 mg/l. En las termales es idéntica la variación, aunque llegan a darse concentraciones de hasta 2 g/l (FOURNIER y TRUESDELL, 1973). Por último, el agua del mar lo posee en un contenido medio de 411 mg/l (CARPENTER, 1957).

Prácticamente todas las reglamentaciones de potabilidad limitan su máxima concentración. La española admite hasta 200 mg/l. Sin embargo, las investigaciones y estudios estadísticos de seguimiento realizados al respecto, han demostrado que no hay relación entre ciertas afecciones y el contenido elevado de este ión. Además, las cantidades susceptibles de ser ingeridas por agua, son muy inferiores a las necesidades orgánicas diarias, cifradas en un gramo. El mayor motivo de su prescripción (aparte de la predisposición a ciertas afecciones de riñón), está ligado a problemas de incrustación de conducciones y "blanqueo" de recipientes.

Con respecto a la calidad de agua para usos agrícolas, algunas clasificaciones establecen, que cuando la relación de calcio a total de cationes es inferior a 0,35, las aguas son "malas" para riego. El índice SAR (clasificación del USSLS, 1954) lo implica, junto con las concentraciones de magnesio y sodio, en la calificación de calidad correspondiente (ver epígrafe 2.2 del siguiente capítulo). Por último, las necesidades industriales requieren de una baja concentración de este ión, el cual es estrechamente controlado, junto con el magnesio (dureza total), para evitar problemas de carbonatación y sulfatación de circuitos y calderas.

b) Distribución frecuencial de contenidos

- Campaña de Septiembre de 1983

Según el diagrama de distribución de frecuencias correspondiente

(anexo VII.2), el 52 % de los valores analíticos se encuentran comprendidos entre 80 y 120 mg/l, dándose la mayor representatividad, por intervalo de clase (20 mg/l), para el de 80 a 100 mg/l, que agrupa al 32 % de la población.

Los valores máximo, mínimo y medio obtenidos, fueron de: 513 (punto nº 0503), 43 (punto nº 4045) y 135 mg/l, respectivamente (desviación típica de 86).

- Campaña de Marzo de 1984

Del diagrama de distribución de frecuencias correspondiente (anexo VII.2) se deduce una situación muy similar a la expuesta para la campaña anterior. El intervalo dominante, comprendido entre 80 y 120 mg/l, agrupa al 49 % de la población, siendo, en este caso, la clase más representada la de 100 a 120 mg/l, con un 27 %.

Los valores máximo, mínimo y medio obtenidos, fueron de: 516 (punto nº 0503), 29 (punto nº 3053) y 141 mg/l, respectivamente (desviación típica de 88).

La variación temporal, Septiembre-Marzo, puede ser deducida objetivamente a partir de la figura 86, que corresponde a los diagramas de distribución de frecuencias de la red de puntos comunes establecida entre ambos muestreos (figura 64).

Los valores medios obtenidos para Septiembre y Marzo, sobre dicha red de puntos, fueron de 137 y 139 mg/l, respectivamente, lo que refleja un incremento medio de los valores de Marzo del 1 %. Las desviaciones típicas halladas para las mismas campañas, que fueron de 85 y 82, respectivamente, ponen de manifiesto, sin embargo, un incremento medio de las mismas, para los valores de Septiembre, del 4 %.

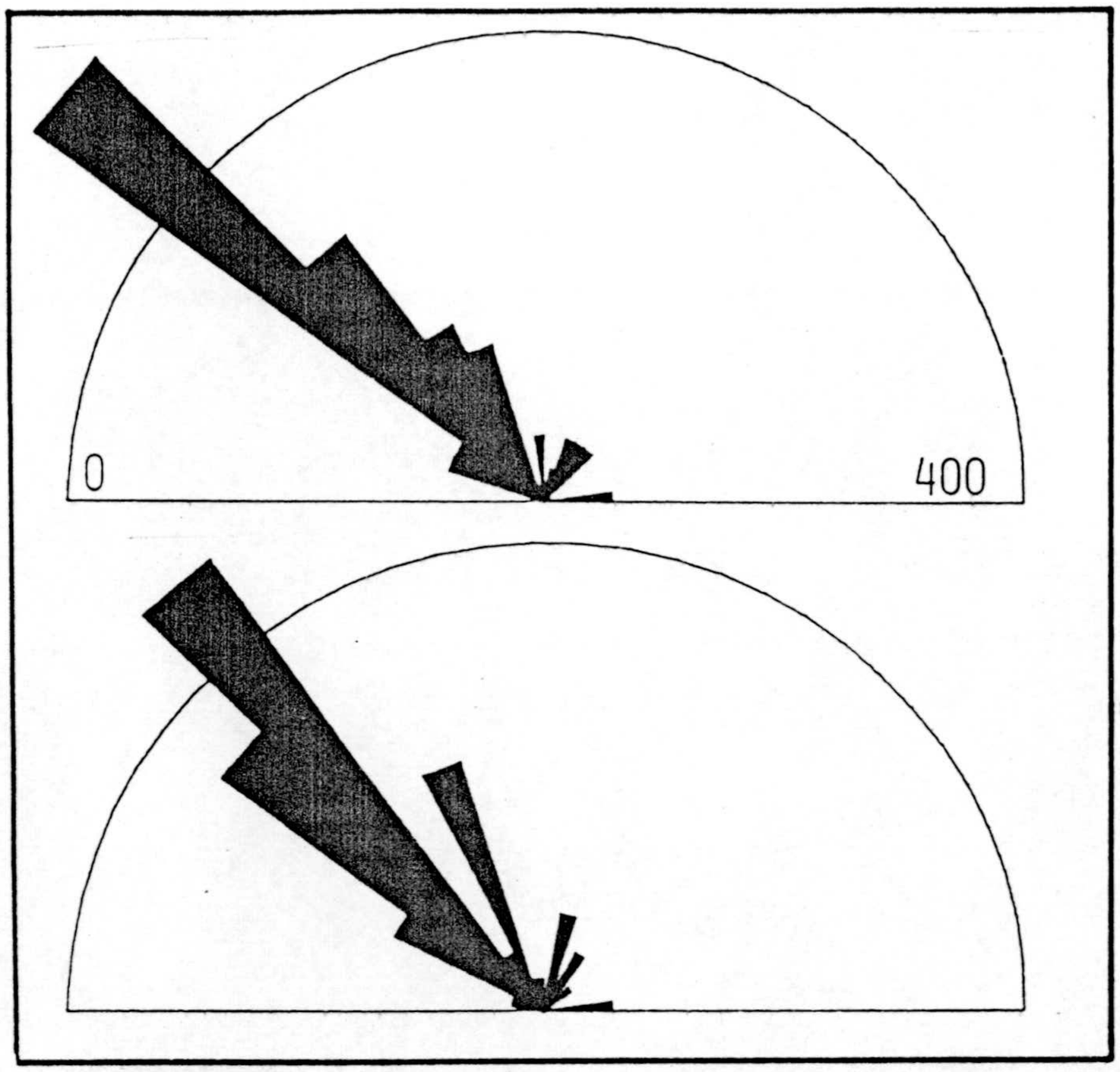


Figura 86.- Diagramas de distribución de frecuencias para los contenidos en ión calcio de la red de puntos comunes a los muestreos analíticos de Septiembre de 1983 (superior) y Marzo de 1984 (inferior). Rango de 0 a 400 mg/l. Intervalo de clase 20 mg/l. Semicírculo del 25 % de frecuencia.

c) Distribución espacial de contenidos

- Campaña de Septiembre de 1983

La distribución espacial correspondiente, reflejada en la figura 87, muestra una disposición de contenidos muy similar a la que ya fué comentada para los sulfatos (figuras 78 y 79). Son destacables dos áreas de mínimos valores (inferiores a 100 mg/l), correspondientes al sector Suroriental del acuífero y al comprendido a lo largo del río Genil entre el puente de Los Vados y Fuente Vaqueros (en La Zu-

bia, los contenidos son inferiores a 25 mg/l); poseen concentraciones anómalamente altas (superiores a 200 mg/l) los de Pulianas-Maracena, Baños de Sierra Elvira-Alitaje y Aeropuerto-Romilla-Cijuela.

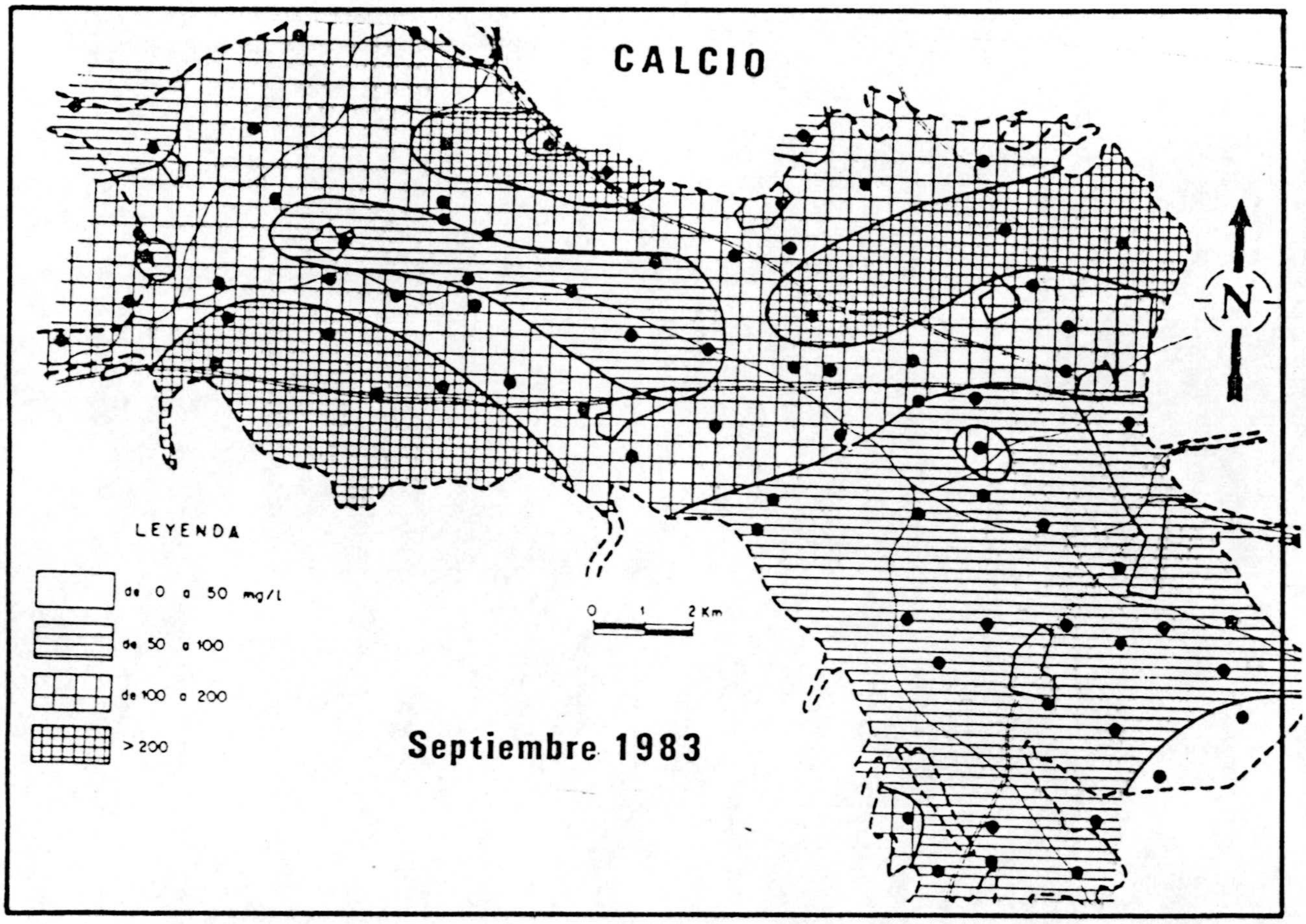


Figura 87.- Mapa de isocontenidos en ión calcio para Septiembre de 1983.

- Campaña de Marzo de 1984

De la observación del mapa de isocontenidos correspondiente (figura 88) se deduce una situación muy similar a la expuesta para la campaña anterior, por lo que obviamos su comentario descriptivo más detallado.

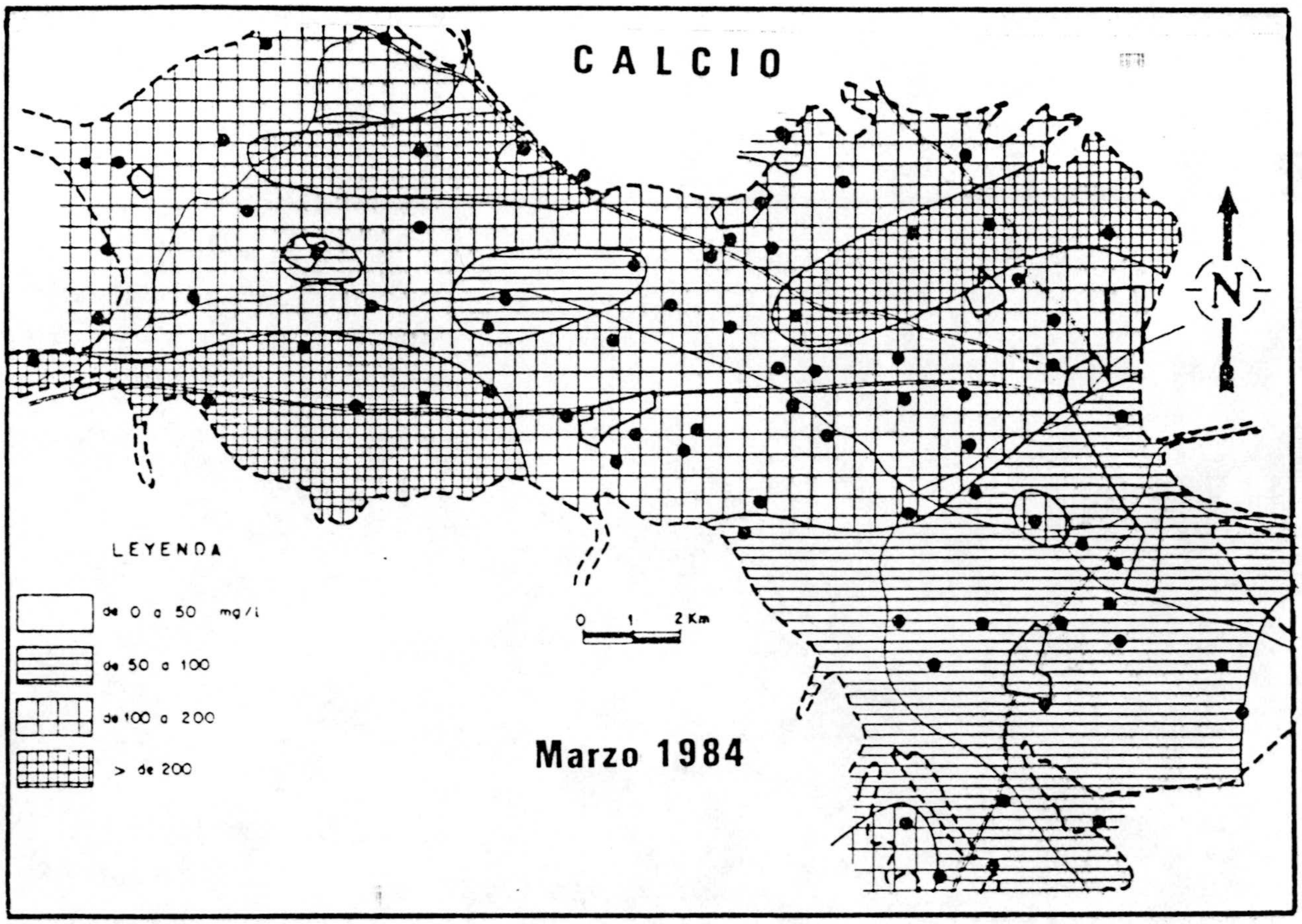


Figura 88.- Mapa de isocontenidos en ión calcio para Marzo de 1984.

Las distribuciones espaciales de contenidos, a las que nos acabamos de referir, indican una procedencia mayoritaria del calcio, a partir de la disolución de las sales evaporíticas correspondientes a las formaciones del Trías (Sierra Elvira) y del Mioceno (Aeropuerto y Pulianas). Su aporte a partir del sector de alimentación Suroriental es mínimo. Vuelven a reflejarse, al igual que para los sulfatos, la conductividad y la temperatura (también cloruros, sílice, sodio y potasio), áreas aisladas de mínima concentración al Norte de Santa Fe, entre el puente de Los Vados y Fuente Vaqueros, cuya hipótesis de explicación ya fué expuesta, muy brevemente, en el epígrafe 2.1.2.

El apartado 8 trata, con más detalle, de los efectos producidos por el lixiviado de las sales contenidas en las formaciones evaporíticas anteriormente citadas. Igualmente, en el epígrafe 2.4 aparecen reflejadas las áreas con facies cálcicas dominantes.

d) Correlaciones

De la matriz de correlación entre variables, obtenida para el muestreo de Septiembre de 1983 (comunes. Anexo VI.3.2.E), son destacables ($r > 0,6$) las que presenta con los sulfatos y el magnesio (disoluciones de yeso, anhidrita y epsomita). En el apartado 2.5 es tratada con detalle su relación con los sulfatos (2.5.2). También es estudiada la que presenta, junto al magnesio (dureza), con la conductividad (2.5.4) y los sulfatos (2.5.3).

2.2.6. Magnesio

a) Introducción

Muy parecido en su comportamiento geoquímico al del ión calcio, es más soluble que éste (aunque se disuelve lentamente). Procede de la disolución de rocas carbonatadas y evaporíticas que lo contienen (minerales de dolomita, magnesita, epsomita, carnalita...). En terrenos metamórficos e ígneos puede provenir del ataque de silicatos magnésicos y ferromagnésicos. El agua de lluvia lo aporta en cantidades traza. Al igual que se comentó para el ión calcio, se ve afectado también por los procesos de cambio iónico.

Su contenido medio en aguas superficiales es de 5 mg/l (LIVINGSTONE, 1963). Para las de la cuenca del Guadalquivir, CATALAN (1969) encuentra un valor medio de 36 mg/l. En las aguas subterráneas su concentración, muy variable, oscila frecuentemente entre 10 y 100 mg/l. En las

termales, GRANDA (1978) da como valores más frecuentes los comprendidos entre 7 y 130 mg/l. Por último, su concentración media en el agua del mar es de 1.300 mg/l (según SVERDRUP et al., 1942).

La mayor parte de las reglamentaciones de potabilidad fijan su contenido máximo, aunque con notables diferencias de criterio. La Reglamentación española establece el límite tolerable en 50 mg/l. En concentraciones superiores a 100 mg/l da un sabor ligeramente amargo al agua y puede actuar como laxante. Sin embargo, médicamente no existe acuerdo sobre su contenido óptimo en el agua de bebida. Así, mientras algunos aconsejan que no debe sobrepasar los 50 mg/l, otros son partidarios de incrementar su contenido farmacológicamente, suministrando al agua pastillas de dolomita, dadas "sus extraordinarias características terapéuticas sobre muchas enfermedades" (RODALE y HARALD, 1968). La necesidad orgánica humana está calculada en 300 mg/día.

La calidad del agua para riego está limitada, como ya se dijo para el ión calcio, por el índice SAR (clasificación del USSLS, 1954. Epígrafe 2.2 del capítulo VII). Desde el punto de vista industrial, es controlado, junto al ión calcio, por la determinación de la dureza total, que favorece los procesos de incrustación. En altas concentraciones plantea también problemas de corrosión.

b) Distribución frecuencial de contenidos

- Campaña de Septiembre de 1983

Según el diagrama de distribución de frecuencias correspondiente (anexo VII.2), el 64 % de los valores se encuentran comprendidos en el intervalo de 30 a 60 mg/l, mientras que un 15 % presentan contenidos superiores a 90 mg/l, los cuales desplazan ligeramente la media de la distribución mayoritaria de contenidos.

Los valores máximo, mínimo y medio obtenidos, fueron de: 254 (punto nº 0503), 12 (punto nº 5017) y 54 mg/l, respectivamente (desviación típica de 33).

- Campaña de Marzo de 1984

Del correspondiente diagrama de distribución de frecuencias (anexo VII.2) se deduce una situación muy similar a la expuesta para la campaña anterior. El intervalo más representativo es el comprendido entre 20 y 60 mg/l, el cual agrupa al 70 % de la población. Los valores superiores a 90 mg/l suponen, en este caso, el 20 %.

Los valores máximo, mínimo y medio obtenidos, fueron de: 299 (punto nº 0503), 10 (punto nº 5140) y 50 mg/l, respectivamente (desviación típica de 41).

La variación temporal, Septiembre-Marzo, puede ser deducida objetivamente a partir de la figura 89, donde se muestran los diagramas de distribución de frecuencias de la red de puntos comunes establecida entre ambos muestreos (figura 64).

Los valores medios obtenidos para Septiembre y Marzo, sobre dicha red de puntos, fueron de 55 y 58 mg/l, respectivamente, lo que refleja un incremento medio de los valores de Marzo, del 5 %. Las desviaciones típicas halladas para las mismas campañas, que fueron de 26 y 32, respectivamente, ponen de manifiesto un incremento de los valores de Marzo, del 23 %.

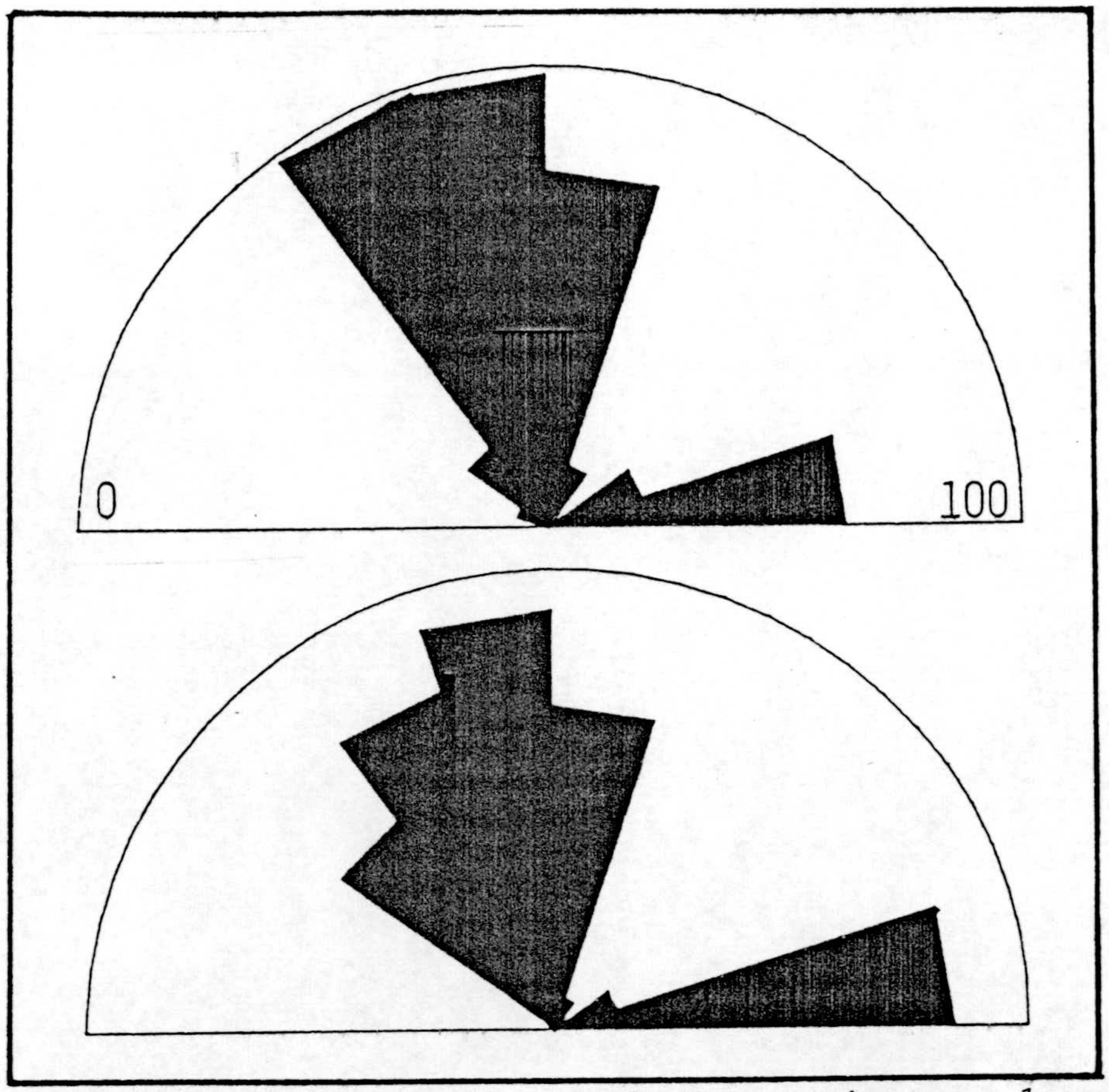


Figura 89.- Diagramas de distribución de frecuencias para los contenidos en ión magnesio de la red de puntos comunes a los muestreos analíticos de Septiembre de 1983 (superior) y Marzo de 1984 (inferior). Rango de 0 a 100 mg/l. Intervalo de clase 10 mg/l. Semicírculo del 25 % de frecuencia.

c) Distribución espacial de contenidos

- Campaña de Septiembre de 1983

La distribución espacial de contenidos, que puede observarse en la figura 90, refleja un área de mínima concentración (inferior a 30 mg/l) muy localizada en el sector de Daimuz-Escóznar. Por el contrario, los sectores con contenidos superiores a 70 mg/l, vuelven a coincidir con los ya referidos para constituyentes anteriores (sobre todo para los sulfatos y calcio), y corresponden a los de Pulianas-Atarfe, Baños de Sierra Elvira-Alitaje y Aeropuerto-Romilla. Para el

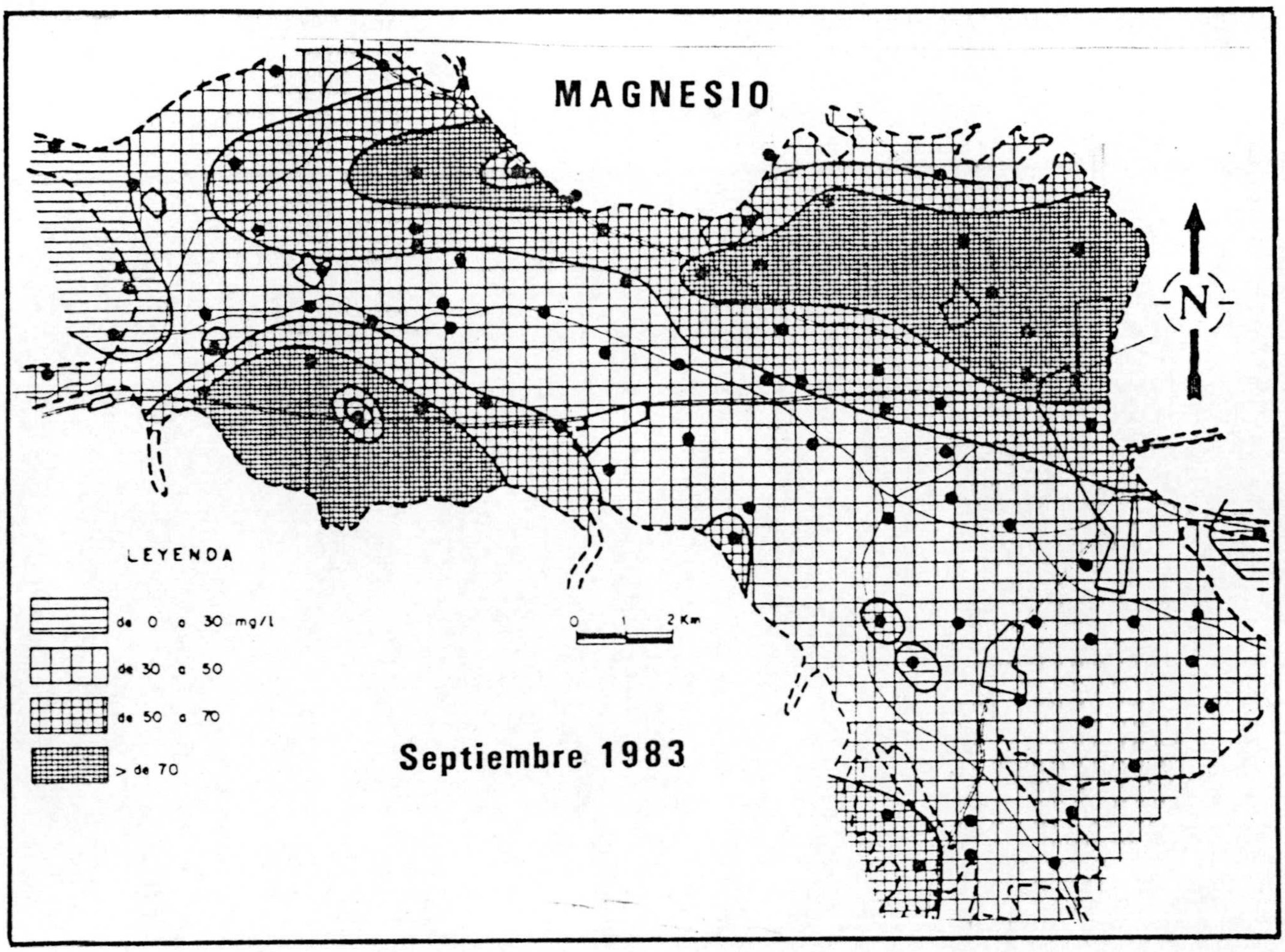


Figura 90.- Mapa de isocontenidos en ión magnesio para Septiembre de 1983.

resto de la superficie del acuífero, los contenidos oscilan entre 30 y 70 mg/l, siendo mayoritaria la de valores comprendidos entre 30 y 50 mg/l.

- Campaña de Marzo de 1984

De la correspondiente distribución espacial de isocontenidos (fi-

gura 91) se deduce, nuevamente, una situación muy similar a la comentada para la campaña anterior. Quizás sea destacable que el sector de alta concentración (superior a 70 mg/l) de Aeropuerto-Romilla se extiende, en esta ocasión, hacia el Oeste, alcanzando a la vega de Láchar.

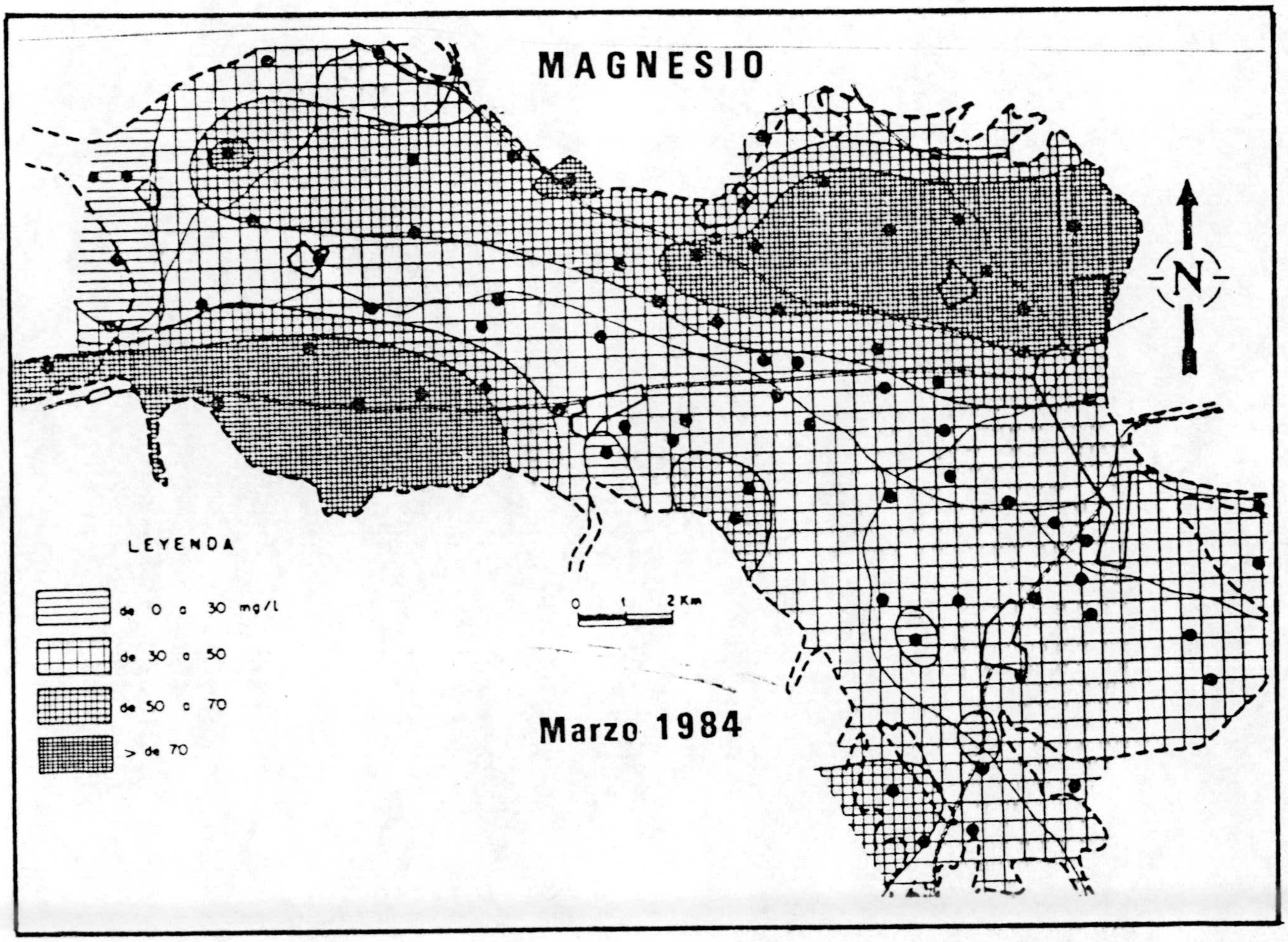


Figura 91.- Mapa de isocontenidos en ión magnesio para Marzo de 1984.

Las distribuciones espaciales de isocontenidos que acabamos de mostrar, reflejan situaciones muy similares a las que ya fueron expuestas para los sulfatos y el calcio (también conductividad), lo que indica una procedencia, para el magnesio, idéntica a la referida para los mismos, con los que guarda una alta correlación. Las sales evaporíticas de las que proviene, deben ser, fundamentalmente, las correspondientes a las especies minerales epsomita y carnalita.

d) Correlaciones

De la matriz de correlación entre variables, obtenida para el muestreo de Septiembre de 1983 (comunes. Anexo VI.3.2.E), son destacables ($r > 0,6$) las que presenta con los sulfatos y el calcio (como ya habíamos adelantado por la similitud de sus distribuciones de isocontenidos). En los epígrafes 2.5.4 y 2.5.3 son tratadas las relaciones del calcio + magnesio, con la conductividad y los sulfatos, respectivamente.

2.2.7. Sodio y potasio

a) Introducción

Proceden de la disolución de sales evaporíticas (minerales de halita, silvina, carnalita...) y de la descomposición de silicatos. También del lavado de sedimentos marinos y de la mezcla con aguas congénitas. Ocasionalmente pueden tener un origen ligado a contaminaciones urbanas (sodio), industriales y agrícolas (potasio). En el agua de lluvia continental se presentan en muy baja concentración.

Mientras que el sodio es relativamente estable, pudiendo provenir también de los minerales de la arcilla, por cambio de bases con los iones de calcio y magnesio, el potasio tiende a ser fijado irreversiblemente por el terreno.

Las cantidades medias de sodio y potasio presentes en las aguas de río son de 39 (ANDERSON y GEORGE, 1966) y 7 mg/l (DUNCAN, 1967), respectivamente. CATALAN (1969) encuentra para las de la cuenca del Guadalquivir concentraciones medias de 41 y 3 mg/l, respectivamente. Para las aguas subterráneas los contenidos medios son de, aproximadamente (BACK, 1966 y BROWN, 1962) y 6 mg/l (BACK, 1966), respectivamente. En las termales los valores medios son de 1.400 y 116 mg/l (GRANDA, 1978), respectivamente. Por último, las aguas de mar los contienen en concentraciones medias de 11.000 (CULKIN y COX, 1966) y 392 mg/l (CULKIN, 1965), respectivamente.

Las normas de potabilidad no suelen considerarlos directamente (indirectamente sí, a través de los cloruros), a lo que es una excepción la Reglamentación española, que fija táxativamente el límite tolerable de sodio en 175 mg/l (BOE del 9 de Mayo de 1984, nº 111). Las necesidades orgánicas de sodio son del orden de los 2 g/día, aunque pueden tolerarse cantidades muy superiores. No obstante, concentraciones altas están contraindicadas para sujetos que sufran de enfermedades vasculares, trombosis, hipertensión, cirrosis...; para GARRISON y ODER (1966) estos enfermos no deberían consumir un agua con más de 20 mg/l de sodio. En este sentido algunas tendencias médicas hablan de la inconveniencia de preparar los alimentos con mucha "sal", aunque no hay unanimidad general (incluso se habla del efecto saludable de la "sal").

El potasio no ofrece problemas para la salud. Las necesidades orgánicas están calculadas en 4 g/día.

Desde el punto de vista de la calidad del agua para los usos agrícolas, el sodio puede tener, en concentraciones altas, un papel perjudicial por sus efectos de alcalinización, disgregación e intolerancia (a ciertos cultivos). El potasio, por el contrario, es muy positivo, razón por la cual es suministrado artificialmente al suelo a través de la fertilización (abonos potásicos y complejos N.P.K.). Entre los efectos positivos están los de favorecer la adsorción de sales, evitar en parte la transpiración, aumentar el poder de asimilación de las hojas y catalizar la síntesis de los glúcidos.

Desde el punto de vista industrial, ambos iones no ofrecen problemas de calidad en concentraciones moderadas.

b) Distribución frecuencial de contenidos

- Campaña de Septiembre de 1983

. Sodio

Según el diagrama de distribución de frecuencias correspondiente (anexo VII.2), el intervalo más representativo es el comprendido entre 0 y 50 mg/l, con una agrupación mayoritaria del 82 %. El intervalo de clase dominante (10 mg/l) es el de 10 a 20 mg/l, con un 25 % del peso de la población. La presencia de un 11 % de contenidos superiores a 90 mg/l, desplaza la media de la distribución general.

Los valores máximo, mínimo y medio obtenidos, fueron de: 367 (punto nº 6135), 6 (punto nº 4001) y 38 mg/l, respectivamente (desviación típica de 51).

. Potasio

De la observación del diagrama de distribución de frecuencia correspondiente (anexo VII.2), llama la atención el alto grado de agrupamiento y representatividad de los intervalos de clase (1 mg/l) 1-2-3 mg/l, que agrupan al 42 y 24 %, respectivamente, de los valores medidos. La presencia de sólo un 6 % de contenidos superiores a 9 mg/l es suficiente para desplazar la media de la distribución general.

Los valores máximo, mínimo y medio obtenidos, fueron de: 39,8 (punto nº 6074), 1,0 (puntos nº 5035, 6065, 4001 y 4045) y 3,8 mg/l, respectivamente (desviación típica de 5,7).

- Campaña de Marzo de 1984

. Sodio

Al igual que fué comentado para la campaña anterior, el intervalo de 0 a 50 mg/l agrupa al 84 % de los valores medidos. De este intervalo destaca la biclase de 10 a 30 mg/l, con un 46 % de representatividad. Un 10 % de valores superiores a 90 mg/l vuelven a desplazar la media de la distribución general.

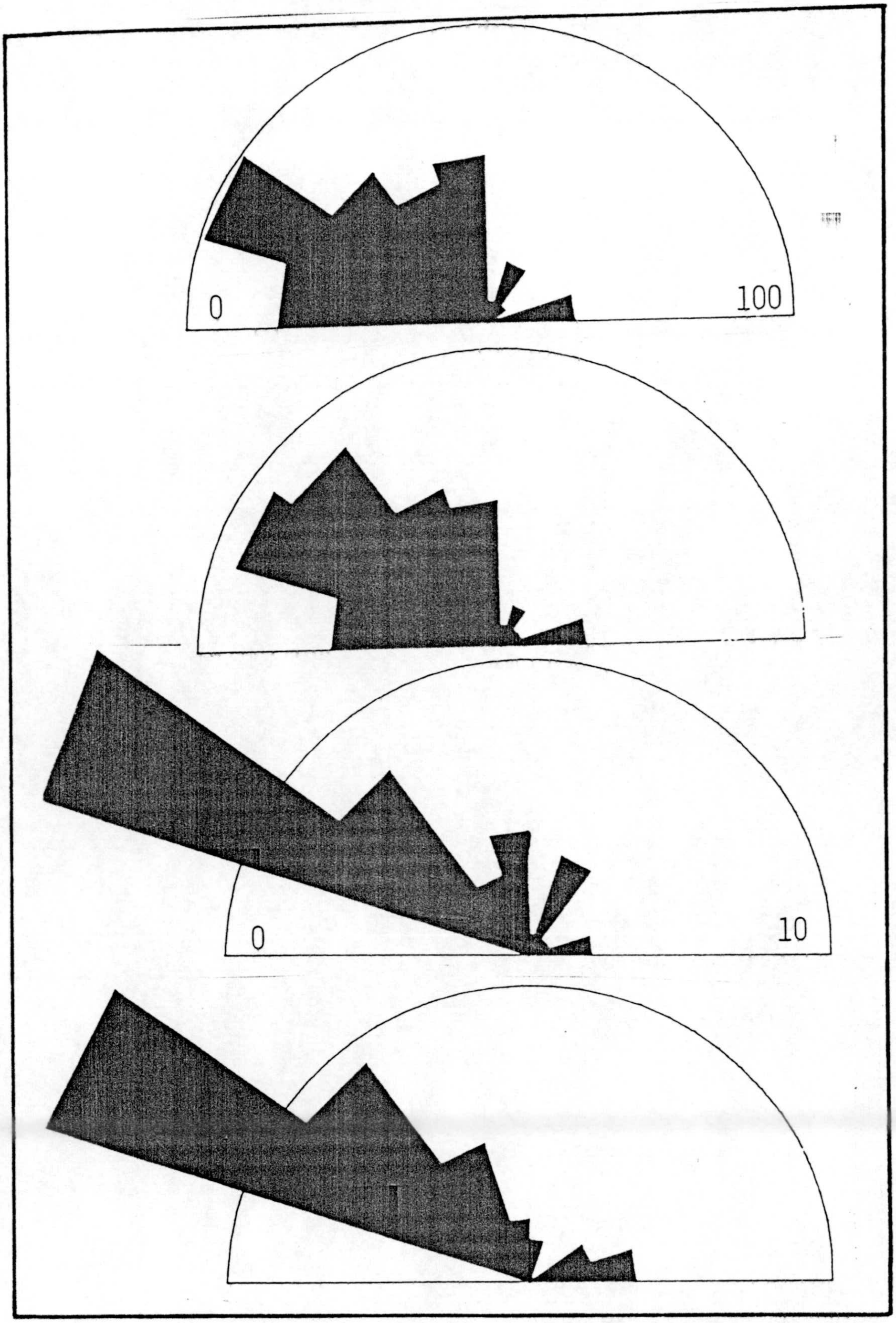
Los valores máximo, mínimo y medio obtenidos, fueron de: 338 (punto nº 6135), 6 (punto nº 3009 y 4001) y 39 mg/l, respectivamente (desviación típica de 48).

. Potasio

Con una situación muy similar a la referida para la campaña anterior, un 77 % de los valores medidos están comprendidos en el intervalo de 1 a 4 mg/l. La clase (1 mg/l) dominante, que es la de 1 a 2 mg/l, agrupa al 31 % de la población. Un 9 % de valores superiores a 9 mg/l son suficientes para volver a desplazar la media de la distribución general.

Los valores máximo, mínimo y medio obtenidos, fueron de: 33,7 (punto nº 6074), 1,0 (punto nº 7122) y 3,5 mg/l, respectivamente (desviación típica de 4,1).

La variación temporal, Septiembre-Marzo, de los contenidos de sodio y potasio, puede ser deducida objetivamente a partir de las figuras 92 y 93, respectivamente, donde se encuentran los diagramas de distribución de frecuencias de la red de puntos comunes establecida entre ambos muestreos (figura 64).



Figuras 92 y 93.- Diagramas de distribución de frecuencias para los contenidos de los iones de sodio (superiores) y potasio, de la red de puntos comunes a los muestreos analíticos de Septiembre de 1983 (superior) y Marzo de 1984 (inferior). Sodio.- Rango de 0 a 100 mg/l. Intervalo de clase 10 mg/l. Potasio.- Rango de 0 a 10 mg/l. Intervalo de clase de 1 mg/l. Semicírculo del 25 % de frecuencia.

Los valores medios de sodio obtenidos para Septiembre y Marzo, sobre dicha red de puntos, fueron de 39 mg/l, lo que refleja una ausencia total de variación a nivel general. Las desviaciones típicas halladas para las mismas campañas, que fueron de 55 y 53, respectivamente, ponen de manifiesto un incremento de la dispersividad, para las medidas de Septiembre, del 4 %.

Los valores medios obtenidos para el potasio, fueron de 3,8 y 3,6 mg/l, respectivamente, lo que refleja un incremento medio de los de Septiembre del 6 %. Las desviaciones típicas halladas, para las mismas campañas, que fueron de 5,4 y 4,7, respectivamente, ponen de manifiesto un incremento de la dispersividad, para los valores de Septiembre, del 15 %.

c) Distribución espacial de contenidos

Dada la procedencia común de los iones de sodio y potasio, y el escaso juego (dispersividad) de los valores de este último, para una consideración independiente, se optó por representar los mapas de isocontenidos para la suma de los dos.

- Campaña de Septiembre de 1983

La distribución espacial, que puede verse en el mapa de isocontenidos de la figura 94, refleja una disposición de los mismos muy similar a la que ya fué comentada para los cloruros (epígrafe 2.2.3); también es correlacionable con la que, en el epígrafe siguiente, será discutida para la sílice.

Un área de mínima concentración (inferior a 25 mg/l) es la correspondiente al sector Suroriental y, en general, borde oriental del acuífero, además de la que se presenta a lo largo del río Genil entre

el puente de Los Vados y Fuente Vaqueros. Por el contrario, los contenidos más altos (superiores a 50 mg/l) se localizan en los sectores de Aeropuerto y Sierra Elvira, cuyas áreas respectivas llegan a unirse sobre la franja central del acuífero, inmediatamente al Este de Fuente Vaqueros.

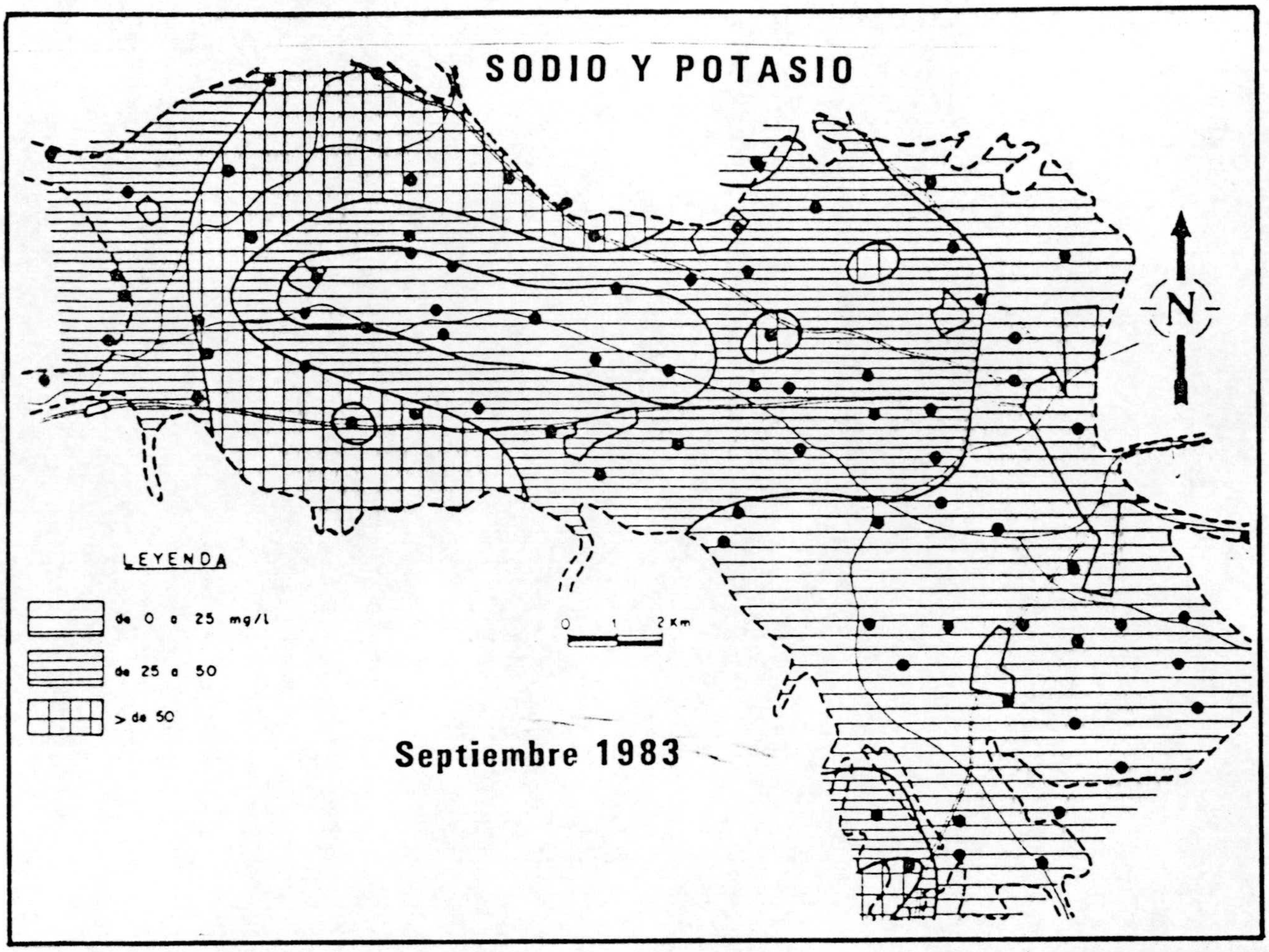


Figura 94.- Mapa de isocontenidos para la suma de los correspondientes a los iones de sodio y potasio. Septiembre de 1983.

- Campaña de Marzo de 1984

De la distribución espacial de isocontenidos correspondiente (figura 95) se deduce, como en casos anteriores, una situación totalmente similar a la referida para la campaña anterior, por lo que obviamos su comentario descriptivo más detallado.

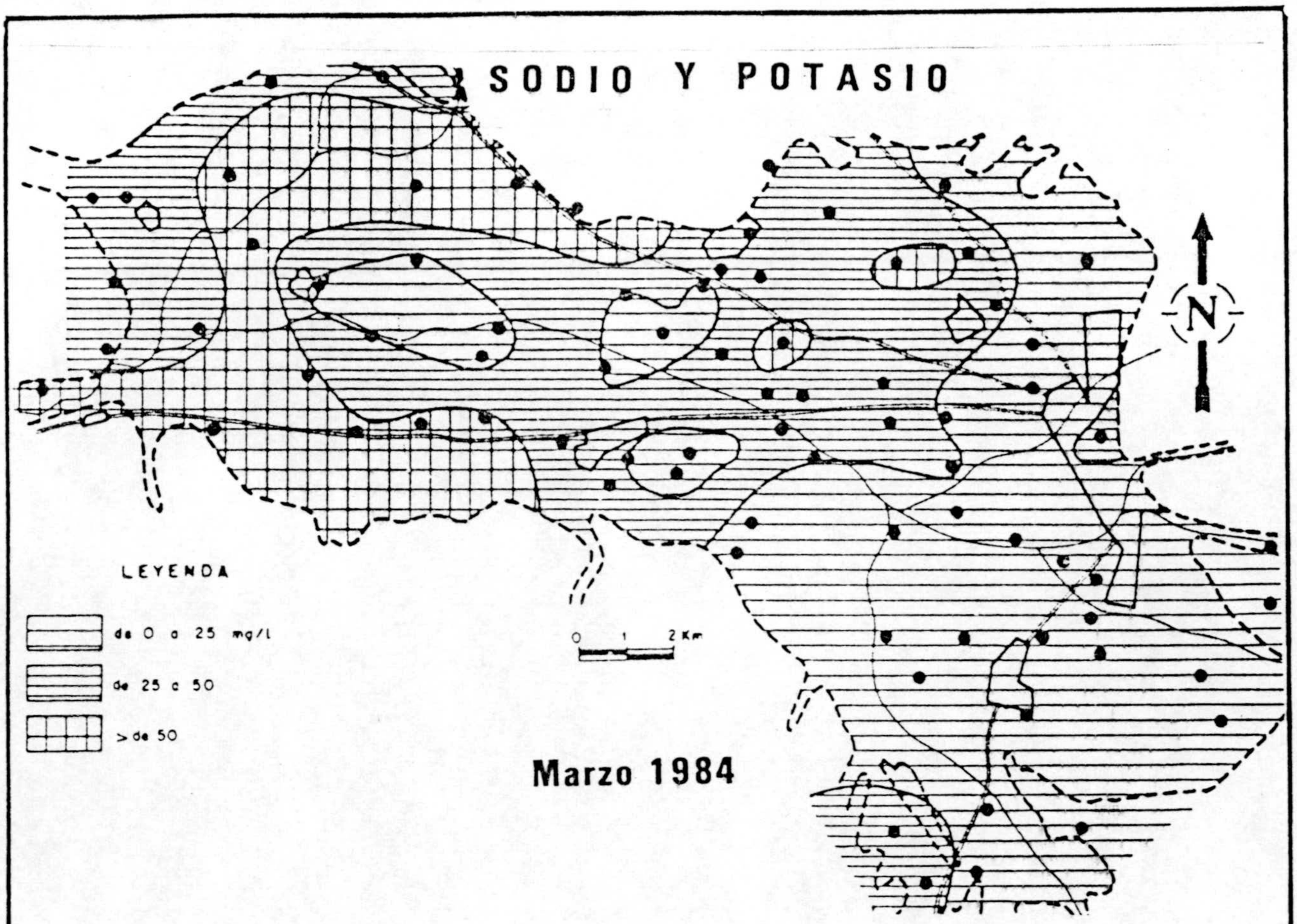


Figura 95.- Mapa de isocontenidos para la suma de los correspondientes a los iones de sodio y potasio. Marzo de 1984.

Las distribuciones espaciales de isocontenidos que acabamos de mostrar, reflejan una situación idéntica a la que ya fué comentada para los cloruros, por lo que nos remitimos al comentario correspondiente, que fué hecho en el epígrafe 2.2.3.

d) Correlaciones

De la matriz de correlación entre variables, obtenida para el muestreo de Septiembre de 1983 (comunes. Anexo VI.3.2.E), son destacables ($r > 0,6$) las que el sodio presenta con los cloruros, fluoruros y sulfatos, cuyo origen está en la procedencia común de los mismos (lixiviado de sales evaporíticas).

El potasio, sin embargo, no presenta ningún tipo de correlación destacable ($r > 0,6$), ni siquiera con los cloruros o el sodio, lo que puede interpretarse por alteraciones iónicas, dada su fácil y rápida capacidad de fijación en el suelo (también por moderados aportes "extraevaporíticos", abonos por ejemplo, que en cualquier caso no son importantes).

2.2.8. Sílice

a) Introducción

La sílice, que es bastante insoluble, procede, fundamentalmente, del ataque de los silicatos (sobre todo de los de sodio y potasio). En muy pequeña cantidad puede ser aportada por la disolución del cuarzo. También proviene de la disolución de rocas carbonatadas, que siempre contienen algo de sílice.

Es un buen indicador de la procedencia del agua, pudiendo utilizarse como geotermómetro. Para una temperatura de 20 a 25°C la saturación se alcanza de 120 a 140 mg/l, siendo este último el límite de solubilidad de la sílice amorfa, que pasa a estado coloidal en concentraciones superiores.

La cantidad de sílice presente en las aguas superficiales es de, aproximadamente, 13 mg/l (DAVIS, 1964). Para las de la cuenca del Guadalquivir, CATALAN (1969) obtiene un valor medio de 10 mg/l. En las aguas subterráneas, WHITE y WARING (1963) y DAVIS (1964) encuentran concentraciones de hasta 100 mg/l, siendo los valores más frecuentes inferiores a 20 mg/l (en acuíferos carbonatados, inferiores a 10 mg/l). En aguas termales se llegan a medir contenidos de sílice, de hasta 530 mg/l (parque de Yellowstone. EE.UU. , la cual precipita en el sector de emergencia, al bajar la temperatura). Por último, la concentración en el agua del mar, variable, puede tener un valor medio de 3 mg/l (EMERY, 1955).

La mayor parte de las reglamentaciones de potabilidad no la consideran. La Reglamentación española sólo se limita a decir que "el tratamiento no debe aumentar su contenido natural". Parece que pueden tolerarse, sin ningún tipo de problemas para la salud humana, dosis diarias de hasta 40 mg/l.

Su presencia no plantea, generalmente, problemas en las aguas de irrigación. En la industria, contenidos superiores a 40 mg/l pueden producir depósitos de gran dureza y difícil eliminación.

b) Distribución frecuencial de contenidos

- Campaña de Septiembre de 1983

Del histograma de frecuencias correspondiente (anexo VII.2) se deduce la presencia de una amplia distribución de valores representativa, dentro de la cual destaca la del intervalo de 9 a 13 mg/l, que agrupa al 54 % de la población.

Los valores máximo, mínimo y medio obtenidos, fueron de: 35,0 (punto nº 1019), 8,4 (puntos nº 3112 y 0401) y 13,1 mg/l, respectivamente (desviación típica de 4,3).

- Campaña de Marzo de 1984

El diagrama de distribución de frecuencias correspondiente (anexo VII.2) refleja una situación relativamente anómala, al presentar una disposición bimodal, correspondiente a los intervalos de clase (1 mg/l) de 10 a 11 y de 12 a 13 mg/l, con porcentajes de representación del 19 y 16 %, respectivamente.

Los valores máximo, mínimo y medio obtenidos, fueron de: 33,3 (punto nº 1019), 3,4 (punto nº 3059) y 12,7 mg/l, respectivamente (desviación típica de 4,1).

La variación temporal, Septiembre-Marzo, puede ser deducida objetivamente a partir de la figura 96, donde se muestran los diagramas de distribución de frecuencias de la red de puntos comunes establecida entre ambos muestreos (figura 64).

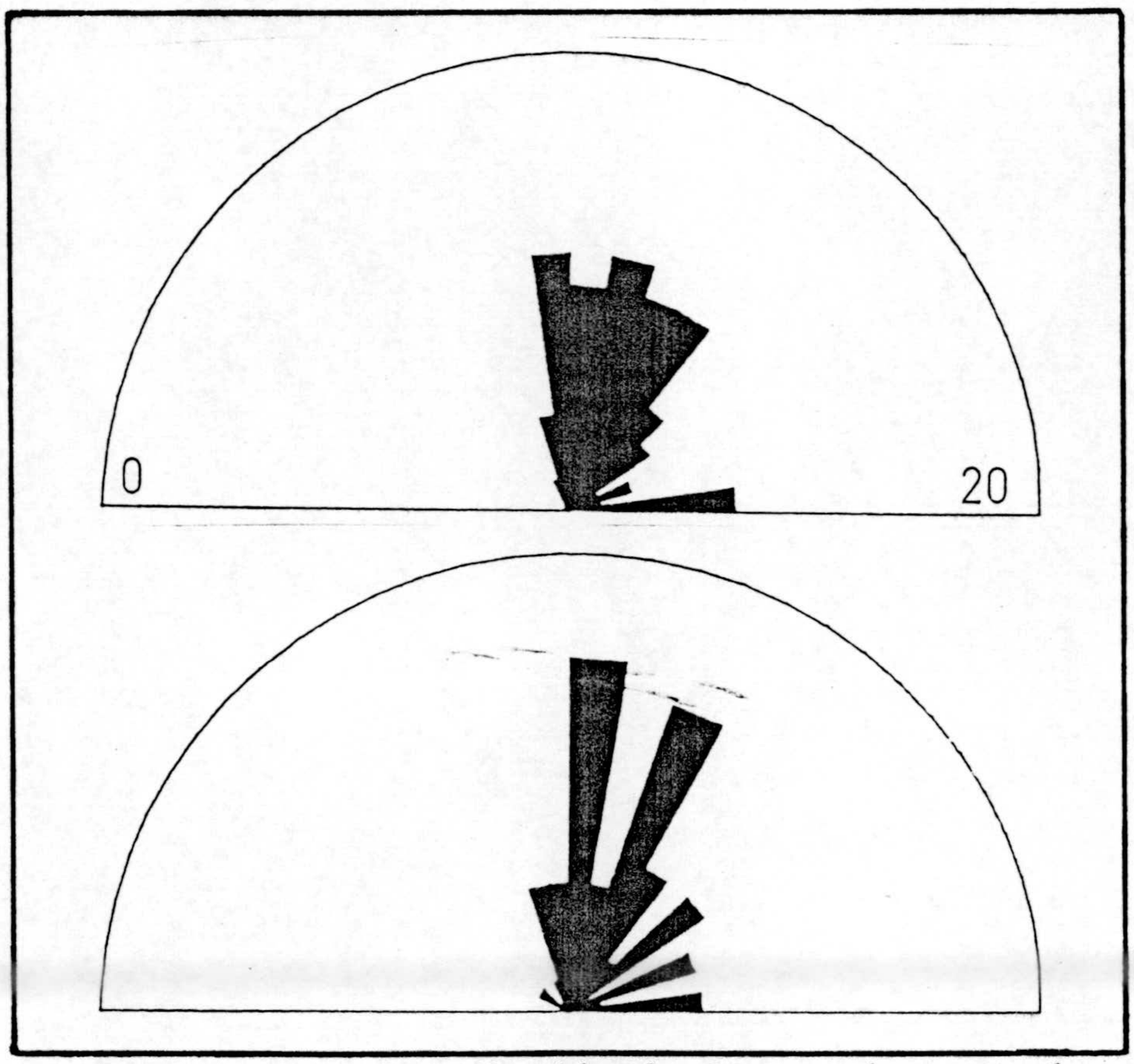


Figura 96.- Diagramas de distribución de frecuencias para los contenidos en sílice de la red de puntos comunes a los muestreos analíticos de Septiembre de 1983 (superior) y Marzo de 1984 (inferior). Rango de 0 a 20 mg/l. Intervalo de clase 1 mg/l. Semicírculo del 25 % de frecuencia.

Los valores medios obtenidos para Septiembre y Marzo, sobre dicha red de puntos, fueron de 13,1 y 12,6 mg/l, respectivamente, lo que refleja un incremento medio de los valores de Septiembre del 4 %.

Las desviaciones típicas halladas para ambos muestreos, que fueron de 4,5 y 4,4, respectivamente, suponen un mínimo incremento de las mismas, para los valores de Septiembre, del 2 %.

c) Distribución espacial de contenidos

- Campaña de Septiembre de 1983

La distribución espacial de contenidos se halla representada en la figura 97. En ella se observa una amplísima superficie del acuífero con contenidos inferiores a 15 mg/l, de la que destacan los

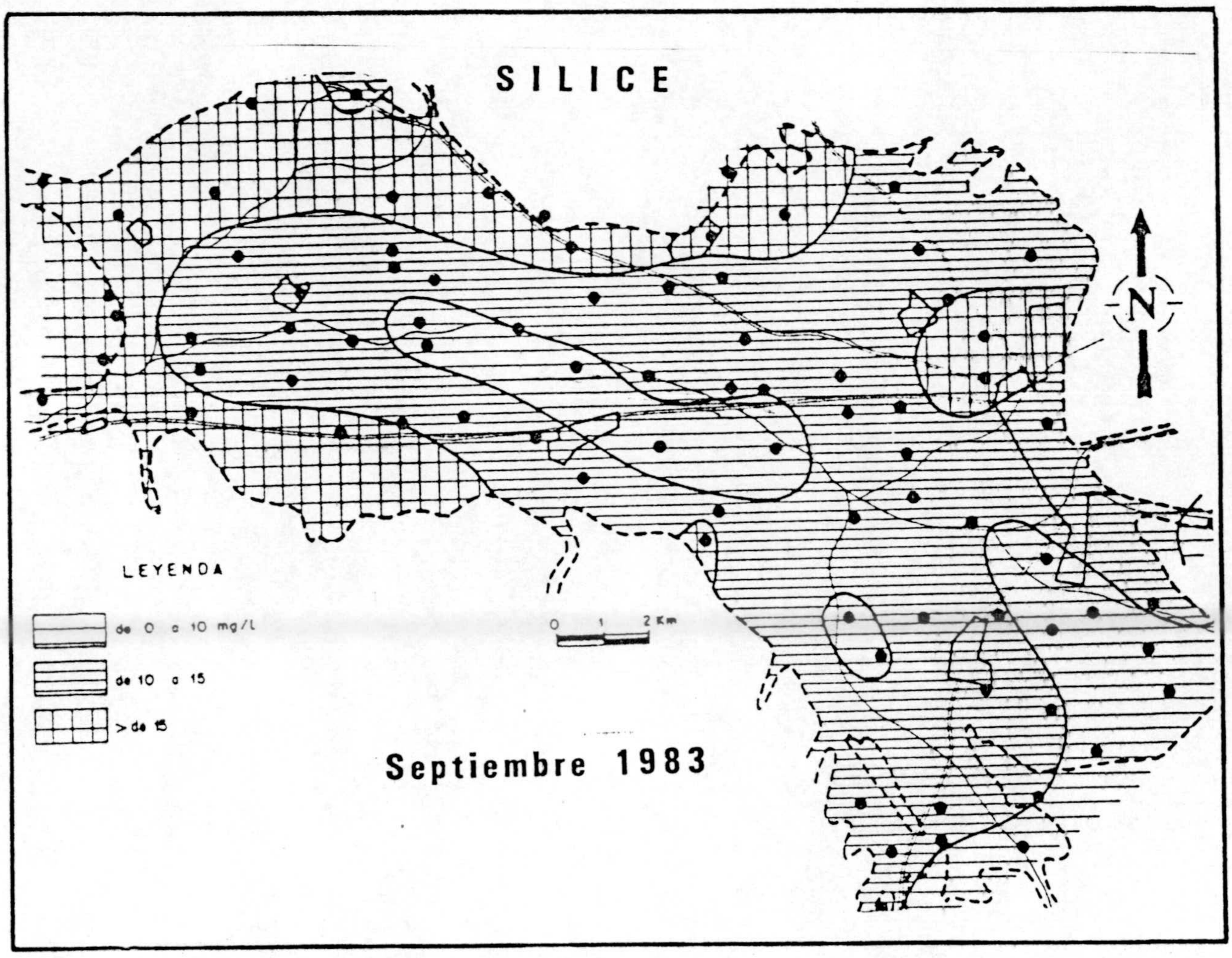


Figura 97.- Mapa de isocontenidos en sílice para Septiembre de 1983.

sectores de Zaidín-Otura y puente de Los Vados-Fuente Vaqueros por sus mínimas concentraciones (inferiores a 10 mg/l). Por el contrario, los sectores de Aeropuerto y Atarfe-Sierra Elvira (también de La Cartuja-Maracena), que llegan a unirse en Fuente Vaqueros, serían los de contenidos más altos (superiores a 15 mg/l).

- Campaña de Marzo de 1984

De la observación del mapa de isocontenidos correspondiente (figura 98) se deduce una situación similar a la comentada para la campa-

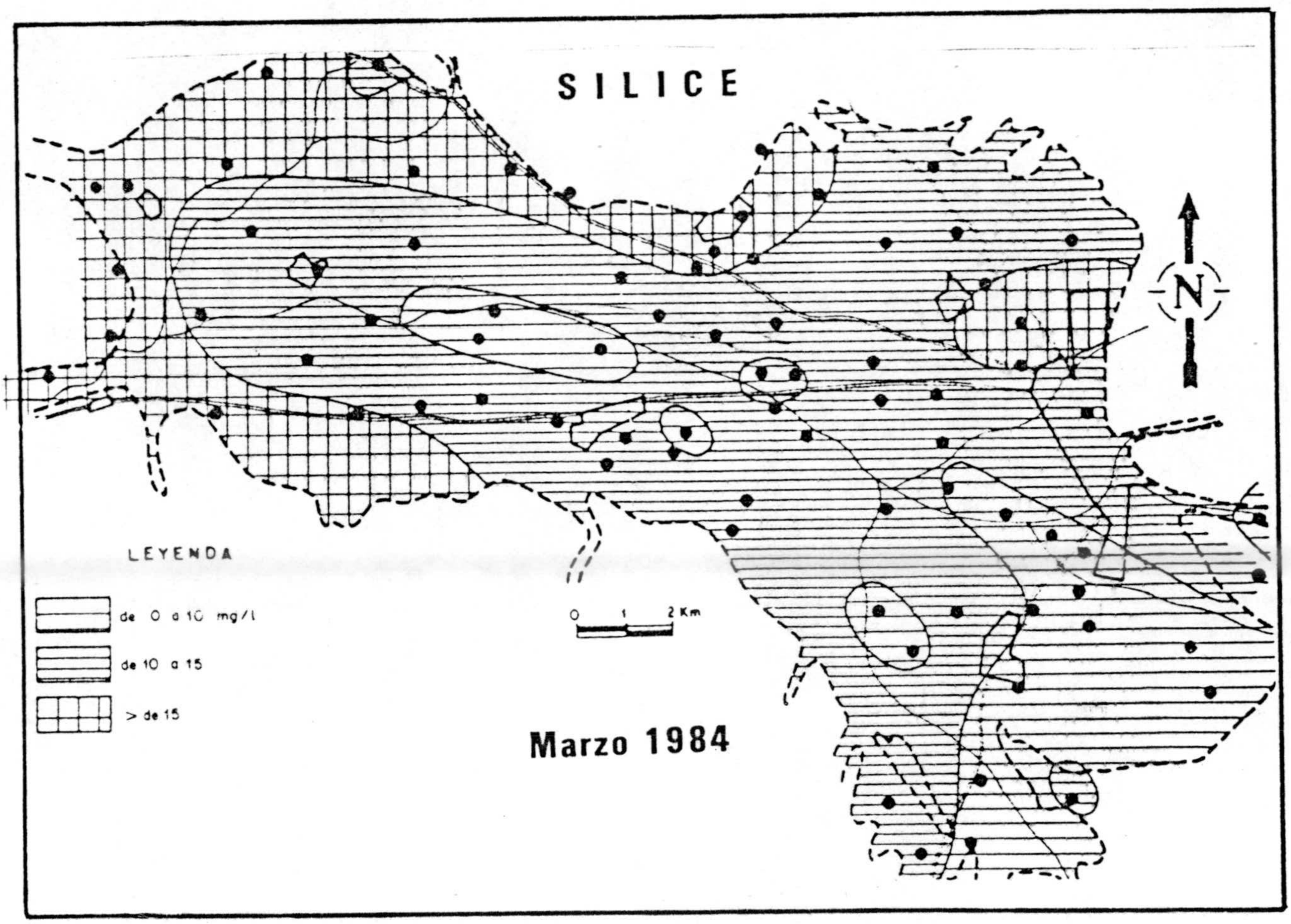


Figura 98.- Mapa de isocontenidos en sílice para Marzo de 1984.

ña anterior, por lo que obviamos una descripción más detallada de la misma.

Las distribuciones de isocontenidos que acabamos de mostrar, reflejan la existencia de un gran fondo regional con valores de concentración comprendidos entre 10 y 15 mg/l. La variabilidad de los mismos, muy pequeña, oscila de 5 a 20 mg/l, lo que no permite deducir claramente su procedencia. En cualquier caso, los contenidos más bajos se ligan al aporte de las aguas de superficie (8,1 mg/l de media), y los más altos a los focos termales de Sierra Elvira (15,1) y Aeropuerto-Chauchina (15,3). Igualmente, son destacables las áreas de aporte de La Cartuja-Maracena y Daimuz-Casa Nueva, para las que no encontramos una explicación satisfactoria.

d) Correlaciones

De la matriz de correlación entre variables, obtenida para el muestreo de Septiembre de 1983 (comunes. Anexo VI.3.2.E) no es destacable ninguna con coeficiente superior a 0,6.

Esta falta de correlación, al igual que ocurrió para los bicarbonatos, nitratos y potasio (también nitritos), indica una procedencia de la misma no ligada a la del resto de los constituyentes mayoritarios, que también podría explicarse (aunque no parece el caso) por cambios de concentración, ligados a factores físico-químicos particulares. En cualquier caso, el mínimo rango de variabilidad presentado puede haber falseado alguno de los coeficientes de correlación obtenidos.

La ausencia de correlación con la temperatura indica una procedencia de las aguas del acuífero muy influenciada por la infiltración de las de superficie (como ya conocíamos), siendo minoritarios los

flujos más o menos profundos y de gran recorrido, a los que sí se podrían asociar correlativamente los valores de temperatura y sílice.

2.3. CONSTITUYENTES MINORITARIOS Y TRAZA

2.3.1. Fluoruros

a) Introducción

Su contenido medio en las rocas es, aproximadamente, del 0,01 al 0,02 %. Según SCHOELLER (1964), no parece existir relación entre el contenido hallado en el agua y la naturaleza de los terrenos atravesados, lo que evidenciaría la decisiva acción de ciertas variables físico-químicas en su enriquecimiento. Procede, fundamentalmente, de la disolución de minerales como la fluorita, criolita, fluorapatito... No obstante, puede ser aportado también por los vertidos industriales (ácido fosfórico, aluminio, vidrio...), abonos fosfatados...

La presencia del flúor en las aguas (en forma de fluoruros) ha adquirido gran importancia, desde que se descubrió su estrecha relación con la salud dental. Así, concentraciones inferiores a 0,5 mg/l y superiores a 1,5 mg/l, son propensas a producir caries y fluorosis dental, respectivamente, siendo ambas irreversibles a partir de la edad de 10 años. Pueden acompañarse, también, de cuadros clínicos gastrointestinales y de alteraciones neuromusculares.

Estos hechos han producido, al igual que fué comentado para los nitratos, el que haya sido uno de los iones más estudiados en el agua. En La Vega de Granada, hay algunos antecedentes de estudio de los contenidos de flúor (aguas de abastecimiento) y de la situación sanitaria dental (ver apartados 5.2 y 5.3 del capítulo IV).

Su concentración media en las aguas de superficie es de 0,2 mg/l (FLEISCHER y ROBINSON, 1963). En las subterráneas, GRANDA (1978) cifra su contenido medio en 1,5 mg/l (valor que para las de España parece estar sobredimensionado). En aguas termales, las concentraciones, extremadamente variables, llegan a ser de hasta 55 mg/l. En ellas parece existir una clara correlación positiva con la temperatura (GLOVER, 1963 y KENT, 1965). Para PETROV (1963) contenidos superiores a 1 mg/l son indicio de circulaciones que pueden considerarse como profundas. Por último, el agua del mar lo contiene en concentraciones medias de 1,3 mg/l (SVERDRUP et al., 1942).

SANCHEZ y MARIÑO (1971), a partir de un estudio del contenido en flúor de los abastecimientos, y de la incidencia de la caries dental, que realizan a nivel nacional, cifran la concentración de fluor (en fluoruros) por debajo de 1 mg/l, para el 95 % de los mismos, de los que el 70 % no llegan a contenidos de 0,5 mg/l. Esta deficiencia general es contrastada con una altísima incidencia de los procesos de caries dental.

Desde el punto de vista de la calidad del agua para el consumo humano, todas las reglamentaciones del mundo le dedican un especial interés. La normativa española establece su límite tolerable en 1,5 mg/l, sin hacer alusión a un límite mínimo exigible. A este respecto, algunos paises, por debajo de ciertas concentraciones, admiten la fluoración, para la que fijan unos valores óptimos de 0,8 a 1,2 mg/l.

En los usos agrícolas e industriales no plantean problemas de calidad las concentraciones en que habitualmente se presentan.

b) Distribución frecuencial de contenidos

- Campaña de Septiembre de 1983

Según el diagrama de distribución de frecuencias correspondiente (anexo VII.2), ésta se muestra muy representativa para el intervalo de 0 a 0,5 mg/l, que comprende al 75 % de los valores determinados. El intervalo de clase (0,1 mg/l) dominante, es el que va de 0,1 a 0,2 mg/l, el cual agrupa al 41 % de la población (aguas muy directamente relacionadas con la infiltración de las superficiales procedentes de Sierra Nevada). Un 14 % de los contenidos son superiores a 1 mg/l (superiores a 1,5 mg/l, 10 %).

Los valores máximo, mínimo y medio obtenidos, fueron de: 2,68 (punto nº 0503), 0,06 (punto nº 7212) y 0,47 mg/l, respectivamente (desviación típica de 0,6).

- Campaña de Marzo de 1984

Del diagrama de distribución de frecuencias correspondiente (anexo VII.2) se deduce una situación muy similar a la ya expuesta para la campaña anterior. El 77 % de los valores se hallan comprendidos en el intervalo de 0 a 0,5 mg/l. La clase de 0,1 a 0,2 mg/l destaca muy ligeramente, en este caso, sobre las restantes, con un porcentaje de representatividad del 22 %. Los contenidos superiores a 1 mg/l, vuelven a ser de sólo el 12% (superiores a 1,5 mg/l, 8 %).

Los valores máximo, mínimo y medio obtenidos, fueron de: 2,33 (punto nº 6135), 0,03 (puntos nº 7136 y 3141) y 0,45 mg/l, respectivamente (desviación típica de 0,5).

La variación temporal, Septiembre-Marzo, puede ser deducida objetivamente a partir de la figura 99, donde se muestran los diagramas de distribución de frecuencias de la red de puntos comunes establecida entre ambos muestreos (figura 64).

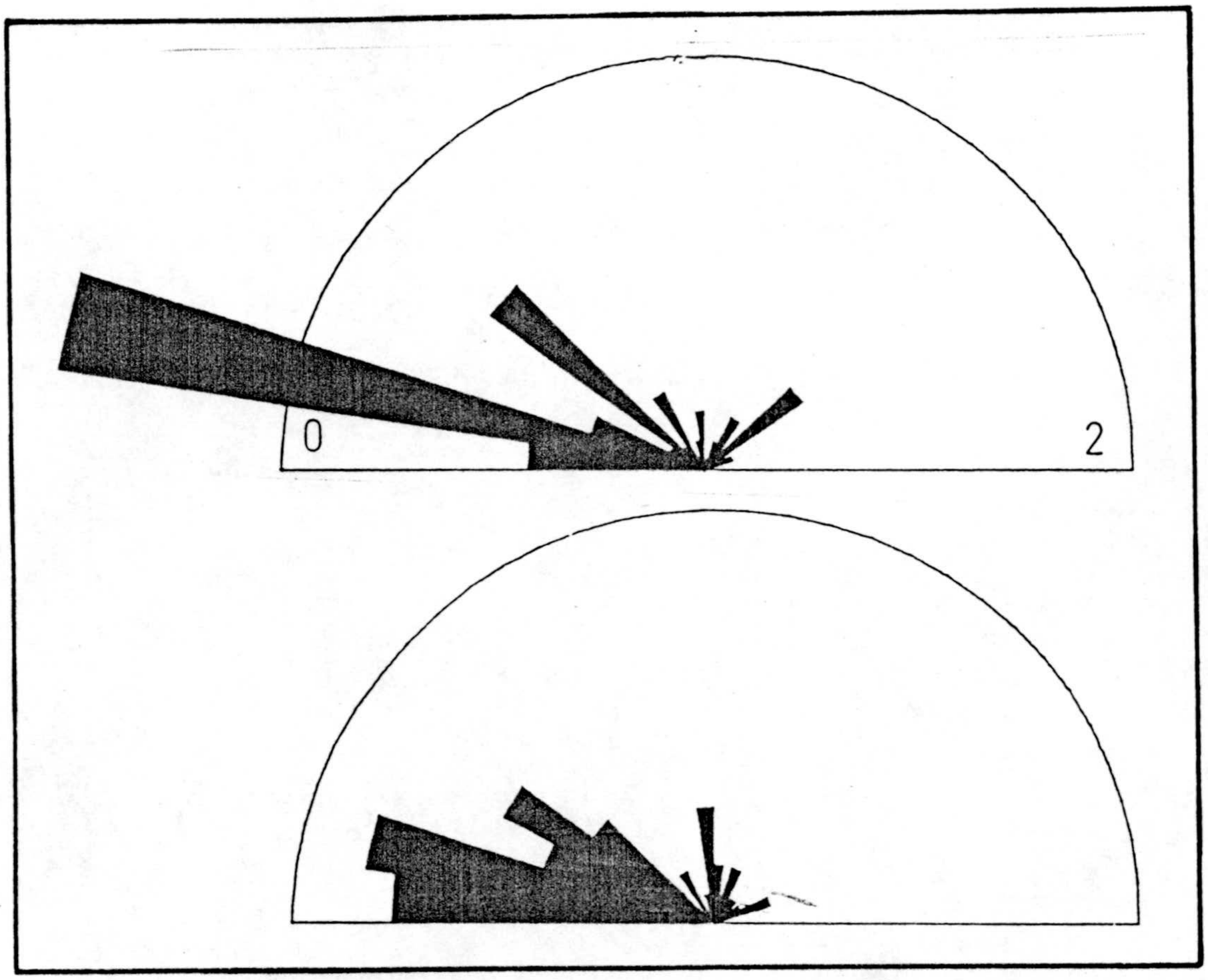


Figura 99.- Diagrama de distribución de frecuencias para los contenidos en fluoruros de la red de puntos comunes a los muestreos analíticos de Septiembre de 1983 (superior) y Marzo de 1984 (inferior). Rango de 0 a 2,0 mg/l. Intervalo de clase 0,1 mg/l. Semicírculo del 25 % de frecuencia.

Los valores medios obtenidos para Septiembre y Marzo, sobre dicha red de puntos, fueron de 0,51 y 0,47 mg/l, respectivamente, lo que refleja un incremento medio de los valores de Septiembre del 9 %. Las desviaciones típicas halladas para las mismas campañas, que fueron de 0,6 y 0,5, respectivamente, ponen de manifiesto un incremento para la dispersividad de los valores de Septiembre del 20 %.

c) Distribución espacial de contenidos

- Campaña de Septiembre de 1983

La distribución espacial de contenidos, que puede observarse en la figura 100, refleja una repartición de los mismos diferente a todas las anteriormente comentadas, pero relativamente similar a las que fueron expuestas para los cloruros, iones de sodio y potasio y sílice (también temperatura). Es destacable la presencia de una amplísima superficie de acuífero con concentración inferior a 0,50 mg/l (que engloba al 76 % de los puntos muestreados), la cual sólo es superada a lo largo de la franja que rodea a Sierra Elvira (también Casa Nueva)

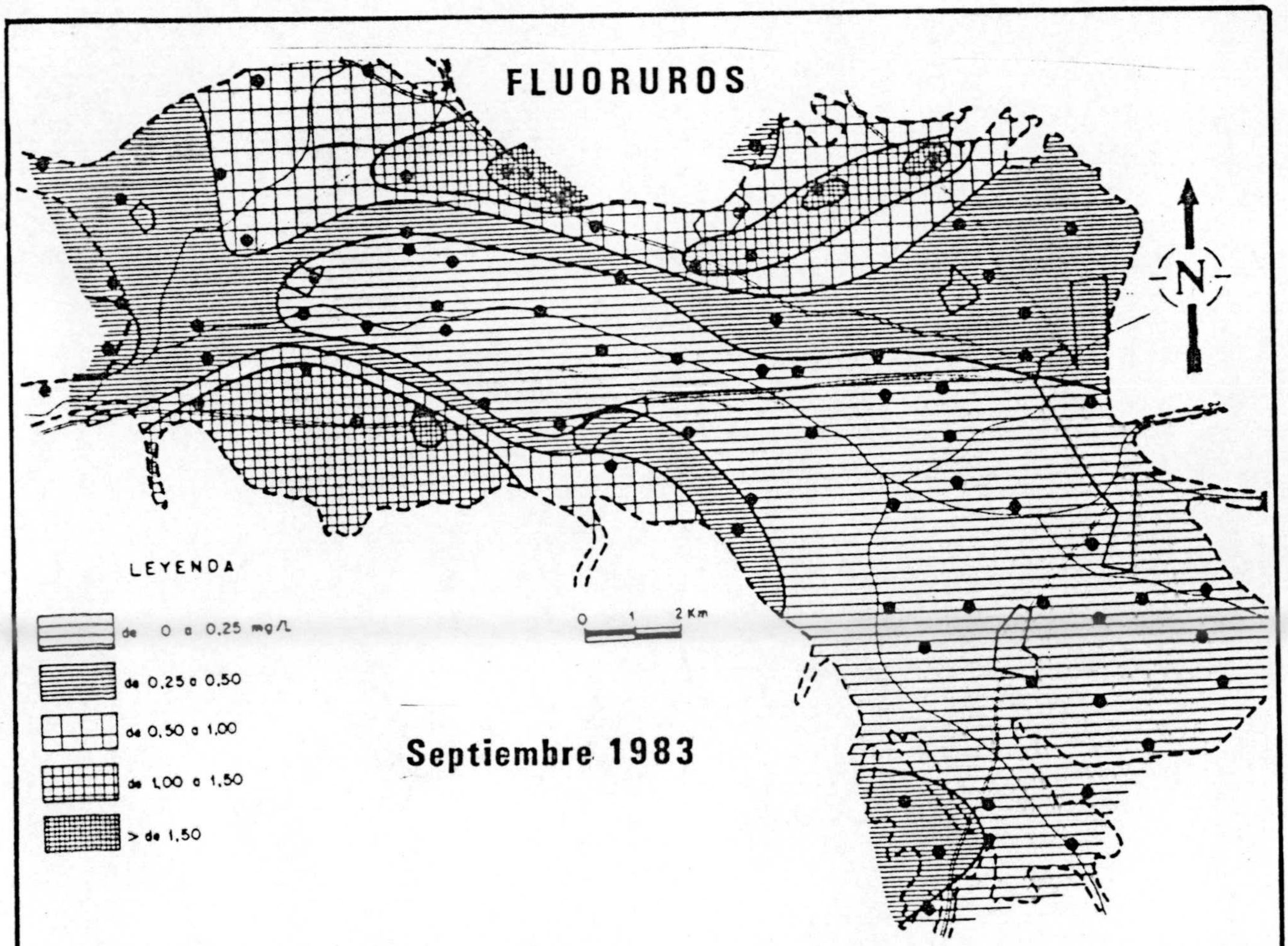


Figura 100.- Mapa de isocontenidos en fluoruros para Septiembre de 1983.

y en el sector de Aeropuerto-Romilla. Por el contrario, toda el área Suroriental del acuífero y su continuación hacia el Oeste, a lo largo del río Genil hasta Fuente Vaqueros, sería la de más bajos contenidos, con valores inferiores a 0,25 mg/l.

- Campaña de Marzo de 1984

De la distribución espacial correspondiente, que puede observarse en la figura 101, se desprende una situación totalmente similar a la ya comentada para la campaña anterior, por lo que obviamos su descripción más detallada.

Las distribuciones espaciales de isocontenidos reseñadas reflejan una procedencia mayoritariamente termal del fluor, ligado a las áreas "calientes" de Sierra Elvira y Aeropuerto (apoya esta hipótesis la alta similitud existente con la distribución presentada por las temperaturas). De la misma forma, los sectores con aguas hipotermales (inferiores a la media atmosférica; < 15°C) son los de menor contenido en fluoruros (inferior a 0,25 mg/l).

d) Correlaciones

De la matriz de correlación entre variables, obtenida para el muestreo de Septiembre de 1983 (comunes. Anexo VI.3.2.E), son destacables (r > 0,6) las que presenta con el sodio, cloruros, sulfatos y temperatura.

Para los cloruros y el ión sodio, puede hablarse de una idéntica procedencia, como es la de flujos más o menos profundos provenientes de las formaciones evaporíticas del Trías (Sierra Elvira) y Mioceno

(Aeropuerto) del sector occidental (ninguno de estos iones es aportado por las sales evaporíticas superiores del Messinense de Pulianas-Jun, en el sector Nororiental). No obstante, con los sulfatos se mantiene una aceptable correlación, a pesar de que estos son aportados también por el sector Nororiental del acuífero.

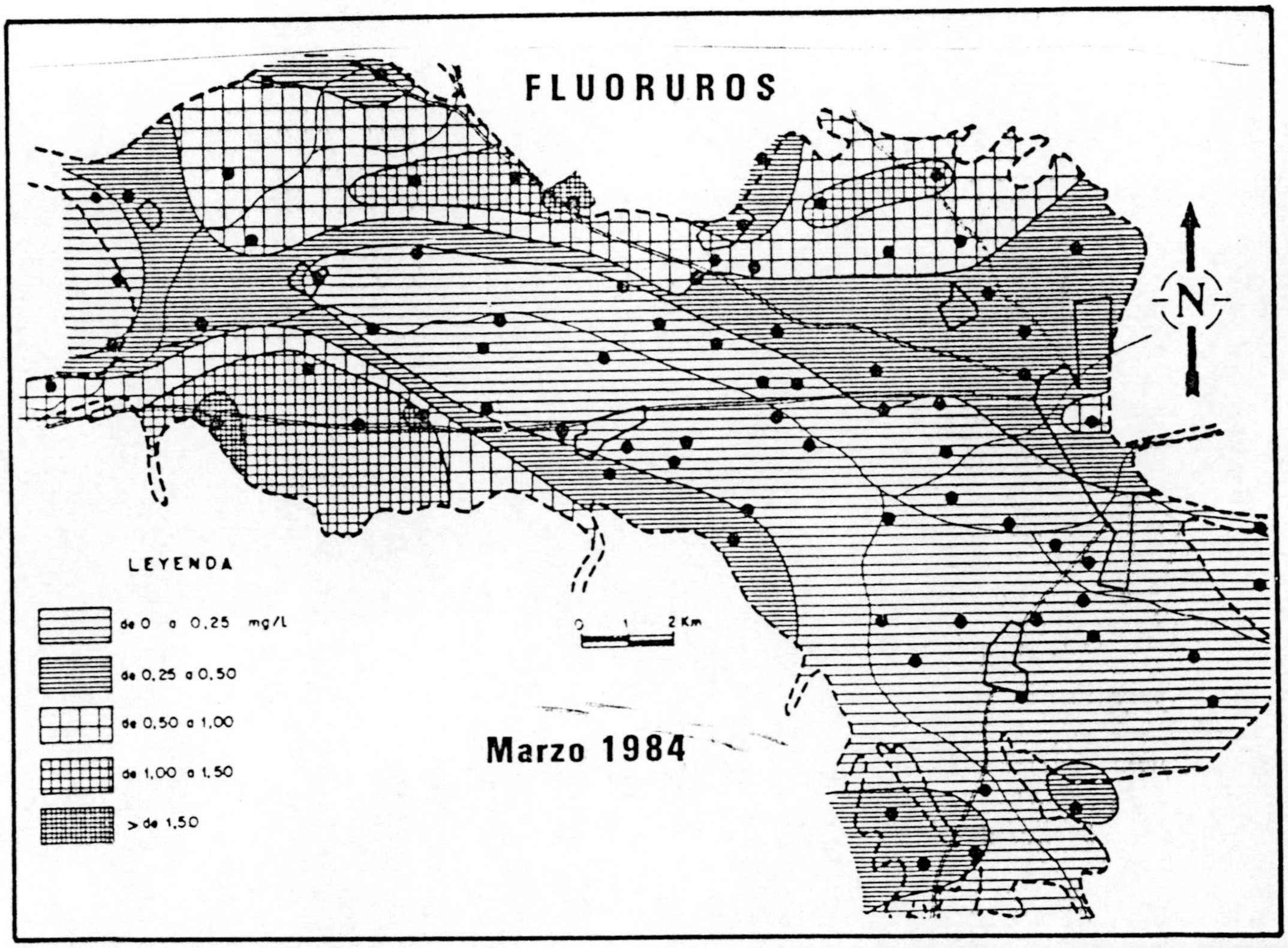


Figura 101.- Mapa de isocontenidos en fluoruros para Marzo de 1984.

Con respecto a una probable correlación con el calcio (disolución de fluorita), esta no es significativa, debido al prioritario origen del mismo a partir de la disolución de sales evaporíticas sulfatadas.

2.3.2. Nitritos

a) Introducción

Los nitritos están normalmente ausentes en las aguas naturales no contaminadas, excepto si proceden de ambientes reductores: suelos muy húmicos, yacimientos de carbón, sulfuros... Su presencia suele indicar una contaminación orgánica reciente. Pueden provenir de una oxidación incompleta del amonio, o, más infrecuentemente, de una reducción de nitratos, bajo la influencia de una acción desnitrificante.

Su concentración en las aguas naturales es despreciable, excepto si éstas proceden de los ambientes reductores naturales ya comentados. Los contenidos presentes en las aguas contaminadas (origen urbano, agrícola e incluso industrial), no superan normalmente los 10 mg/l, siendo los más frecuentes inferiores al miligramo-litro. Su estabilidad es muy pequeña, por estar afectados, directamente, por los procesos de oxidación-reducción, ya que se trata de un estado intermedio del nitrógeno.

Desde el punto de vista de la calidad de las aguas para el consumo humano, su presencia hace dudar de la potabilidad de las mismas, estando, según la Reglamentación española, proscrito en contenidos superiores a 0,1 mg/l. Se asocian comúnmente, como ya se ha dicho, a una contaminación orgánica reciente, lo que significa la posible existencia de microorganismos patógenos y/o parásitos. Además, son relativamente tóxicos, como consecuencia de su acción metahemoglobizante e hipotensiva. También pueden producir nitrosaminas, de efecto cancerígeno (vías digestivas, hígado...).

Por todas estas repercusiones sanitarias es, junto con los nitratos y fluoruros, uno de los iones sobre los que más se ha estudiado su presencia en las aguas.

Para una utilización agrícola son muy positivos, ya que en forma de nitratos constituyen el nutriente básico de la mayor parte de los

cultivos. Desde el punto de vista industrial están contraindicados en todas las de tipo alimentario (intervienen negativamente, además, en algunos procesos de fabricación particulares, lana, seda...).

b) Distribución frecuencial de contenidos

- Campaña de Septiembre de 1983

Los contenidos determinados se distribuyeron de la siguiente forma:

. Despreciables	46 %
. Indicios	24 %
. superiores a 0,05 mg/l	30 %

Los valores máximo, mínimo y medio obtenidos, fueron de: 0,40 (punto nº 7131), < 0,05 (90 puntos) y < 0,05 mg/l, respectivamente (desviación típica de 0,1).

- Campaña de Marzo de 1984

La distribución de valores, para esta campaña, fué la siguiente:

. Despreciables	50 %
. Indicios	36 %
. superiores a 0,05 mg/l	14 %

Los valores máximo, mínimo y medio hallados, fueron de: 0,97 (punto nº 6077), < 0,05 (70 puntos) y < 0,05 mg/l, respectivamente (desviación típica de 0,1).

Los valores medios obtenidos para Septiembre y Marzo, sobre la red de puntos comunes a ambos muestreos (figura 64), refleja un incremento medio de los valores de Septiembre del 50 % (sujeto a gran error por falta de precisión en la segunda cifra decimal considerada). Las desviaciones típicas halladas para ambas campañas fueron idénticas e iguales a 0,1.

c) Distribución espacial de contenidos

- Campaña de Septiembre de 1983

La distribución espacial de contenidos, que puede ser observada en la figura 102, refleja un fondo regional de ausencia de contenidos,

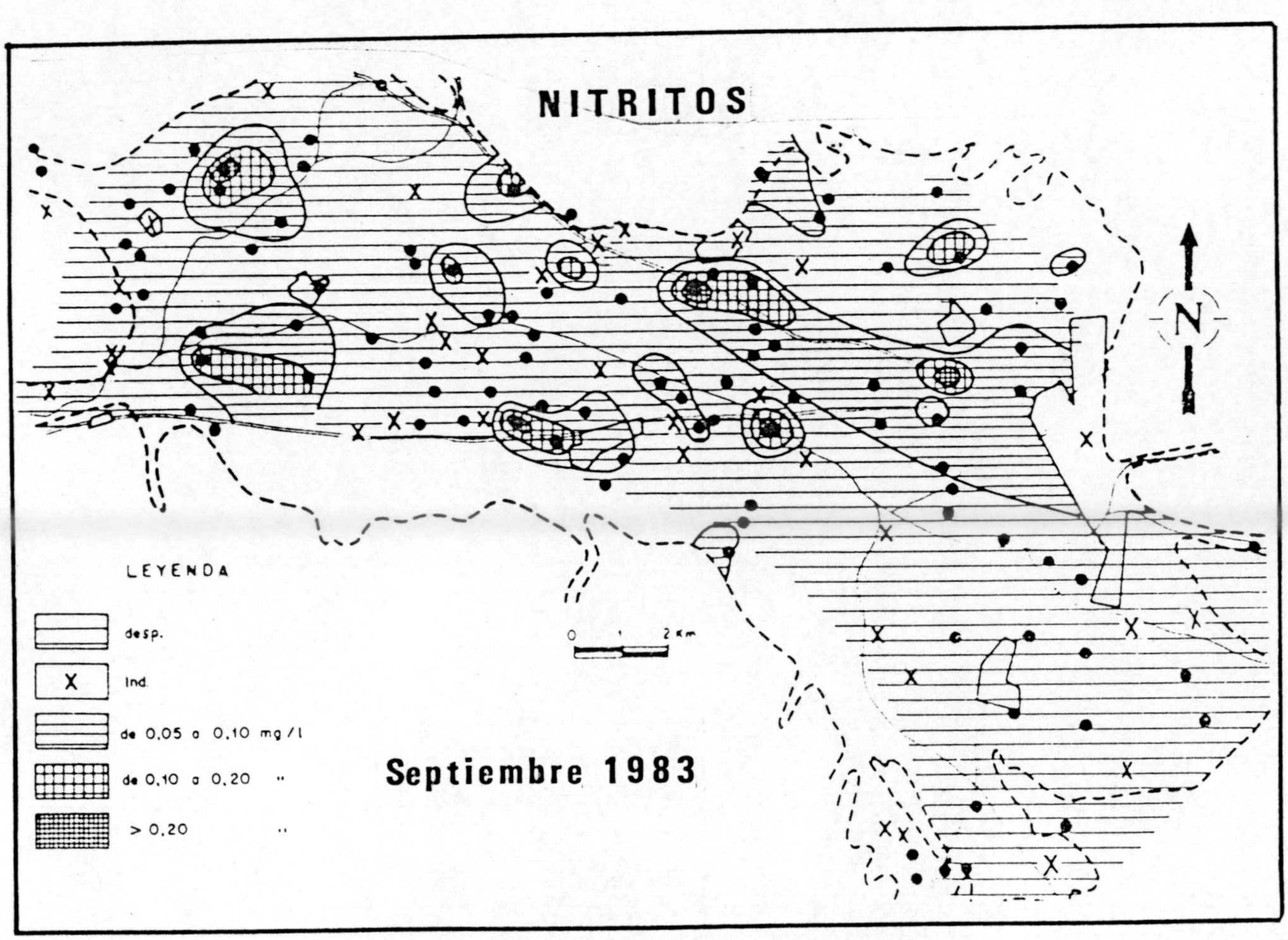


Figura 102.- Mapa de isocontenidos en nitritos para Septiembre de 1983.

con la presencia de puntos aislados, donde son prácticamente despreciables (indicios). Sin embargo, han sido detectados sectores, que obedecen a contaminaciones puntuales, de contenidos superiores a 0,1 mg/l. Entre ellos destacan los de Granada-Atarfe, Santa Fe, Sur de Fuente Vaqueros y San Pascual (en Valderrubio), aparte de otros más localizados.

- Campaña de Marzo de 1984

La distribución de contenidos correspondiente, que puede apreciarse en la figura 103, refleja una situación equivalente a la expuesta para la campaña anterior, donde los sectores de anomalía positiva (concentraciones superiores a 0,1 mg/l) se hallan reducidos únicamente a tres, que corresponden a los de Bobadilla, Sur de Atarfe y Noroeste de Fuente Vaqueros.

Las correspondientes distribuciones frecuenciales y espaciales de contenidos reflejan la ausencia de aportes naturales, lo que se deduce por la presencia de contenidos despreciables para toda la superficie del acuífero. Los puntos de agua con concentraciones superiores a 0,1 mg/l, que dan sectores muy localizados, obedecen a contaminaciones fundamentalmente ligadas a infiltración de las aguas residuales urbanas (también establecimientos ganaderos). Un origen debido a las labores de abonado no es apreciable (epígrafe 6.3), ya que no existe apenas correlación con los sectores más contaminados agrícolamente, establecidos en base a los altos contenidos hallados en nitratos. Sólo el sector de Bobadilla-río Beiro refleja una alta concentración de las dos especies nitrogenadas, por un origen de los nitratos (en este caso) en gran parte urbano (aguas residuales urbanas).

Por último, las notables diferencias en la distribución y número de puntos contaminados de Septiembre a Marzo, indican un carácter bastante efímero de la contaminación hallada, ya que cuando los

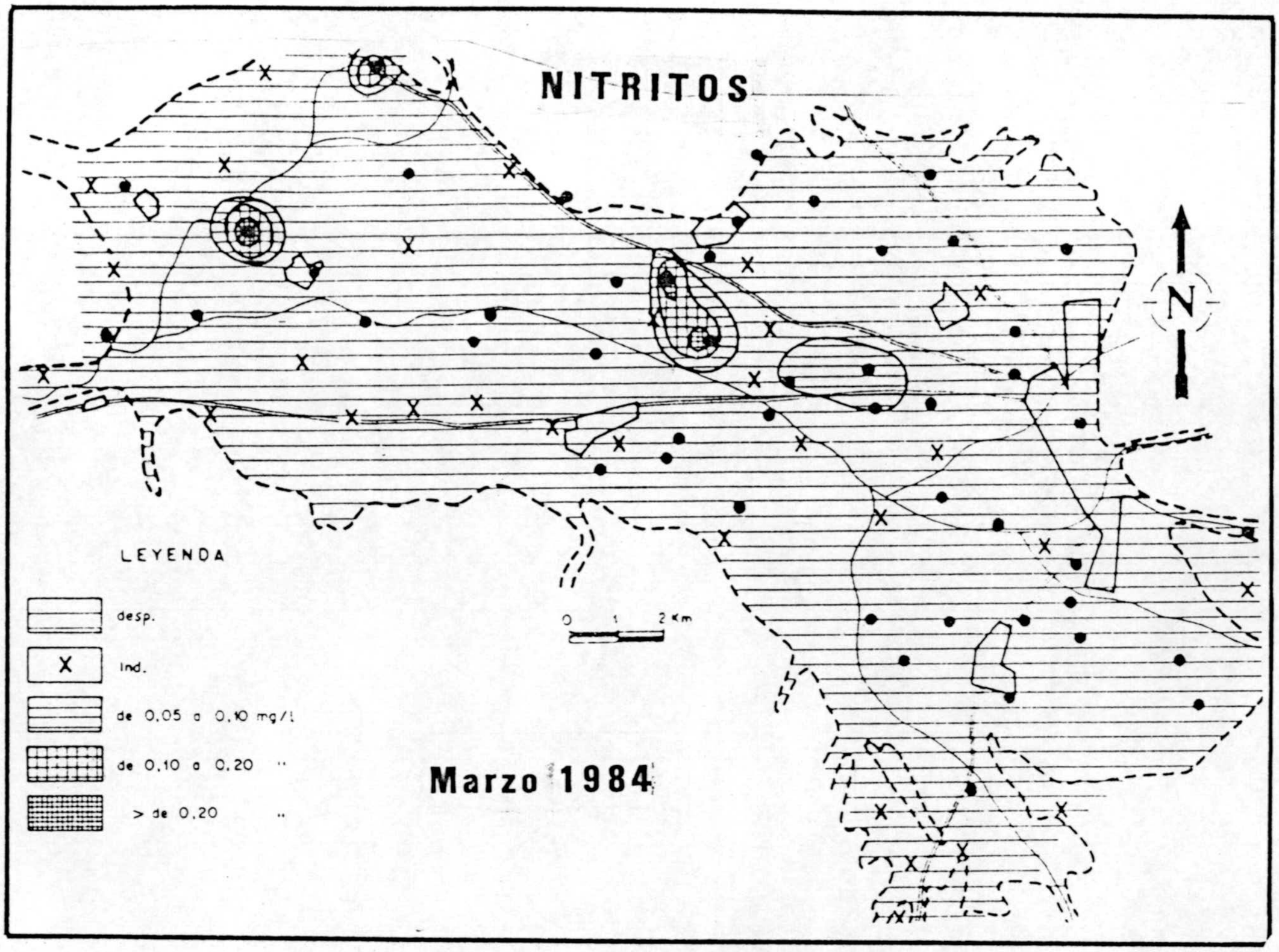


Figura 103.- Mapa de isocontenidos en nitritos para Marzo de 1984.

aportes, normalmente accidentales, desaparecen, los nitritos pasan a nitratos. Esto apoya la idea de que su presencia indica una contaminación, en cualquier caso, muy reciente y por tanto peligrosa (presencia de microorganismos patógenos y/o parásitos).

Los sectores que reflejan una contaminación estacional son los de Bobadilla y Sur de Atarfe.

d) Correlaciones

De la matriz de correlación entre variables, obtenida para el

muestreo de Septiembre de 1983 (comunes. Anexo VI.3.2.E), no es destacable ninguna que presente un coeficiente superior a 0,6.

Esta ausencia de correlación, al igual que se comentó para los nitratos, apoya nuevamente el carácter fundamentalmente antrópico de la adquisición de este ión en las aguas de La Vega de Granada, el cual, además, como ya se ha dicho anteriormente, no proviene de las labores de abonado, en cuyo caso hubiera presentado una aceptable correlación con los nitratos (de procedencia fundamentalmente agrícola).

2.3.3. Amoniaco

a) Introducción

El nitrógeno orgánico y amoniacal representa el comienzo de la cadena de los compuestos nitrogenados que, en un proceso normal de nitrificación (oxidación), pasarán primero a nitritos (nitrógeno nitroso) y después a nitratos (nitrógeno nítrico). Su presencia en las aguas naturales no contaminadas se ciñe, al igual que fué comentado para los nitritos, a la existencia de ambientes reductores (suelos muy húmicos, yacimientos de carbón, sulfuros...). En condiciones más oxidantes se halla asociado a la materia orgánica presente en el suelo, de la que constituye el primer eslabón de la mineralización del nitrógeno orgánico (amonificación). Puede provenir también, bajo ciertas condiciones, del agua de precipitación (donde se llegan a alcanzar contenidos superiores a los 2 mg/l). Sin embargo, su principal origen se liga a las fuentes de contaminación urbanas (el organismo elimina diariamente de 15 a 30 g de urea) y agrícolas (la mayor parte de los fertilizantes aportan el nitrógeno en forma amoniacal). Los tratamientos de desinfección (potabilizadores) del agua pueden suministrar amoniaco, para producir cloraminas y facilitar la presencia de cloro libre, en cantidades que nunca superan los 0,6 mg/l (la Reglamentación española fija el límite máximo en 0,5 mg/l. BOE del 9 de Mayo de 1984, nº 111).

Los contenidos presentes en las aguas superficiales son mínimos. En embalses, y ríos de gran profundidad y corriente lenta, pueden encontrarse cantidades aceptables, de más de 10 mg/l, en los niveles de eutrofización inferiores. En las subterráneas no contaminadas, se halla normalmente en estado de trazas, siendo muy poco frecuentes contenidos superiores al miligramo-litro.

Por ser indicador de contaminación (urbana y agrícola), y por la facilidad de transformación hacia especies nitrogenadas nitrosas y nítricas, peligrosas para la salud, está limitada su concentración máxima en casi todas las reglamentaciones de potabilidad. La normativa española admite hasta 0,5 mg/l. Contenidos superiores dan sabor desagradable al agua (cieno).

En las aguas de irrigación su presencia es muy positiva, siendo constituyente fundamental de casi todas las dietas fertilizantes que le son suministradas al suelo. En usos industriales puede producir corrosión de los elementos de cobre, al tiempo que está proscrito para las de tipo alimentario.

b y c) Distribución frecuencial y espacial de contenidos

Dado el bajo número de determinaciones realizadas para las aguas del acuífero, 33 en total (campañas de Noviembre de 1982 y Diciembre de 1983), no hicimos representación de su distribución frecuencial y de isocontenidos, por lo que nos limitamos a comentar brevemente los resultados obtenidos.

Los valores máximos, mínimos y medios hallados, fueron de: 0,9 (punto nº 8011), < 0,1 (6 puntos) y 0,1 mg/l, respectivamente. En la figura 104 se puede observar un diagrama de barras para los contenidos que fueron obtenidos en el muestreo de Diciembre de 1983, que junto con los correspondientes al de Noviembre de 1982, desaconsejaron su analítica generalizada.

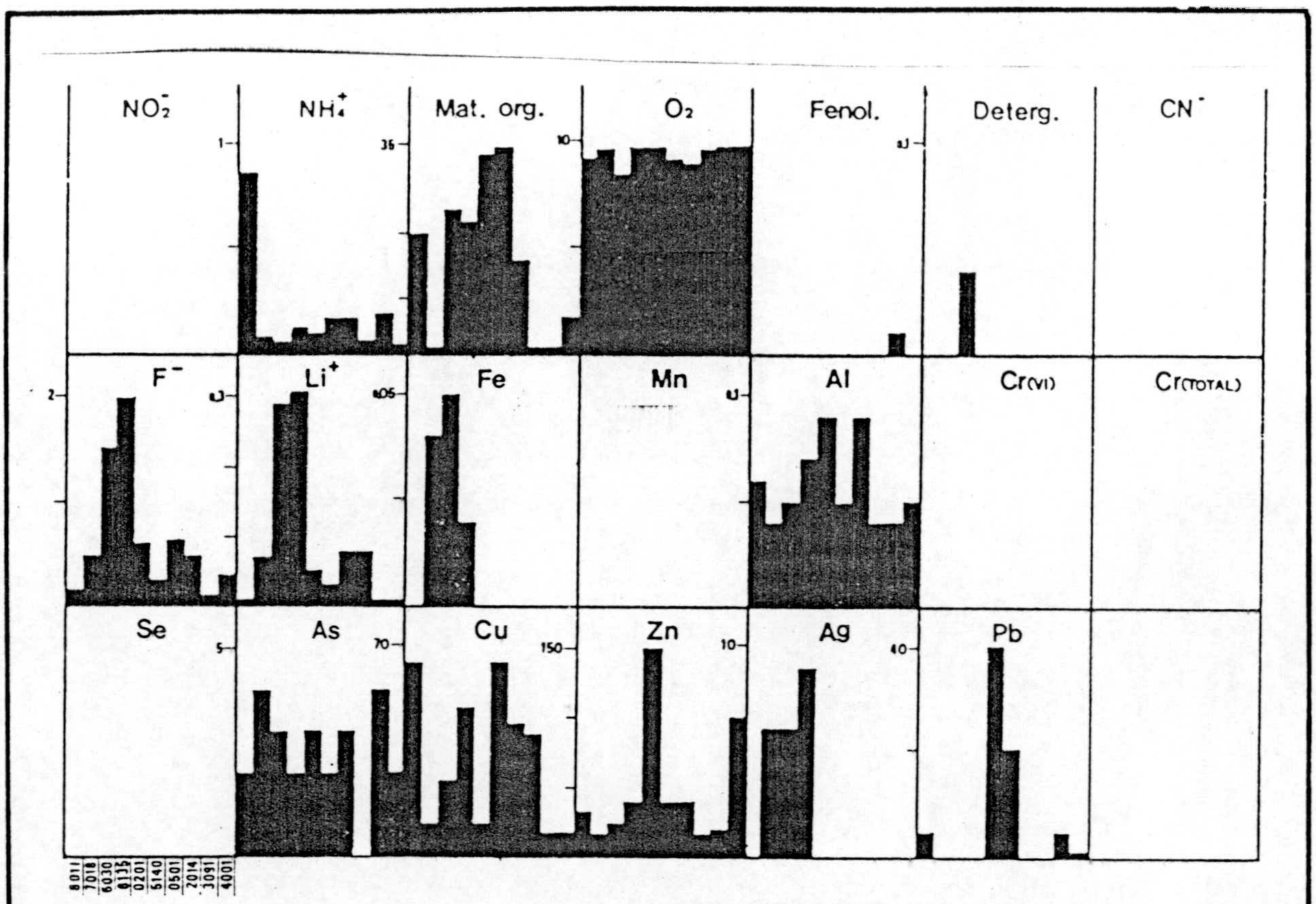


Figura 104.- Diagramas de barras para los contenidos de algunas de las variables que fueron determinadas en el muestreo analítico de Diciembre de 1983 (valores en mg/l, salvo para las variables inferiores, en µg /l).

La repartición espacial de valores refleja una situación, para la mayor parte de la superficie del acuífero (según los puntos muestreados), de ausencia o contenidos traza , de la que excepcionalmente destacan puntos de concentración significativa, ligados a focos y procesos de contaminación muy localizados y/o recientes.

2.3.4. Elementos metálicos

Los elementos metálicos determinados, incluidos dentro de este epígrafe, han sido los siguientes: litio, hierro, manganeso, aluminio,

cobre, plata, cinc, plomo y niquel. Su consideración independiente de la de los elementos traza la justificamos por la existencia de, al menos, un 30 % de contenidos superiores a los límites de sensibilidad, de los que se ha dispuesto para cada una de las determinaciones realizadas (lo cual no deja de ser una diferenciación un poco arbitraria entre estos y los agrupados como constituyentes traza , que son los que se discuten en el epígrafe siguiente).

Dado el relativamente numeroso grupo de elementos considerados, que haría muy reiterativa y extensa una referencia individual, es abordado su breve comentario a partir de dos cuadros sinópticos. El primero hace referencia, como se ha venido realizando con constituyentes anteriores, a los aspectos de introducción bibliográfica, mientras que en el segundo son expuestos los valores máximos, mínimos y medios obtenidos.

Se concluye este epígrafe con un breve comentario a los valores composicionales obtenidos y a sus principales correlaciones y agrupaciones.

—

a) Introducción

Los principales datos informativos acerca de los mismos, tales como: procedencia, contenidos medios para distintos tipos de aguas, límites de potabilidad (según el CAE) y acción sobre el organismo humano, son expuestos sintéticamente en el cuadro 17.

Elementos	Procedencias	Concentraciones medias		Límites de potabilidad (según el CAE)	Efectos domésticos y/o orgánicos
Litio	- granitos y pegmatitas - evaporitas - filosilicatos	- superficiales - subterráneas - mar	0,023 0,048 0,19	-	tóxico a partir de 11 mg/l
Hierro	- oxidos hidróxicos, carbonatos y sulfuros - silicatos - industria, abonos, tuberías...	- superficiales - subterráneas - mar	0,5 0 a 10 0,01	0,2	Sabor a partir de 0,2 mg/l A partir de 0,5 mg/l mancha ropa, corrosivo...
Manganeso	- Oxidos y sulfuros - silicatos - industria, abonos...	- superficiales - subterráneas - mar	0,05 0,05 0,02		Sabor, turbidez... mancha ropa poco tóxico
Aluminio	- silicatos (arcillas) - tratamiento agua	- superrficiales - subterráneas - mar	0,01	0,2	no tóxico
Cobre	- sulfuros, carbonatos - industria, tuberías... - abonos, pesticidas, tratamiento...	- superficiales - subterráneas - mar	0,007 0,008 0.0003	1,5	Sabor metálico y astringente a partir de 5 mg/l
Plata	- sulfuros, nativa	- superficiales - subterráneas - mar	0,0003 0,0001 0,0003	-	Tóxico (trastornos digestivos)
Cinc	- sulfuros, carbonatos - silicatos - tuberías - abonos	- superficiales - subterráneas - mar	0,002 0,004 0,005	5	Gusto desagradable a partir de 10 mg/l Poco tóxico
Plomo	- carbonatos, fosfatos y sulfuros - tuberías - industria, combustibles	- superficiales - subterráneas - mar	0,003 0,002 0,00003	0,05	Muy tóxico (encefalopatia, galenismo, trastornos múltiples
Níquel	- silicatos, sulfuros	- superficiales - mar	0,0003 0,007	0,005	poco tóxico Corrosivo

Fuentes bibliográficas: TUREKIAN y KLEINKOPF, 1956; GRANDA, 1978. ; BRADFORD, 1963; DURUM y HAFFTY, 1963; SCHUTZ y TUREKIAN, 1965; BILLING, 1969; HEM, 1967; RODIER, 1978.

Cuadro 17.- Cuadro-síntesis informativo sobre algunas cuestiones de interés de los constituyentes minoritarios considerados (cifras en mg/l).

b) Contenidos máximos, mínimos y medios

Elementos	Contenidos máximos	C. mínimos	C. medios	C. medio bib.
Litio	0,38 (0503)	< 0,01 (5117)	0,05	0,05 (1)
Hierro	0,94 (3053)	0,02 (1019)	0,26	?
Manganeso	0,17 (7133)	≤ 0,01 (12 p)	0,02	0,05 (3)
Aluminio	0,09 (0501/0201)	0,04 (3 p)	0,06	?
Cobre	0,17 (3070)	< 0,01 (0301)	0,04	0,01 (4)
Plata	0,01 (3053)	0,001 (5 p)	0,004	0,001 (4)
Cinc	0,86 (1019)	< 0,01 (0301)	0,19	0,04 (4)
Plomo	0,12 (0503)	0,01 (3053)	0,04	0,002 (4)
Níquel	0,06 (3070)	< 0,01 (3053)	0,01	?

Fuentes bibliográficas: (1) BRADFORD, 1963; (3) RODIER, 1978; (4) GRANDA, 1978

Cuadro 18.- Contenidos máximos, mínimos y medios hallados para los elementos metálicos minoritarios determinados en las aguas del acuífero de La Vega de Granada (Diciembre de 1983 y Marzo de 1984. Cifras en mg/l).

c) Discusión

Los valores hallados (anexos V.2.5 y V.2.9), caracterizados por sus máximos, mínimos y medios, expuestos en el cuadro 18, dan pie a hacer una serie de consideraciones, las cuales deben ser admitidas con relativa cautela, habida cuenta del corto número de muestras consideradas, ya que se ha dispuesto de 27 análisis para las determinaciones con más datos (muestreos de Diciembre de 1983 y Marzo de 1984).

No obstante, a partir de ellos son destacables los valores relativamente altos hallados para el cobre, cinc y plomo (también hierro), en contraste con los dados como media para las aguas subterráneas por algunas de las fuentes bibliográficas consultadas al respecto (ver cuadro 18).

De la matriz de correlación obtenida para las 24 variables físico-químicas, que fueron determinadas en el muestreo de Marzo de 1984 (cuadro 19), donde estaban incluidas la práctica totalidad de las que se discuten en este epígrafe, se deducen las siguientes correlaciones significativas:

Litio-sulfatos	(r=0,93)	Plomo-calcio	(r=0,98)
-conductividad	(r=0,91)	-conductividad	(r=0,97)
-calcio	(r=0,90)	-magnesio	(r=0,94)
-magnesio	(r=0,90)	-sulfatos	(r=0,91)
-plomo	(r=0,85)	-sodio	(r=0,74)
-sodio	(r=0,81)		
-fluoruros	(r=0,80)	Cobre-cinc	(r=0,86)
-cloruros	(r=0,73)		

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	1.0000	0.9721	-0.2471	-0.1651	0.9721	0.6661	0.6581	0.5221	0.0221	0.4861
2	0.9721	1.0000	-0.3981	-0.1991	0.6561	0.0471	0.9551	0.9641	0.2381	0.3361
3	-0.2471	-0.3981	1.0000	0.1821	-0.1431	-0.4111	-0.1991	-0.1971	-0.5761	-0.4361
4	-0.1651	-0.1991	0.1821	1.0000	-0.0881	-0.1131	-0.0961	-0.0891	-0.2241	0.1731
5	0.9721	0.6561	-0.1431	-0.0881	1.0001	0.5131	0.7561	0.6471	0.0131	0.4651
6	0.6661	0.0471	-0.4111	-0.1131	0.5131	1.0001	0.0331	-0.0671	0.0121	0.4081
7	0.6581	0.9551	-0.1991	-0.0961	0.7561	0.0331	1.0001	0.9521	0.0221	0.2911
8	0.5221	0.9641	-0.1971	-0.0891	0.6471	-0.0671	0.9521	1.0001	0.1891	0.2641
9	0.0221	0.2381	-0.5761	-0.2241	0.0131	0.0121	0.0221	0.1891	1.0001	0.3451
10	0.4861	0.3361	-0.4361	0.1731	0.4651	0.4081	0.2911	0.2641	0.3451	1.0001
11	0.7331	0.9401	-0.1961	-0.1351	0.8191	0.1351	0.9901	0.9451	0.0311	0.3171
12	0.2921	0.0511	0.2581	0.3191	0.3331	0.0631	0.0851	0.0541	0.1061	0.3081
13	0.6761	0.5031	-0.2311	-0.1291	0.6931	0.2741	0.5381	0.4961	0.3881	0.5341
14	0.5941	0.7421	-0.4161	-0.0831	0.6621	0.2261	0.6841	0.7241	0.4621	0.5651
15	0.7331	0.9301	-0.3921	-0.0661	0.8191	0.2011	0.8991	0.9001	0.3611	0.4841
16	-0.3731	-0.1281	-0.0711	0.0441	-0.3681	-0.2411	-0.2631	-0.1891	0.4111	-0.0701
17	0.2961	-0.0481	0.5201	-0.1501	0.2931	-0.0831	0.1821	0.1441	-0.4391	-0.0391
18	-0.1491	-0.1201	-0.0991	-0.0731	-0.1391	-0.1141	-0.1031	-0.0521	0.1181	0.1701
19	-0.0481	-0.0811	0.1571	0.0481	-0.0301	-0.0831	-0.0861	-0.0061	0.2941	0.1801
20	0.0481	-0.1021	0.0871	-0.1311	0.0201	0.0831	-0.0991	-0.0811	0.1561	0.2641
21	0.6301	0.9471	-0.1211	-0.0501	0.7421	-0.0891	0.9821	0.9391	-0.0551	0.2961
22	0.1491	0.2071	-0.0271	-0.3651	0.1871	-0.0591	0.2171	0.2801	0.2441	0.2261
23	0.0011	0.0001	0.0031	0.0011	0.0011	0.0001	0.0001	0.0011	-0.0031	0.0141
24	-0.1321	0.0531	0.2631	-0.1621	0.0141	-0.1391	0.1711	0.1631	-0.3611	0.1341

1	0.7331	0.2921	0.6761	0.5941	0.7331	-0.3731	0.2961	-0.1491	-0.0481	0.0481	0.6301	0.1491	0.0011	-0.1321
2	0.9401	0.0511	0.5031	0.7421	0.9301	-0.1281	-0.0481	-0.1201	-0.0811	-0.1021	0.9471	0.2071	0.0001	0.0531
3	-0.1961	0.2581	-0.2311	-0.4161	-0.3921	-0.0711	0.5201	-0.0991	0.1571	0.0871	-0.1211	-0.0271	0.0031	0.2631
4	-0.1351	0.3191	-0.1291	-0.0831	-0.0661	0.0441	-0.1501	-0.0731	0.0481	-0.1311	-0.0501	-0.3651	0.0011	-0.1621
5	0.8191	0.3331	0.6931	0.6621	0.8991	-0.3681	0.2931	-0.1391	-0.0301	0.0201	0.7421	0.1871	0.0011	0.0141
6	0.1351	0.0631	0.2741	0.2261	0.2011	-0.2411	-0.0831	-0.1141	-0.0831	0.0831	-0.0891	-0.0591	0.0001	-0.1391
7	0.9901	0.0851	0.5381	0.6841	0.8991	-0.2631	0.1821	-0.1031	-0.0861	-0.0991	0.9821	0.2171	0.0001	0.1711
8	0.9451	0.0541	0.4961	0.7241	0.9001	-0.1891	0.1441	-0.0521	-0.0061	-0.0811	0.9391	0.2801	0.0011	0.1631
9	0.0311	0.1061	0.3881	0.4621	0.3611	0.4111	-0.4391	0.1181	0.2941	0.1561	-0.0551	0.2441	-0.0031	-0.3611
10	0.3171	0.3081	0.5341	0.5651	0.4841	-0.0701	-0.0391	0.1701	0.1801	0.2641	0.2961	0.2261	0.0141	0.1341
11	1.0001	0.1021	0.5831	0.7121	0.9101	-0.2611	0.2221	-0.1191	-0.0871	-0.0931	0.9241	0.2451	0.0011	0.1661
12	0.1021	1.0001	0.3461	0.1911	0.2131	-0.2861	-0.0811	-0.3741	0.2931	0.3141	0.0521	-0.0511	0.0031	-0.2771
13	0.5831	0.3461	1.0001	0.6891	0.6681	-0.0241	0.2491	-0.1811	0.0531	-0.0741	0.5311	0.4131	0.0001	-0.1481
14	0.7121	0.1911	0.6891	1.0001	0.7951	-0.2251	-0.0161	-0.1681	-0.0881	-0.1031	0.6611	0.0441	0.0001	-0.1341
15	0.9101	0.2131	0.6681	0.7951	1.0001	-0.0831	0.0061	-0.1051	0.0081	-0.0431	0.8421	0.2821	0.0011	-0.1671
16	-0.2611	-0.2861	-0.0241	-0.2251	-0.0831	1.0001	-0.0731	0.2291	0.0471	-0.1221	-0.2791	0.5341	0.0011	-0.0121
17	0.2221	-0.0811	0.2491	-0.0161	0.0061	-0.0731	1.0001	0.1141	-0.1421	-0.1431	0.3051	0.3211	0.0011	0.5491
18	-0.1191	-0.3741	-0.1811	-0.1681	-0.1051	0.2291	0.1141	1.0001	0.6371	0.6081	-0.0421	0.1291	0.0011	0.6431
19	-0.0871	0.2931	0.0531	-0.0881	0.0081	0.0471	-0.1421	0.6371	1.0001	0.8551	-0.0651	-0.0661	0.0011	0.2451
20	-0.0931	0.3141	-0.0741	-0.1031	-0.0431	-0.1221	-0.1431	0.6081	0.8551	1.0001	-0.1011	-0.1341	0.0001	0.3991
21	0.9241	0.0521	0.5311	0.6611	0.8421	-0.2791	0.3051	-0.0421	-0.0651	-0.1011	1.0001	0.2211	0.0121	0.2601
22	0.2451	-0.0511	0.4131	0.0441	0.2821	0.5341	0.3211	0.1291	-0.0661	-0.1341	0.2211	1.0001	0.0011	0.3991
23	0.0011	0.0031	0.0001	0.0001	0.0011	0.0011	0.0011	0.0011	0.0011	0.0001	0.0121	0.0011	1.0001	0.0141
24	0.1661	-0.2771	-0.1481	-0.1341	-0.1671	-0.0121	0.5491	0.6431	0.2451	0.3991	0.2601	0.3991	0.0141	1.0001

1.-	Cloruros
2.-	Sulfatos
3.-	Bicarbonatos
4.-	Nitratos
5.-	Sodio
6.-	Potasio
7.-	Calcio
8.-	Magnesio
9.-	pH
10.-	Temperatura
11.-	Conductividad
12.-	Silice
13.-	Nitritos
14.-	Fluoruros
15.-	Litio
16.-	Hierro
17.-	Manganeso
18.-	Níquel
19.-	Cobre
20.-	Cinc
21.-	Plomo
22.-	Plata
23.-	Cobalto
24.-	Cromo

Cuadro 19.- Matriz de coeficientes de correlación obtenida para las variables físico-químicas que fueron consideradas en el muestreo, de análisis completos, de Marzo de 1984.

Una representación gráfica de las agrupaciones halladas, en base a los coeficientes de correlación cruzados contenidos en la matriz de correlación expuesta (cuadro 19), es la que se presenta en el dendrograma del tratamiento cluster correspondiente, del que se hacen las oportunas consideraciones en el epígrafe 2.7.3.

Complementariamente, de los diagramas de barras de la figura 104, pueden deducirse las distribuciones de contenidos y repartición espacial de los mismos.

2.3.5. Constituyentes traza

Los constituyentes traza considerados han sido los siguientes: cadmio, cobalto, cromo (total y hexavalente), arsénico, selenio, cianuros, fenoles y detergentes. Para todos ellos es común el hecho de haber presentado, al menos, un 70 % de contenidos inferiores a los límites de detección correspondientes.

Dada la escasa representación y relevancia de los mismos en las aguas del acuífero de La Vega de Granada, no entramos en la consideración pormenorizada de las correspondientes introducciones bibliográficas que hemos venido realizando (parámetros no específicos, constituyentes mayoritarios y minoritarios).

A continuación presentamos, en el cuadro 20, los valores máximos, mínimos y medios obtenidos. Una idea de las distribuciones de contenidos, para algunos de ellos, puede obtenerse a partir de los histogramas de la figura 104.

Como se puede deducir de los contenidos (máximos, mínimos y medios) expuestos en el cuadro 20, y del total de los hallados para el muestreo analítico, correspondiente a Diciembre de 1983 (anexo V.2.5), los valores presentes son prácticamente despreciables. Ello permite

CONSTITUYENTES	MAXIMO	MINIMO	MEDIO	LIMITE L. POTABIL
Cadmio	0,02	< 0,01	< 0,01	0,005
Cobalto	0,01	< 0,01	< 0,01	--
Cromo total	0,02	≤ 0,01	< 0,01	0,05
Cromo hexavalente	--	< 0,01	< 0,01	0,05
Arsénico	0,004	< 0,002	0,003	0,05
Selenio	--	< 0,003	< 0,003	0,02
Cianuros	--	< 0,0005	< 0,0005	0,05
Fenoles	--	< 0,001	< 0,001	0,001
Detergentes	0,04	< 0,03	< 0,03	1,0

Cuadro 20.- Valores máximos, mínimos y medios, obtenidos para los constituyentes traza en las muestras que fueron analizadas en Diciembre de 1983 (valores en mg/l).

calificar a estos constituyentes, como su propio nombre de traza indica, de ausentes en las aguas del acuífero de La Vega de Granada en cantidades apreciables, las cuales no descartamos puedan darse en situaciones muy particulares, producto de contaminaciones locales, que no han sido detectadas en el reducido muestreo acometido (mapa de puntos de agua en la figura 62).

En los diagramas de barras de la figura 104, pueden observarse los valores hallados, que para gran parte de ellos estuvieron por debajo de los límites de detección de los métodos analíticos empleados. Asimismo, su correlación con el resto de las variables físico-químicas determinadas sólo es mostrada, para las de cobalto y cromo (sobre las que se poseían más datos analíticos), en la matriz de correlación del cuadro 19, y en el dendrograma correspondiente, presentado en la figura 116 a.

2.4. FACIES HIDROQUIMICAS

En la figura 105 se presentan los mapas de facies hidroquímicas de los muestreos analíticos de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984, respectivamente. Con la representación de los tipos de facies, que aparecen reseñados para todos los puntos de agua analizados, en el anexo V.2, se ha pretendido aportar una visión más química (después de haber expuesto todos los mapas de isocontenidos en mg/l) sobre la distribución espacial de los iones (aniones y cationes) mayoritarios, en base a sus concentraciones en meq/l.

Complementa este epígrafe el cuadro 21, donde se expresan los porcentajes de representatividad de cada uno de los tipos de facies obtenidos para las campañas de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984.

Tipos de facies (%)	Septiembre 1983	Marzo 1984	Media
Bicarbonatadas	75	75	75
Sulfatadas	23	21	22
Mixtas	2	4	3
Cálcicas	81	79	80
Magnésicas	15	8	11,5
Mixtas	4	13	8,5
Bicarbonatadas cálcicas	59	58	58,5
Bicarbonatadas magnésicas	12	6	9
Mixtas	4	11	7,5
Sulfatadas cálcicas	21	18	19,5
Sulfatadas magnésicas	2	2	2
Mixtas	0	1	0,5
Mixtas dobles (sulf.-bicar.)	2	4	3

Cuadro 21.- Porcentajes de los diferentes tipos de facies hidroquímicas hallados para las campañas de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984.

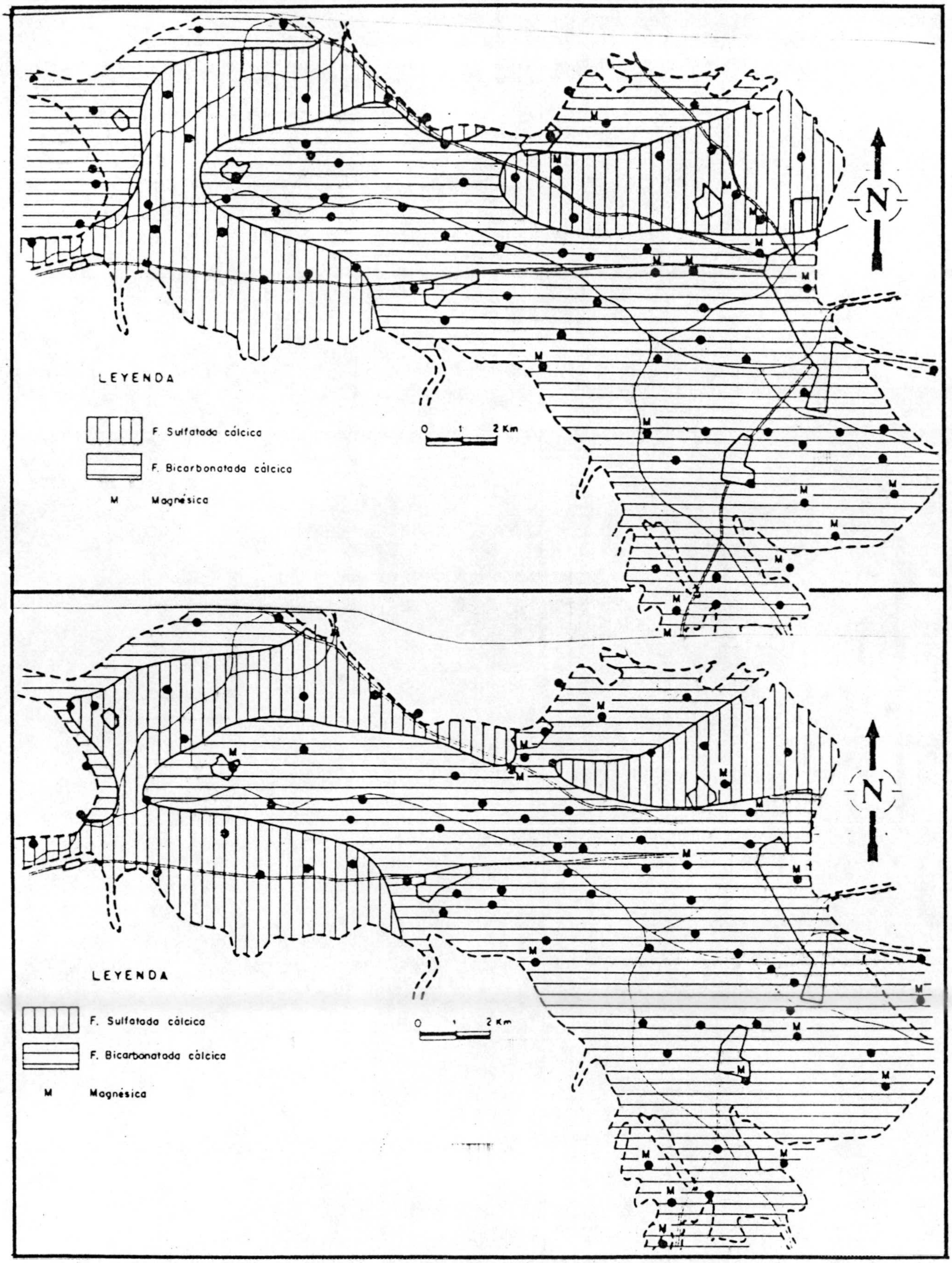


Figura 105.- Mapas de distribución de facies hidroquímicas para los muestreos analíticos de Septiembre de 1983 (superior) y Marzo de 1984 (inferior).

a) Campaña de Septiembre de 1983

Los porcentajes de representatividad por tipos de facies, expresados en el cuadro 21, reflejan un absoluto dominio de las bicarbonatadas (75 %) y cálcicas (81 %), frente a las sulfatadas (23 %) y magnésicas (15 %. Facies intermedias 6 %). De ellos se deduce un claro predominio de las facies mixtas, bicarbonatadas cálcicas (59 %).

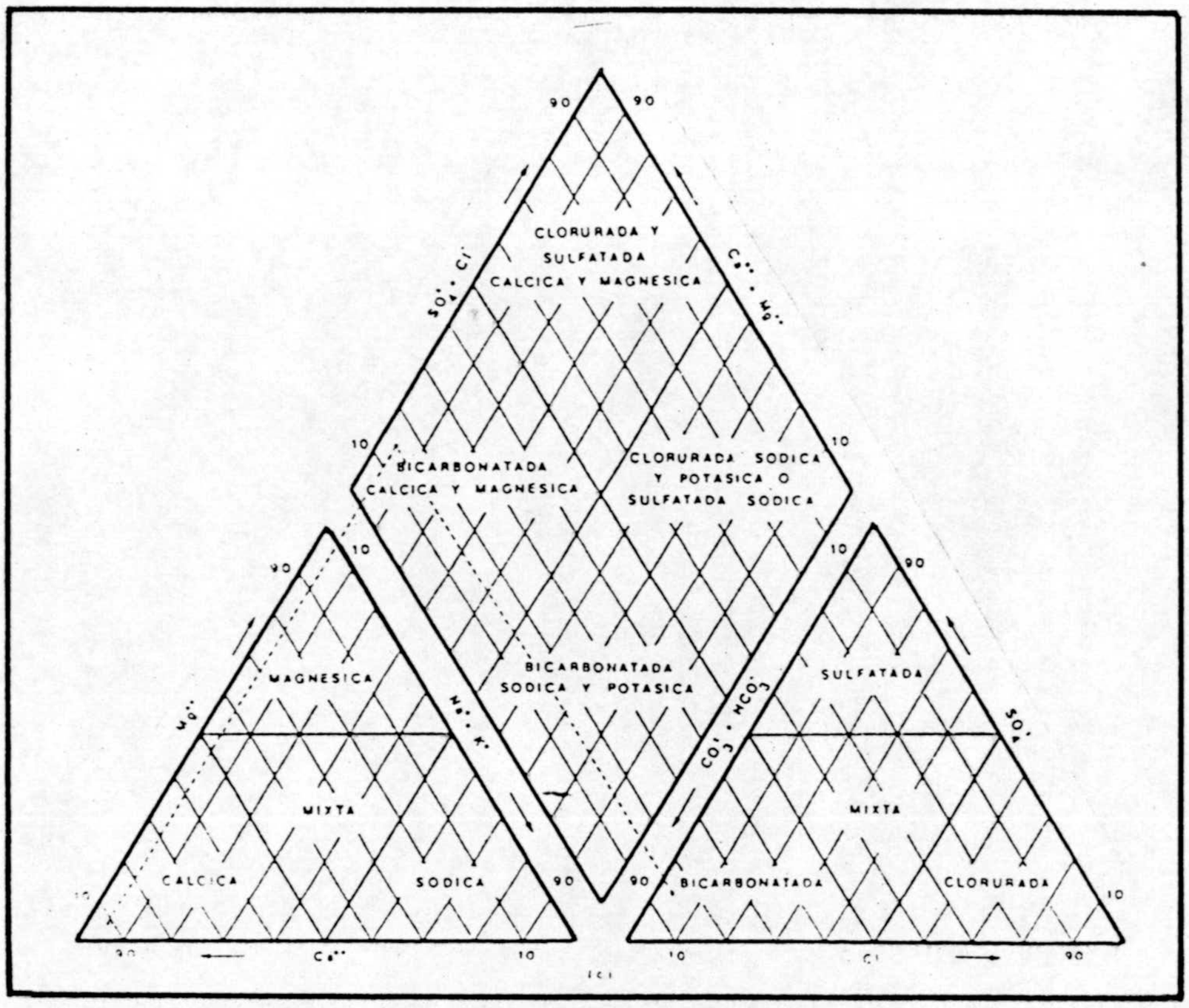


Figura 106 a.-Diagrama de facies de Piper.

En el mapa de facies correspondiente, de la figura 105, se puede observar la distribución espacial de los distintos tipos generados. El dominio bicarbonatado cálcico (59 %) se extiende, prácticamente por todo el acuífero, con excepción de los sectores sulfatados de Pulianas-Maracena, Baños de Sierra Elvira-Alitaje y Aeropuerto-Romilla-Láchar (uniéndose los dos últimos al Oeste de Fuente Vaqueros).

A pesar de la escasa representatividad global de las facies magnésicas, estas se muestran moderadamente dominantes en los sectores de Maracena-La Cartuja y La Zubia-Alhendín.

Complementa este punto la representación de los puntos analizados (comunes) en un diagrama de facies, tipo Piper*(figuras 106 a y b).

b) Campaña de Marzo de 1984

Tanto el porcentaje de representatividad por tipos de facies (cuadro 21), como la distribución espacial de las mismas (mapa de la figura 105), reflejan una situación muy similar a la comentada para la campaña anterior, por lo que obviamos su comentario más explícito.

La situación de los puntos de agua considerados en el diagrama de facies de Piper, puede observarse, igualmente, en la figura 106 b (para la red de puntos comunes).

Los porcentajes de representatividad por tipos de facies y la distribución espacial de las mismas, expuestos para las campañas de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984, reflejan la existencia de un amplio dominio de facies bicarbonatadas-cálcicas, las cuales se ligan a los aportes, por infiltración, de las aguas de superficie (el 77 % de los totales que recibe el acuífero), de facies mayoritariamente idénticas. La repartición areal de las mismas (muy similar a la que fué presentada para los sulfatos -figuras 78 y 79- e iones de calcio -figuras 87 y 88- y magnesio -figuras 90 y 91-) en el sector de alimentación Suroriental del acuífero y en el que discurre a lo largo del río Genil hasta Fuente Vaqueros, pone de manifiesto este origen.

---

* *Agradecemos a los Sres. FERNANDEZ-LORCA (Sergio y Javier), la cesión del programa "PIPER", mediante el que fueron representados los puntos por un plotter WATANABE, adaptado a un microordenador APPLE II Europlus.*

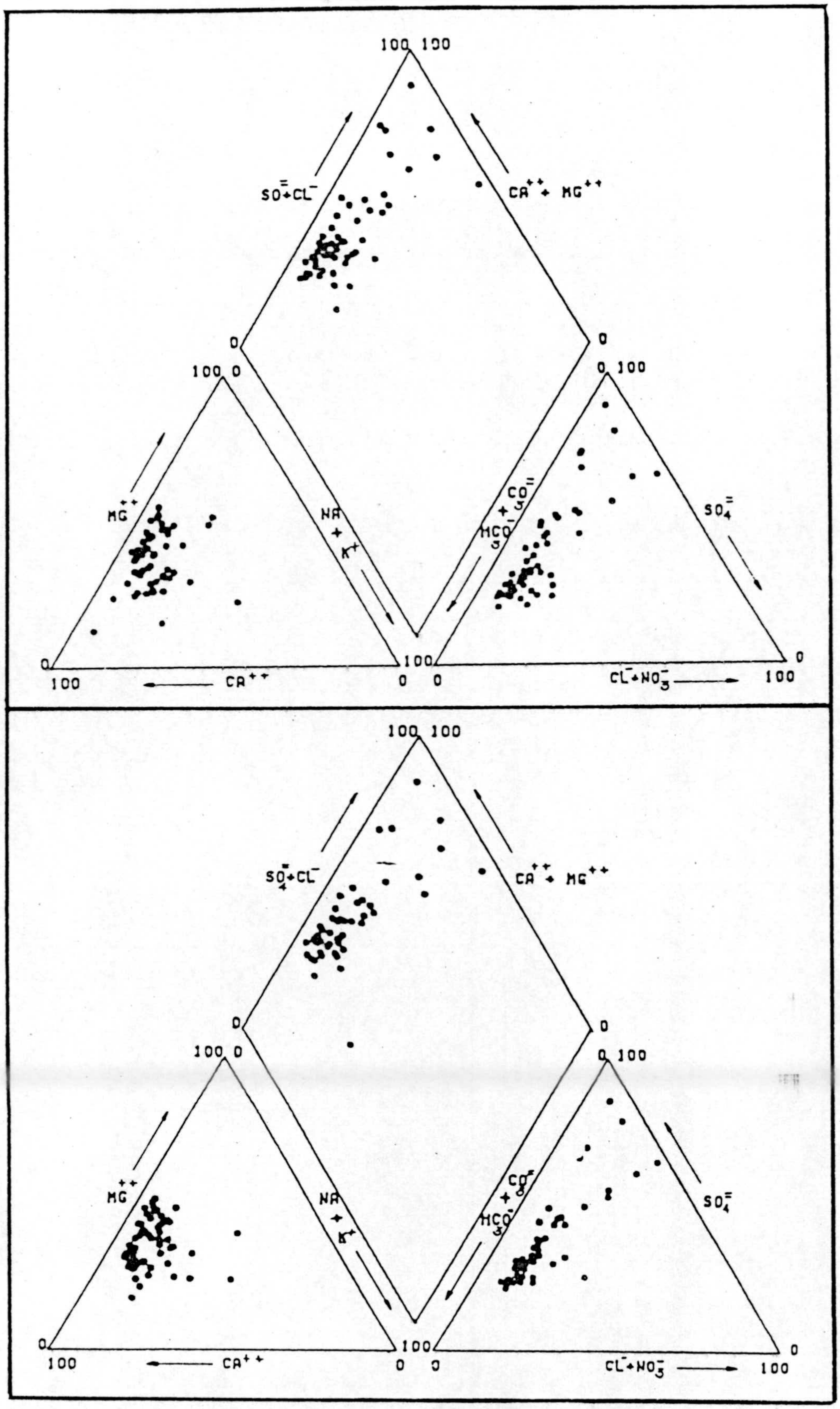


Figura 106 b.- Diagramas de Piper para la red de puntos comunes a los muestreos analíticos de Septiembre de 1983 (superior) y Marzo de 1984 (inferior).

Por el contrario, en los sectores de Pulianas-Maracena, Baños de Sierra Elvira-Alitaje y Aeropuerto-Romilla-Láchar, dominan las facies sulfatadas, producto de la lixiviación, por las aguas de escorrentía (superficiales y subterráneas) de las sales sulfatadas (minerales de yeso y anhidrita) contenidas en las formaciones evaporíticas del Trías y Mioceno colindantes (ver apartado 8, donde estos sectores coinciden con los que allí fueron caracterizados por la afección de fenómenos de "polución natural").

Las facies magnésicas, minoritarias (11,5 %), se encuentran restringidas a los sectores de Maracena-La Cartuja y La Zubia-Alhendín. Su origen estaría ligado a una mayor proporción de sales evaporíticas sulfatadas cálcico-magnésicas y magnésicas (kieserita, epsomita, polihalita...), para las formaciones de lixiviación colindantes con el primer sector, mientras que para el segundo parecen deberse a una mayor preponderancia de los procesos de disolución de dolomías (formación detrítica del cono de La Zubia). Para el sector de Alhendín podría suponerse un origen similar al expuesto para el de Maracena-La Cartuja.

Por último, cabe expresar la notable discrepancia de la distribución de facies comentada, con la que fué expuesta para la campaña de Junio de 1969 (a partir de datos originales del IGME; epígrafe 2.3 del capítulo IV), en la que las facies sulfatadas y magnésicas fueron dominantes (porcentajes del 52 y 54 %, respectivamente). Este hecho ya fué adelantado por una probable infravaloración de los contenidos en bicarbonatos. Extraña, sin embargo, la preponderancia de las facies magnésicas. No obstante, los mapas de facies allí presentados (figuras 37, 38 y 39) reflejan una notable correlación de los obtenidos para las campañas de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984 (figura 105).

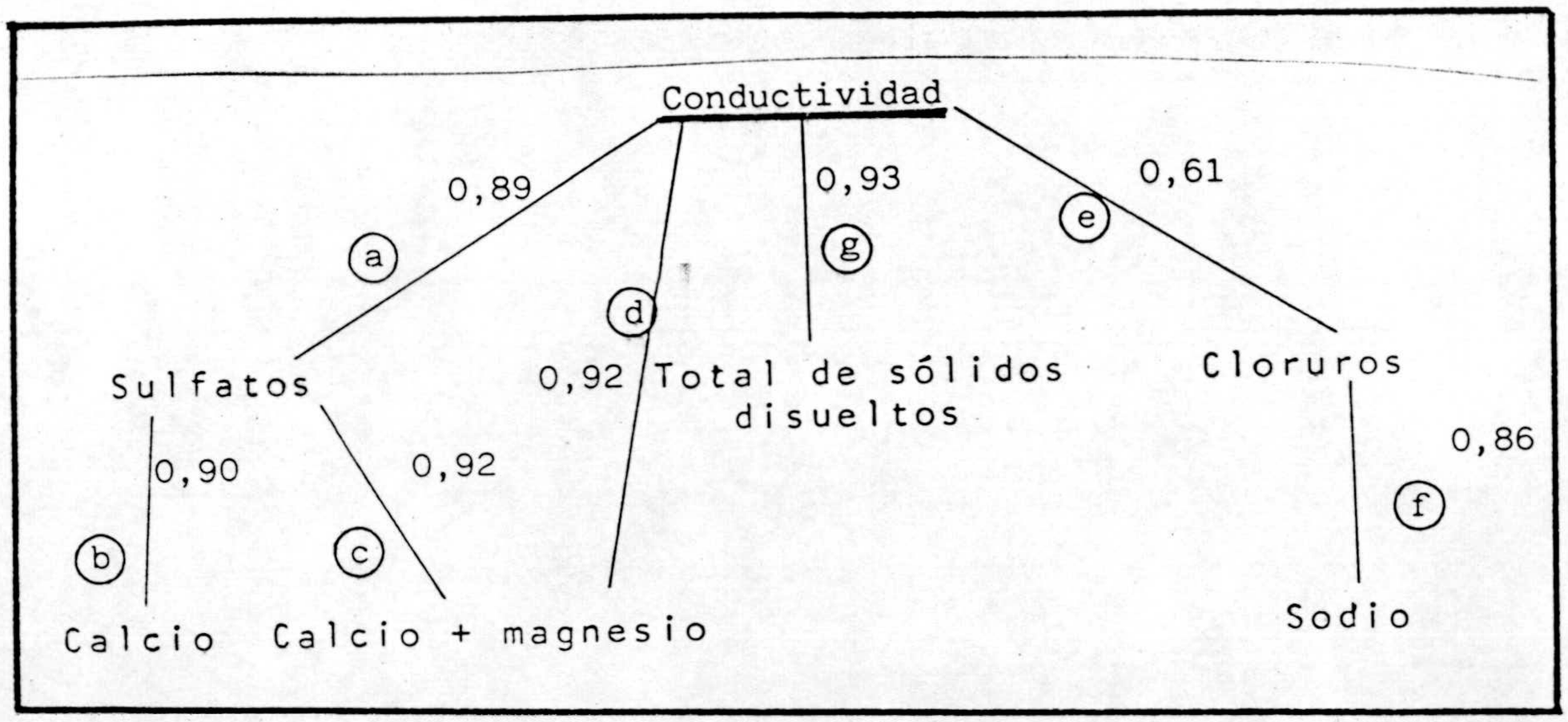
2.5. ESTUDIO DE LAS CORRELACIONES MAS SIGNIFICATIVAS

La primera información referente a la relación entre las variables físico-químicas consideradas, fué obtenida de las matrices de correlación correspondientes, las cuales se determinaron, para distintas campañas hidroquímicas, en el proceso de ejecución de los tratamientos matemáticos que se exponen en el epígrafe 2.7 (análisis factorial y de componentes principales, "cluster" y de correlación). Dadas las insignificantes diferencias analíticas obtenidas entre las distintas campañas realizadas, se eligió la de Septiembre de 1983 (red de puntos comunes) como representativa del estudio de dichas correlaciones. En el anexo VI.3.2.E, puede hallarse la matriz obtenida para dicha campaña, cuyos valores tienen su expresión gráfica en el dendrograma del tratamiento "cluster" correspondiente (figura 115).

A la vista de los valores de correlación contenidos en dicha matriz, se planificó un profundo estudio de las correlaciones más significativas. Para ello se realizaron las oportunas representaciones cartesianas con los datos analíticos de los muestreos de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984 (también para la red de puntos comunes a ambas campañas). Las representaciones abarcaron a un total de más de 28 gráficos, correspondientes a las de los siete grupos de correlación más importantes, seleccionados para los cuatro muestreos hidroquímicos antes mencionados.

Todas las representaciones fueron ejecutadas mediante plotter, tras programación de un ordenador Apple II Europlus. A este respecto tenemos que agradecer a los Sres. Sergio y Javier FERNANDEZ-LORCA la adaptación del programa "CORRELACION VERTICAL".

Las correlaciones estudiadas, cuyas representaciones son expuestas y comentadas a continuación, responden a las presentadas, junto a los coeficientes de correlación obtenidos, en el esquema sinóptico del cuadro 22.



Cuadro 22.- Flujograma de las diferentes correlaciones estudiadas, con detalle de los coeficientes de correlación medios que las han caracterizado.

Desde un principio fué nuestro objetivo considerar a la conductividad como centro del "dendrograma" de correlación estudiado, según se refleja en el cuadro 22, por su fácil y rápida medida y punto de partida de gran número de correlaciones. La conductividad, que por naturaleza es fiel reflejo de la salinidad total, se relaciona así con la mayor parte de los constituyentes mayoritarios.

Como se puede deducir de los coeficientes de correlación expuestos (cuadro 22), "entronca" muy bien con los sulfatos e iones de calcio y magnesio, y sólo aceptablemente con los cloruros y sodio. Como era de esperar su correlación con el total de sólidos disueltos es excelente (ver figura 113).

Secundariamente, han sido muy aceptables también las relaciones de los sulfatos con el calcio y magnesio, y las de los cloruros con el sodio, producto de la solubilización de las principales sales comunes de que provienen.

No se ha podido disponer, sin embargo, de correlación significativa que ligara a los bicarbonatos, nitratos y sílice (también potasio), únicos constituyentes mayoritarios que no han quedado ensamblados en el "dendrograma" de correlación anteriormente expuesto.

Dentro de la categoría de constituyentes minoritarios y determinaciones no específicas, quedaron sin correlación significativa los fluoruros, nitritos, temperatura y pH. A este respecto conviene aclarar que los coeficientes de correlación utilizados, para esta clasificación, fueron calculados a partir de las rectas de regresión (coeficiente de determinación) y no por el método clásico, que da valores más altos, al no tener en cuenta la dispersividad de los mismos a la recta de regresión ajustada.

Para los constituyentes minoritarios metálicos y traza , el corto número de determinaciones realizadas desaconsejó su tratamiento y estudio más específico. No obstante, a la vista de la matriz de correlación obtenida para la campaña de Marzo de 1984 (cuadro 19), fueron destacables algunas de ellas, las cuales ya fueron reseñadas dentro del epígrafe 2.3.4.

A continuación entramos en la consideración detallada de cada uno de los siete grupos de correlación reseñados, dentro de los que se exponen las representaciones cartesianas obtenidas para los muestreos de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984. Complementariamente, y a fin de aligerar las ilustraciones de este epígrafe, en el anexo VII.3 están contenidas las que fueron realizadas para la red de puntos comunes a ambas campañas, cuyo estudio comparativo es una potente arma para dilucidar acerca de la variación hidroquímica temporal, Septiembre-Marzo, a la que haremos frecuente mención.

2.5.1. Conductividad-sulfatos (a)

Antes de entrar en el comentario de esta relación quizás convenga aclarar la terminología estadística que ha sido considerada para cada una de las representaciones que se estudian, a la que frecuentemente se ha hecho alusión.

Esta terminología se refiere a los parámetros: coeficiente de correlación, coeficiente de determinación y error standard de estimación.

El coeficiente de correlación se ha calculado a partir de la raiz cuadrada del coeficiente de determinación, siendo el mismo la relación existente entre la varianza explicada por la curva ajustada y la total. Así, para el supuesto de relaciones idealmente lineales, donde la correlación es perfecta y toda la varianza de la muestra es explicada, el coeficiente de determinación valdría 1 (100 %), mientras que el de correlación sería de $\pm$ 1. En el caso opuesto ambos coeficientes tendrían valor cero.

Por último, el error standard de estimación da idea sobre la dispersividad de los puntos con respecto a la recta de regresión calculada. Realmente es la desviación típica de la distribución (normal) de los errores. Así, si este error, como ocurre para la relación que se comenta en este epígrafe, tiene un valor medio de 64, indica que se tiene un 68,25 % de probabilidad de que el valor real tenga un error de $\pm$ 64, con respecto al calculado teóricamente por la ecuación de la recta de regresión, un 95,45 % de que esté comprendido entre $\pm$ 128, y un 99,73 % de que lo esté entre $\pm$ 192 mg/l (una idea más clara de este concepto puede obtenerse de la figura 107 a).

Una vez hecha esta pequeña introducción sobre los términos de correlación y regresión utilizados, pasamos a comentar las consideraciones más destacables que el estudio de la relación conductividad-sulfatos nos ha sugerido.

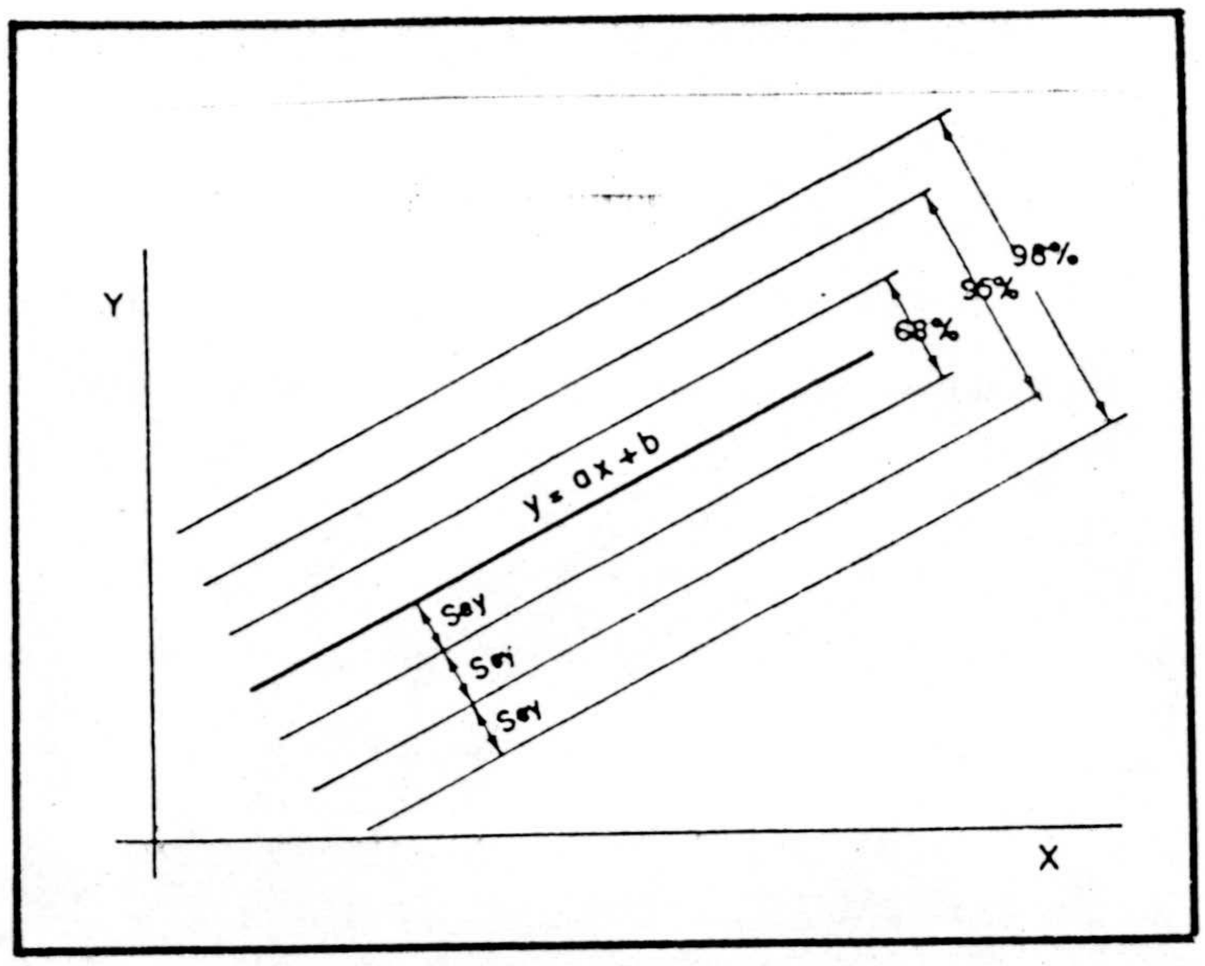


Figura 107 a.- Intervalos de confianza de una distribución normal para probabilidades de acierto del 68,95 y 98 % (Sey = error standard de estimación).

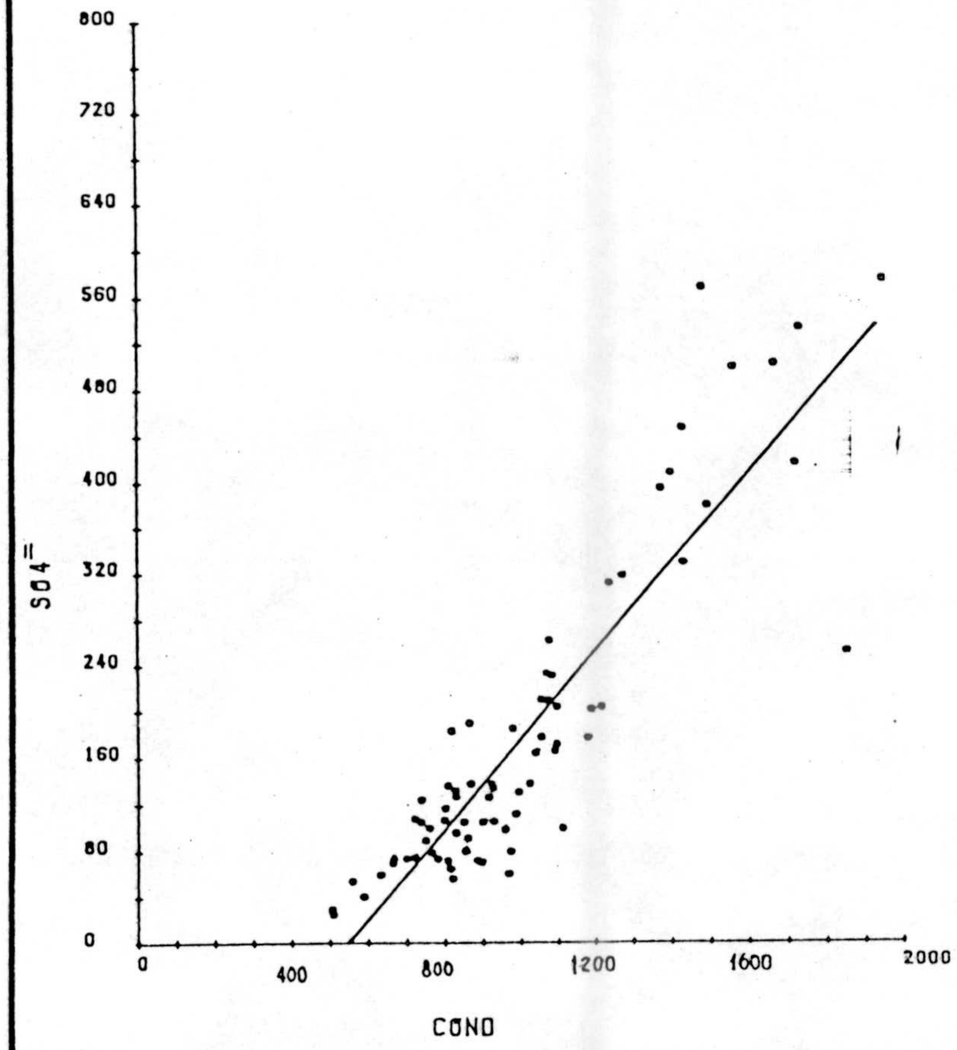
El coeficiente de correlación medio obtenido, de 0,88, refleja una alta influencia de los procesos de disolución de sales evaporíticas sulfatadas en el contenido total de sólidos disueltos, de los que, finalmente, depende la conductividad. Por otra parte, el coeficiente de determinación hallado pone de manifiesto que un 78 % de la varianza total está explicada por el ajuste realizado. Finalmente, el error standard de estimación, de 64,08, indica la existencia de una relativa dispersividad de los valores reales medidos, que para alcanzar una probabilidad de certeza del 95 %, requerirían de un intervalo máximo de confianza de $\pm$ 128 mg/l, sobre el valor teórico calculado para los sulfatos.

De las representaciones correspondientes a las campañas de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984 (figura 107 b), se deduce la presencia de una conductividad "residual" media de 485 μmhos/cm, que estaría vinculada a constituyentes no evaporíticos (conductividad media de 1.081 μmhos/cm).

SEPTIEMBRE 1983

Y =-212.89 + (.41) X COEFICIENTE DE CORRELACION: .89

COEF. DETERMINACION: .8 ERROR STANDARD DE ESTIMACION: 64.29



MARZO 1984

Y =-175.8 + (.39) X COEFICIENTE DE CORRELACION: .87

COEF. DETERMINACION: .76 ERROR STANDARD DE ESTIMACION: 63.92

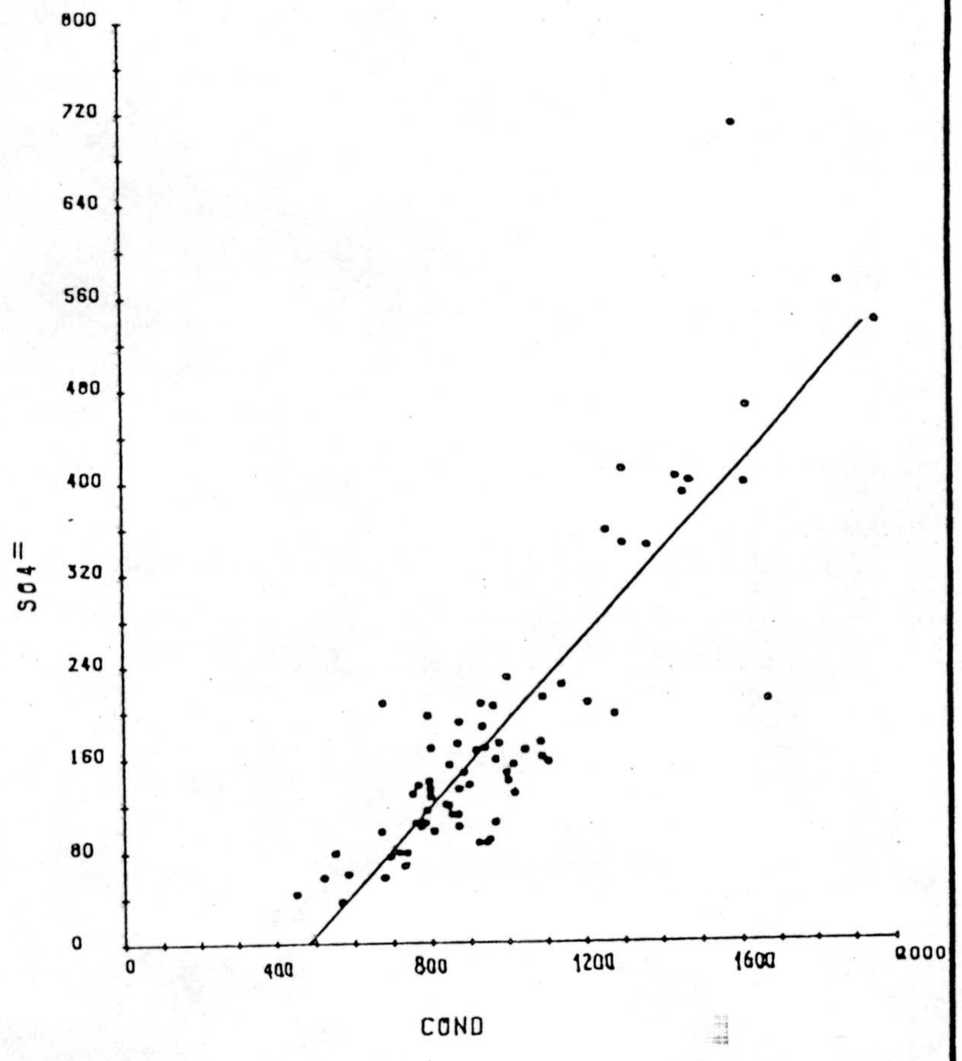


Figura 107 b.- Representaciones conductividad-sulfatos correspondientes a los muestreos analíticos de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984 (valores en µmhos/cm y mg/l).

La distribución de la "nube" de puntos pone de manifiesto agrupaciones mayoritarias de la población en los intervalos de 700 a 1.200 µmhos/cm y de 60 a 240 mg/l, para las medidas de conductividad y sulfatos, respectivamente.

Con respecto a las variaciones estacionales, Septiembre-Marzo, los gráficos, parámetros estadísticos y ecuaciones de regresión correspondientes, calculados para la red de puntos comunes a ambos muestreos (anexo VII.3 y cuadro 23), indican situaciones muy similares, con un ligerísimo descenso de la pendiente de la recta de regresión en Marzo (de 0,45 a 0,41), lo que se traduciría en una menor influencia relativa del grupo de correlación de los sulfatos en la salinidad total (conductividad).

2.5.2. Sulfatos-calcio (b)

El coeficiente de correlación medio obtenido, de 0,87, refleja el común origen de ambos iones, ligado a disolución de sales sulfatadas cálcicas (minerales de yeso, anhidrita...). El coeficiente de determinación hallado indica que el 76 % de la varianza total se explica por el ajuste teórico realizado. Por último, el error standard de estimación, de 21,94, informa que para poseer una probabilidad de acierto del 95 % sería necesario disponer de un intervalo de confianza de $\pm$ 44 mg/l sobre el valor teórico calculado para el calcio.

Las representaciones correspondientes a las campañas de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984, que pueden observarse en la figura 108, reflejan un contenido medio de calcio "residual" (no debido al grupo de correlación de los sulfatos; valor de la ordenada para la abcisa cero), de 65 mg/l, que en principio habría que atribuir a una procedencia carbonatada. Un balance estequiométrico, bicarbonatos-calcio "residual", reflejó un déficit de, aproximadamente, el 40 % de iones calcio, lo que puede explicarse por aportes de bicarbonatos ligados

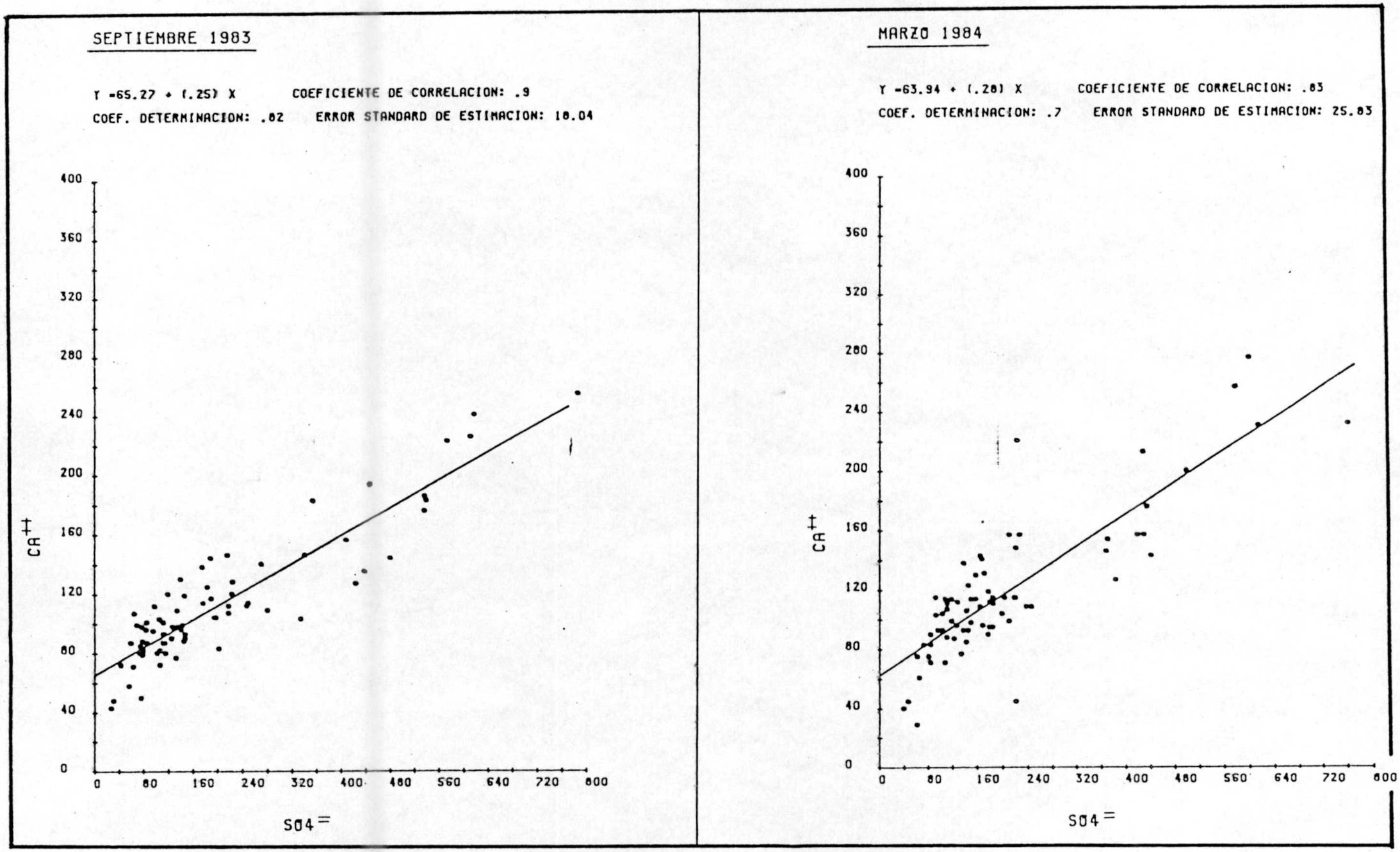


Figura 108.- Representaciones sulfatos-calcio correspondientes a los muestreos analíticos de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984 (valores en mg/l).

también al magnesio, y por procesos de intercambio iónico con absorción de iones calcio (ver epígrafe 2.6.2).

La distribución de la "nube" de puntos pone de manifiesto un intervalo dominante, para los contenidos de iones calcio, comprendido entre 60 y 120 mg/l.

Con respecto a la variación temporal, Septiembre-Marzo, los gráficos, parámetros estadísticos y ecuaciones de regresión correspondientes (anexo VII.3 y cuadro 23), reflejan situaciones prácticamente idénticas, hecho lógico por otra parte ya que están regidas fundamentalmente por procesos de disolución, que siguen leyes estequiométricas. No obstante, la relación estequiométrica de contenidos (en mg/l) calcio-sulfatos, que es de 0,42, no está reflejada en la pendiente media de las rectas de regresión obtenidas, que es de 0,25, lo que vuelve a evidenciar la presencia de fenómenos de absorción del calcio (intercambio iónico), y de disolución de sulfatos cálcico-magnésicos (polihalita) e incluso magnésicos (epsomita, kieserita) y sódicos (mirabilita).

2.5.3. Sulfatos-calcio+magnesio (c)

El coeficiente de correlación medio obtenido, de 0,90, refleja un mejor ajuste de los sulfatos en esta relación, ya que para la comentada en el epígrafe anterior, con el calcio, el coeficiente de correlación medio fué de 0,87. Este mayor ajuste es un nuevo indicio de la procedencia fundamentalmente sulfatada del magnesio (o directamente relacionada con la misma), ya que un origen carbonatado del mismo (disolución de dolomías) hubiera rebajado ostensiblemente la correlación que se discute. El coeficiente de determinación hallado indica que el 82 % de la varianza está explicada por el ajuste realizado. Por último, el error standard de estimación, de 24,77, informa que una probabilidad de certeza del 95 %, sólo se conseguirá aplicando un intervalo máximo de confianza de $\pm$ 50 mg/l al valor teórico calculado para la suma de los iones de calcio y magnesio.

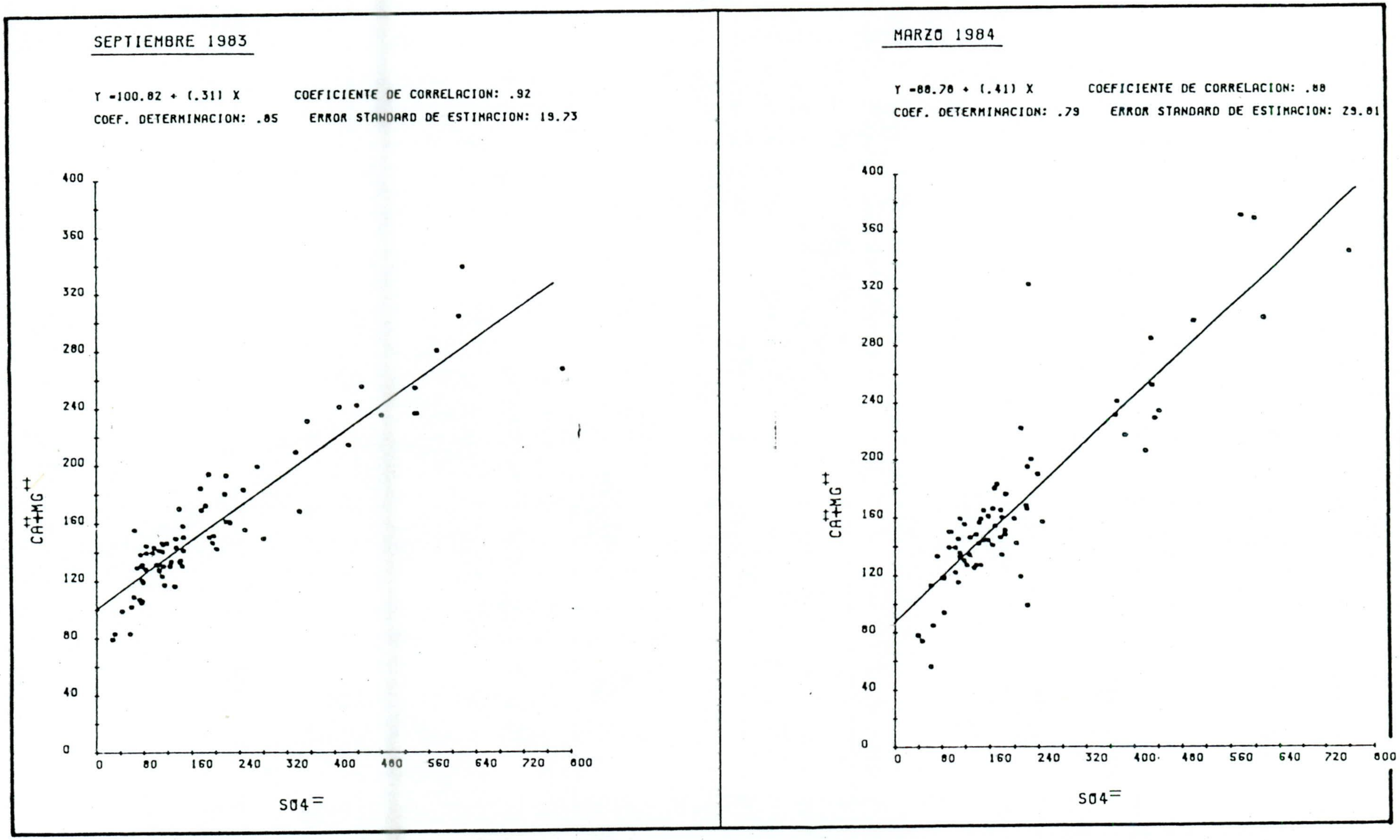
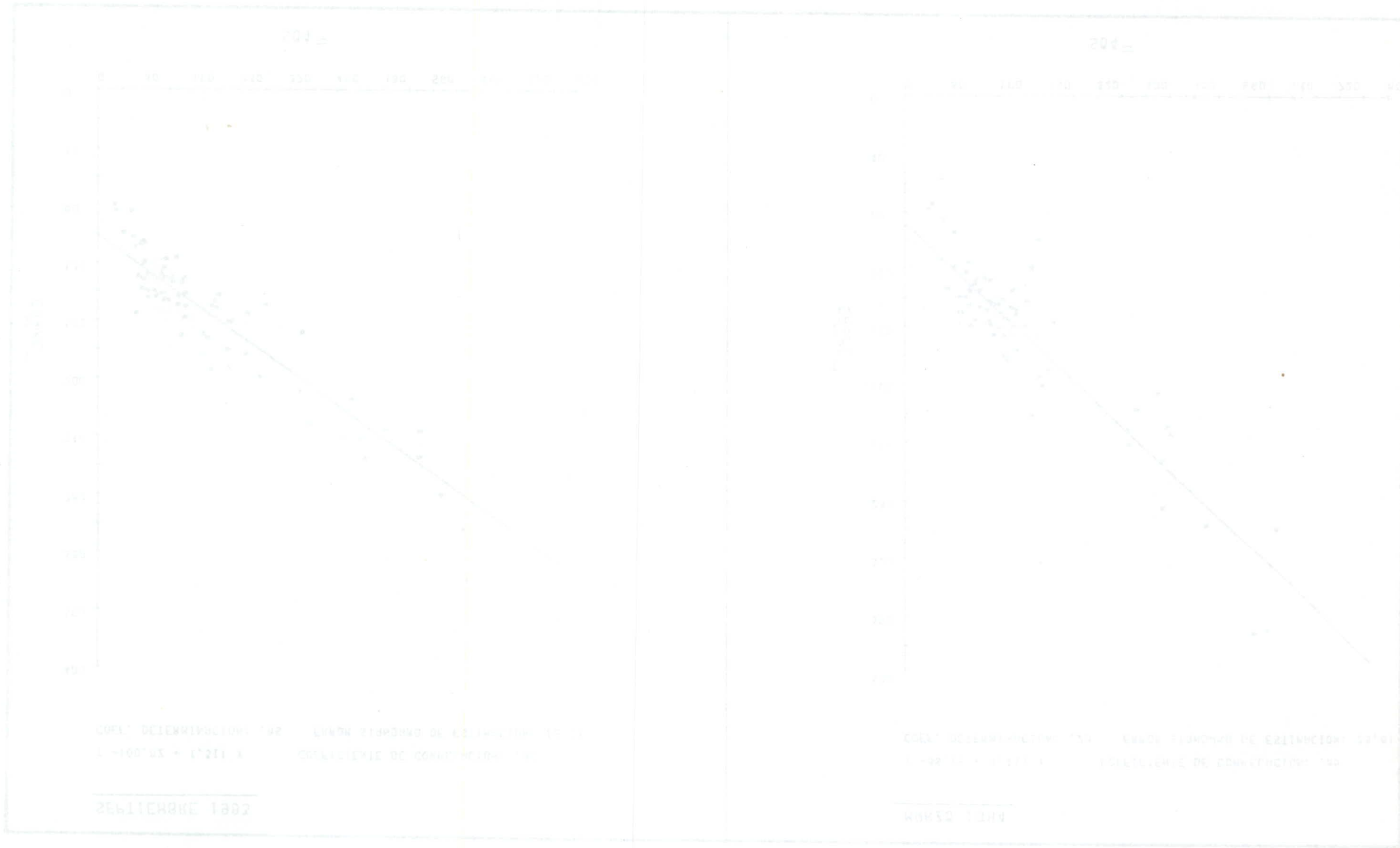


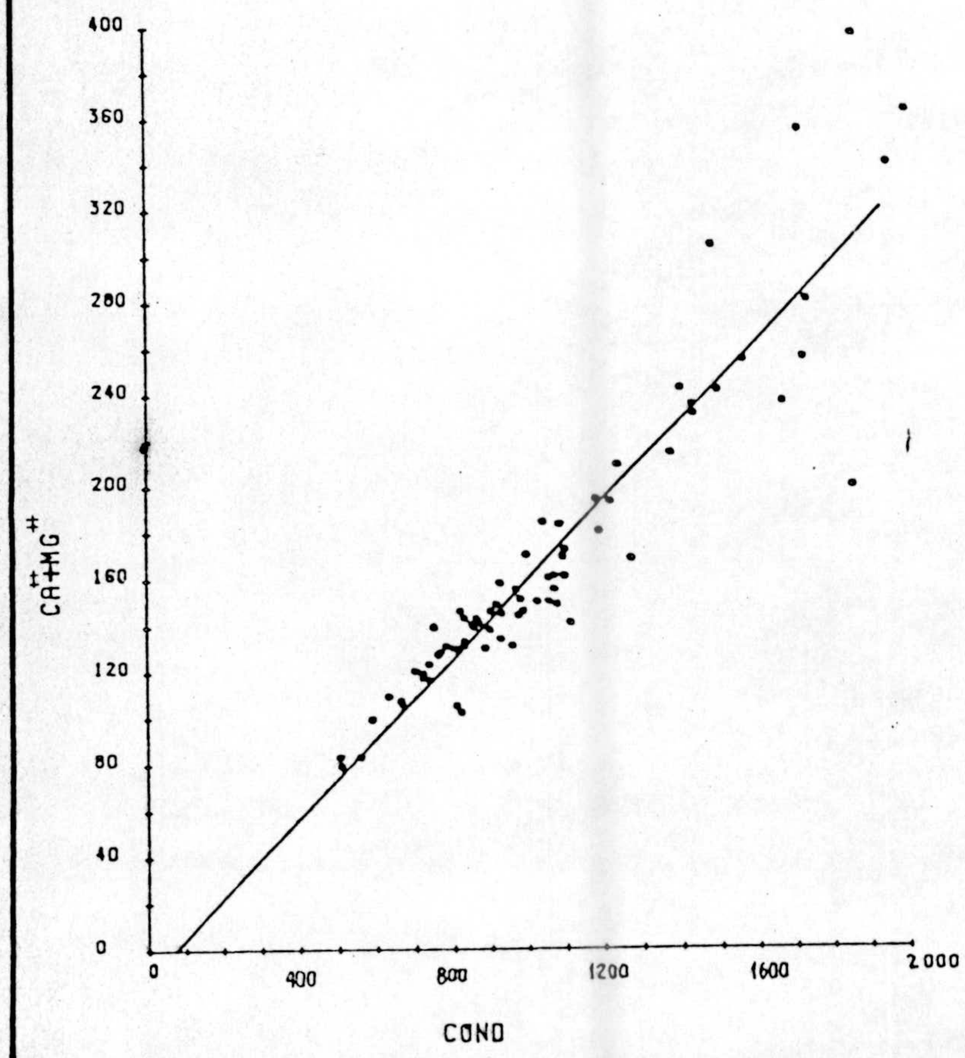
Figura 109.- Representaciones sulfatos-calcio+magnesio correspondientes a los muestreos analíticos de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984 (valores en mg/l).



SEPTIEMBRE 1983

Y =5.02 + (.167 X COEFICIENTE DE CORRELACION: .92

COEF. DETERMINACION: .86 ERROR STANDARD DE ESTIMACION: 27.95



MARZO 1984

Y =-24.12 + (.2) X COEFICIENTE DE CORRELACION: .96

COEF. DETERMINACION: .94 ERROR STANDARD DE ESTIMACION: 16.14

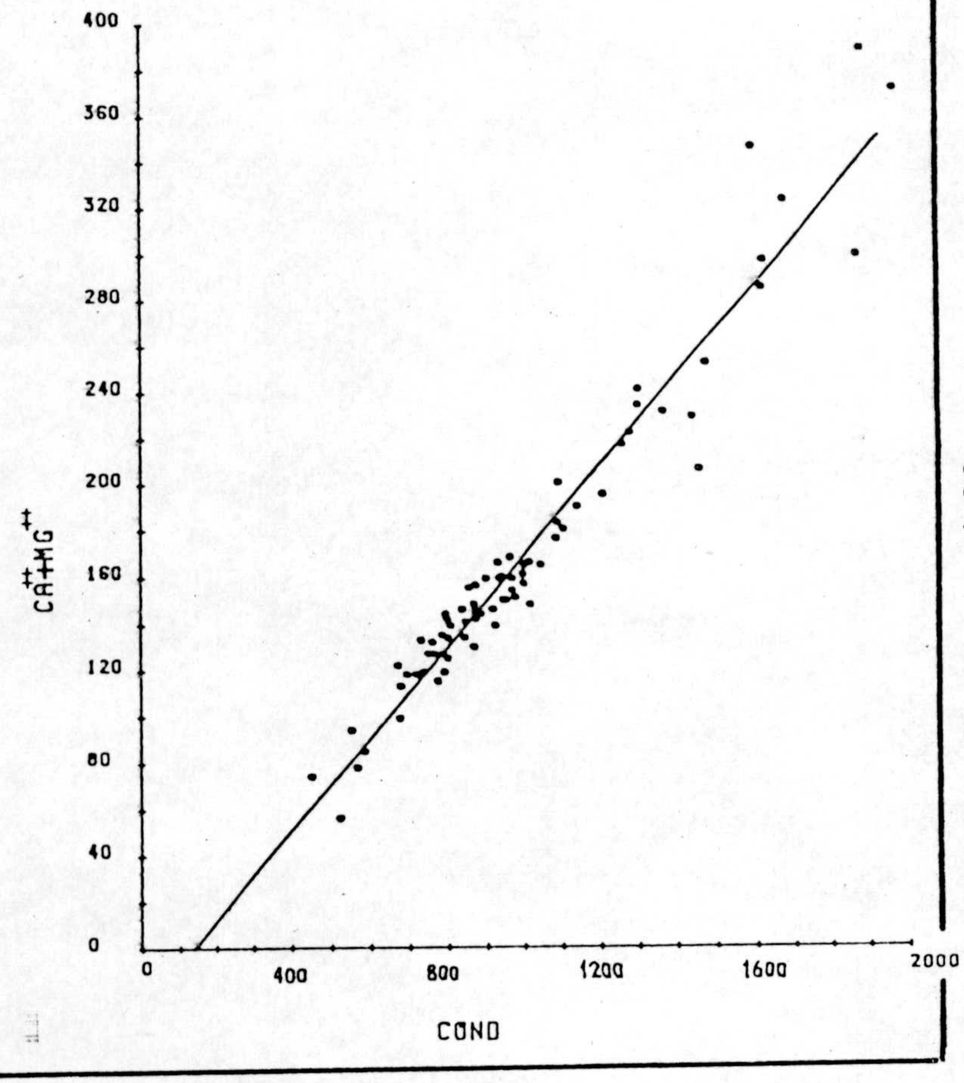


Figura 110.- Representaciones conductividad-calcio+magnesio correspondientes a los muestreos analíticos de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984 (valores en µmhos/cm y mg/l).

cálculo de los contenidos teóricos de los iones de calcio más magnesio, sólo se conseguirá aplicando un intervalo de confianza máximo, de $\pm$ 44 mg/l.

Las representaciones correspondientes a las campañas de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984, que pueden observarse en la figura 110, muestran una mínima conductividad "residual" de 76 µmhos/cm (según el valor de la abcisa para la ordenada cero), lo que refleja la conductividad de los constituyentes antrópicos y de los no correlacionados con el grupo del calcio y magnesio.

La variación temporal, Septiembre-Marzo, que puede observarse en los gráficos, parámetros estadísticos y ecuaciones de regresión correspondientes a la red de puntos comunes a ambos muestreos (anexo VII.3 y cuadro 23) es mínima, reflejando un mejor ajuste aún que el comentado para las campañas anteriores.

2.5.5. Conductividad-cloruros (e)

El coeficiente de correlación medio hallado, de 0,64, se encuentra al límite de la aceptación, lo que refleja la existencia de un deficiente ajuste entre ambos parámetros, condicionado por una baja correlación de los cloruros con los sulfatos, cuya causa está en la ausencia de sales cloruradas en las formaciones evaporíticas de la mitad oriental del acuífero ("evaporitas superiores"; hecho ya discutido en epígrafes anteriores, 2.2.3 y 8.2). Paralelamente, el coeficiente de determinación obtenido indica que sólo el 41 % de la varianza está explicada por el ajuste realizado. Finalmente, el error standard de estimación, de 13,96, informa que para conseguir una probabilidad de acierto del 95 % en el cálculo de los contenidos en cloruros, es necesario considerar un intervalo de confianza máximo de $\pm$ 28 mg/l.

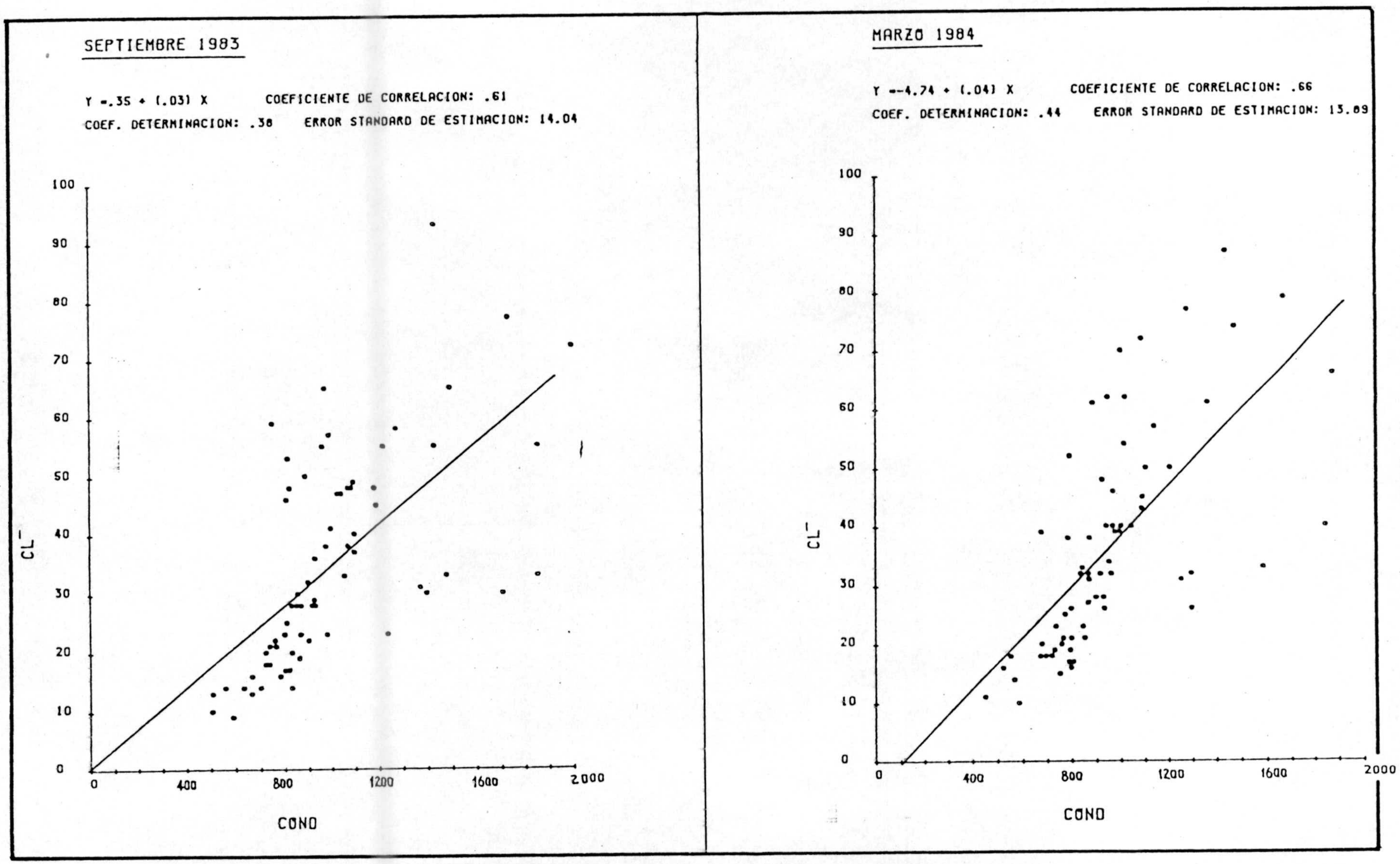


Figura 111.- Representaciones conductividad-cloruros correspondientes a los muestreos analíticos de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984 (valores en µmhos/cm y mg/l).

Las representaciones correspondientes a las campañas de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984, que pueden observarse en la figura 111, muestran una conductividad "residual" media de 55 µmhos/cm, que, en este caso, no puede considerarse más que como un hecho accidental, dado el relativamente mal ajuste comentado. La "nube" de puntos representada, refleja una amplia distribución de los contenidos en cloruros, que oscilan mayoritariamente entre 10 y 60 mg/l (sobre todo entre 10 y 30 mg/l).

La variación temporal, Septiembre-Marzo, que puede deducirse a partir de los gráficos, parámetros estadísticos y ecuaciones de regresión correspondientes a la red de puntos comunes a ambos muestreos (anexo VII.3 y cuadro 23), refleja una situación muy similar.

2.5.6. Cloruros-sodio (f)

El coeficiente de correlación medio hallado, de 0,86, no es más que fiel reflejo de su origen común, ligado a la disolución de halita (fundamentalmente). El coeficiente de determinación obtenido informa que el 75 % de la varianza está explicada por el ajuste. Por último, el error standard de estimación, de 6,99, indica que una seguridad en el cálculo del contenido en ión sodio del 95 % sólo se conseguirá aplicando un intervalo de confianza máximo de $\pm$ 14 mg/l al valor teórico estimado.

Las representaciones correspondientes a las campañas de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984, que pueden observarse en la figura 112, reflejan (de acuerdo con las ecuaciones de regresión correspondientes) contenidos "residuales" nulos, lo que en principio era de suponer, ya que ambos iones proceden, mayoritariamente, de la disolución de halita. Sin embargo, el coeficiente de correlación medio hallado, y el estudio de las distribuciones y ajuste correspondientes, vierten sospechas sobre la presencia de otros tipos de aportes y fenómenos que disminuyen la correlación natural. Así, se puede pensar en un ori-

gen del sodio a partir de las arcillas, por intercambio iónico con los iones de calcio y magnesio (fenómeno ya aludido en repetidos epígrafes) y de disolución de sulfatos (mirabilita, abundante en el Terciario español). Para los cloruros podría pensarse en aportes urbanos y de disolución de sales no sódicas (minerales de silvina, carnalita...). En cualquier caso, los aportes no comunes parecen despreciables y/o compensados, ya que las rectas de regresión parten del origen de coordenadas.

La relación sodio a cloruros es de 0,65, equivalente a la pendiente de la recta de regresión media, la cual se ajusta totalmente a la estequiométrica de masas, sodio-cloruros, que es también de 0,65.

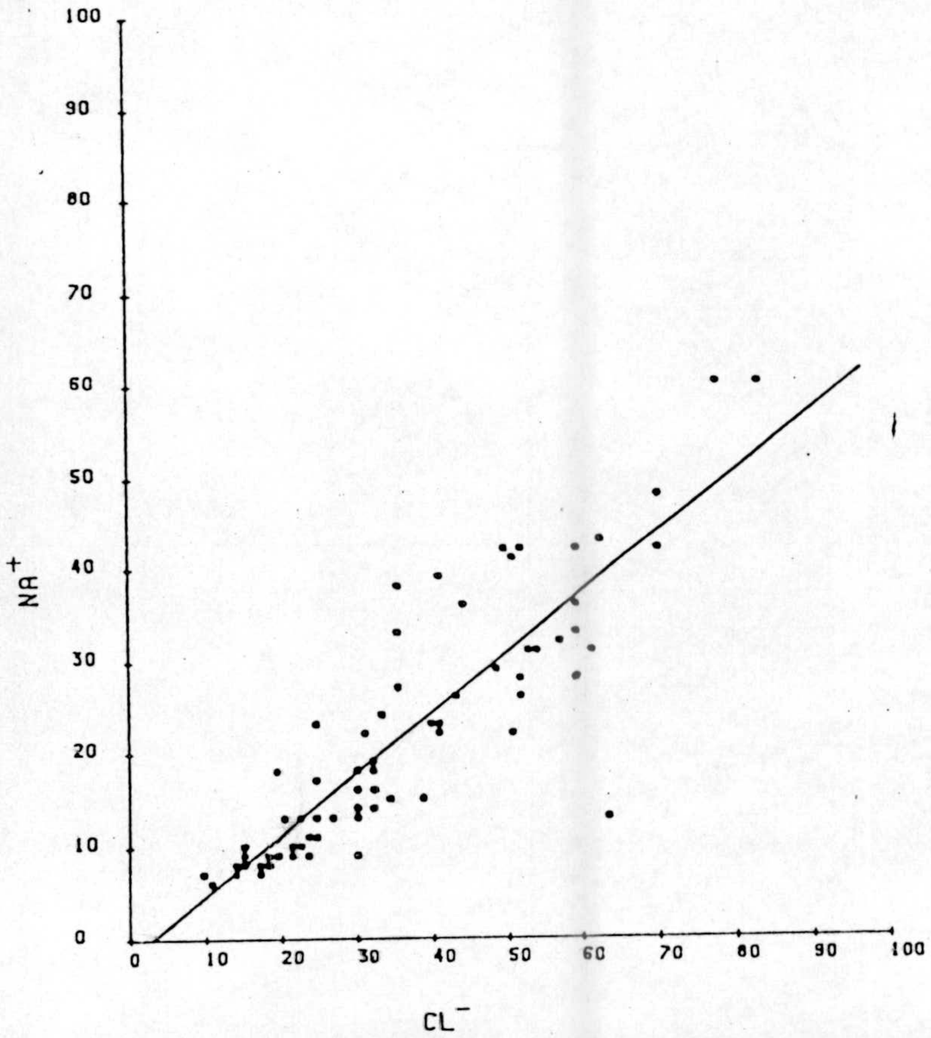
La variación temporal, Septiembre-Marzo, que puede deducirse a partir de los gráficos, parámetros estadísticos y ecuacioners de regresión correspondientes a la red de puntos comunes a ambos muestreos (anexo VII.3 y cuadro 23), pone de manifiesto ligeras diferencias, en el sentido de una mayor relación sodio a cloruros, para Septiembre de 1983 (0,74 frente a 0,69), lo que podría explicarse por un menor intercambio iónico sodio-calcio+magnesio en Septiembre (con muchas reservas, dada la diferencia de relaciones tan poco significativa).

Una correlación cloruros-iones de sodio+potasio también fué estimada para la red de puntos comunes a las campañas de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984 (anexo VII.3). Los coeficientes de correlación obtenidos reflejaron, no obstante, un peor ajuste que el hallado para el sodio, lo que era previsible por la baja correlación cloruros-potasio, debida posiblemente a la relativamente rápida y fácil fijación que experimentan los iones de potasio en el suelo (también podría pensarse en aportes fertilizantes no correlacionados con los cloruros). Esta relación es de poco interés práctico para obtener indirectamente el potasio, dado que los contenidos en que se encuentra son inferiores al posible error de cálculo (error standard de estimación de $\pm$ 8,55 mg/l).

SEPTIEMBRE 1983

Y =-.27 + (.65) X COEFICIENTE DE CORRELACION: .86

COEF. DETERMINACION: .75 ERROR STANDARD DE ESTIMACION: 6.93



MARZO 1984

Y =.41 + (.64) X COEFICIENTE DE CORRELACION: .86

COEF. DETERMINACION: .74 ERROR STANDARD DE ESTIMACION: 7.05

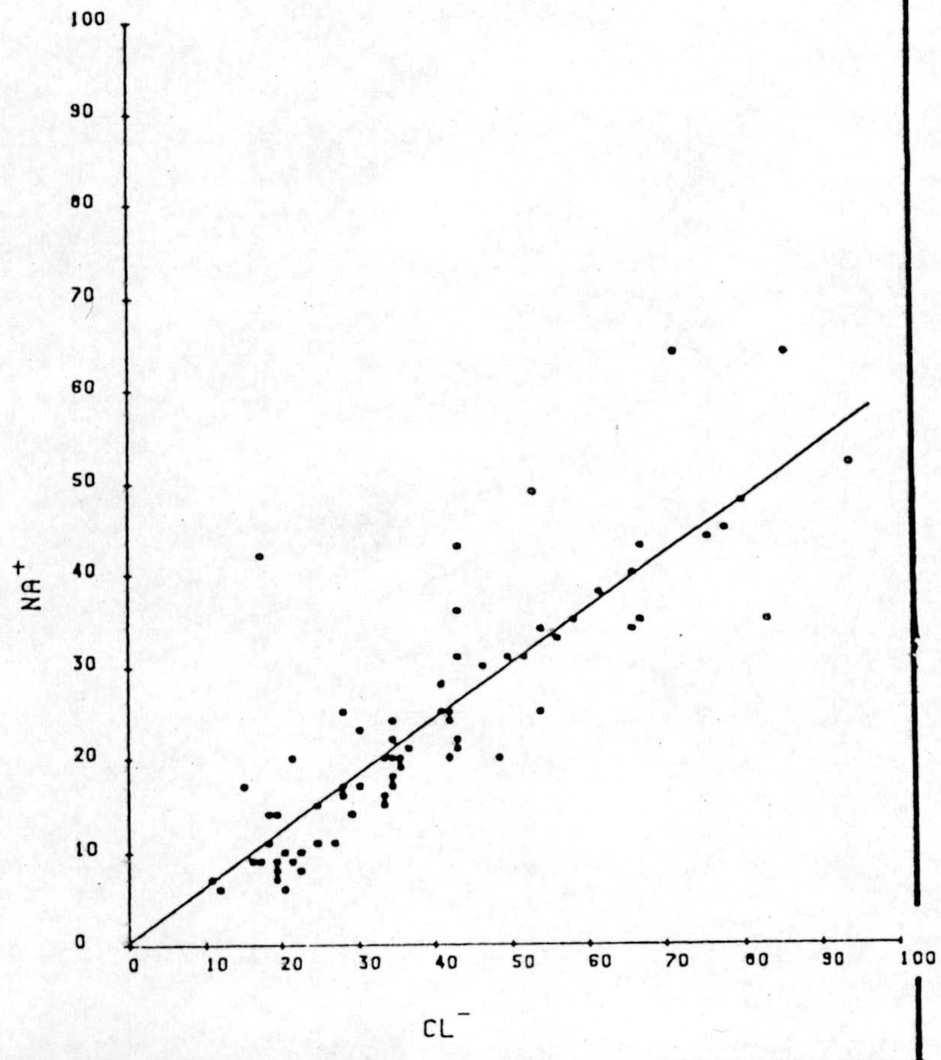


Figura 112.- Representaciones cloruros-sodio correspondientes a los muestreos analíticos de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984 (valores en mg/l).

Igualmente, se intentó una correlación cloruros+nitratos-sodio+potasio, con el fin de enlazar los contenidos antrópicos de nitratos con los de potasio, pero la representación, realizada para la red de puntos comunes, con los datos de Septiembre de 1983 (anexo VII.3), dió un coeficiente de correlación de 0,67, que aunque aparentemente aceptable, no es más que el residual de la correlación cloruros-sodio, a la que tanto el potasio como los nitratos le han rebajado ajuste.

2.5.7. Conductividad-total de sólidos disueltos (g)

Como era de esperar, ambos parámetros, que están intimamente relacionados intrínsecamente, presentan un altísimo coeficiente de correlación, que es de 0,95. El coeficiente de determinación correspondiente indica que el 92 % de la varianza está explicada por el ajuste conseguido. Por último, el error standard de estimación, de 86,14, da como intervalo de confianza, al 95 % de probabilidad de acierto, el de $\pm$ 172 mg/l, para el cálculo del total de sólidos disueltos.

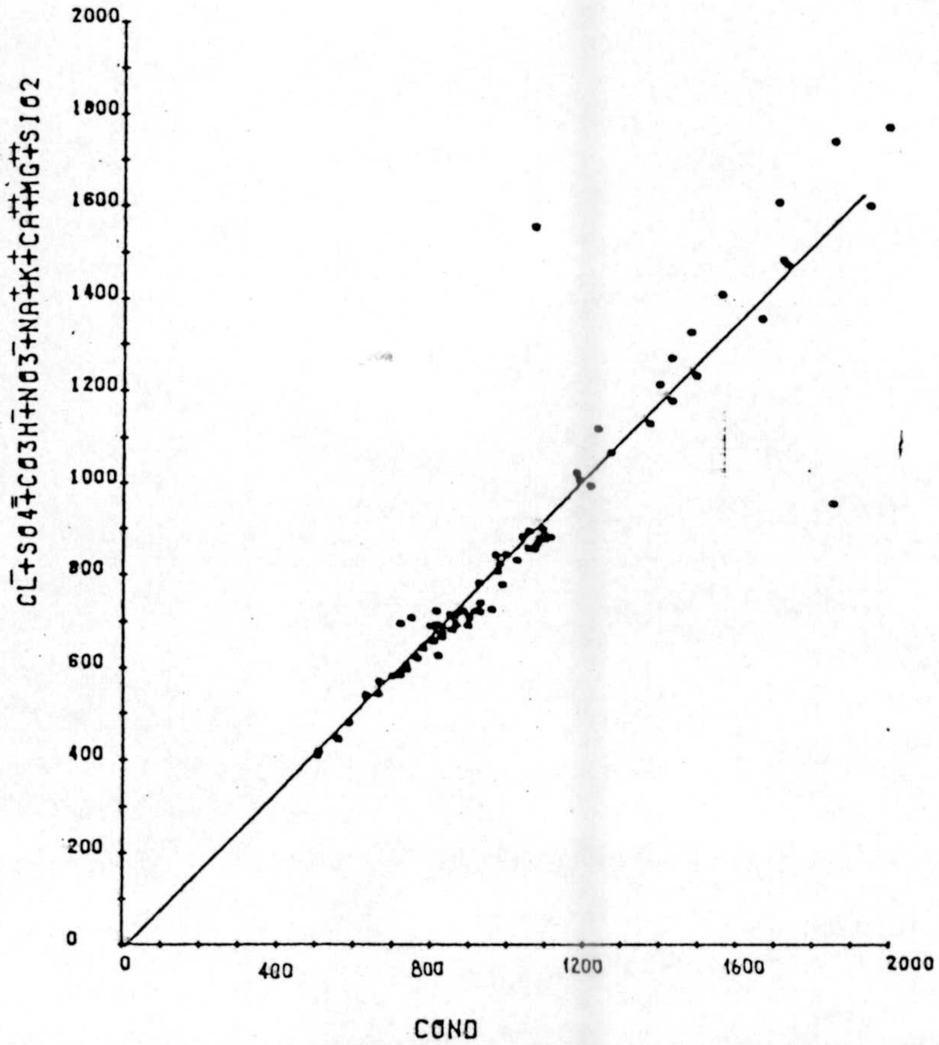
Las representaciones correspondientes a las campañas de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984, que pueden observarse en la figura 113, ponen de manifiesto unos excelentes ajustes. Las rectas de regresión parten de un punto muy próximo al origen de coordenadas, respondiendo a una conductividad originada por los iones considerados, como era de suponer. La distribución de la "nube" de puntos refleja una clara agrupación, que viene definida por los intervalos de 700 a 1.200 µmhos/cm, para la conductividad y de 500 a 900 mg/l, para el total de sólidos disueltos.

La relación, total de sólidos disueltos a conductividad, es de 0,91, respondiendo a un modelo prácticamente lineal.

La variación temporal, Septiembre-Marzo, que puede deducirse a partir de los gráficos, parámetros estadísticos y ecuaciones de re-

SEPTIEMBRE 1983

Y =4.75 + (.89) X COEFICIENTE DE CORRELACION: .93
COEF. DETERMINACION: .87 ERROR STANDARD DE ESTIMACION: 114.2



MARZO 1984

Y =14.21 + (.92) X COEFICIENTE DE CORRELACION: .97
COEF. DETERMINACION: .96 ERROR STANDARD DE ESTIMACION: 58.07

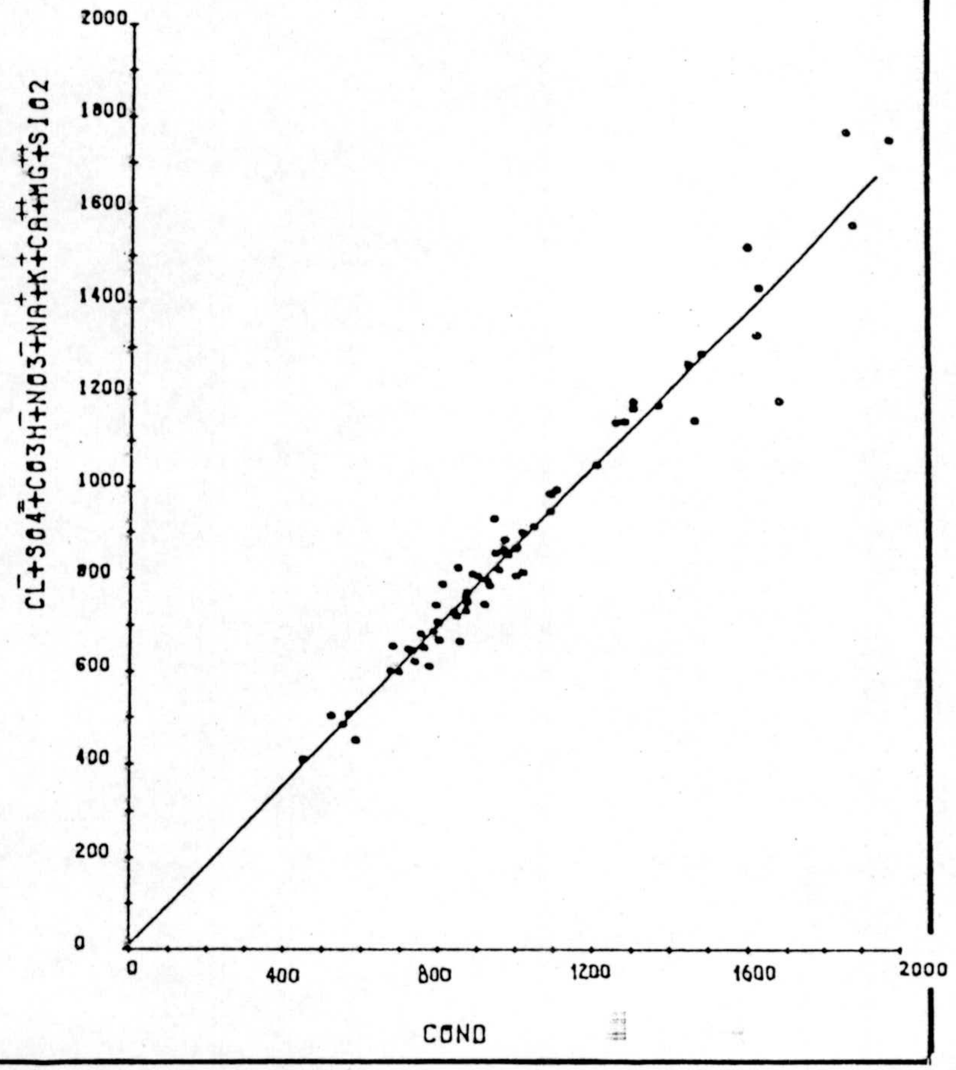


Figura 113.- Representaciones conductividad-total de sólidos disueltos (cloruros+sulfatos+bicarbonatos+nitratos+sodio+potasio+calcio+magnesio+sílice. Valores en µmhos/cm y mg/l).

gresión correspondientes a la red de puntos comunes a ambos muestreos (anexo VII.3 y cuadro 23), pone de manifiesto ligeras diferencias, las cuales se traducen en una mayor relación T.S.D.-conductividad para la campaña de Septiembre (de 0,97 a 0,91). Estas variaciones de la pendiente, son interpretables como una distinta distribución de los tipos de facies presentes; un aumento, como el reseñado para Septiembre, podría explicarse por un mayor predominio relativo de las facies sulfatadas, de más alta conductividad específica.

A continuación, y como resumen de este apartado, dedicado a las correlaciones más significativas entre variables, se presenta un cuadro-síntesis (cuadro 23) de los parámetros estadísticos discutidos

Tipo de relación	Ecuación recta de regresión	Coef. correlación	Coef. determinación	Error standard estimación	
Conductividad-sulfatos	y = -212,9 + 0,41 x	0,89	0,80	64,3	Septiembre de 1983
	y = -175,8 + 0,39 x	0,87	0,76	63,9	Marzo de 1984
	y = -243,2 + 0,45 x	0,92	0,86	51,9	Red comunes (Sept)
	y = -202,1 + 0,42 x	0,86	0,75	68,8	Red comunes (Marzo)
Sulfatos+calcio	y = 65,3 + 0,25 x	0,90	0,82	18,0	
	y = 63,9 + 0,28 x	0,83	0,70	25,8	
	y = 66,0 + 0,24 x	0,87	0,76	19,0	
	y = 68,7 + 0,25 x	0,82	0,68	23,5	
Sulfatos-calcio+magnesio	y = 100,8 + 0,31 x	0,92	0,85	19,7	
	y = 88,8 + 0,41 x	0,88	0,79	29,8	
	y = 98,2 + 0,33 x	0,91	0,84	19,9	
	y = 95,7 + 0,37 x	0,87	0,76	28,4	
Conduct.-calcio+magnesio	y = 5,0 + 0,16 x	0,92	0,86	28,0	
	y = -24,1 + 0,20 x	0,96	0,94	16,1	
	y = -24,3 + 0,19 x	0,91	0,90	21,3	
	y = -24,8 + 0,20 x	0,95	0,92	17,8	
Conductividad-cloruros	y = 0,4 + 0,03 x	0,61	0,38	14,0	
	y = -4,7 + 0,04 x	0,66	0,44	13,9	
	y = 1,0 + 0,03 x	0,63	0,40	13,6	
	y = -5,3 + 0,04 x	0,70	0,49	13,6	
Cloruros-sodio	y = -0,3 + 0,65 x	0,86	0,75	6,9	
	y = 0,4 + 0,64 x	0,86	0,74	7,1	
	y = -2,4 + 0,74 x	0,87	0,76	7,2	
	y = -0,4 + 0,69 x	0,86	0,74	7,6	
Conductividad-T.S.D.	y = 4,8 + 0,89 x	0,93	0,87	114,2	
	y = 14,2 + 0,92 x	0,97	0,96	58,1	
	y = -65,4 + 0,97 x	0,98	0,97	47,1	
	y = 23,3 + 0,91 x	0,97	0,95	63,8	

Cuadro 23.- Ecuaciones de las rectas de regresión, coeficientes de correlación y determinación, y errores standard de estimación, que fueron obtenidas para las relaciones entre variables y campañas de muestreo que figuran en el cuadro.

y rectas de regresión obtenidas, para cada una de las cuatro campañas hidroquímicas que han sido consideradas (dos de las cuales son las correspondientes a las redes de puntos comunes).

Las regresiones presentadas, permiten ajustar, con relativa certeza, los valores de una serie de parámetros, a partir de los correspondientes a la conductividad. Las correlaciones se han enlazado de tal forma (cuadro 22), que mediante una fácil y rápida medida de la conductividad se permita acceder directamente a los contenidos de: total de sólidos disueltos, cloruros, calcio+magnesio y sulfatos, y de forma indirecta a los de, calcio, magnesio y sodio. Han quedado fuera de cualquier tipo de correlación, los bicarbonatos, nitratos, y sílice (también potasio).

Por un bajo error standard de estimación (dispersividad) y alto coeficiente de correlación, son destacables las correlaciones conductividad-calcio+magnesio y conductividad-total de sólidos disueltos, las cuales permiten estimaciones recíprocas, de alta probabilidad de acierto, con un intervalo de confianza máximo relativamente corto.

2.6. FENOMENOS MODIFICADORES DEL QUIMISMO. EL INTERCAMBIO IONICO Y LA CONCENTRACION SALINA POR RETORNO DE REGADIOS

2.6.1. Fenómenos modificadores

No he querido abandonar este apartado, dedicado al quimismo de las aguas del embalse subterráneo de La Vega de Granada, sin abordar, aunque de forma muy somera, los dos fenómenos más importantes, que creo modifican el quimismo de las aguas de infiltración y escorrentía subterránea de La Vega de Granada. Estos son el intercambio iónico (cambio de bases) y la concentración salina por evapotranspiración de las aguas de infiltración, utilizadas para el regadío (no incluyo a los fenómenos de oxidación de especies nitrogenadas, que ya han sido comentados y son suficientemente conocidos). Soy consciente de que

existen otros fenómenos que alteran el quimismo de las aguas del acuífero (no considero la dilución y/o mezcla como uno de ellos), pero su estudio individualizado se saldría fuera de los objetivos de esta investigación hidroquímica, para el que, además, no disponemos de los suficientes datos analíticos de apoyo.

Muchas veces el estudio de la evolución y distribución de contenidos, de un determinado constituyente, se ve complicado por la modificación de los mismos debido a la acción de ciertos fenómenos físico-químico-biológicos. Estos fenómenos, comúnmente denominados modificadores (del quimismo), actúan, en mayor o menor medida, en casi todos los sistemas hídricos naturales.

Los más importantes son el intercambio iónico (cambio de bases), los fenómenos de oxidación-reducción y los de concentración-precipitación.

2.6.2. Intercambio iónico (índices de cambio de bases)

El intercambio iónico afecta principalmente a los cationes (por lo que se denomina, también cambio de bases). Este fenómeno se da, de forma especial, en presencia de minerales de la arcilla, los cuales poseen una gran capacidad de quimisorción. El intercambio afecta, usualmente, a los cationes de sodio, potasio, calcio y magnesio (también amonio). De ellos, el sodio, calcio y magnesio pueden ser absorbidos o cedidos, dependiendo del equilibrio composicional agua-terreno, mientras que los de potasio y amonio tienden a ser fijados irreversiblemente.

Para la consideración y estudio de este fenómeno, que puede afectar a la composición original de los cationes reseñados, aunque no al balance global, en meq, es de gran interés el índice de desequilibrio entre cloruros y alcalinos, llamado también, impropiamente, índice de cambio de bases (icb). Este se define, según SCHOELLER (1962), como:

$$icb = \frac{rCl^- - r\ (Na^+ + K^+)}{rCl^-}$$

En el agua subterránea este índice suele tomar un valor próximo a cero (positivo o negativo). Si existe ablandamiento tiende a disminuir, por lo que no viene definido por un valor absoluto, sino por el estudio de sus variaciones y distribuciones espaciales relativas.

En el acuífero de La Vega de Granada este fenómeno debe de producirse, de forma generalizada, en el dominio de los materiales del Cuaternario medio y antiguo (figura 9), situados hacia los bordes del mismo, en los que la fracción arcillosa intercambiadora es dominante.

A fin de poseer los necesarios elementos de juicio fueron calculados los índices de cambio de bases para la red de puntos de agua comunes (figura 64), analizados en Septiembre. Estos son los que aparecen reflejados en el cuadro 24.

Los resultados obtenidos, ponen de manifiesto la presencia de los índices más bajos (negativos), en el sector, triangular, de Atarfe-puente de Los Vados-Maracena. También se presentan, aunque más localizadamente, en los de Casa Nueva-Pinos Puente, Aeropuerto-Romilla y Alhendín. En todos ellos se darían procesos generales de ablandamiento relativo, por absorción de calcio y magnesio y cesión de sodio. No obstante, los bajos contenidos hallados para el sodio, en el sector de Atarfe-puente de Los Vados-Maracena (mapas de isocontenidos de las figuras 94 y 95), parecen restar importancia a tales fenómenos.

Por el contrario, los sectores con índices mayores (superiores a + 0,1) son el Suroriental del acuífero (Armilla-La Zubia) y el de Alitaje-Fuente Vaqueros (también áreas de Purchil y Santa Fe).

Las distribuciones comentadas, como era de esperar, han resultado ser un buen reflejo de las correspondientes a la preponderancia de fracciones, más o menos arcillosas. La variación de los índices en el

Puntos de agua (IGME)	i.c.b.	p.a.(IGME)	i.c.b.	p.a.(IGME)	i.c.b.
1019	-0,05	6082	-0,05	0702	-0,03
0201	-0,40	6135	-0,29	8007	0,09
5005	0,02	6143	0,11	8011	0,02
5025	0,02	7001	-0,59	3009	0,26
5032	0,04	7018	-0,59	3018	0,19
5052	-0,64	7037	0,03	3048	0,16
5066	0,07	7084	0,23	3053	-0,45
5086	-0,79	7097	-0,19	3059	-0,15
5091	-0,11	7106	-0,60	3070	0,02
5117	0,16	7116	-0,34	3076	-0,21
5143	0,33	7122	-0,20	3078	0,46
6021	-0,39	7133	-0,26	3112	0,04
6026	0,17	7136	-0,06	3132	-0,24
6030	0,18	7157	-0,47	3135	0,17
6035	0,18	7178	-0,26	3136	0,13
6062	0,23	7185	-0,75	0301	0,20
6065	-0,15	7212	0,62	4001	-0,02
6074	-0,77	7226	0,83	4021	0,14
6080	-0,32	0701	-0,25	0401	0,18

Cuadro 24.- Indices de cambio de bases para los puntos de agua del muestreo analítico de Septiembre de 1983 (comunes).

sentido del flujo se debe, fundamentalmente, a fenómenos de mezcla. En cualquier caso, los valores, muy próximos a cero, indicarían un efecto relativamente poco modificador, a nivel global (importante por sectores), del quimismo de las aguas del acuífero. Apoyaría esta hipótesis el balance iónico medio, cloruros-iones de sodio + potasio, que es de 1,61-1,79, lo que refleja un desequilibrio a favor de estos últimos de sólo el 11 % (fenómeno global de ablandamiento). Igualmente, la relación cloruros-sodio obtenida (de 0,65), ha coincidido con la estequiométrica prevista. El icb medio del acuífero es de - 0,11.

2.6.3. Concentración salina por retorno de regadíos

La Vega de Granada es un área agrícolamente muy rica, con grandes disponibilidades de agua, donde las dotaciones de riego al año son elevadísimas. Este hecho, al que se le une la natural evapotranspiración, de, aproximadamente, las 2/3 partes del agua utilizada, motiva una preconcentración continua de sales en el suelo. Estas, favorecidas por el buen drenaje existente y el sistema tradicional de riego empleado, a manta, son lixiviadas rápidamente e infiltradas hacia la franja saturada del acuífero.

Si se comparan las composiciones medias de las aguas del mismo, con las de infiltración a partir de las escorrentías superficiales (77 % de las entradas totales), en el cuadro 26 , se verá que los valores más elevados, para los constituyentes determinados (a excepción de los nitritos, fluoruros y el potasio), son los correspondientes a las aguas del acuífero.

Esto cabe interpretarse por enriquecimientos salinos adquiridos a través del flujo por las franjas saturada y no saturada del acuífero. Dentro de este contexto se enmarcaría el aporte salino de la fracción evapotranspirada, a la que antes hicimos alusión, cuya influencia en el quimismo de las aguas del acuífero es el motivo del presente epígrafe.

Porcentualmente, los mayores incrementos de contenidos, aguas de infiltración-subterráneas, se dan para los iones siguientes: magnesio (111 %), sulfatos (99 %), cloruros (68 %), calcio (59 %), sodio (56 %) y bicarbonatos (55 %). No ha sido considerado el incremento de los nitratos (de un 357 %), que es debido a los aportes de las labores de abonado y no a efectos de preconcentración y/o disolución que se discuten. El total de sólidos disueltos, índice de la variación de salinidad total, está incrementado en un 74 %.

Puesto que el aumento teórico de la salinidad de las aguas de infiltración de regadíos, es del 66 % (supuesta una evapotranspiración media correspondiente a las 2/3 partes del agua aplicada, y una escorrentía superficial nula. Ver figura 26), a grandes números cabe esperar la influencia de este fenómeno modificador, en el quimismo de las aguas del acuífero, en un 66 % (como máximo) de los incrementos iónicos porcentuales anteriormente reseñados.

2.7. TRATAMIENTOS MATEMATICOS

Los estudios hidroquímicos, donde han de manejarse frecuentemente larguísimas series de datos analíticos, tanto de tipo espacial como temporal, han venido atacándose, hasta hace relativamente poco tiempo, mediante un conjunto de técnicas descriptivas clásicas. Esta serie de técnicas, basadas en multitud de representaciones hidroquímicas, resultan, cuando el volumen de datos a tratar es considerable, extremadamente laboriosas y sólo moderadamente eficaces para extraer toda la información que sería deseable. No obstante, fué hace un par de décadas, e incluso menos, cuando el impresionante avance informático, en todos los campos, puso a disposición de la hidroquímica una serie de tratamientos de análisis y diagnóstico de datos, que siempre de forma complementaria, se están mostrando utilísimos, junto a los de tipo clásico, en el estudio de series analíticas, de las que recogen parte de la información que antes escapaba.

Muy amplia es la bibliografía que hace referencia a análisis estadísticos multivariantes de posible aplicación hidroquímica (utilizados en otras muchas ramas de la Ciencia). Entre ellos, quizás los que se manifiestan más útiles para ulteriores interpretaciones geoquímicas, y están más extendidos, sean los de: correlación y regresión (tipos de distribución, regresión múltiple...), análisis factorial y de componentes principales (CATELL, 1965; HARMON, 1967; MATALAS y REIHER, 1967; BENZECRI, 1970; KLOVAN, 1975;MATTHEW y UPCHURCH, 1978; BAKALOWICZ, 1979; MELLOUL, 1979; MUDRY et al., 1979; KEET, 1982...)

y los de análisis tipo cluster (ISNARD et al., 1972; DAVIS, 1973; DURAN y ODEL, 1974; IBAÑEZ y SANCHIZ, 1983; MORAL et al., 1984...).

Antes de pasar al comentario de cada uno de ellos, en su aplicación al estudio hidroquímico del acuífero de La Vega de Granada, queremos dejar constancia de que deben ser considerados como herramientas de trabajo e interpretación complementarias, y nunca sustitutorias de las clásicas, habitualmente, utilizadas. Precisamente del conjunto de técnicas de interpretación hidroquímica clásicas, es de las que se ha obtenido el mayor volumen de información sobre la caracterización hidroquímica de La Vega de Granada, las cuales han sido, igualmente, las más utilizadas en la presente investigación (mapas de contenidos, distribuciones frecuenciales, perfiles hidroquímicos, representaciones de variables y observaciones...).

En este apartado se exponen las bases de los principales tratamientos matemáticos utilizados (correlación y regresión, análisis factorial, de componentes principales y cluster), junto a las conclusiones que de su estudio se han derivado. No obstante, la utilización del ordenador ha sido requerida, muy frecuentemente, para agilizar algunas de las representaciones clásicas más interesantes. Así, las medidas de población (cuadro 25 a), correlación y regresión, histogramas de frecuencias, diagramas de Piper..., se han obtenido y realizado, según los casos, mediante programación de un microordenador Apple II Europlus, dotado de una impresora Epsom MX-100 y de un plotter Watanabe (equipo propiedad de R. FERNANDEZ-RUBIO).

	JUNIO 1969		FEBRERO 1972		SEPTIEM. 1983		MARZO 1984		SEPTIEM. 1983 (comunes)		MARZO 1984 (comunes)	
Cloruros (Cl^-)	50	50	62	83	57	70	57	63	58	75	55	66
Sulfatos (SO_4^{2-})	216	188	333	341	287	363	276	330	294	344	267	300
Bicarbonatos (CO_3H^-)	225	132	297	138	373	101	375	78	365	62	377	70
Nitratos (NO_3^-)	--	--	--	--	39.6	23.9	39.9	28.1	37.7	20.6	41.1	29.2
Sodio (Na^+)	31	29	49	78	38	51	39	48	39	55	39	53
Potasio (K^+)	5.0	6.8	5.3	9.5	3.8	5.7	3.5	4.1	3.8	5.4	3.6	4.7
Calcio (Ca^{2+})	80	59	111	80	135	86	141	87	137	85	139	82
Magnesio (Mg^{2+})	53	31	63	40	54	33	59	41	55	26	58	32
pH	--	--	--	--	7.3	0.2	7.0	0.3	7.3	0.2	7.0	0.2
Temperatura	--	--	--	--	16.0	2.0	15.7	2.1	16.4	2.6	16.0	2.3
Conductividad	888	451	1073	611	1102	490	1059	511	1099	550	1049	490
Sílice (SiO_2)	--	--	--	--	13.1	4.3	12.7	4.1	13.1	4.5	12.6	4.4
Nitritos (NO_2^-)	--	--	--	--	0.04	0.1	0.03	0.1	0.03	0.1	0.02	0.1
Fluoruros (F^-)	--	--	--	--	0.47	0.6	0.45	0.5	0.51	0.6	0.47	0.5
	$\bar{x}$	σ	$\bar{x}$	σ	$\bar{x}$	σ	$\bar{x}$	σ	$\bar{x}$	σ	$\bar{x}$	σ

Cuadro 25 a.- Valores medios y desviaciones típicas obtenidas para las variables físico-químicas que fueron consideradas en los muestreos analíticos reseñados.

2.7.1. Correlación y regresión

Los estudios de correlación y regresión, aplicados a variables u observaciones, quizás no puedan considerarse, en "sentido estricto", como tratamientos matemáticos, ya que su uso generalizado, en diagnóstico de series de valores, los ha convertido en usuales herramientas de interpretación descriptivas.

Para estudios de poblaciones de elementos numéricos, y en particular para las generadas en hidroquímica, resultan de un gran interés, aportando en estas últimas mucha información sobre comportamientos geoquímicos, procedencia, fenómenos modificadores...

En esta investigación se siguió el proceso normal de obtención de las matrices de coeficientes de correlación entre variables, para sobre ellas planificar los estudios de regresión más interesantes, los cuales fueron abordados monográficamente en el epígrafe 2.5, al que nos remitimos para una información más explícita sobre el tema.

2.7.2. Análisis factorial y de componentes principales

a) Introducción

El análisis factorial es una técnica multivariante que permite reducir las M variables consideradas de un conjunto de N observaciones, a un número reducido de nuevas variables, las cuales soportan la mayor parte de la varianza muestral. A estas nuevas variables es a las que se denomina factores o componentes. El tratamiento permite hacer representaciones, tanto de variables originales, como de observaciones, en base a los factores o componentes deseados, de las que se extrae la mayor parte de la información.

En la presente investigación se ha aplicado, indistintamente, la técnica de análisis factorial y de componentes principales, entre las que las diferencias interpretativas son mínimas, por lo que a continuación sólo nos referiremos, por su mayor representatividad, a la del análisis factorial.

El análisis factorial ha sido utilizado en "modo R", para obtener información sobre las variables originales determinadas (KLOVAN, 1975) y en "modo Q", como herramienta de discriminación del conjunto de observaciones consideradas.

Estas técnicas fueron aplicadas por primera vez, en esta investigación, a los resultados obtenidos del muestreo analítico de Noviembre de 1982 (anexo V.2), en la Sección de Geología de la Universidad de Lisboa (profesores DA COSTA ALMEIDA y OLIVEIRA DA SILVA), al amparo de un proyecto de colaboración auspiciado por el CSIC. Sin embargo, el peso de este tipo de tratamiento ha recaido en los programas adaptados por el Sr. PADILLA (originales en DAVIS, 1973), los cuales fueron pasados por el microordenador Data General MPT-100, de la Sección de Geología de la Universidad de Granada. Los mapas de posición de variables y observaciones correspondientes (figuras 114 a y b), fueron el resultado gráfico de las salidas por una impresora Data General IPS-5000, adaptada al microordenador anteriormente aludido.

b) Proceso de cálculo

El programa utilizado realiza, en una primera etapa, el cálculo de las sumas de los valores de cada variable, las sumas de sus cuadrados, y las de los productos cruzados de cada par de variables. A partir de tales datos calcula: los valores medios, desviaciones típicas, valores tipificados o normalizados y la matriz de correlación correspondiente.

En una segunda etapa halla, mediante un complejo procedimiento iterativo, basado en el algebra de matrices, los autovalores de la matriz, los autovectores asociados (cada uno de los cuales representa un factor o componente principal de la matriz de correlación), las varianzas interpretadas por cada uno de ellos, sus parámetros de carga (peso) y las coordenadas de cada una de las variables originales ("modo R") u observaciones ("modo Q"), para los factores o componentes seleccionados.

El cálculo realizado conduce a la generación de un número de factores o componentes principales igual al de variables originales consideradas, cada uno de los cuales es ordenado en función de su porcentaje de varianza explicada. Atendiendo a la representatividad de los mismos, el proceso de cálculo sólo es continuado para aquellos que son seleccionados "a priori".

Con ello, cada una de las M variables (X_i) o N observaciones (y_i), queda interpretada en función de los componentes o factores principales considerados (F_1, F_2, F_3...), en la forma:

X_i o $Y_i = a_iF_1 + b_iF_2 + c_iF_3$..., siendo a_i, b_i, c_i..., los parámetros de carga de los factores correspondientes, para la variable i.

Por último, en una tercera etapa se realiza la rotación de ejes, por el método normal Varimax, con objeto de proporcionar una nueva situación de los mismos que permita una representación e interpretación más sencilla. Esta rotación no altera en absoluto la varianza explicada por cada uno de los factores considerados. A partir de ella, son nuevamente calculados los parámetros de carga y las coordenadas de las variables u observaciones consideradas.

El programa utilizado ("FACTOR"; PADILLA, 1984) permite una vez introducido en el ordenador, con los datos obtenidos tras el proceso de cálculo anterior (coordenadas de situación), elaborar los siguientes tipos de representaciones:

- Mapas de posición de variables (binarias o ternarias)
- Mapas de posición de observaciones (" ")

c) Discusión de los resultados obtenidos

El tratamiento matemático comentado fué ejecutado con los datos analíticos de la red de puntos comunes (figura 64) del muestreo de Septiembre de 1983 (anexo V.2), como representativo de las características hidroquímicas generales del acuífero. Dada la gran extensión de los listados de cálculo, fueron seleccionadas sólo algunas de las fracciones más interesantes de los mismos, las cuales pueden ser observadas en el anexo VI.4.1 (matriz de correlación, parámetros de carga, coordenadas de situación...).

- Mapas de posición de variables

Las variables hidroquímicas originales consideradas fueron las siguientes: cloruros, sulfatos, bicarbonatos, nitratos, sodio, potasio, calcio, magnesio, temperatura, sílice y fluoruros, cuya matriz de coeficientes de correlación corresponde a la presentada en el anexo VI.3.2.E.

En la figura 114 a, pueden observarse, asimismo, dos mapas de posición binarios, los cuales obedecen a las representaciones F_1-F_2 y F_1-F_3.

Con respecto a la primera de ellas, que explica al 58 % de la varianza muestral (la cual como se ve está muy repartida entre el resto de los factores considerados), decir que presenta dos claras agrupaciones de variables. Una reune a los sulfatos e iones de calcio y magnesio (B, G, H), y es la que explica la mayor parte de la varianza del factor 1. La otra representa a los fluoruros, cloruros e ión sodio (K, A, E), cuyo peso en la varianza se distribuye entre los factores 1 y 2. El potasio y la sílice (F, J), que se sitúan anómalamente

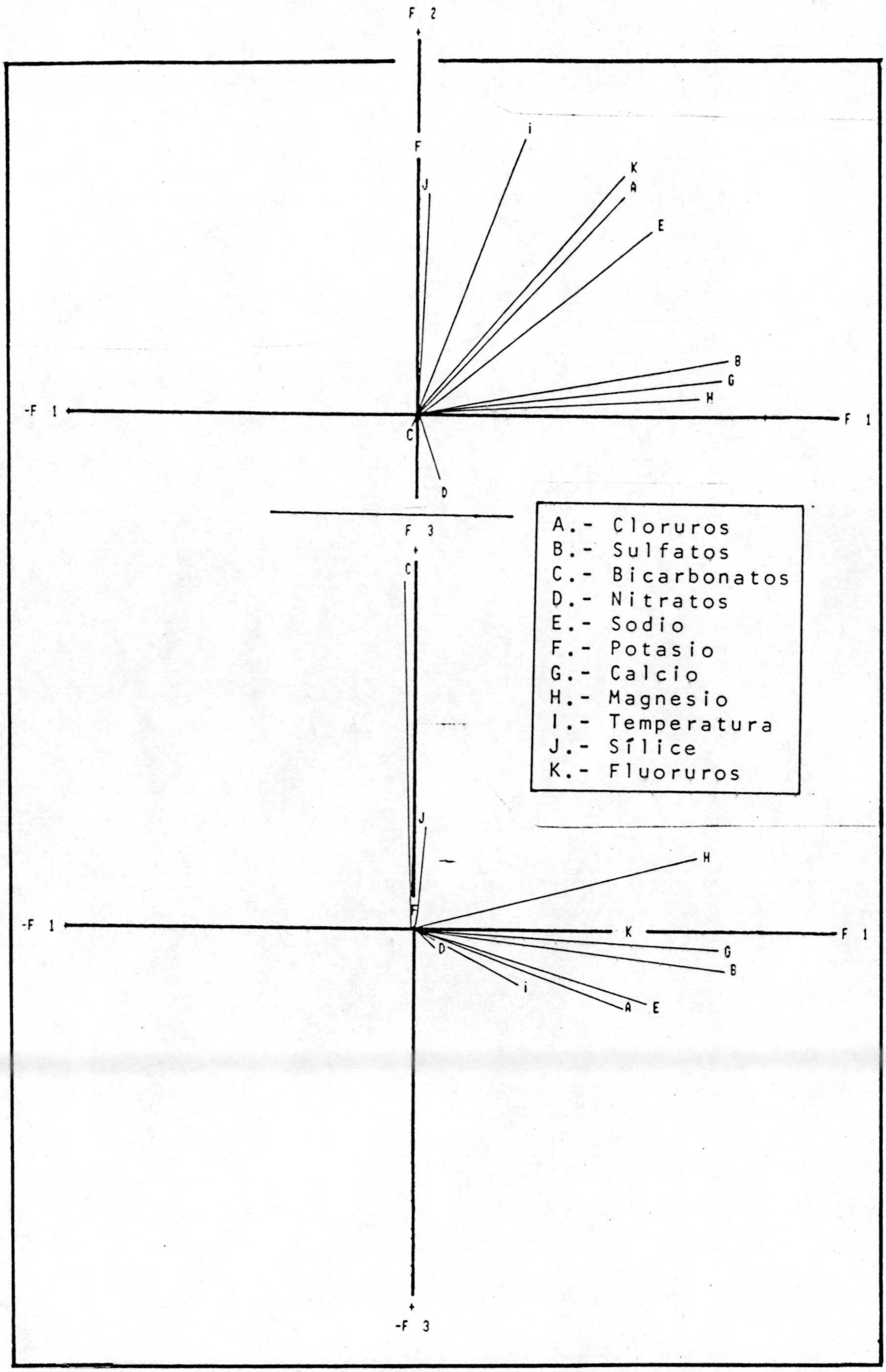


Figura 114 a.- Mapas de posición de variables (análisis factorial) para el muestreo analítico de Septiembre de 1983 (red de puntos comunes).

próximos, serían los responsables del resto de la varianza explicada por el factor 2. Quedan descolgados de una vinculación apreciable al peso de los factores 1 y 2, y por tanto de los procesos geoquímicos mayoritarios, la temperatura (I), los bicarbonatos (C) y los nitratos (D).

Las familias de constituyentes (y parámetros físicos) comentadas, ya habían sido puestas de manifiesto en el epígrafe 2.5 (cuadro 22), y volverán a ser reflejadas, a raiz del tratamiento cluster correspondiente, en el epígrafe siguiente (figura 115). Con ello se reitera la no correlacionada procedencia y origen de los iones sulfato y cloruro, junto a la de sus correlacionados, entre los que figuran los fluoruros relacionados con el segundo de ellos (ver también dendrograma de la figura 115). Este hecho, de especial importancia por el interés intrínseco de los fluoruros, pone de manifiesto una procedencia de los mismos, más que evaporítica en sentido general, ligada a flujos semitermales profundos, a los que responden los aportes de cloruros en el acuífero de La Vega de Granada (Sierra Elvira y área de Aeropuerto-salinas de La Malá).

Ha sido una sorpresa, sin embargo, la asociación sílice-potasio, para la que no hallamos una clara interpretación, ya que ambos se encuentran totalmente descorrelacionados. Por último, la solitaria posición de las variables de bicarbonatos, temperatura y nitratos, vuelve a reflejar la desconexión de las mismas con los procesos normales de enriquecimiento salino de las aguas del acuífero de La Vega de Granada.

Con respecto a la representación F_1-F_3, a la que al principio hacíamos alusión (figura 114 a), decir que explica al 55 % de la varianza muestral (el peso de los factores 2 y 3 es significativamente similar). En este caso el factor 1 caracteriza a todas las variables de origen evaporítico, correspondientes a las familias de los sulfatos y cloruros, que no obstante, se sitúan relativamente discriminadas. De este modo, es destacable la asociación independiente sulfatos-calcio y cloruros-sodio; el magnesio y los fluoruros, más indirectamente re-

lacionados con las familias anteriores, se sitúan a más distancia. El factor 3 es explicado, en su varianza muestral, por los contenidos en bicarbonatos, respondiendo así a un fenómeno netamente opuesto al de la adquisición de los iones "evaporíticos" (factor 1, antes comentado). No son consideradas prácticamente, en esta representación, las variables temperatura, nitratos, potasio y sílice, que se sitúan muy próximas al origen de coordenadas.

- Mapas de posición de observaciones

Una vez discutidos y expuestos los significados de cada uno de los factores, en las representaciones binarias F_1-F_2 y F_1-F_3, pasamos a comentar los mapas de posición que las mismas han originado para una consideración muestral (observaciones) del tratamiento factorial que se discute.

Los mapas de posición obtenidos, que pueden ser observados en la figura 114 b, muestran la situación de cada una de las 57 observaciones consideradas (figura 64). —

La representación binaria F_1-F_2 refleja una agrupación mayoritaria (remarcada en la figura 114 b), junto a un resto poblacional, poco significativo, muy disperso. Este hecho, pone en evidencia la poca idoneidad de dicha representación, desde el punto de vista discriminante, para el conjunto muestral considerado. El "desperdigamiento" existente ha debido estar influido por la situación "intermedia" del grupo de correlación de los cloruros, entre los factores 1 y 2.

Muy similar a esta representación fué la obtenida para los factores 1-3, que muestra, sin embargo, relativas agrupaciones de los puntos dispersos, junto a un núcleo de alta densidad puntual, debido al exclusivo peso del factor 1 en los procesos de enriquecimiento salino evaporítico, de los que el factor 3 no participa en absoluto.

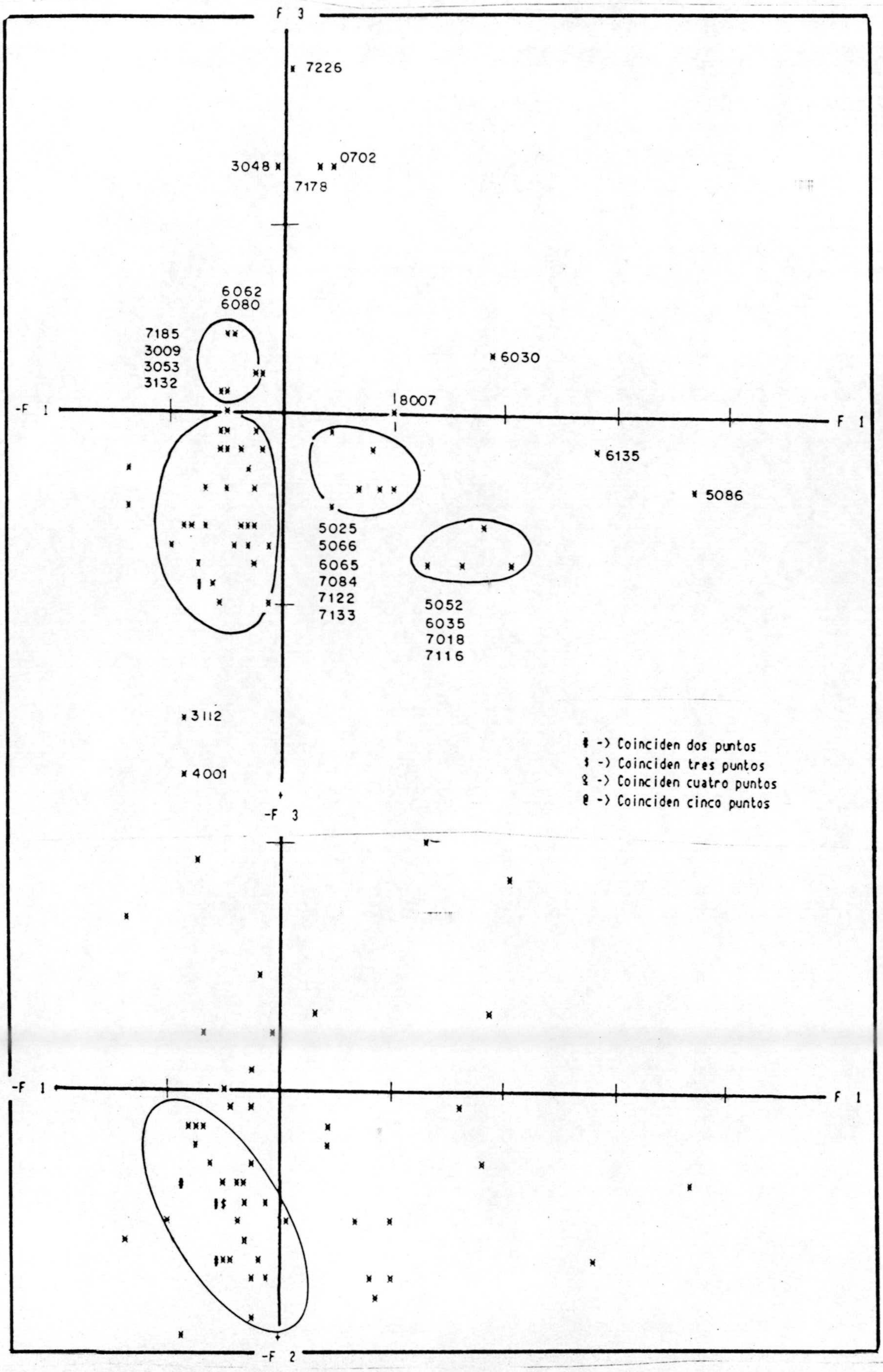


Figura 114 b.- Mapas de posición de observaciones (análisis factorial) para el muestreo analítico de Septiembre de 1983 (red de puntos comunes).

Utilizando un simil geográfico, la discriminación Norte-Sur obedece a fenómenos, de aporte y modificadores, extraevaporíticos, que afectan a los puntos números: 4001, 3112, 3132, 3009, 7185, 6062, 6080, 7226, 3048, 3053, 7178 y 0702. De ellos, los cuatro primeros pertenecen al sector Suroriental del acuífero, donde los aportes son bicarbonatados y no hay apenas formaciones evaporíticas. Los cuatro siguientes están situados sobre el área de Santa Fe-puente de Los Vados-confluencia río Dílar, muy interrelacionada con el sector anterior (hecho ya comentado en repetidas ocasiones). Por último, los restantes puntos responderían a áreas en principio sulfatadas, como son las de Alhendín y Maracena-Atarfe, dentro de las que deben de considerarse como de composición anómala.

Complementariamente, y en un sentido figurado Este-Oeste, se ponen de manifiesto los puntos más o menos relacionados con los aportes evaporíticos, entre los que se hallan segregados del conjunto los más salinos, como son los correspondientes a los números: 5052, 5086, 6030, 6035 y 6135. En general, todos los puntos discriminados (figura 114 b) pertenecen a los sectores de "polución natural", que fueron referidos en el epígrafe 8.2 (figura 138), entre los que no parecen existir diferencias significativas, con respecto a los procesos de aporte y modificadores existentes, ya que se presentan idénticamente situados (en este sentido se pone de manifiesto la no discriminación específica de la familia de los cloruros, en cuyo caso hubieran emplazado independientemente, al menos, a los del sector de Pulianas-Maracena).

2.7.3. Análisis cluster

a) Introducción

El análisis cluster, que surgió de la mano de los biólogos, que lo aplicaron a fines taxonómicos (ISNARD et al., 1972), constituye otra herramienta matemática que se ha mostrado muy útil para la des-

cripción y clasificación tanto de caracteres cualitativos, como cuantitativos. En hidroquímica permite clasificar, atendiendo a diversos criterios de "distancia", cualquier conjunto de determinaciones (cluster de variables) y de observaciones (cluster de casos).

Así pues, considerada una matriz de datos $X = (X_{ij})$, donde X_{ij} es el valor de la variable X_j en el i-enésimo individuo, y cada una de las filas y columnas formadas por M y N observaciones y variables, respectivamente, el cluster de casos o de variables, lo que hace es determinar M o N subconjuntos, según corresponda, de tal forma que cada individuo o variable pertenezca a una y sólo una de estas clases, en base a una medida de similitud entre los puntos que representan a cada una de las observaciones o variables correspondientes.

Para la presente investigación se ha aplicado tanto el cluster de casos, como el de variables, utilizando los criterios de clasificación de los coeficientes de correlación y las distancias euclídeas. Los programas empleados, adaptados igualmente por nuestro compañero PADILLA, provienen de los contenidos en DAVIS (1973). Tanto el microordenador, como la impresora, a través de los cuales fueron pasados y "dibujados" sus resultados gráficos (dendrogramas), respectivamente, corresponden a los reseñados en el epígrafe anterior para la ejecución del análisis factorial.

b) Proceso de cálculo

Una vez fijado el criterio de similitud a utilizar (correlación o "distancia"), el cluster comienza con el primer elemento suministrado (observación o variable), el cual se une con el más cercano a él. Ambos se dice que se han formado a un nivel que es la distancia a la que se encuentran; de esta forma son considerados como un nuevo elemento cuyos valores o coordenadas se calculan como la media de las correspondientes a los iniciales. A partir de ahí, cada elemento uni-

tario se relacionará con el más cercano y, en su defecto, con los elementos ya formados por combinación de varios, los cuales irán enlazándose sucesivamente con el que se formó en primer lugar hasta concluir el cluster. La media de cada iteración se calcula ponderada con el número de elementos de los grupos que se unen en un paso dado.

No obstante, en el cluster de variables, cuando se unen dos grupos no se considera que las coordenadas del nuevo elemento sean la media ponderada de todos los incluidos, sino que son calculadas las distancias directamente por: la mínima distancia, distancia promedio, o distancia máxima, entre los elementos contenidos en ambos cluster.

Los resultados de este tratamiento, que pueden expresarse en forma tabulada, tienen un magnífico reflejo en unos gráficos, llamados dendrogramas (figuras 115, 116 y 117), los cuales permiten una rápida visualización intuitiva, asimilándose los distintos grados de agrupación a "racimos unidos a diferente altura de un mismo tallo".

En abcisas se han representado los elementos considerados y en ordenadas las distancias (euclídea o coeficientes de correlación) a las que se encuentran unidos. —

c) Discusión de los resultados obtenidos

Cluster de variables (correlación)

- Septiembre de 1983 (red de puntos comunes)

El dendrograma obtenido, que puede observarse en la figura 115, muestra la relación existente entre las variables: cloruros, sulfatos, bicarbonatos, nitratos, sodio, potasio, calcio, magnesio, temperatura, sílice y fluoruros, la cual ha sido deducida a partir de los análisis correspondientes a los 57 puntos de agua que componen el muestreo a que se refiere este apartado (figura 64).

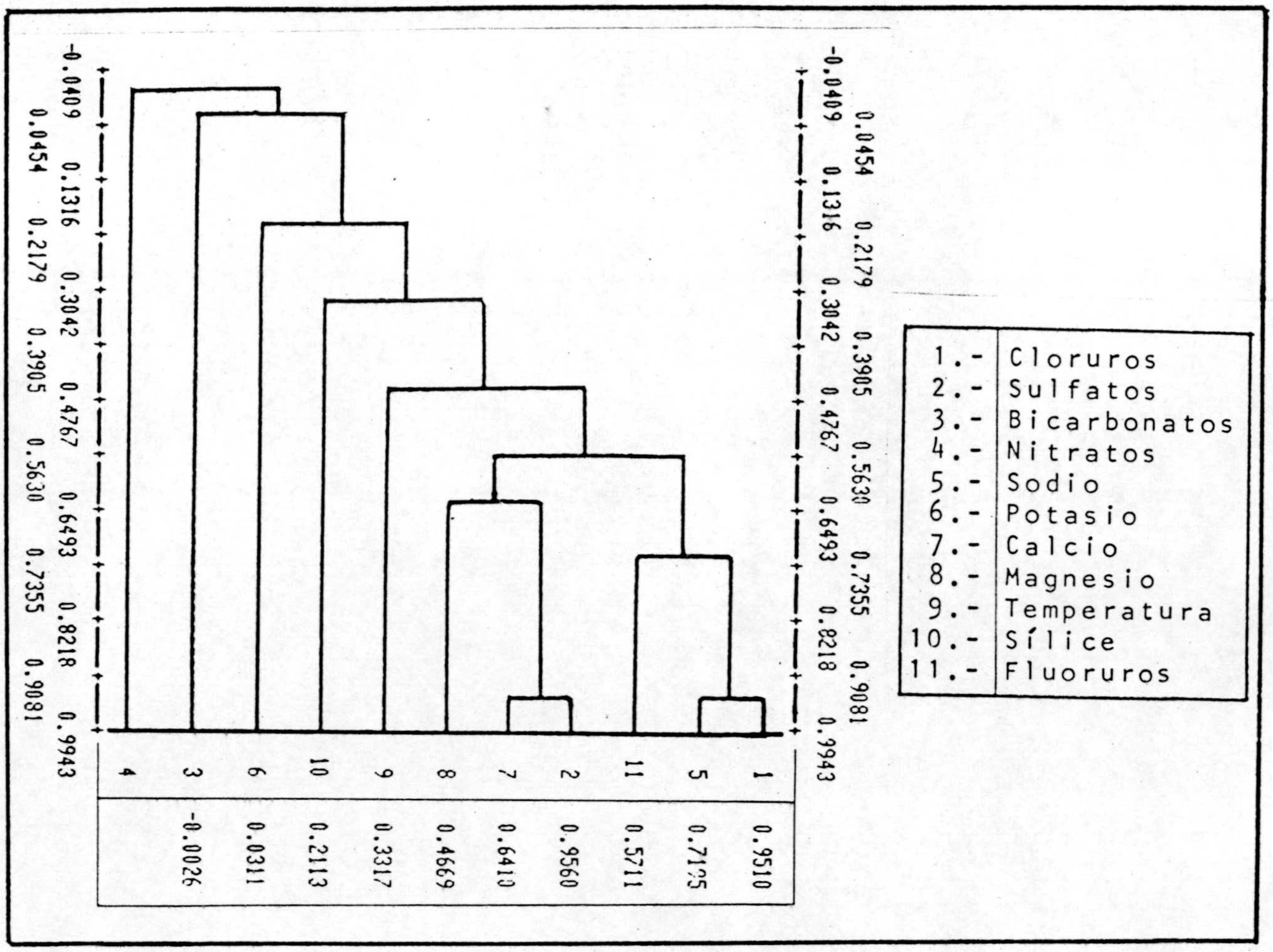


Figura 115.- Dendrograma de variables según correlación (análisis cluster) para el muestreo analítico de Septiembre de 1983 (red de puntos comunes).

En esta representación se pone de manifiesto la altísima relación cloruros (1) - sodio (5) y sulfatos (2) - calcio (7), uniéndose ambos grupos a mayor distancia con los fluoruros (11) y el magnesio (8), respectivamente, y, más lejos aún, entre sí (r = 0,57). De esta forma componen un bloque de correlación, que queda desconectado del resto de las variables, que a su vez no aparecen correlacionadas significativamente entre sí, siendo los nitratos (4), bicarbonatos (3) y potasio (6) las más alejadas.

Complementa este punto la matriz de coeficientes de correlación correspondiente (anexo VI.3.2.E).

- Marzo de 1984 (red de análisis completos)

La finalidad de realizar otro dendrograma de variables era la de obtener información acerca de los constituyentes minoritarios considerados, los cuales fueron determinados, sobre un conjunto de 17 puntos de agua, en Marzo de 1984 (figura 63). La representación realizada ha incluido a 24 variables (cuadro 25 b), de las que 12 corresponden a constituyentes minoritarios.

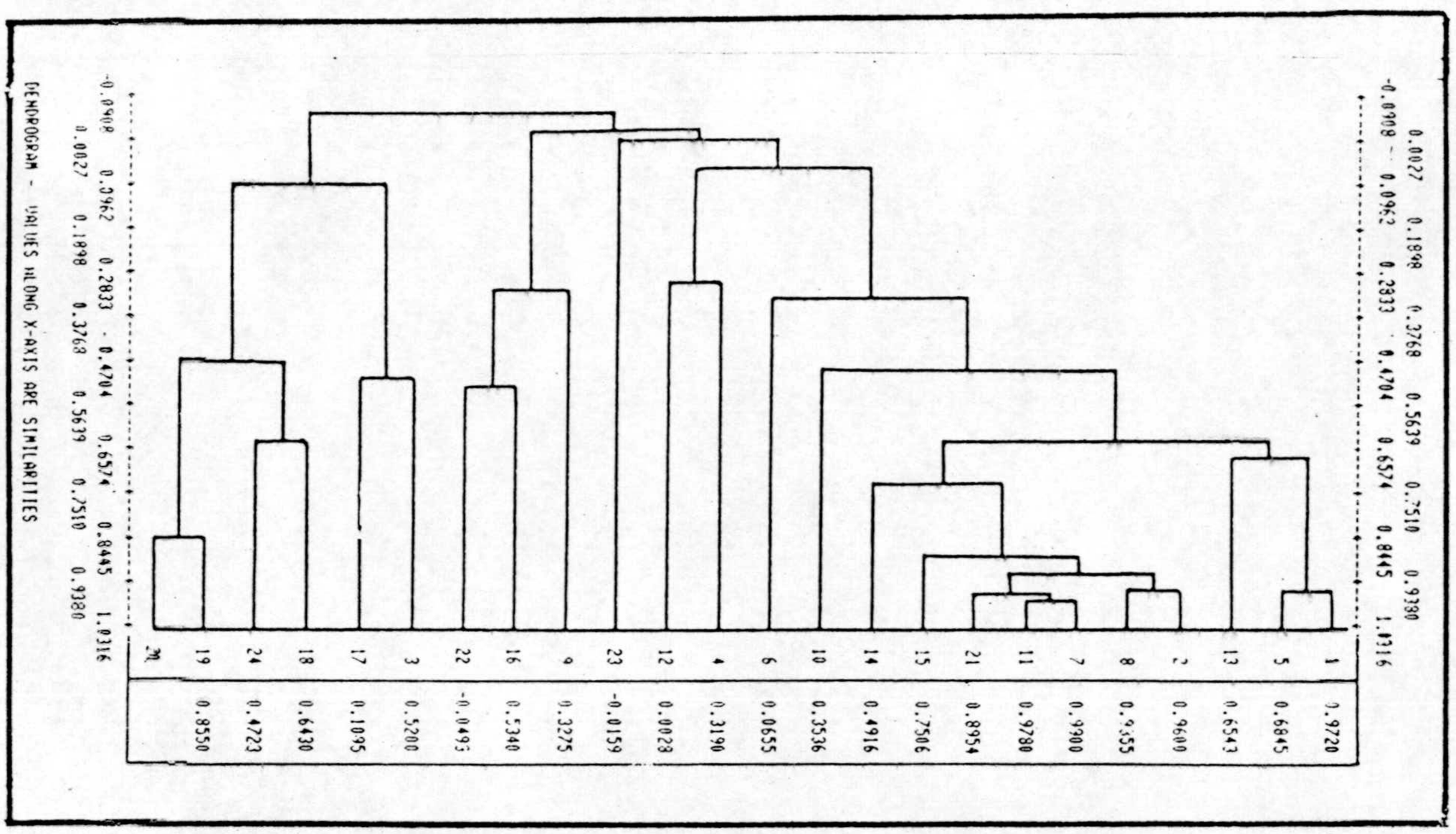


Figura 116 a.- Dendrograma de variables según correlación (análisis cluster) para el muestreo analítico de Marzo de 1984 (análisis completos).

El dendrograma obtenido, figura 116 a, presenta las siguientes relaciones significativas: cloruros (1) - sodio (5), sulfatos (2) - magnesio (8) y calcio (7) - conductividad (11).

Esta última enlaza también, a muy poca distancia, con el plomo (21) y con el grupo de correlación de los sulfatos (r = 0,94). A más distancia se une con el litio (15.r = 0,90) y con los fluoruros (14.r = 0,75).

Por otra parte, el cluster cloruros (1) - sodio (5), conecta, a r = 0,68, con los nitritos (13) y, a r = 0,65, con el cluster completo anteriormente citado.

Aparte de estas agrupaciones, como puede observarse en el dendrograma correspondiente (figura 116 a), no existen más relaciones significativas, ya que los restantes cluster se unen a grandes distancias (coeficientes de correlación inferiores a 0,6). Es una excepción el último cluster, que une al cobre (19) - cinc (20), a un r = 0,86 (también el de niquel -18- cromo -24-, a r = 0,64).

De estas relaciones puede concluirse, para los constituyentes minoritarios, que los únicos correlacionados con el comportamiento geoquímico de los mayoritarios son los fluoruros (14), litio (15), plomo (21) y los nitritos ? (13). El resto quedaría inconexo y descorrelacionado, además, entre sí, con la excepción ya hecha de la agrupación cobre (19) - cinc (20). No obstante, el corto número de análisis con que se ha efectuado este tratamiento, requiere de cierta prudencia a la hora de interpretar táxativamente los resultados comentados.

Complementa, igualmente, este punto, la matriz de correlación correspondiente (cuadro 25 b).

De menor interés es la representación de la figura 116 b, que muestra un cluster idéntico al anterior, pero en el que aparecen consideradas, también (junto a las subterráneas), las aguas superficiales que acceden a La Vega de Granada.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	1.0000	0.5720	-0.2470	-0.1650	0.9720	0.6660	0.6580	0.5220	0.0220	0.4860
2	0.5720	1.0000	-0.3980	-0.0990	0.6560	0.0470	0.9550	0.9600	0.2380	0.3360
3	-0.2470	-0.3980	1.0000	0.1820	-0.1430	-0.4110	-0.1990	-0.1970	-0.5760	-0.4360
4	-0.1650	-0.0990	0.1820	1.0000	-0.0880	-0.1130	-0.0960	-0.0890	-0.2240	0.1730
5	0.9720	0.6560	-0.1430	-0.0880	1.0000	0.5130	0.7560	0.6470	0.0130	0.4650
6	0.6660	0.0470	-0.4110	-0.1130	0.5130	1.0000	0.0330	-0.0670	0.0120	0.4080
7	0.6580	0.9550	-0.1990	-0.0960	0.7560	0.0330	1.0000	0.9520	0.0220	0.2910
8	0.5220	0.9600	-0.1970	-0.0890	0.6470	-0.0670	0.9520	1.0000	0.1890	0.2640
9	0.0220	0.2380	-0.5760	-0.2240	0.0130	0.0120	0.0220	0.1890	1.0000	0.3450
10	0.4860	0.3360	-0.4360	0.1730	0.4650	0.4080	0.2910	0.2640	0.3450	1.0000
11	0.7330	0.9480	-0.1960	-0.1350	0.8190	0.1350	0.9900	0.9450	0.0310	0.3170
12	0.2920	0.0510	0.2580	0.3190	0.3330	0.0630	0.0850	0.0540	0.1360	0.3080
13	0.6760	0.5030	-0.2310	-0.1290	0.6930	0.2740	0.5380	0.4960	0.3880	0.5340
14	0.5940	0.7420	-0.4160	-0.0830	0.6620	0.2260	0.6840	0.7240	0.4620	0.5650
15	0.7330	0.9300	-0.3920	-0.0660	0.8090	0.2010	0.8990	0.9000	0.3610	0.4840
16	-0.3730	-0.1280	-0.0710	0.0440	-0.3680	-0.2410	-0.2630	-0.0890	0.4110	-0.0700
17	0.2060	-0.0480	0.5200	-0.1500	0.2930	-0.0830	0.1820	0.1440	-0.4390	-0.0390
18	-0.1490	-0.1200	-0.0090	-0.0730	-0.1390	-0.1140	-0.1030	-0.0520	0.1180	0.1700
19	-0.0480	-0.0810	0.1570	0.0480	-0.0300	-0.0830	-0.0860	-0.0060	0.2940	0.1800
20	0.0480	-0.1020	0.0870	-0.1310	0.0200	0.0830	-0.0990	-0.0810	0.1560	0.2640
21	0.6300	0.9070	-0.1210	-0.0500	0.7420	-0.0090	0.9820	0.9390	-0.0550	0.2960
22	0.1490	0.2070	-0.0270	-0.3650	0.1870	-0.0590	0.2170	0.2800	0.2440	0.2260
23	0.0010	0.0000	0.0030	0.0010	0.0010	0.0000	0.0000	0.0010	-0.0030	0.0140
24	-0.1320	0.0530	0.2630	-0.1620	0.0140	-0.1390	0.1710	0.1630	-0.3610	0.1340

	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
1	0.7330	0.2920	0.6760	0.5940	0.7330	-0.3730	0.2060	-0.1490	-0.0480	0.0480	0.6300	0.1490	0.0010	-0.1320
2	0.9480	0.0510	0.5030	0.7420	0.9300	-0.1280	-0.0480	-0.1200	-0.0810	-0.1020	0.9070	0.2070	0.0000	0.0530
3	-0.1960	0.2580	-0.2310	-0.4160	-0.3920	-0.0710	0.5200	-0.0090	0.1570	0.0870	-0.1210	-0.0270	0.0030	0.2630
4	-0.1350	0.3190	-0.1290	-0.0830	-0.0660	0.0440	-0.1500	-0.0730	0.0480	-0.1310	-0.0500	-0.3650	0.0010	-0.1620
5	0.8190	0.3330	0.6930	0.6620	0.8090	-0.3680	0.2930	-0.1390	-0.0300	0.0200	0.7420	0.1870	0.0010	0.0140
6	0.1350	0.0630	0.2740	0.2260	0.2010	-0.2410	-0.0830	-0.1140	-0.0830	0.0830	-0.0090	-0.0590	0.0000	-0.1390
7	0.9900	0.0850	0.5380	0.6840	0.8990	-0.2630	0.1820	-0.1030	-0.0860	-0.0990	0.9820	0.2170	0.0000	0.1710
8	0.9450	0.0540	0.4960	0.7240	0.9000	-0.0890	0.1440	-0.0520	-0.0060	-0.0810	0.9390	0.2800	0.0010	0.1630
9	0.0310	0.1860	0.3880	0.4620	0.3610	0.4110	-0.4390	0.1180	0.2940	0.1560	-0.0550	0.2440	-0.0030	-0.3610
10	0.3170	0.3080	0.5340	0.5650	0.4840	-0.0700	-0.0390	0.1700	0.1800	0.2640	0.2960	0.2260	0.0140	0.1340
11	1.0000	0.1820	0.5830	0.7120	0.9100	-0.2610	0.2220	-0.1190	-0.0870	-0.0930	0.9740	0.2450	0.0010	0.1660
12	0.1820	1.0000	0.3460	0.1910	0.2130	-0.2860	-0.0810	-0.3740	0.2930	0.3140	0.0520	-0.0510	0.0030	-0.2770
13	0.5830	0.3460	1.0000	0.6800	0.6680	-0.0240	0.2490	-0.1910	0.0530	-0.0740	0.5310	0.4130	0.0000	-0.1480
14	0.7120	0.1910	0.6800	1.0000	0.7950	-0.2250	-0.0160	-0.1680	-0.0880	-0.1030	0.6610	0.0840	0.0000	-0.1340
15	0.9100	0.2130	0.6680	0.7950	1.0000	-0.0830	0.0060	-0.1050	0.0080	-0.0430	0.8470	0.2820	0.0010	-0.0670
16	-0.2610	-0.2860	-0.0240	-0.2250	-0.0830	1.0000	-0.0730	0.2290	0.0470	-0.1220	-0.2790	0.5340	0.0010	-0.0120
17	0.2220	-0.0810	0.2490	-0.0160	0.0060	-0.0730	1.0000	0.1140	-0.1420	-0.1430	0.3050	0.5210	0.0010	0.5490
18	-0.1190	-0.3740	-0.1810	-0.1680	-0.1050	0.2290	0.1140	1.0000	0.6370	0.6080	-0.0420	0.1290	0.0010	0.6430
19	-0.0870	0.2930	0.0530	-0.0880	0.0080	0.0470	-0.1420	0.6370	1.0000	0.8550	-0.0650	-0.0660	0.0010	0.2450
20	-0.0930	0.3140	-0.0740	-0.1030	-0.0430	-0.1220	-0.1430	0.6080	0.8550	1.0000	-0.1010	-0.0340	0.0000	0.3990
21	0.9740	0.0520	0.5310	0.6610	0.8470	-0.2790	0.3050	-0.0420	-0.0650	-0.1010	1.0000	0.2210	0.0020	0.2600
22	0.2450	-0.0510	0.4130	0.0840	0.2820	0.5340	0.5210	0.1290	-0.0660	-0.0340	0.2210	1.0000	0.0010	0.3900
23	0.0010	0.0030	0.0000	0.0000	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0010	0.0000	0.0020	0.0010	1.0000	0.0040
24	0.1660	-0.2770	-0.1480	-0.1340	-0.0670	-0.0120	0.5490	0.6430	0.2450	0.3990	0.2600	0.3900	0.0040	1.0000

1.-	Cloruros
2.-	Sulfatos
3.-	Bicarbonatos
4.-	Nitratos
5.-	Sodio
6.-	Potasio
7.-	Calcio
8.-	Magnesio
9.-	pH
10.-	Temperatura
11.-	Conductividad
12.-	Sílice
13.-	Nitritos
14.-	Fluoruros
15.-	Litio
16.-	Hierro
17.-	Manganeso
18.-	Níquel
19.-	Cobre
20.-	Cinc
21.-	Plomo
22.-	Plata
23.-	Cobalto
24.-	Cromo

Cuadro 25 b.- Matriz de coeficientes de correlación obtenida para las variables físico-químicas, que fueron consideradas en el muestreo, de análisis completos, de Marzo de 1984.

- Cluster de casos (correlación y distancia)
- Septiembre de 1983 (red de puntos comunes)

En la figura 117 pueden observarse los dos dendrogramas del tratamiento cluster de casos realizados, de los que uno corresponde a coeficientes de correlación (superior) y el otro a distancias.

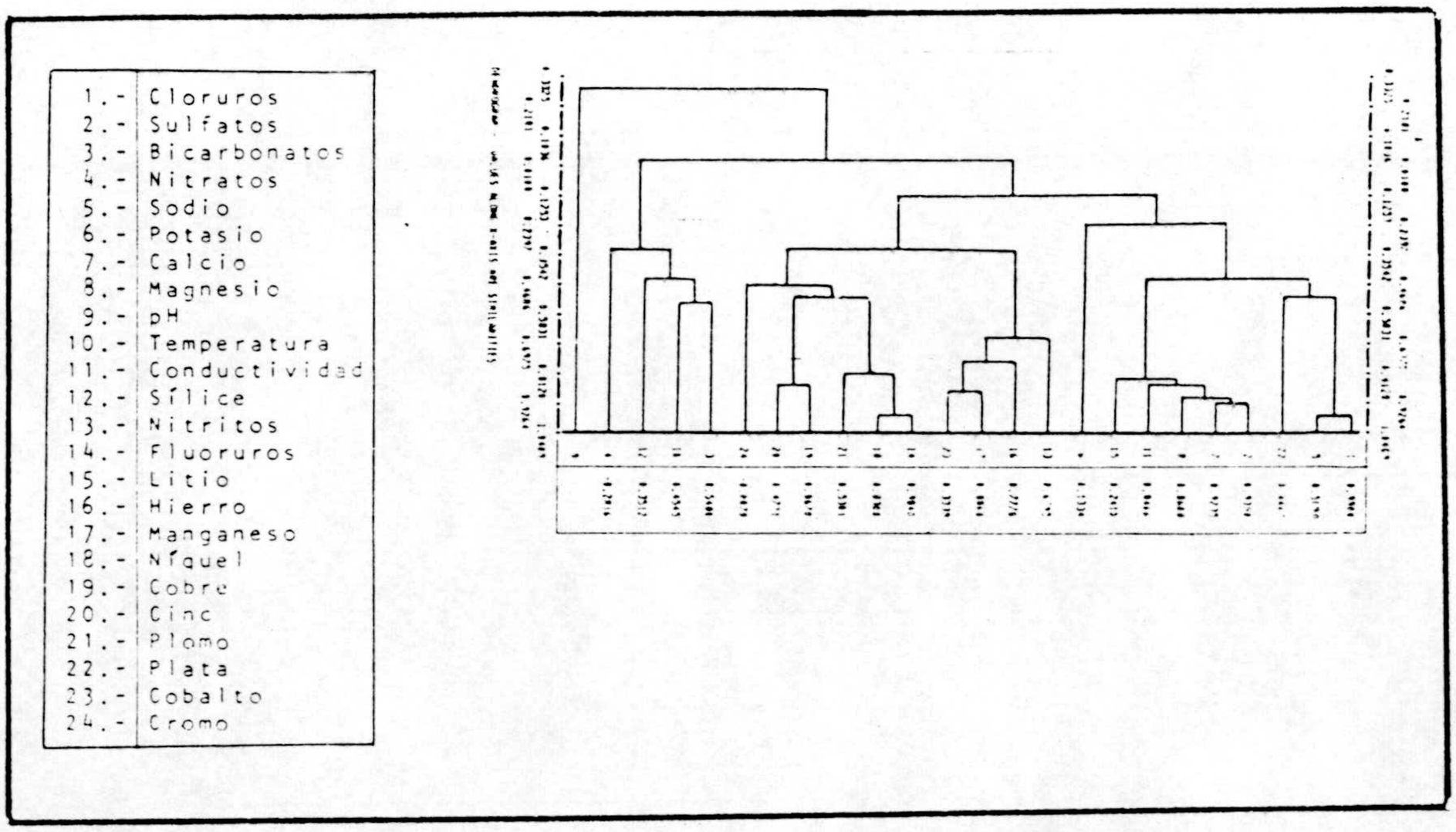
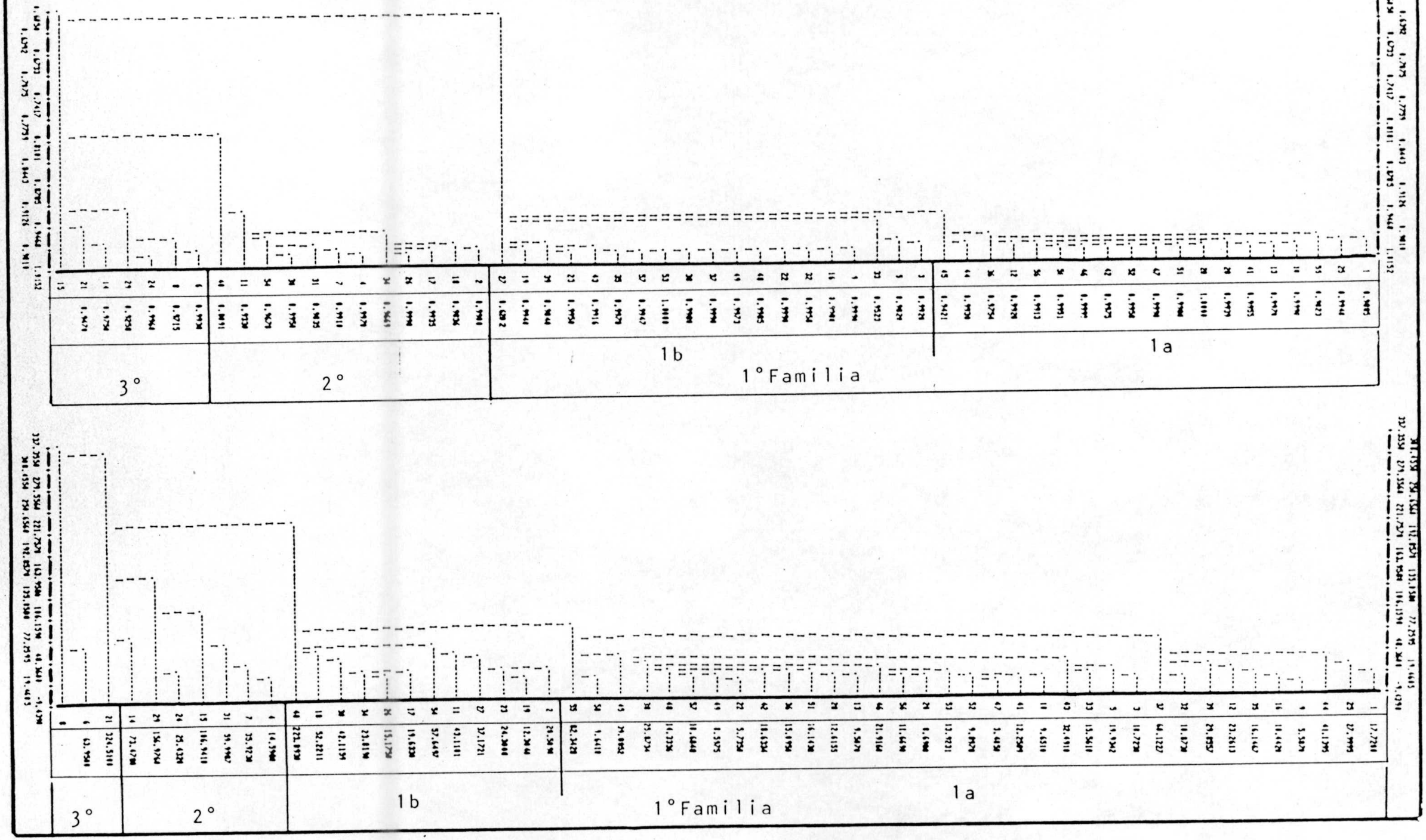


Figura 116 b.- Dendrograma de variables, según correlación (análisis cluster), para el muestreo analítico de Marzo de 1984 (análisis completos de aguas subterráneas y superficiales).

Es destacable la gran similitud en la correspondencia de los puntos de agua de uno a otro, lo que evidencia que los muy correlacionados, con respecto a los contenidos de los distintos constituyentes, se encuentran, a su vez, a muy poca distancia. En ambos dendrogramas se han diferenciado tres familias o agrupaciones de puntos de agua. La primera, dividida en dos subgrupos de escasas diferencias significativas, reune a la mayor parte de los puntos de agua del acuífero, entre los que podría considerarse incluido el punto con análisis medio. Por el contrario, las familias segunda y tercera agrupan a los puntos de agua con análisis anómalos, los cuales se hallan unidos a gran distancia con los de la familia anterior. Según la numeración

Figura 117.- Dendrogramas de casos, según correlación y distancia (análisis cluster), para el muestreo analítico de Septiembre de 1983 (red de puntos comunes).



de los mismos (que corresponde a la de orden, ver anexo V.2), los puntos incluidos en las mismas están situados en los sectores más salinos de, Aeropuerto-Romilla, Sierra Elvira-Alitaje y Pulianas-Maracena. También se localizan, algunos de ellos, en el de Valderrubio, para el que la caracterización hidroquímica debe de estar descorrelacionada con la del resto de los sectores "no salinos" (en esta línea respondió también el tratamiento de análisis factorial, que fué discutido en el epígrafe anterior).

Los puntos de agua que presentan mayores diferencias, en correlación y distancia, con los de la media poblacional, son los correspondientes a los números 5025, 5052, 5066, 5086, 6030, 6035, 6135, 7018, 7116 y 7133.

En los anexos VI.1.1 y VI.1.2, se presentan las matrices de coeficientes de correlación y de distancias obtenidas para los 57 puntos de agua del muestreo considerado, lo que eventualmente, y de forma ideal, permitiría acceder a la caracterización hidroquímica de cualquier punto, a partir del más cercano a él en correlación y distancia.

3. AGUAS DE SUPERFICIE

En este apartado se hace referencia al quimismo de las aguas de superficie, las cuales están intimamente ligadas a las subterráneas, como ya tuvimos ocasión de comentar en el epígrafe 4.4 del capítulo III, correspondiente a la relación acuífero-cauces de superficie, relación que quedó reflejada cuantitativamente en el apartado de balance hídrico (6, del mismo capítulo).

Haciendo uso de los valores de balance allí obtenidos, quizás sea interesante recordar que la infiltración de las aguas de superficie constituye la principal fuente de alimentación del acuífero, en base a unos aportes medios anuales, de 141 Hm^3, lo que supone el 77 % de las entradas al mismo. De ahí la necesidad y conveniencia de conocer el quimismo de estas aguas.

A partir de los porcentajes de aportación de los diferentes ríos y canales, a la infiltración del total de las escorrentías de superficie (epígrafe 6.1.1 del capítulo III) y del análisis medio calculado para cada uno de ellos, se ha obtenido la composición media teórica del agua infiltrada. En el cuadro 26 es comparada con la correspondiente a las aguas del acuífero y a la de las superficiales y subterráneas excedentes (canalizadas por el río Genil en Láchar).

Es de destacar que, para todas las determinaciones consideradas, a excepción del potasio, nitritos, fluoruros y pH, los contenidos medios de las aguas del acuífero son superiores. Esto es debido, fundamentalmente, a procesos de enriquecimiento salino por retorno de regadíos (epígrafe 2.6.3 del capítulo VI), y a la no consideración de una partida de aguas, que aunque son minoritarias, por su alto contenido iónico, desplazan notablemente los contenidos medios. Entre ellas se encuentran las superficiales y subterráneas, a las que se ligan los sectores afectados por la "polución natural" (epígrafe 8.2 del capítulo VI).

DETERMINACIONES	AGUAS INFILTRADAS	AGUAS ACUIFERO	AGUAS EXCEDENTES
Cloruros	34	57	94
Sulfatos	142	282	363
Bicarbonatos	242	374	371
Nitratos	8,7	39,8	14,2
Sodio	25	39	61
Potasio	4,0	3,7	10,0
Calcio	87	138	166
Magnesio	27	57	44
pH	7,7	7,2	7,2
Temperatura	-	15,9	-
Conductividad	677	1.081	1.285
Sólidos disueltos	578	1.005	1.143
Sílice	8,1	12,9	13,0
Nitritos	0,26	<0,05	6,00
Fluoruros	0,53	0,46	0,59
Facies	B.C.	B.C.	S.C.

Cuadro 26.- Análisis físico-químicos medios de las aguas de infiltración de escorrentías, del acuífero, y de las excedentes en Láchar (valores en mg/l, excepto conductividad, en µmhos/cm, temperatura, en °C y pH).

La explotación de parte de los datos de este cuadro se hace en el epígrafe 2.6.3 del capítulo VI, referente a la concentración salina por retorno de regadíos.

A continuación tratamos, muy someramente, de las características físico-químicas de las aguas de los principales ríos (en su caso arroyos) y canales, que acceden a La Vega de Granada, y que corresponden a los ríos (y arroyos): Genil, Monachil, Dílar, Aguas Blancas, Darro, Beiro, Juncaril, Cubillas (y Colomera), Velillos y Salado, y a los canales (de riego y abastecimiento) de: Cacín, Albolote y Aynadamar.

3.1. RIOS

Ha sido muy escaso el material bibliográfico y de información recopilado, que ha hecho referencia al quimismo de los ríos y canales considerados. A este respecto, sólo son de destacar los trabajos de: PULIDO BOSCH (1979) y AGUILAR et al. (1980), relativos a los ríos Genil, Monachil y Dílar, y el de ROPERO (1981), sobre los ríos Genil, Monachil, Dílar y Aguas Blancas, aparte de los análisis periódicos de la Comisaría de Aguas del Guadalquivir, de los ríos Genil y Cubillas (embalse de Cubillas).

Aunque la información analítica contenida en estos trabajos, fué consultada oportunamente, creimos conveniente no entrar en su comparación y discusión, junto a la obtenida en este trabajo de investigación.

De todos es conocida la dificultad que entraña la valoración conjunta de análisis realizados con técnicas distintas y tomados en épocas y sectores diferentes (a raiz de la variabilidad físico-química, temporal y espacial, que poseen las aguas de superficie).

Las determinaciones físico-químicas habituales, "medias", y el porcentaje de representatividad en la infiltración al acuífero, para cada uno de los cauces de superficie considerados, aparecen reflejadas en el cuadro 27. En él se muestran ordenados, por salinidades, las aguas de los principales ríos y canales que acceden a La Vega de Granada.

Algunos constituyentes metálicos minoritarios y traza , también fueron determinados, en base a los análisis efectuados para la campaña de Marzo de 1984. Los resultados obtenidos pueden observarse en el cuadro 28.

Los contenidos "medios" reflejados en los cuadros referidos, deben de considerarse como aproximativos, y en cualquier caso, con bastante precaución, ya que han sido obtenidos con los análisis de Sep-

RIOS Y CANALES	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Dílar	7	6	41	177	2,0	6	1,0	44	17	8,2	351	299	5,2	0,0	0,15	B.C.
Monachil	8	6	81	177	11,5	6	1,2	65	15	8,1	402	369	5,8	0,0	0,80	B.C.
Genil	32	13	76	196	5,5	13	4,3	55	15	7,5	449	387	8,6	0,49	0,70	B.C.
Darro	4	9	37	311	13,3	6	1,7	64	25	8,1	476	472	4,2	0,04	0,35	B.C.
C. de Albolote	4	14	132	249	5,8	7	1,1	78	33	8,1	589	527	6,5	0,0	0,38	B.C.
Aguas Blancas	11	12	107	287	2,7	9	3,2	72	37	8,0	650	540	9,8	0,0	0,43	B.C.
Cubillas	18	55	185	314	14,8	37	4,4	123	29	7,8	848	773	9,5	0,24	0,42	B.C.
C. de Aynadamar	-	18	242	345	3,4	16	5,5	135	30	7,1	850	801	5,2	0,28	0,39	B.C.
Velillos	4	66	238	326	22,2	44	5,8	152	21	7,8	951	881	4,6	0,47	0,37	B.C.
C. de Cacín	5	34	388	246	2,4	27	5,3	147	48	7,7	1.048	902	3,5	0,0	0,43	S.C.
Salado		432	450	223	16,8	284	10,5	154	57	7,2	2.110	1.638	9,5	0,50	0,53	S.C.
Beiro	7	32	548	311	-	29	14,8	224	67	7,0	1.469	1.239	12,5	-	0,63	S.C.
Juncaril		72	508	192	3,5	77	4,7	128	71	6,3	1.527	1.145	17,9	5,75	-	S.C.

1.- Representatividad. 2.- Cloruros. 3.- Sulfatos. 4.- Bicarbonatos. 5.- Nitratos. 6.- Sodio. 7.- Potasio. 8.- Calcio. 9.- Magnesio. 10.- pH. 11.- Conductividad. 12.- Sólidos disueltos. 13.- Sílice. 14.- Nitritos. 15.- Fluoruros. 16.- Facies hidroquímica.

Cuadro 27.- Porcentajes de representatividad, en la infiltración de las aguas de superficie al acuífero, y principales características físico-químicas, de los ríos (arroyos) y canales considerados. Datos en mg/l (excepto conductividad en µmhos/cm y pH. Septiembre de 1983 y Marzo de 1984).

tiembre de 1983 y Marzo de 1984 (Genil, Aguas Blancas, Monachil, Dílar, Darro, c. de Cacín y c. de Albolote), entre los que hubo poca variabilidad, y, en algunos casos, con los de Marzo de 1984, solamente (Cubillas, Velillos, Beiro, Juncaril, Salado y c. de Aynadamar).

La obtención de las principales características físico-químicas medias de los mismos, no ha sido objeto de este estudio, que se ha centrado, básicamente, en las correspondientes a las aguas del acuífero. Para su consecución habría que haber dispuesto de series de análisis mensuales (junto a medidas de aforo) durante, al menos, varios

RIOS Y CANALES	Li^+	Fe	Mn	Ni	Cu	Zn	Pb	Ag	Co	Cr	Cd
Dílar	<0,01	0,15	0,03	<0,01	0,01	0,08	0,02	0,001	<0,01	<0,01	<0,01
Monachil	<0,01	0,31	<0,01	<0,01	0,02	0,06	0,02	<0,001	<0,01	<0,01	<0,01
Genil	0,01	0,14	0,01	0,01	<0,01	0,03	0,01	<0,001	<0,01	<0,01	<0,01
Darro				sin		análisis					
C. de Albolote				sin		análisis					
Aguas Blancas	0,01	0,21	0,02	<0,01	0,01	0,02	0,02	0,001	<0,01	<0,01	<0,01
Cubillas				sin		análisis					
C. de Aynadamar				sin		análisis					
Velillos	0,03	0,59	0,07	0,01	0,02	0,02	0,05	0,004	0,01	0,01	<0,01
C. de Cacín				sin		análisis					
Juncaril	-	0,47	0,03	0,32	0,14	1,20	0,21	0,003	0,01	0,02	0,01
Beiro	0,02	1,71	0,36	0,02	0,04	0,08	0,07	0,009	0,02	0,02	0,01
Salado	0,15	0,34	0,03	0,02	0,03	0,11	0,06	0,012	0,01	0,01	0,01

Cuadro 28.- Valores de algunos constituyentes minoritarios y traza determinados en los cauces de superficie considerados (cifras en mg/l. Marzo de 1984).

años, dada la gran variabilidad físico-química, intra e interanual, que estos cursos superficiales poseen (la cual está directamente relacionada con la foronómica).

Aclarado este importante aspecto, pasamos a comentar, rápidamente, la caracterización físico-química hallada para los ríos considerados.

Una primera clasificación de los mismos puede obtenerse a partir de sus contenidos salinos, expresados por la conductividad. Atendiendo a este criterio son diferenciables los siguientes grupos:

a) Ríos procedentes del drenaje, de materiales esquistosos y dolomíticos, de La Zona Bética (conductividad media menor de 450 µmhos/cm)

- Dílar (351)
- Monachil (402)
- Genil (449)

b) Ríos procedentes del drenaje, de materiales fundamentalmente dolomíticos, de La Zona Bética (conductividad media de 450 a 700 µmhos/cm)

- Darro (476)
- Aguas Blancas (650)

c) Ríos procedentes del drenaje, de materiales fundamentalmente carbonatados, de La Zona Subbética (conductividad media de 700 a 1.000 µmhos/cm)

- Cubillas (y Colomera) (848)
- Velillos (951)

d) Ríos (y arroyos) procedentes del drenaje, de materiales limomargosos (Mioceno), de La Depresión de Granada (conductividad media de 1.000 a 3.000 µmhos/cm)

- Beiro (1.469)
- Juncaril (1.527)
- Salado (2.110)
- Otros

Este grupo se caracteriza, además, por poseer facies sulfatadas cálcicas, que para los anteriores eran bicarbonatadas.

Sobre esta primera clasificación de los ríos, atendiendo a su salinidad, mostramos un especial interés por los pertenecientes a los grupos a y b (ríos de "cabecera"; Genil, Aguas Blancas, Monachil, Dílar y Darro), los cuales suponen el 62 % del total de las aportaciones que, por el concepto de infiltración de las escorrentías de superficie, alimentan al acuífero. Con independencia de su aportación mayoritaria, presentan, además, el interés de que ésta se produce en el sector de "cabecera" del acuífero (sector más oriental).

En estos ríos se realizó un doble muestreo, en los meses de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984, representativos de drenaje de aguas, superficiales y subterráneas, y superficiales (aguas de precipitación y de fusión de nieve), respectivamente.

Con los análisis obtenidos, para dichos muestreos, se elaboraron los diagramas hidroquímicos de barras de las figuras 118 y 119. A partir de ellos pueden obtenerse las siguientes consideraciones:

a) Septiembre de 1983

- Ordenamiento de menor a mayor contenido salino (para la mayor parte de las determinaciones realizadas) del agua de los ríos: Dílar, Monachil, Darro, Genil y Aguas Blancas.
- Anomalía positiva destacable, respecto a la ordenación anterior, para los contenidos en nitratos del agua de los ríos Monachil (contaminación de la urbanización "Solynieve") y Genil (contaminación de Pinos Genil).

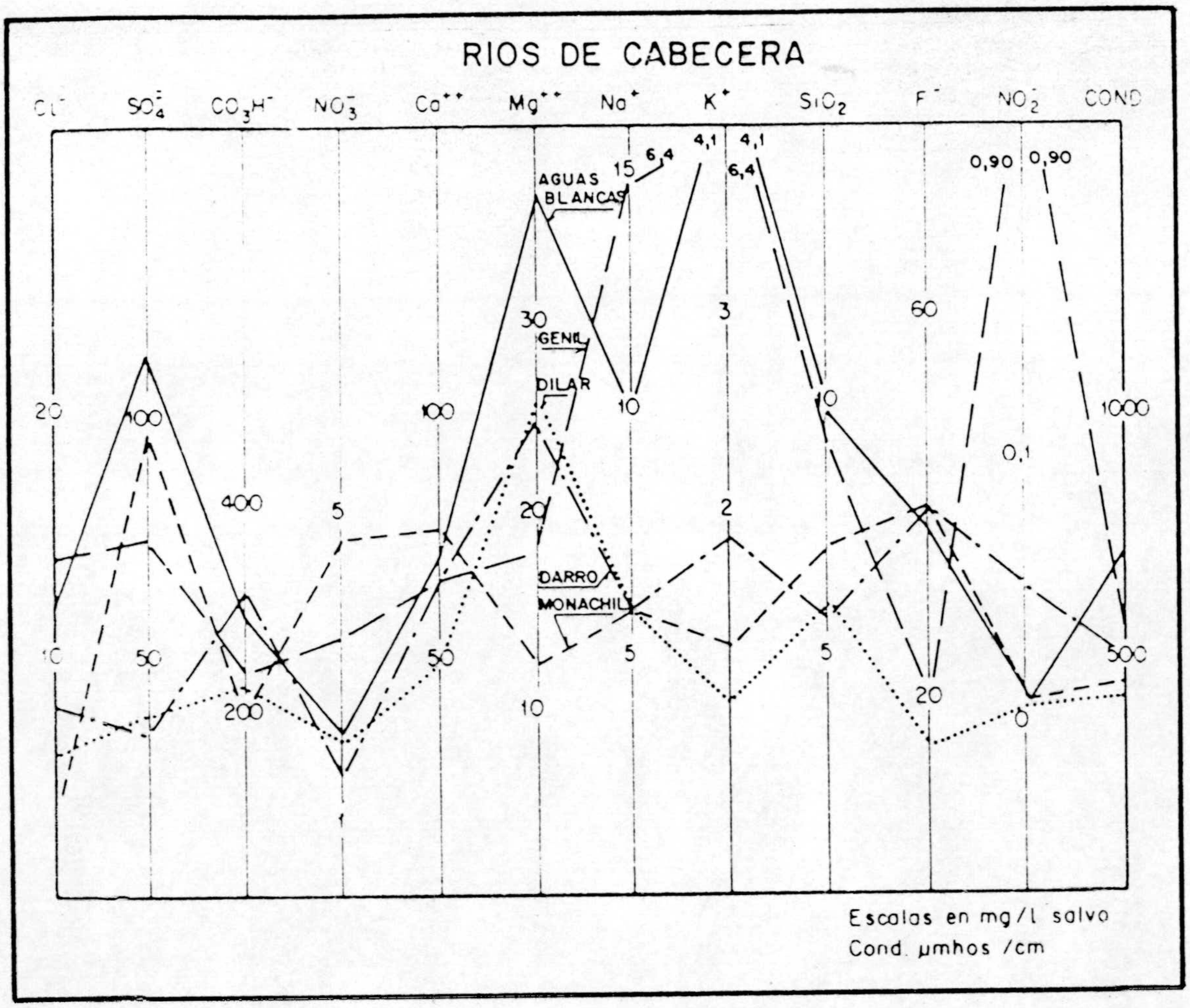


Figura 118.- Diagrama hidroquímico de "barras" para los principales ríos de alimentación del acuífero de La Vega de Granada. Septiembre de 1983 (puntos de muestreo en mapa de la figura 61).

- Idem para el contenido en magnesio del agua del río Dílar (en contraposición con el bajo valor obtenido para el río Genil).
- Idem para los contenidos en fluoruros del agua de los ríos Monachil y Darro.
- Idem para los contenidos en nitritos del agua de los ríos Genil (contaminación de Pinos Genil) y Darro.
- Son destacables, asimismo, los altos contenidos relativos hallados para el magnesio del agua de los ríos Aguas Blancas, Dílar y Darro; y de sodio, potasio y sílice de la de los ríos Aguas Blancas y Genil.

- Comportamiento físico-químico similar del agua de los ríos Dílar, Monachil y Darro, frente a la de los ríos Genil y Aguas Blancas.

b) Marzo de 1984

- Ordenamiento de menor a mayor contenido salino (para la mayor parte de las determinaciones realizadas) del agua de los ríos: Dílar, Monachil, Genil, Darro y Aguas Blancas.

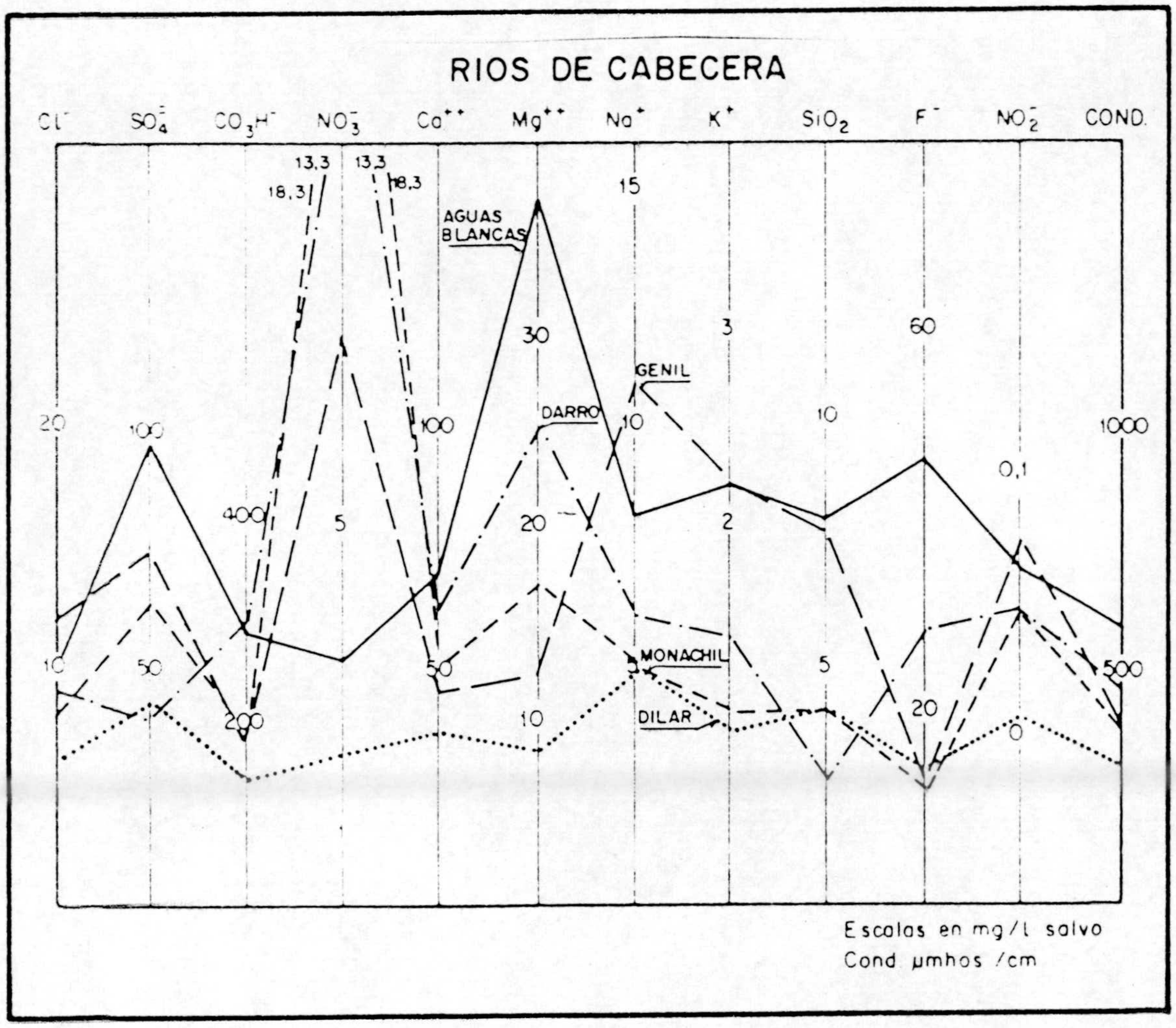


Figura 119.- Diagrama hidroquímico de "barras" para los principales ríos de alimentación del acuífero de La Vega de Granada. Marzo de 1984. (puntos de muestreo en mapa de la figura 63).

- Anomalía positiva destacable, respecto a la ordenación anterior, para los contenidos en nitratos del agua de los ríos: Monachil, Darro y Genil.
- Son destacables, también, los altos contenidos relativos en magnesio, del agua de los ríos Aguas Blancas y Darro (en esta campaña fué bajo el contenido hallado en el río Dílar); de sodio, potasio y sílice, para las del río Aguas Blancas y Genil; y de fluoruros, para las del Aguas Blancas y Darro.
- Comportamiento físico-químico similar del agua de los ríos Dílar y Monachil, frente a la de los ríos Genil, Darro y Aguas Blancas.

Como conclusión, puede significarse que las aguas de los ríos Dílar y Monachil presentan un similar comportamiento físico-químico, con diferencias salinas positivas, apreciables, en las aguas del río Monachil, para los sulfatos, nitratos, calcio y fluoruros. Otro grupo de características similares, estaría compuesto por los ríos Aguas Blancas y Darro (con comportamiento intermedio del río Genil). Este último grupo se diferencia del anterior por sus mayores contenidos en cloruros, bicarbonatos, sodio y potasio (excepción Darro), calcio y magnesio (excepción Genil). Esto puede interpretarse como una mayor preponderancia, en estos últimos, de los procesos de disolución de dolomías y de aporte de sales cloruradas.

Aseveran estas deducciones los tratamientos matemáticos tipo "cluster" (entre ríos), realizados al efecto, los cuales reflejan correlaciones cruzadas muy altas, con coeficientes de correlación de 0,98 a 1, no válidas para su diferenciación, y "distancias" crecientes en el sentido Dílar-Monachil-Genil-Darro-Aguas Blancas, claramente discriminantes.

En cuanto a las variaciones estacionales de quimismo, Septiembre-Marzo, para el agua de los ríos considerados, son destacables contenidos más altos en la conductividad, y en casi todos los iones (excepto para los nitratos y nitritos), en los análisis de Septiembre. Esta di-

ferencia de salinidad, con respecto a los análisis de Marzo, presenta los siguientes porcentajes de variación: 49 % - río Genil, 43 % - río Dílar, 27 % - río Monachil, 24 % - río Aguas Blancas y 13 % - río Darro.

Los incrementos porcentuales referidos, sirven, también,para clasificar a estos ríos. Así, los más variables son los de régimen más torrencial (nivales) y, dentro de ellos, los que tienen menos regulación hidrogeológica, es decir los ríos Genil, Dílar y Monachil, por este orden, lo cual es consecuencia directa de su mayor variabilidad foronómica. En el extremo opuesto estaría el río Darro, no nival y de gran regulación hidrogeológica. El río Aguas Blancas no sería claramente clasificable, debido a su regulación antrópica por el embalse de Quéntar, aunque en buena lógica debe tener un comportamiento intermedio entre el del río Darro y el del resto de los ríos de Sierra Nevada (Genil, Dílar y Monachil).

Información complementaria puede obtenerse de las tablas analíticas correspondientes, en el anexo V.2, donde, además, se han señalado (con una cruz normalmente) las determinaciones que sobrepasan los límites máximos admitidos para el consumo humano, por la Reglamentación española. A este respecto, en el epígrafe 2.1.3 del capítulo VII, es tratado monográficamente el tema de la potabilidad química (según el C.A.E.) de los cursos de superficie considerados.

Asimismo, en el epígrafe 5.3, del presente capítulo, se hace referencia a la composición química, especial, del arroyo de Juncaril (aguas residuales industriales).

Por último, algunas particularidades del quimismo del agua de los ríos considerados, acerca de posibles contaminaciones orgánicas, por vertidos líquidos urbanos, son resaltadas en el apartado 4 de este mismo capítulo.

3.2. CANALES

Los canales de riego y abastecimiento, cuyas características hidroquímicas han sido determinadas, corresponden a los de Cacín, Albolote y Aynadamar.

Su importancia en el contexto de La Vega de Granada se basa en su contribución a la infiltración total de las aguas de escorrentía superficial, con un 9 % y, fundamentalmente, en servir de fuente de abastecimiento a numerosas poblaciones (Albolote, Atarfe, Cijuela, Láchar, Pinos Puente...).

Las características físico-químicas medias se han determinado con los análisis de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984 (excepto para el canal de Aynadamar, con sólo el análisis de Marzo de 1984), entre los que ha habido poca variación. La explicación hay que buscarla en la gran regulación de sus aguas de origen (embalse de Los Bermejales, para el canal de Cacín, y acuífero de Sierra Arana, para el de Albolote). Los valores analíticos medios se encuentran recogidos en el cuadro 27, junto a los del resto de las aguas de superficie, en cuyo contexto global deben de considerarse. No se han realizado análisis de constituyentes metálicos minoritarios y traza.

De acuerdo con su caracterización físico-química cabe distinguir, por un lado, a las aguas, relativamente poco salinas, de los canales de Albolote y Aynadamar (conductividad en origen inferior a 750 μmhos/cm) y facies bicarbonatada cálcica (procedentes del drenaje de calizas y dolomías Béticas y Subbéticas), de las del canal de Cacín, de salinidad media (conductividad inferior a 1.200 μmhos/cm) y facies sulfatada cálcica (procedentes del embalse de Los Bermejales).

Por lo que respecta a la calidad para consumo humano, la cual es tratada con más detalle en el epígrafe 2.1.3 del capítulo VII, decir que, de acuerdo con la Reglamentación española, las aguas de los canales de Cacín y Albolote son potables, mientras que las del canal de Aynadamar son impotables, por su evidente contaminación orgánica, posiblemente fecal.

4. AGUAS RESIDUALES URBANAS

4.1. EL PROBLEMA DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS

Se denomina agua residual urbana a aquella que, una vez satisfecho el servicio doméstico, comercial, de servicios, industrial, etc. correspondiente, es recogida por el sistema de saneamiento y alcantarillado urbano y evacuada a través de cualquier colector general. La realidad ha puesto de manifiesto que, aproximadamente, un 80 % del agua de abastecimiento, pasa a la red de saneamiento correspondiente.

Los vertidos de estas aguas residuales urbanas van a parar, la mayor parte de las veces, sin ningún tipo de tratamiento de depuración previo, a cauces y acuíferos, lo que está creando un problema medio-ambiental-sanitario de gran trascendencia. Esta problemática es, en gran parte, similar a la que plantean los otros vertidos residuales urbanos, los sólidos, que serán tratados en el epígrafe 7 de este mismo capítulo.

Cuando el vertido es directo, y no va precedido de ningún tipo de tratamiento de depuración, son la digestión aerobia y la filtración y absorción a través del terreno, las encargadas de proporcionarlo. No obstante, la imposibilidad de autodepuración de los cauces de superficie, excesivamente contaminados, o la filtración a través de tramos de terreno poco potentes, antes de llegar al nivel piezométrico, condicionan el que la contaminación orgánica de los recursos hídricos sea un hecho real y difícilmente reparable.

El peligro es grande, si se considera que la afección a la calidad es, fundamentalmente, microbiológica, lo que ha sido (y aún es) origen de gran número de epidemias, algunas históricas por el alto número de víctimas que produjeron.

Desgraciadamente, son mayoría los núcleos urbanos que "eliminan" sus aguas residuales urbanas a través del vertido directo, a acuíferos y cauces de superficie, sin mediar, ni siquiera, una etapa de tratamiento primario de decantación física. Ha favorecido desde siempre

esta práctica, además de su mínimo coste, la rentabilidad que de su aplicación a la agricultura se obtenía. No hay que olvidar que la composición de muchas de estas aguas, ricas en materia orgánica y en elementos nutrientes, como son el nitrógeno y el fósforo, favorece el crecimiento vegetal, sin el costo adicional que supone el suministro de fertilizantes. Además, dicho sea de paso, han servido de recarga a muchos acuíferos, en áreas con notables deficiencias hídricas.

No obstante, y a pesar de todo lo comentado, esta práctica atenta claramente contra la salud pública, ya que además de la posibilidad de contaminar recursos hídricos, fuente de próximos abastecimientos, crea problemas de afecciones sanitarias, por deficiencias en el lavado de los productos de "huerta", regados con estos vertidos residuales.

La composición de las aguas residuales urbanas no tratadas, es muy variable de unas poblaciones a otras y, aún dentro de ellas mismas, a lo largo del año y del día. No hay que olvidar que un agua residual es el resultado de un conjunto de mezclas, de aguas procedentes del desecho de diversas actividades, las cuales varían su proporcionalidad según el tipo de población, la hora, el día...

No obstante, se han realizado estudios tendentes a evaluar, de forma aproximada, el incremento composicional medio, que a un agua de abastecimiento cualesquiera, le infiere su uso urbano más frecuente (en el que no se considera el industrial). Bajo esta premisa, se calcula que el uso urbano incrementa la salinidad del agua de abastecimiento, de 200 a 400 mg/l.

La American Chemical Society (1969), llega más lejos, al desglosar dicho incremento entre el correspondiente a los iones más usuales presentes en el agua. Una relación detallada de dichos incrementos, es la que puede observarse en el cuadro 29.

CONSTITUYENTE	INCREMENTO MEDIO (mg/l)
Sulfatos	30
Bicarbonatos	100
Cloruros	75
Nitratos	10
Calcio	15
Magnesio	7
Sodio	70
Potasio	10
Sílice	15
Fosfatos	25
Nitritos	1
Amonio	20

Cuadro 29.- Incremento medio de la concentración de los principales constituyentes químicos del agua, tras su uso urbano (según La American Chemical Society, 1969).

Los mayores incrementos iónicos son los que corresponden a los bicarbonatos, cloruros, sodio, sulfatos, fosfatos y amonio. No obstante, el mayor cambio composicional, no reflejado en el cuadro 29, es el que se liga al extraordinario incremento en materia orgánica y sólidos en suspensión. Asociada a la materia orgánica se presenta, también, una variada y abundante flora y fauna microbiana, principal motivo de alarma, desde el punto de vista sanitario, de la contaminación que producen las aguas residuales urbanas.

Según FOSTER y ENGELBRECHT (1973), los principales grupos de microorganismos patógenos, presentes en las aguas residuales urbanas, son los correspondientes a las bacterias, protozoos, parásitos helmintoides y virus, dentro de los cuales, algunos de los más importantes son los que se relacionan a continuación:

1) Bacterias

   Salmonella
   Shigella
   Mycobacterium

2) Protozoos

   Entamoeba histolítica
   Naegleria

3) Parásitos helmintoides

Ascaris
Ancylostoma
Necator
Taenia
Trichuris

En cuanto a los tratamientos de depuración, a que puede verse sometida un agua residual urbana, el más simple, denominado primario, consiste en una decantación física de la materia en suspensión más grosera. Gracias a este sencillo proceso se puede eliminar el 50 % de los sólidos en suspensión y el 90 % de los sólidos decantables. La materia orgánica puede reducirse en un 35 %. Por el contrario, las sales inorgánicas disueltas no sufren apenas modificación.

El tratamiento secundario, que va siempre precedido de uno de tipo primario, consiste, fundamentalmente, en una purificación biológica, en la que los agentes de tratamiento son microorganismos que, en un régimen fuertemente aerobio, consumen la materia orgánica contenida en el agua residual. En condiciones óptimas se puede eliminar hasta un 90 % de la materia orgánica y reducir en un 85 % la cantidad de sólidos en suspensión. También se elimina parte del nitrógeno y del fósforo, y prácticamente nada del resto de los constituyentes inorgánicos presentes.

El proceso de tratamiento se suele completar con una operación de desinfección, que, habitualmente, consiste en una adición de cloro. En cualquier caso, ciertos microorganismos patógenos, entre los que se encuentran, fundamentalmente, los virus, pueden sobrevivir a la misma.

4.2. LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS EN LA VEGA DE GRANADA. LABOR REALIZADA

Aunque la problemática medio-ambiental-sanitaria que se deriva

de la afección de las aguas residuales urbanas, interesa a una gran parte de los acuíferos y ríos españoles, es notoria una falta de estudios de impacto al respecto, como son los de GARCIA (1979), MARTINEZ ALFARO y OCTAVIO DE TOLEDO (1981), VILLAROYA (1981)...

En La Vega de Granada, donde el tema de las aguas residuales urbanas es una pieza muy a tener en cuenta en la caracterización de la calidad, para consumo humano, de las aguas del acuífero, no se ha realizado ningún estudio de impacto al respecto. No obstante, cabe citar los trabajos, sobre las aguas residuales urbanas, de ESTEBAN et al. (1971) y de VAN ENGERS et al. (1972), que no llegan a profundizar en el estudio de las mismas.

La problemática que plantean estas aguas, en La Vega de Granada, hubiera merecido un detenido estudio, quizás poco justificado ahora, cuando precisamente parece que está cercana la entrada en funcionamiento de dos importantes estaciones depuradoras. Hay que tener en cuenta que, relacionada muy directamente con La Vega de Granada, hay, en la actualidad, una población asentada de más de 370.000 habitantes, la cual genera un volumen anual de aguas residuales superior a los 17 Hm^3. De este volumen, que es evacuado sin ningún tipo de tratamiento, sólo un 20 %, aproximadamente, abandona La Vega de Granada, a través del río Genil. El 80 % restante se infiltra a lo largo de su recorrido por las acequias o en las parcelas y hazas de cultivo, tras su aplicación al regadío.

Dentro de este panorama de afección, Granada capital posee un porcentaje de participación del 77 %, producto del volumen de aguas residuales generadas por su población habitual, de más de 280.000 habitantes. En este sentido, y al igual que para los residuos sólidos urbanos (apartado 7), fue objetivo prioritario conocer la situación, cantidad y calidad, de los vertidos de Granada capital, como parte principal de los que afectan la integridad medio-ambiental de las aguas de La Vega de Granada.

El primer paso seguido fue el de conocer la red de saneamiento, para sobre la misma ubicar la adecuada red de control analítico, que nos permitiera acceder al conocimiento más general posible del quimismo de estas aguas residuales. La información fué obtenida gracias a la gentileza de la Empresa Municipal de Abastecimiento y Saneamiento de Granada, S.A. (EMASAGRA), de la Oficina de Urbanismo del Excmo. Ayuntamiento de Granada y de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir.

La red de saneamiento de Granada capital, procede, en su mayor parte, del año 1928, y tiene una longitud próxima a los 400 km. Las pérdidas, que se desconocen, se suponen elevadas, aunque los peligros de interconexión con la red de abastecimiento, están minimizados, por la alta presión de distribución a que está sometida el agua de suministro.

La actual red de saneamiento deja prácticamente sin servicio, por vertido directo, a los ríos Darro, Genil y Monachil (salvo en su tramo final), a los que en otros tiempos iban a parar gran número de colectores. No ocurre lo mismo con el río Beiro, que sigue utilizándose como un colector más. Esta red puede observarse, muy simplificada, en la figura 120 (elaborada a partir de la información y documentación que nos fue suministrada por EMASAGRA y Excmo. Ayuntamiento de Granada).

La mayor parte de las "aguas negras" (un 80 % del total), son evacuadas a través del denominado, colector de cintura, que va a desembocar a la acequia Gorda del Genil, sobre "La Torrecilla", en el camino de Purchil. Colectores relativamente importantes, también, son: el ramal de La Chana (acequia Gorda), el ramal del Cañaveral (río Beiro) y el colector de la margen izquierda del río Genil (río Monachil). En cualquier caso, la acequia Gorda, que circunscribe periféricamente al casco de Granada capital por el Sur y Oeste, recibe a lo largo de su recorrido un gran número de ramales secundarios, que canalizan las aguas residuales de sectores muy localizados de la ciudad.

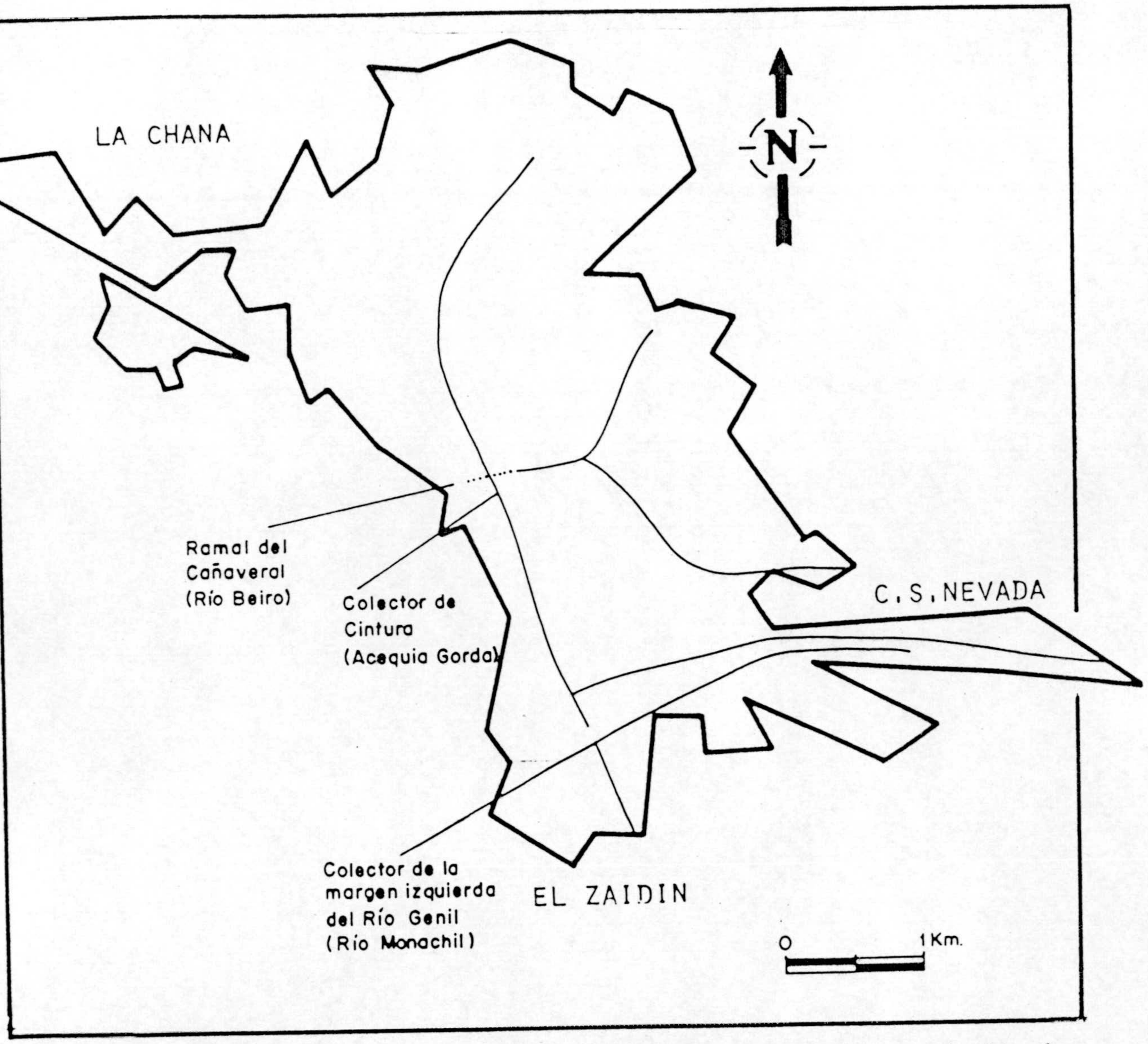


Figura 120.- Red de saneamiento principal de Granada capital (según información suministrada por EMASAGRA y Excmo. Ayuntamiento de Granada).

Con la información recopilada, se elaboró una red de control analítico adecuada que, a nivel de Granada capital, siguió la evolución, fundamentalmente, de la acequia Gorda del Genil (estaciones 2, 3, 4 y 5), y, también, del río Beiro (estaciones 2 y 3), río Monachil (estación 5), río Genil (estación 2) y acequia Tarramonta (estaciones 1 y 2).

Para las aguas residuales del resto de los municipios de La Vega de Granada, se completó el control con las demás estaciones que aparecen reflejadas en la red de control correspondiente, en la figura 66.

Una vez establecidos los puntos de control, que en total fueron 41, repartidos a lo largo de ocho cauces diferentes, se eligió la relación de parámetros físico-químicos a determinar de forma habitual, para caracterizar aceptablemente las aguas residuales correspondientes, siempre desde el punto de vista de su afección orgánica urbana. Los parámetros a determinar, que figuran en el cuadro 30, fueron: temperatura, pH, oxígeno disuelto, potencial redox, conductividad, fosfatos, nitratos, nitritos, amonio, nitrógeno total inorgánico, color, turbidez y sólidos decantables. Como se puede apreciar, se prestó un especial interés a las diferentes especies nitrogenadas, sobre las que, dada su mayor solubilidad, cabía esperar los primeros síntomas de afección en el acuífero.

Complementariamente, y sobre las estaciones más significativas de cada cauce, que fueron las número: 1, 3, 5 y 9 del río Genil, la 3 del río Monachil, la 4 del río Cubillas, la 3 de la acequia Gorda y la 3 de la acequia Tarramonta, se determinaron otros parámetros, como fueron los: cloruros, sulfatos, bicarbonatos, sodio, potasio, calcio, magnesio, conductividad, sílice y fluoruros (no se analizaron constituyentes minoritarios y traza).

El último problema surgió de la variabilidad tan extrema que, en caudal y composición, presentaban los cauces a muestrear, lo que exigía realizar los muestreos en horas no "puntas", de comportamiento intermedio, en cuanto a cantidad y calidad de los residuos evacuados.

Haciendo uso del trabajo de VAN ENGERS et al. (1972), se estimó que, de las 10 a las 12,30 de un día laborable, excluido el lunes, podrían ser las horas más idóneas. A este respecto, quiero manifestar la imprecisión de los valores que se vierten en texto y tablas, los

cuales necesariamente han de considerarse como aproximativos y nunca como valores medios, aunque se llega a estimar, incluso, el aporte anual de nitrógeno total inorgánico de cada uno de los cauces considerados.

En las estaciones 1 y 2 de las acequias Tarramonta y Gorda, respectivamente, se realizaron, no obstante, controles repetitivos a las 12 horas, es decir de las 22 a las 0,30, horas propias de máximos de caudal y de vertidos, a fin de evaluar, aproximadamente, la variabilidad existente, la cual sospechosamente no resultó ser demasiado apreciable.

Río o acequia y nº de estación	Hora	Q	T^a	pH	O_2	P.R-D.	Cond.	$PO_4^=$	NO_3^-	NO_2^-	NH_4^+	N.T.I.	Col.	Dep.	Turb.
GENIL 1	8.40	255	5	7.9	7.5	123	386	0.78	21.4	0.05	0.1	4.9	-	-	-
" 2	10.20	305	6	7.4	5.3	87	486	5.41	4.6	0.10	10.1	8.9	-	*	-
" 3	11.00	183	6	7.9	7.0	149	402	1.24	5.9	0.09	1.0	2.1	-	-	-
" 4	12.00	459	11	7.8	6.0	140	689	2.17	9.3	0.46	4.1	5.4	-	*	-
" 5	14.15	791	11	7.7	6.9	139	638	2.17	11.8	0.39	3.2	5.3	-	*	-
" 6	15.50	810	11	7.8	6.2	135	875	4.95	4.6	1.00	8.1	7.6	-	-	-
" 7	17.00	1005	14	7.5	4.4	173	892	1.24	16.0	0.20	1.8	5.1	-	-	-
" 8	16.20	1290	14	7.7	4.8	171	1104	1.24	17.9	0.23	1.6	5.4	-	-	-
" 9	17.40	4520	12	7.4	1.7	66	1345	0.78	20.7	2.30	5.0	9.2	*	*	*
MONACHIL 1	8.30	493	6	7.8	6.5	258	289	0.08	11.2	0.05	0.1	2.5	-	-	-
" 2	9.00	464	6	7.7	6.6	-	325	0.12	4.0	0.05	0.1	0.9	-	-	-
" 3	9.30	347	6	7.8	6.6	132	328	0.31	15.0	0.05	0.5	3.8	-	-	-
" 4	10.00	286	6	7.8	6.5	132	332	0.26	14.8	0.05	0.3	3.6	-	-	-
" 5	10.30	462	7	7.7	6.2	120	426	3.09	7.4	0.05	5.2	5.7	-	*	
DILAR 1	11.40	311	6	7.8	7.0	280	412	0.02	2.0	0.05	0.1	0.6	-	-	-
" 2	13.10	-	-	-	-	-	-	seco	-	-	-	-	-	-	-
" 3	14.20	158	13	7.6	6.1	134	290	0.96	5.3	0.15	1.4	2.3	-	-	-
" 4	13.30	177	13	7.5	7.7	240	284	0.45	11.2	0.09	0.2	2.7	-	-	-
BEIRO 1	12.10	99	7	7.3	7.8	160	1736	0.78	197.4	1.80	9.5	52.5	*		-
" 2	12.40	147	8	7.1	6.0	118	1812	1.24	240.0	4.60	15.8	67.8	*	*	*
" 3	13.40	306	12	7.9	1.8	41	1100	20.25	29.4	5.00	35.0	35.1	*	*	*
" 4	13.20	354	13	8.2	0.7	32	1300	31.84	37.2	13.00	51.0	51.6	*	*	*
CUBILLAS 1	15.40	178	11	7.2	3.9	35	1250	8.66	12.4	0.46	12.3	12.4	-	*	*
" 2	16.20	809	10	7.6	6.1	134	1233	1.70	21.4	0.51	2.8	7.2	-	-	-
" 3	16.50	2503	12	7.0	2.1	73	1524	0.78	20.7	3.00	6.0	10.2	*	*	*
" 4	17.20	3209	12	7.0	1.4	5	1425	0.31	15.6	3.15	5.0	8.3	*	*	*
VELILLOS 1	14.20	601	10	7.9	7.5	92	1250	1.52	21.4	0.60	0.4	5.3	-	-	-
TARRAMONTA 1	11.20	420	11	8.1	6.2	22	642	14.22	15.0	0.25	18.0	17.3	*	*	*
" 1 A	0.10	431	-	7.8	-	40	615	9.59	8.0	0.23	19.3	16.7	*	*	*
" 2	11.00	450	11	8.2	4.8	47	725	18.89	14.1	0.28	26.5	23.7	*	*	*
" 3	13.00	228	12	7.5	3.7	-	716	24.89	11.2	0.33	29.5	25.4	*	*	*
" 4	13.30	241	12	8.0	3.1	47	692	13.76	4.9	0.38	24.8	20.3	*	*	*
GORDA 1	9.10	746	5	7.9	7.5	120	259	0.31	3.9	0.05	0.1	1.0	-	-	-
" 2	9.30	629	8	7.7	5.9	41	452	2.63	2.1	0.19	7.3	6.2	-	*	*
" 2 A	0.40	629	-	7.5	-	101	595	2.63	13.7	0.16	2.8	5.3	-	*	*
" 3	10.00	795	10	8.2	4.3	66	616	13.30	12.2	0.23	24.3	21.5	*	*	*
" 4	11.30	801	10	8.1	4.5	87	610	10.98	13.1	0.21	22.0	20.0	*	*	*
" 5	12.00	463	11	-	3.7	127	750	14.22	35.7	1.50	29.5	31.3	*	*	*
" 6	12.45	521	14	8.8	1.9	32	1100	0.78	17.9	3.50	35.0	32.1	*	*	*

*Cuadro 30.- Parámetros físico-químicos ordinarios, que fueron determinados para todas las estaciones de la red de control de aguas residuales urbanas (datos en mg/l, salvo conductividad, en µmhos/cm, temperatura, en °C, potencial redox, en mv y pH. * positivo. Diciembre de 1983).*

En Diciembre de 1983 se realizó el primer muestreo de aguas residuales. En él se tomó muestra de agua en los 41 puntos de la red de control establecida, en las que se determinaron los parámetros prioritarios, cuyos valores aparecen recogidos en el cuadro 30.

Asimismo, se realizó análisis complementario del agua perteneciente a las estaciones más representativas por cauces, las cuales fueron citadas anteriormente. Los resultados analíticos hallados pueden observarse, igualmente, en el cuadro 31.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
GENIL 3	10	80	177	21,4	7	1,5	56	23	7,8	0,20
" 5	9	98	186	5,9	7	1,7	51	27	7,5	0,27
" 7	22	191	250	11,8	16	6,4	93	31	13,0	0,39
" 10	92	382	436	20,7	74	15,0	150	71	13,3	2,79
MONACHIL 5	14	90	195	7,4	20	4,0	48	23	9,0	0,39
CUBILLAS 4	107	360	528	15,6	74	30,5	166	61	24,0	4,50
GORDA 3	9	105	345	12,2	28	8,3	53	27	21,0	0,16
TARRAMONTA 3	-	98	-	11,2	-	-	-	-	17,5	0,16

Cuadro 31.- Parámetros físico-químicos complementarios, que fueron determinados para las estaciones de control más representativas (Datos en mg/l. Diciembre de 1983). 1: Cloruros. 2: Sulfatos. 3: Bicarbonatos. 4: Nitratos. 5: Sodio. 6: Potasio. 7: Calcio. 8: Magnesio. 9: Sílice. 10: Nitritos.

Por último, en Marzo de 1984, se realizó nuevamente análisis completo del agua en las mismas estaciones, siendo poco apreciables las diferencias obtenidas.

En la figura 121 se muestra un diagrama hidroquímico vertical, realizado para los cauces muestreados, con los análisis de Diciembre de 1983.

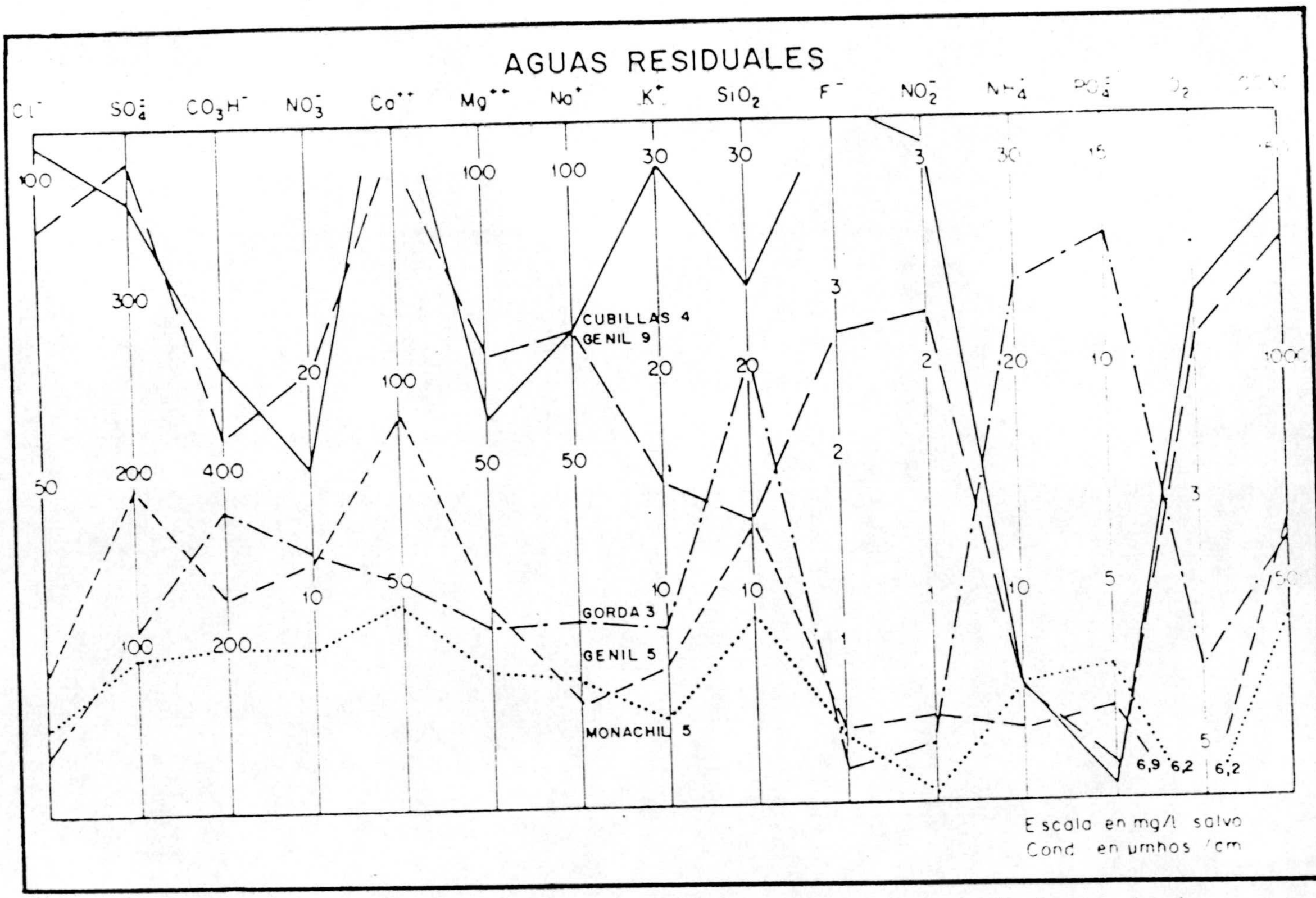


Figura 121.- Diagrama físico-químtco vertical, del agua de los principales cursos receptores de residuos líquidos urbanos (puntos de control en la figura 66. Diciembre de 1983).

4.3. EVOLUCION DEL QUIMISMO POR CAUCES

4.3.1. Río Genil

El río Genil es el cauce de drenaje principal de las aguas que acceden a La Vega de Granada, por lo que, desde siempre, ha sido el más requerido para la derivación de sus aguas. Así, antes de llegar a Granada capital, procedente de Sierra Nevada, le es sustraido un caudal medio continuo de 1.200 l/s, para abastecimiento de la ciudad, aparte del que le es derivado, para riego, por las acequias Gorda,

Arabuleila... Esta derivación intensiva de sus aguas hace que, normalmente, a su paso por Granada, vaya completamente seco, salvo en época de aguaceros y del deshielo. Aguas abajo, vuelve a recobrar caudal, gracias al aportado por sus tributarios, los ríos Darro, Monachil, Beiro y Dílar, lo que da origen a un tramo fuertemente contaminado, hasta llegar a Fuente Vaqueros. A partir de aquí, el acuífero cede agua, y el río recobra cierta calidad físico-química, hasta la confluencia con el río Cubillas, el cual vuelve a deteriorar gravemente su calidad.

Este río fue muestreado a lo largo de 27 km, desde Pinos Genil hasta Láchar, en nueve estaciones de control. Fruto de la campaña

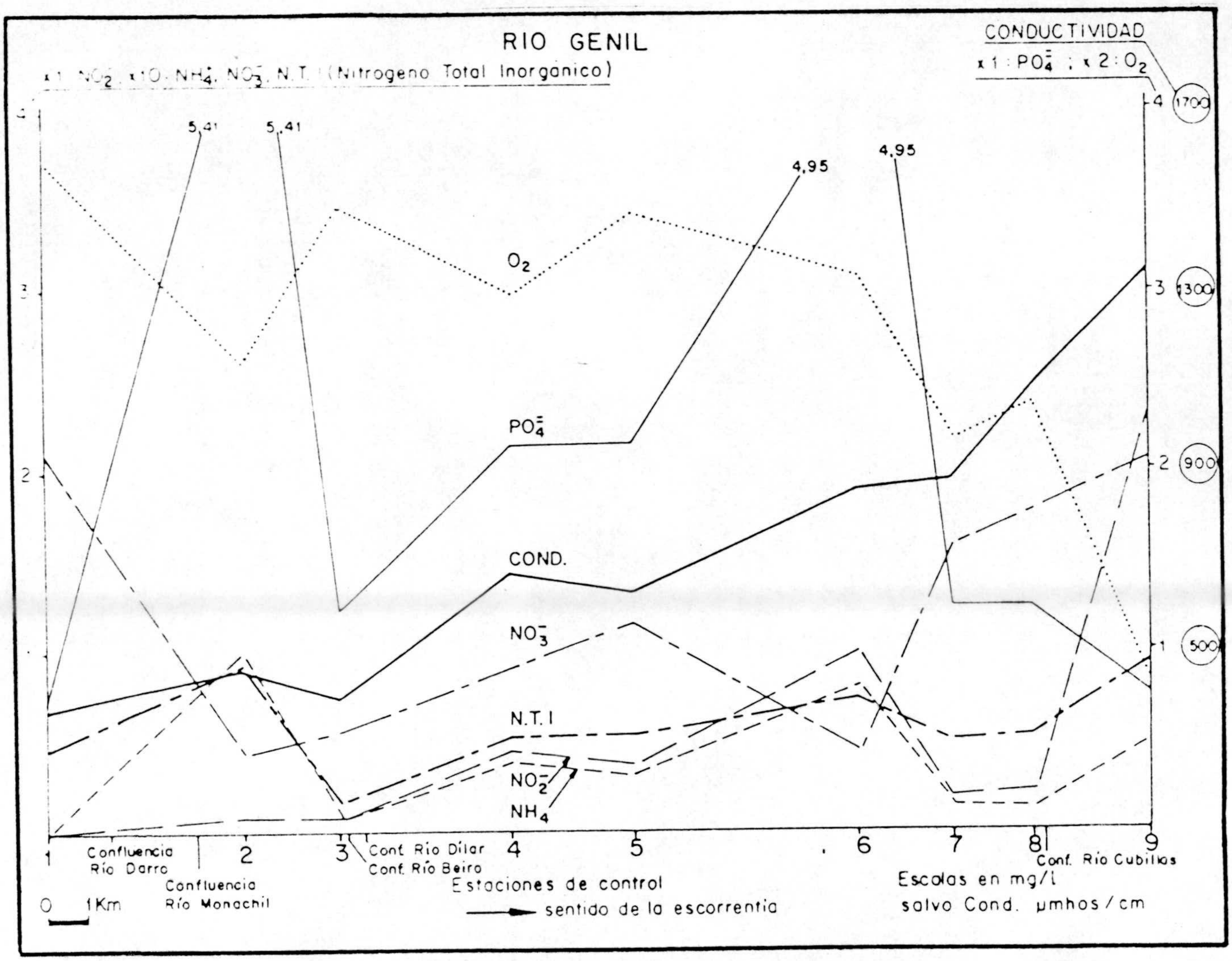


Figura 122.- Gráfico de evolución de algunos parámetros físico-químicos obtenidos a lo largo del río Genil (Diciembre de 1983).

analítica realizada en Diciembre de 1983, mes en el que discurrió agua a lo largo de todo su cauce, fue la elaboración del gráfico de evolución de los parámetros físico-químicos determinados, que se muestra en la figura 122.

Los perfiles hidroquímicos de los distintos parámetros determinados, reflejan, dentro de una variabilidad relativamente grande (debida, fundamentalmente, a afluencias y derivaciones), máximos de contaminación orgánica en la estación número 2 (aguas abajo de la confluencia del río Monachil) y en la estación número 9 (en Láchar, aguas abajo de la confluencia del río Cubillas).

La afección orgánica, se pone especialmente de manifiesto por la evolución de los parámetros: oxígeno disuelto, nitritos y amonio. El perfil de la evolución de los contenidos en nitratos es ostensiblemente inverso, caracterizando así unas condiciones relativamente oxidantes, y, por tanto, favorecedoras de los procesos de autodepuración biológica. La evolución de los fosfatos, muy variable, refleja, posiblemente, aportes recientes de aguas residuales urbanas, ricas en fosfatos procedentes de detergentes.

El aporte anual de nitrógeno total inorgánico, índice de la relevancia contaminante de este cauce, para la fecha en que se realizó el muestreo (Diciembre de 1983), se estimó en 1.311 Tm, las cuales, en realidad, son aportadas prácticamente en su totalidad, por los contenidos en nitrógeno de las aguas del río Cubillas, afluente del río Genil.

Los valores analíticos extremos hallados, para los parámetros físico-químicos determinados, indicadores de la contaminación orgánica, fueron los siguientes:

Conductividad	386 - 1.345 µmhos/cm
Potencial redox	66 - 173 mv
Oxígeno disuelto	1,7 - 7,5 mg/l
Fosfatos	0,78 - 5,41 "
Nitratos	4,6 - 21,4 "
Nitritos	< 0,05 - 2,30 "
Amonio	< 0,1 - 10,1 "
Nitrógeno total inorgánico	2,1 - 9,2 "

Dado el especial interés de este cauce, como eje principal del drenaje de todas las aguas superficiales y subterráneas de La Vega de Granada, en el mismo muestreo, de Diciembre de 1983, se realizó una analítica más completa para el agua de las estaciones números 1, 3, 5 y 9. Con los valores obtenidos (en los cuadros 30 y 31) se elaboró el diagrama hidroquímico vertical de la figura 123.

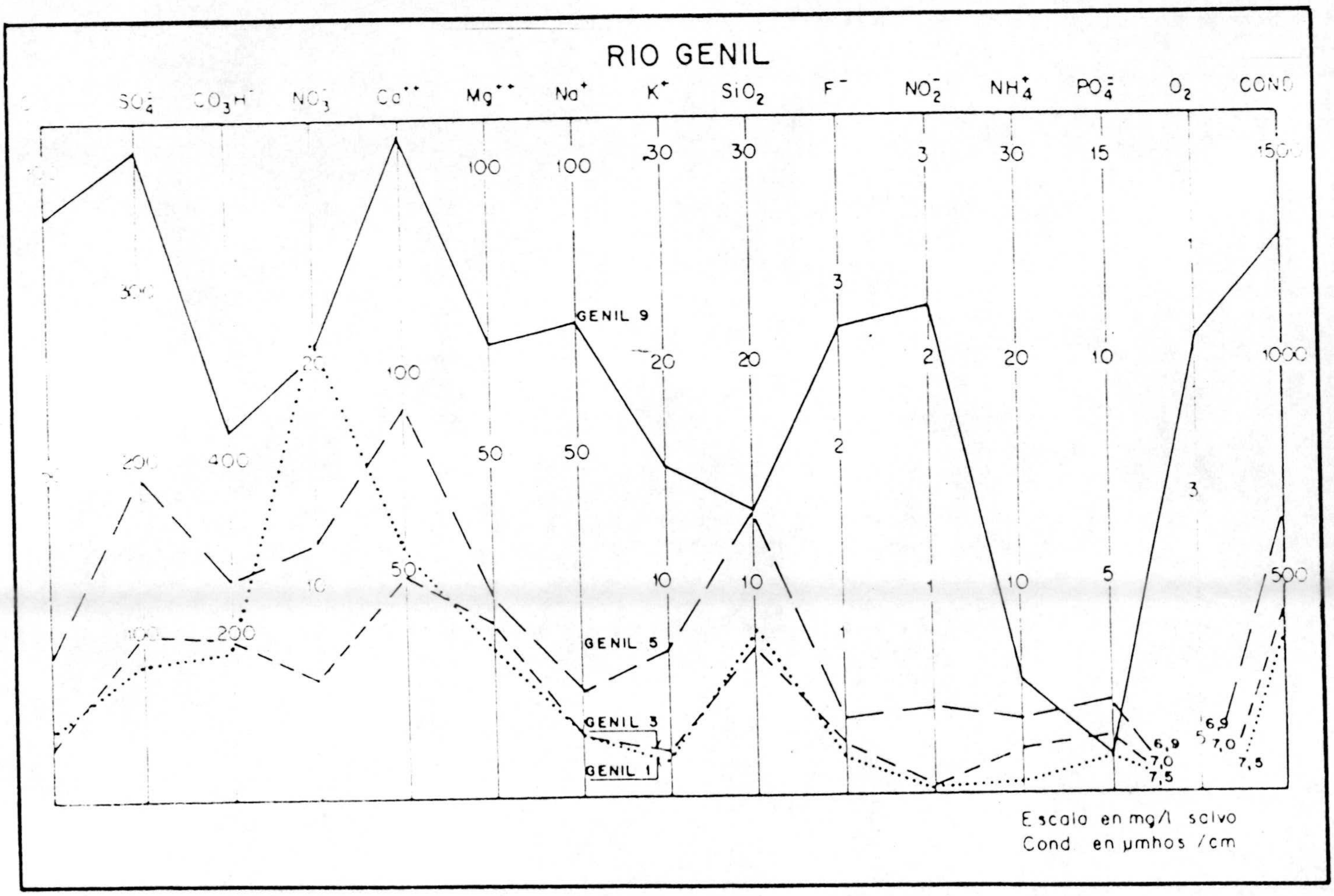


Figura 123.- Diagrama hidroquímico vertical, para distintas muestras tomadas a lo largo del río Genil (Diciembre de 1983).

Los perfiles, representativos de la composición del agua de cada una de las estaciones reflejadas en la figura 123, muestran claramente, una evolución de los valores analíticos determinados, en el sentido de un paulatino aumento de contenidos, desde la estación 1 (en cabecera) a la 9 (en Láchar).

4.3.2. Ríos Monachil y Dílar

Ambos ríos, afluentes del río Genil por su margen izquierda, presentan poco interés, desde el punto de vista de constituir cauces de evacuación de residuos líquidos urbanos (salvo para el caso del último tramo del río Monachil).

El río Dílar fué muestreado en cuatro estaciones, a lo largo de 14 km, desde la población de Dílar, hasta su confluencia con el río Genil. Los valores analíticos obtenidos, indicaron una baja tasa de contaminación orgánica, por lo que no se profundizó más en su estudio y representación de resultados.

El río Monachil fué muestreado en cinco estaciones, a lo largo de 8 km, desde la población de Monachil, hasta su confluencia con el río Genil. Con los valores analíticos, que fueron obtenidos para los parámetros ordinarios, en Diciembre de 1983, se elaboró el gráfico de evolución de los mismos, de la figura 124.

Las concentraciones halladas, y la evolución de contenidos de los parámetros representados, en la figura 124, arrojan la visión de un río poco contaminado orgánicamente, salvo en su tramo final, aguas abajo de la estación número 4. Concuerda esta evolución, en la concentración de los diferentes parámetros determinados, con la afluencia al cauce de las aguas residuales urbanas del colector de la margen izquierda del río Genil.

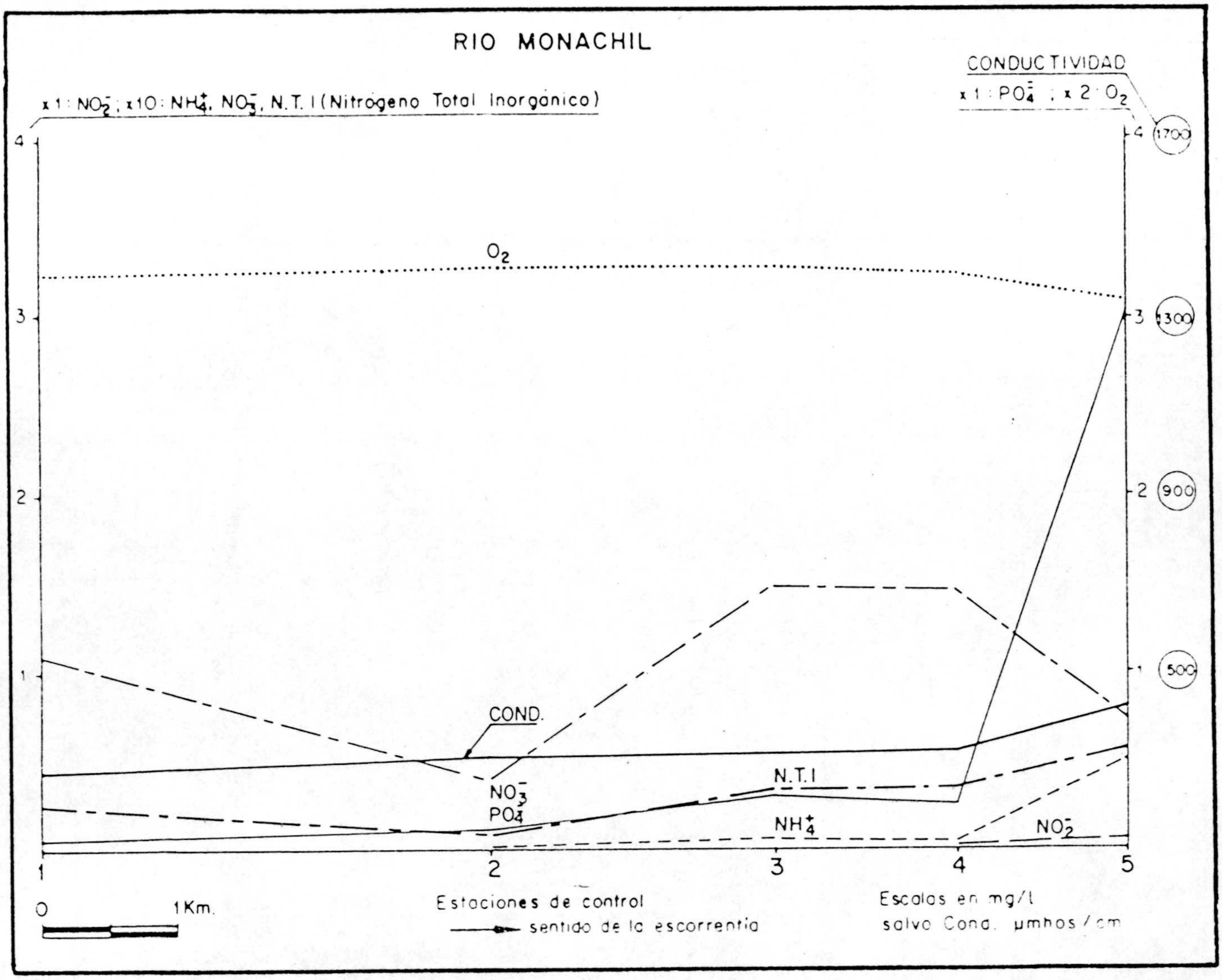


Figura 124.- Gráfico de evolución de algunos parámetros físico-químicos obtenidos a lo largo del río Monachil (Diciembre de 1983).

El perfil de los contenidos de oxígeno disuelto, prácticamente plano, refleja una situación estable (alrededor de los 6,5 mg/l de concentración), y no afectada por vertidos contaminantes, salvo en su último tramo, donde se observa una sensible baja en la concentración. La evolución de los contenidos en amonio, refleja mejor la contaminación producida, ya que, de valores inferiores al miligramo-litro, se pasa a tener, para el agua de la estación número 5, una concentración de 5,2 mg/l.

El aporte anual de nitrógeno total inorgánico se evaluó, para la fecha en que se realizó el muestreo (Diciembre de 1983), en 83 Tm (frente a las 1.311 Tm que fueron comentadas anteriormente para el río Genil).

Los valores extremos hallados, para los parámetros físico-químicos determinados, fueron los siguientes:

Conductividad	289 - 426 µmhos/cm
Potencial redox	120 - 258 mv
Oxígeno disuelto	6,2 - 6,6 mg/l
Fosfatos	0,08 - 3,09 "
Nitratos	4,0 - 15,0 "
Nitritos	< 0,05 - 0,05 "
Amonio	< 0,1 - 5,2 "
Nitrógeno total inorgánico	0,9 - 5,7 "

4.3.3. Río Beiro

Afluente del río Genil, por la margen derecha, fué muestreado a lo largo de sólo 5 km, desde su entrada a Granada capital, hasta la desembocadura con el río Genil. Los valores analíticos, obtenidos en cuatro estaciones de control, pusieron, desde el principio de manifiesto la existencia de una altísima tasa de contaminación orgánica. Una evolución de los valores determinados a lo largo del cauce, puede verse en el gráfico hidroquímico de la figura 125.

Es de resaltar, de la figura 125, el perfil de evolución de contenidos de los parámetros: oxígeno disuelto, amonio, nitritos y fosfatos, los cuales aumentan vertiginosamente (o disminuyen, para el caso del oxígeno disuelto) a partir de la estación número 2, reflejando unas condiciones de contaminación orgánica crecientes. Al igual que se comentó para el río Genil, resalta el comportamiento "inverso" de la evolución de contenidos del ión nitrato, que disminuye allí donde la contaminación es máxima (condiciones más reductoras).

El aporte anual de nitrógeno total inorgánico se estimó, para la fecha en que se realizó el muestreo (Diciembre de 1983), en 576 Tm.

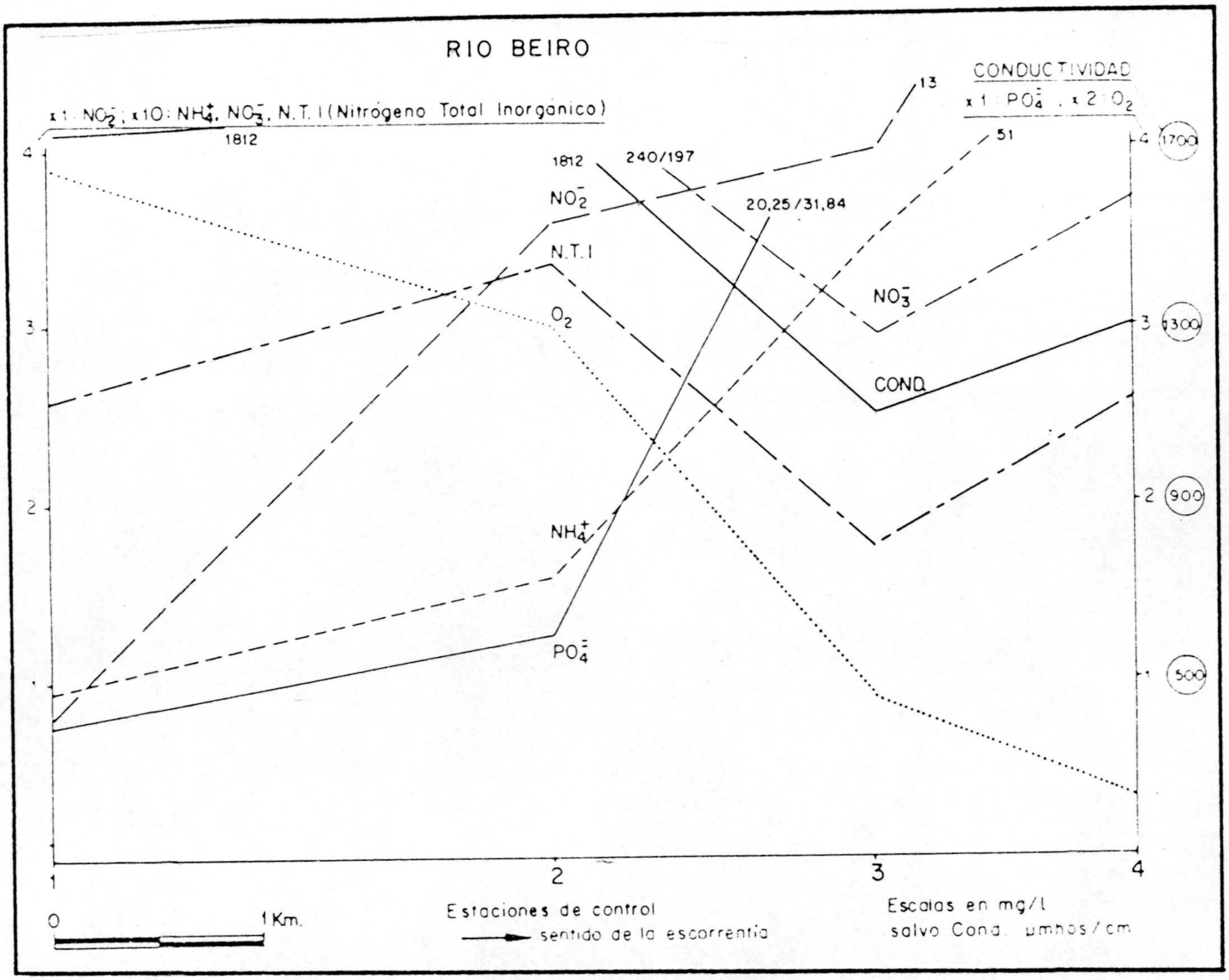


Figura 125.- Gráfico de evolución de algunos parámetros físico-químicos obtenidos a lo largo del río Beiro (Diciembre de 1983).

Quizás sea necesario resaltar la importancia del aporte estimado, que es, aproximadamente, la mitad del que fué calculado para el río Genil, que tenía, cuando se muestreó, un caudal 13 veces superior al del río Beiro. En este sentido, un índice más indicativo del grado de contaminación, más que de su impacto contaminante, es la relación, aporte de nitrógeno (en Tm/año)-caudal medio (en l/s) (equivalente a la concentración de nitrógeno total inorgánico), que fué de 1,63. Este valor, que es el más alto de todos los hallados en los cauces muestrea-

dos, sólo es comparable con los obtenidos para las acequias residuales, Gorda del Genil y Tarramonta, con valores de 0,99 y 0,64, respectivamente.

Los valores extremos hallados, para los parámetros físico-químicos determinados, fueron los siguientes:

Conductividad	1.100 - 1.812 µmhos/cm
Potencial redox	32 - 160 mv
Oxígeno disuelto	0,7 - 7,8 mg/l
Fosfatos	0,78 - 31,84 "
Nitratos	29,4 - 240,0 "
Nitritos	1,80 - 13.00 "
Amonio	4,5 - 51,0 "
Nitrógeno total inorgánico	35,1 - 52,5 "

Todas las muestras analizadas dieron color, turbidez y fuerte depósito orgánico, a las 24 horas de la toma.

4.3.4. Ríos Cubillas y Velillos

El río Velillos fué muestreado en un único punto, a la entrada de La Vega de Granada, antes de su confluencia con el río Cubillas. Los valores analíticos obtenidos (cuadro 30), reflejaron cierta contaminación orgánica, pero no a niveles "residuales". Baste señalar, que los valores de oxígeno disuelto, amonio y nitritos obtenidos, fueron de: 7,5, 0,4 y 0,6 mg/l, respectivamente. Por ello no se insistió más en su seguimiento y estudio.

El río Cubillas fué muestreado a lo largo de 8 km, desde la población de Pinos Puente, hasta su confluencia con el río Genil, en cuatro estaciones de control. Con los valores analíticos obtenidos, para los parámetros determinados (en Diciembre de 1983), se elaboró el gráfico de evolución hidroquímica de la figura 126.

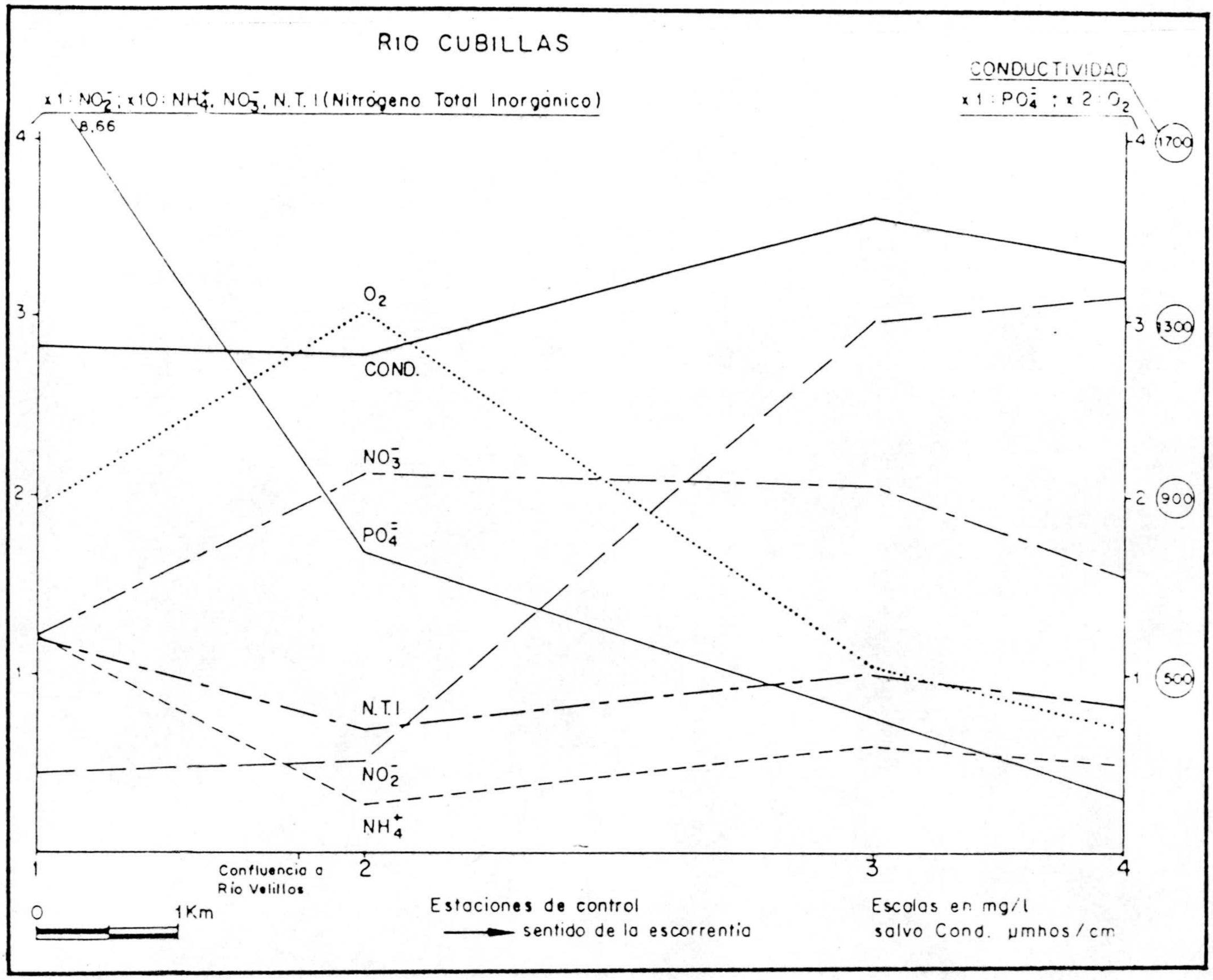


Figura 126.- Gráfico de evolución de algunos parámetros físico-químicos obtenidos a lo largo del río Cubillas (Diciembre de 1983).

El perfil de contenidos de los distintos parámetros representados, en la figura 126, relativamente plano, salvo para las determinaciones de oxígeno disuelto, fosfatos y nitritos, no es reflejo, como podría suponerse, de una estabilización de los niveles de contaminación iniciales. En este hecho influyen, decisivamente, los aportes de aguas subterráneas al río, aguas abajo de la estación número 2, en una cuantía media anual, próxima a los 1.500-2.000 l/s. Puesto que

la calidad de estas aguas, desde el punto de vista químico, es excelente, el no haberse detectado una disminución apreciable, en los valores de los parámetros determinados, indicadores de contaminación orgánica, es un indicio de que ésta existe, es importante, y aumenta en el sentido del flujo. Muestra de ello son los valores hallados, en la estación número 5, de oxígeno disuelto, amonio y nitritos, que fueron de 1,4, 5,0 y 3,5 mg/l, respectivamente, pese a la existencia de una gran dilución con aguas subterráneas de buena calidad.

El aporte anual de nitrógeno total inorgánico, estimado para la fecha en que se realizó el muestreo (Diciembre de 1983), fué de 840 Tm, el cual lo hace acreedor del cauce de superficie más contaminante, desde el punto de vista orgánico, de La Vega de Granada, ya que, aunque para el río Genil se estimó un aporte anual de 1.311 Tm, no hay que olvidar que en el mismo estaba ya incluido el del río Cubillas, tributario, por la margen derecha del mismo.

No obstante, la mayor parte de la carga contaminante de este río, pasó desapercibida, a la analítica desarrollada, al ir en forma orgánica. A lo largo del mismo, fueron hallados los valores de potencial redox más bajos, propios de aguas "putrefactas".

Extrañó, desde el primer momento, el alto grado de contaminación orgánica detectado, responsable, en buena medida, del que fué observado en la estación número 9 del río Genil (en Láchar). No se comprendía que los vertidos líquidos urbanos de Pinos Puente, población de 10.000 habitantes, fueran los responsables de la contaminación observada en las aguas.

Una inspección de las márgenes de este río, en el sector donde la calidad empeoraba vertiginosamente, nos llevó a la entrada, por su margen izquierda, de los vertidos residuales de una fábrica alcoholera, posibles responsables de la contaminación observada. Estas aguas, muy contaminadas, fueron analizadas, arrojando un valor de DBO_5, de 40.000 mg/l y una concentración de nitrógeno total inorgánico de más de 100 mg/l.

Los valores extremos hallados, para los parámetros físico-químicos determinados (en Diciembre de 1983), fueron los siguientes:

Conductividad	1.233 - 1.524 µmhos/cm
Potencial redox	5 - 134 mv
Oxígeno disuelto	1,4 - 6,1 mg/l
Fosfatos	0,31 - 8,66 "
Nitratos	12,4 - 21,4 "
Nitritos	0,46 - 3,15 "
Amonio	2,8 - 12,3 "
Nitrógeno total inorgánico	7,2 - 12,4 "

4.3.5. Acequia Gorda

Como ya tuvimos ocasión de exponer, en el epígrafe 4.2, este cauce recoge, a lo largo de todo su recorrido, más del 80 % de los vertidos líquidos urbanos de Granada capital, los cuales fueron evaluados, en un volumen anual, próximo a los 13 Hm^3.

Este cauce, que acaparó, desde el principio, nuestra atención prioritaria, fué muestreado a lo largo de 12 km, desde la carretera de Sierra Nevada, hasta su paso por el término municipal de Maracena (a 3 km al Noroeste de la estación de Bobadilla), en seis puntos de control. Con los valores analíticos que fueron obtenidos, para los parámetros físico-químicos determinados (en Diciembre de 1983), se elaboró el gráfico de evolución de los mismos de la figura 127.

Este muestreo se llevó a cabo, al igual que los realizados en la acequia Tarramonta y río Beiro, de las 10 a las 12 horas de un día laborable (miércoles), representativas, según se comentó para el trabajo de VAN ENGERS et al. (1972), de condiciones diarias medias, de caudal y composición, de los vertidos líquidos urbanos de Granada capital.

La evolución de los distintos parámetros, puesta de manifiesto en la figura 127, es reflejo de la correspondiente a un cauce mínima-

mente contaminado orgánicamente en la estación número 1, e incluso en la 2, que, a lo largo de las números 3, 4, 5 y 6, presenta valores físico-químicos, claramente indicadores de la existencia de una fuerte contaminación orgánica.

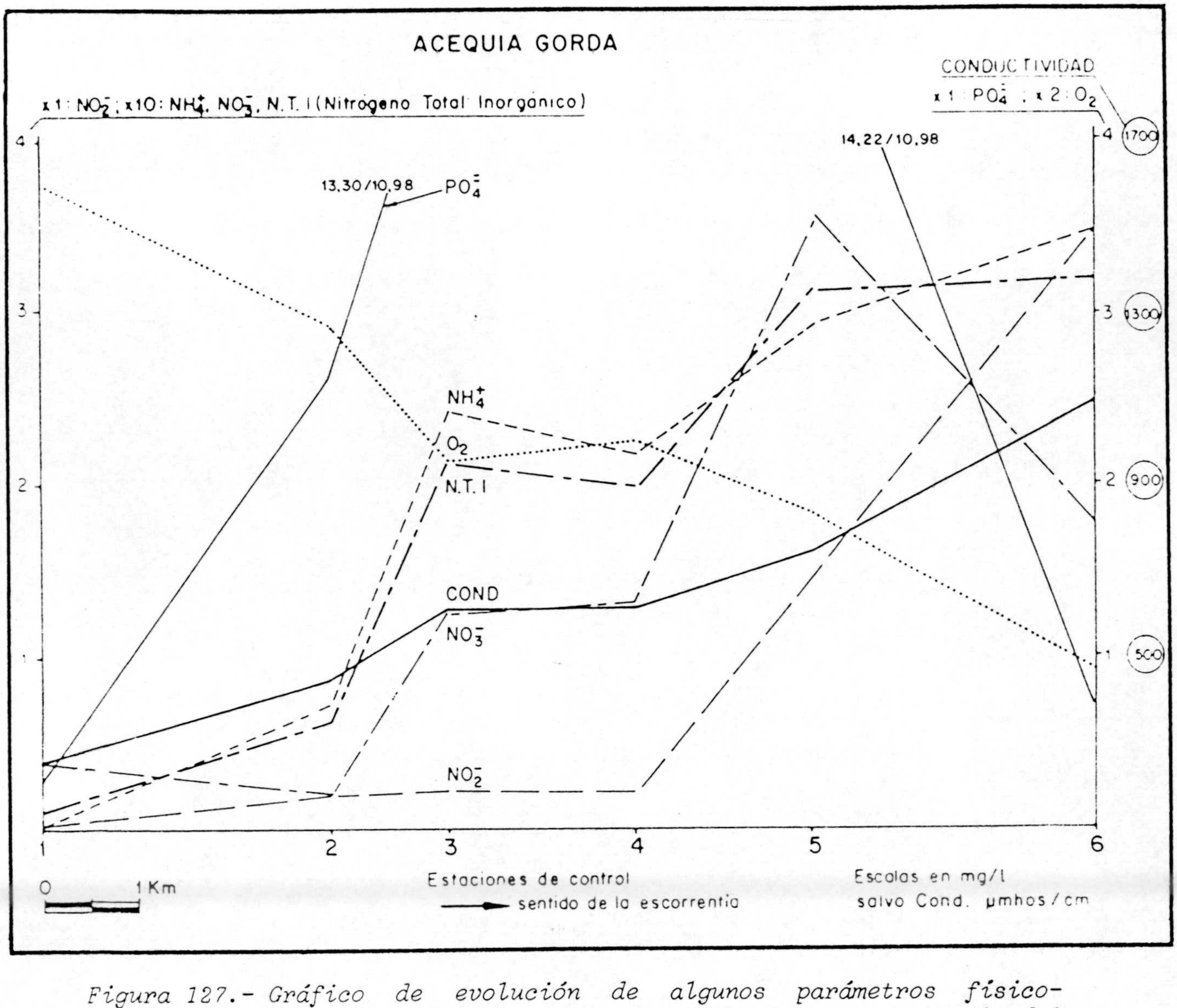


Figura 127.- Gráfico de evolución de algunos parámetros físico-químicos obtenidos a lo largo de la acequia Gorda del Genil (Diciembre de 1983).

Como en casos anteriores, llamamos la atención sobre la evolución de contenidos de los parámetros: oxígeno disuelto, amonio, nitritos y fosfatos. Todos ellos, salvo, lógicamente, el oxígeno disuelto, au-

mentan en el sentido del flujo, reflejo de unos aportes contaminantes crecientes, unidos a un, cada vez más insuficiente poder de autodepuración. Los fosfatos, que vuelven a presentar una gran variabilidad composicional, se hallan especialmente concentrados a lo largo de las estaciones situadas en el extrarradio de Granada capital, para descender bruscamente en la última estación, producto, posiblemente, de un rápido y gran consumo microbiano, unido a la ausencia de aportes. De la misma forma, vuelve a ser destacable el comportamiento de los nitratos que, una vez más, cuando se alcanzan condiciones extremas de anaeroxia, decrecen, al pasar a especies nitrogenadas más reducidas, como son los nitritos o el ión amonio.

A partir de la estación número 4, todas las muestras de agua dieron color, turbidez y sólidos decantados, a las 24 horas de la toma.

El aporte anual de nitrógeno total inorgánico de esta acequia, se evaluó, para la fecha en que se realizó el muestreo (Diciembre de 1983), en 526 Tm (caudal de 521 l/s).

Los valores extremos hallados, para los parámetros físico-químicos determinados, fueron los siguientes:

Conductividad	259 - 1.100 µmhos/cm
Potencial redox	32 - 127 mv
Oxígeno disuelto	1,9 - 7,5 mg/l
Fosfatos	0,31 - 14,22 "
Nitratos	2,1 - 35,7 "
Nitritos	0,05 - 3,50 "
Amonio	0,1 - 35,0 "
Nitrógeno total inorgánico	1,0 - 32.1 "

Las aguas de esta acequia, junto con las del río Beiro, son, como ya tendremos ocasión de comentar en el epígrafe 4.5, las que más impacto contaminante producen, gracias a su infiltración, en las aguas del embalse subterráneo de La Vega de Granada.

4.3.6. Acequia Tarramonta

Las aguas de esta acequia, receptora de vertidos líquidos urbanos, fueron muestreadas, fundamentalmente, con el fin de comparar los valores analíticos correspondientes, con los obtenidos para las aguas de la acequia Gorda del Genil y del río Beiro, los otros dos colectores de aguas residuales urbanas muestreados. Dado su bajo caudal, la importancia de esta acequia, desde el punto de vista contaminante, es pequeña.

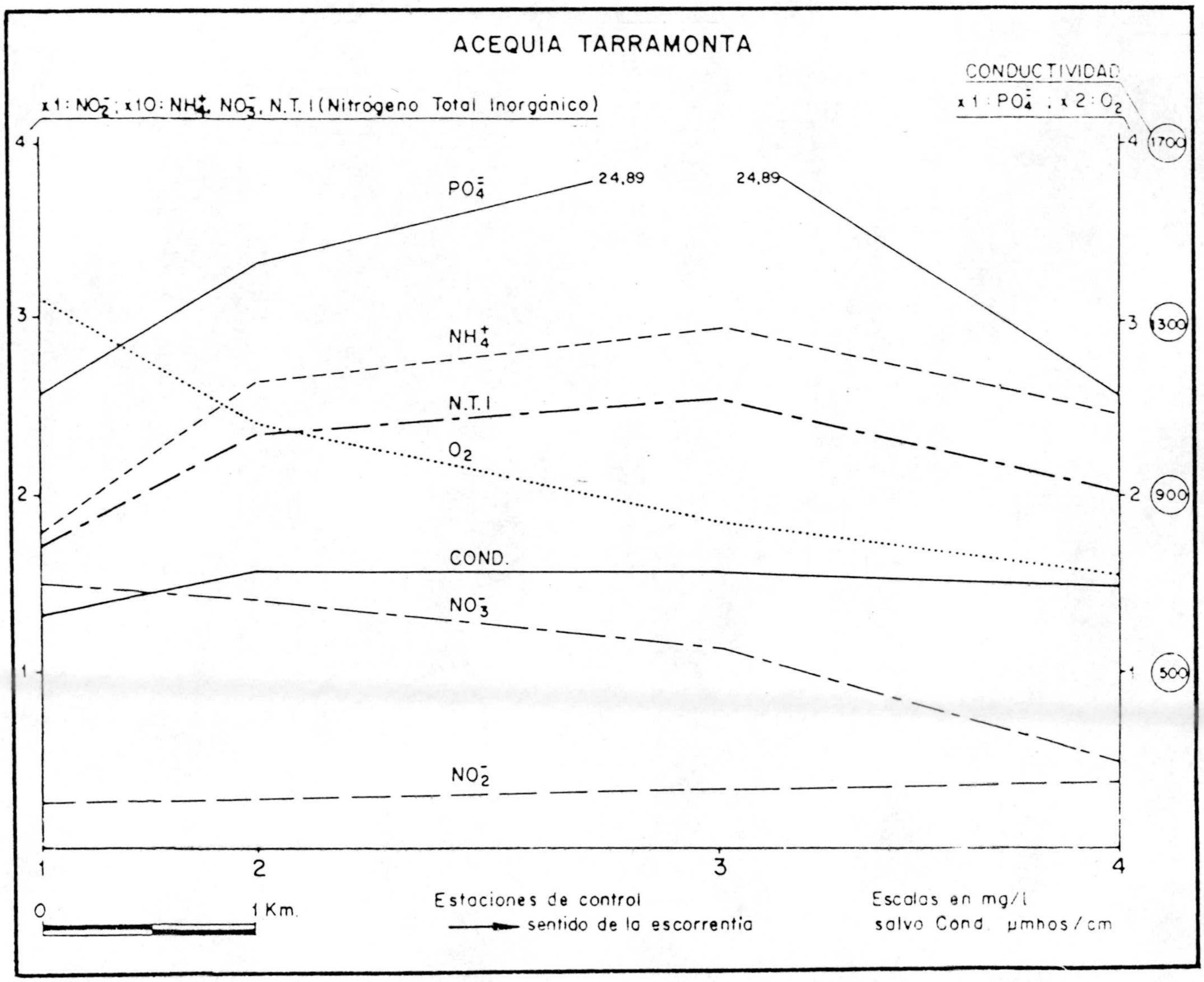


Figura 128.- Gráfico de evolución de algunos parámetros físico-químicos obtenidos a lo largo de la acequia Tarramonta (Diciembre de 1983).

Fué muestreada a lo largo de 5 km, desde el Camino de Ronda, hasta sus proximidades con el río Dílar, a lo largo de cuatro estaciones de control. Con los valores analíticos obtenidos (en Diciembre de 1983) se elaboró el gráfico de evolución, de los parámetros físico-químicos determinados, de la figura 128.

El perfil de la evolución de contenidos de los distintos parámetros determinados, es reflejo de un cauce relativamente contaminado desde el principio, que se muestra estable, en su calidad, durante todo el tramo muestreado.

El aporte anual de nitrógeno total inorgánico se evaluó, para la fecha en que se realizó el muestreo (Diciembre de 1983), en 154 Tm (caudal de 241 l/s). Pese al moderado aporte expresado, su relación con el caudal correspondiente, de 0,64, es, como ya tuvimos ocasión de exponer, similar a la que presentaron las aguas de los otros dos colectores de aguas residuales, antes mencionados.

Los valores extremos hallados, para los parámetros físico-químicos determinados, fueron los siguientes:

Conductividad	615 - 725 µmhos/cm
Potencial redox	22 - 47 mv
Oxígeno disuelto	3,1 - 6,2 mg/l
Fosfatos	9,59 - 24,89 "
Nitratos	4,9 - 15,0 "
Nitritos	0,23 - 0,38 "
Amonio	18,0 - 29,5 "
Nitrógeno total inorgánico	16,7 - 25,4 "

4.4. ESTUDIO COMPARATIVO DE LOS PARAMETROS CONSIDERADOS POR CAUCES

4.4.1. Conductividad

La evolución de los valores de conductividad, obtenidos a lo largo de los distintos cauces de superficie (ríos y acequias) muestreados (en Diciembre de 1983), pueden observarse en la figura 129.

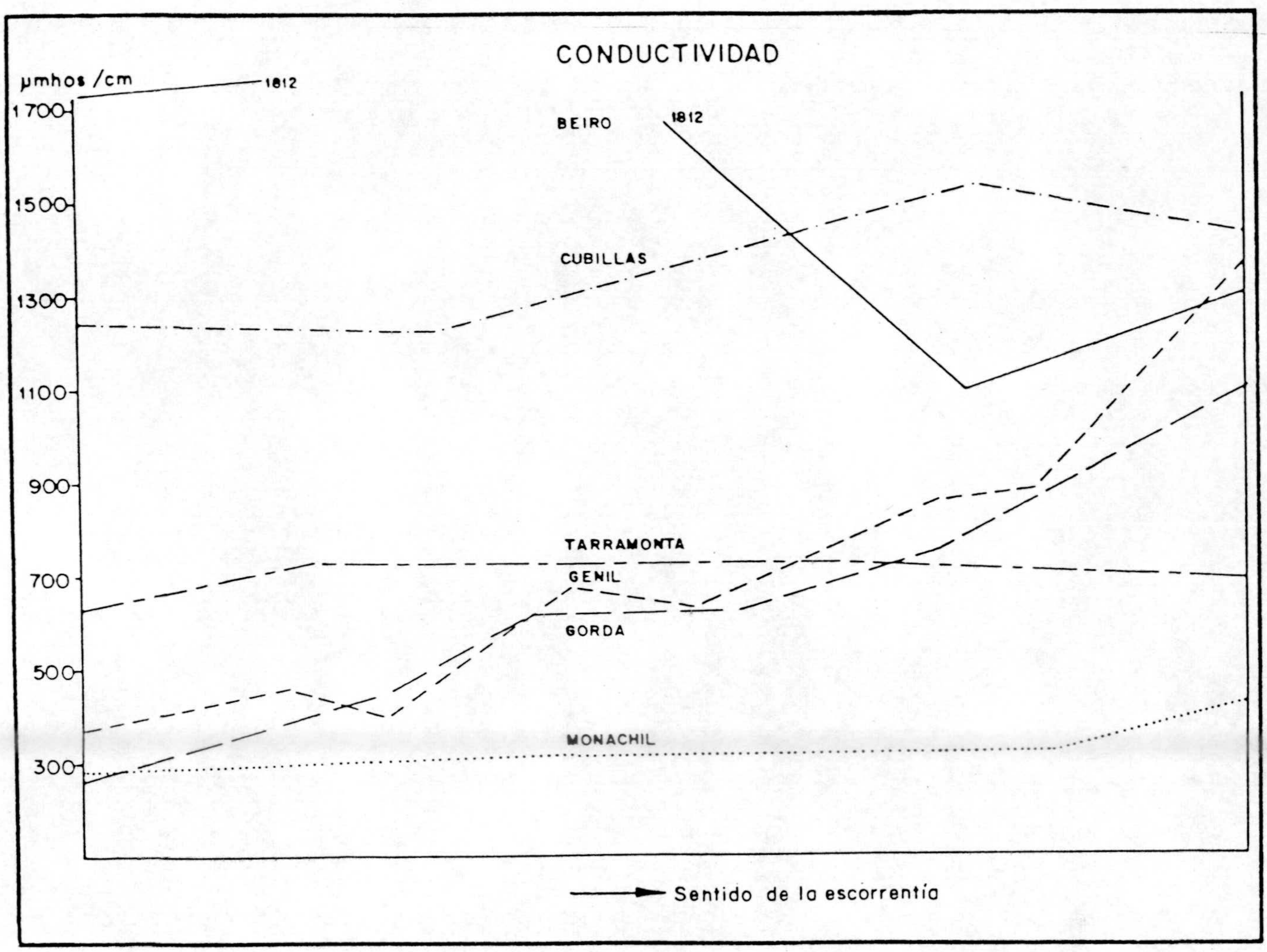


Figura 129.- Gráfico de evolución de los valores de conductividad obtenidos a lo largo de los principales cauces muestreados (Diciembre de 1983).

De los perfiles de evolución representados, se deduce que los valores más bajos son los correspondientes a las aguas del río Monachil, a los que seguirian las de la acequia Gorda y Tarramonta (derivaciones, en cabecera, del río Genil) y las del río Genil. Este último, al final de su recorrido por La Vega de Granada, aguas abajo de la confluencia del río Cubillas, presenta valores similares a los de los ríos Cubillas y Beiro, los de aguas más salinas.

Es destacable la similar evolución presentada a lo largo del río Monachil y acequia Tarramonta (también río Cubillas), que refleja un perfil relativamente plano. En contraposición, la similar evolución de valores del río Genil y acequia Gorda, corresponde a la de un perfil ascendente (en el sentido del flujo). Este hecho, no obstante, debe ser considerado como una mera coincidencia, ya que las aguas de la acequia Gorda, provienen de una derivación cercana a la estación número 1 del río Genil.

Los valores extremos de conductividad hallados (en Diciembre de 1983), para los principales cauces considerados, fueron los siguientes:

Río Genil	386 - 1.345	µmhos/cm
" Monachil	289 - 426	"
" Beiro	1.100 - 1.812	"
" Cubillas	1.233 - 1.524	"
Acequia Gorda	259 - 1.100	"
" Tarramonta	615 - 725	"

4.4.2. Oxígeno disuelto

La evolución de los contenidos en oxígeno disuelto, obtenidos a lo largo de los principales cauces muestreados (en Diciembre de 1983), puede observarse en la figura 130.

De la representación aludida, destacan los similares perfiles de evolución hallados para cada uno de los cauces, que, en esta ocasión,

reflejan un descenso continuo de contenidos, en el sentido del flujo. Es una excepción, a este comportamiento general, la evolución presentada por los contenidos en oxígeno disuelto del río Monachil, los cuales se mantinen practicamente constantes,alrededor de los 6,5 mg/l.

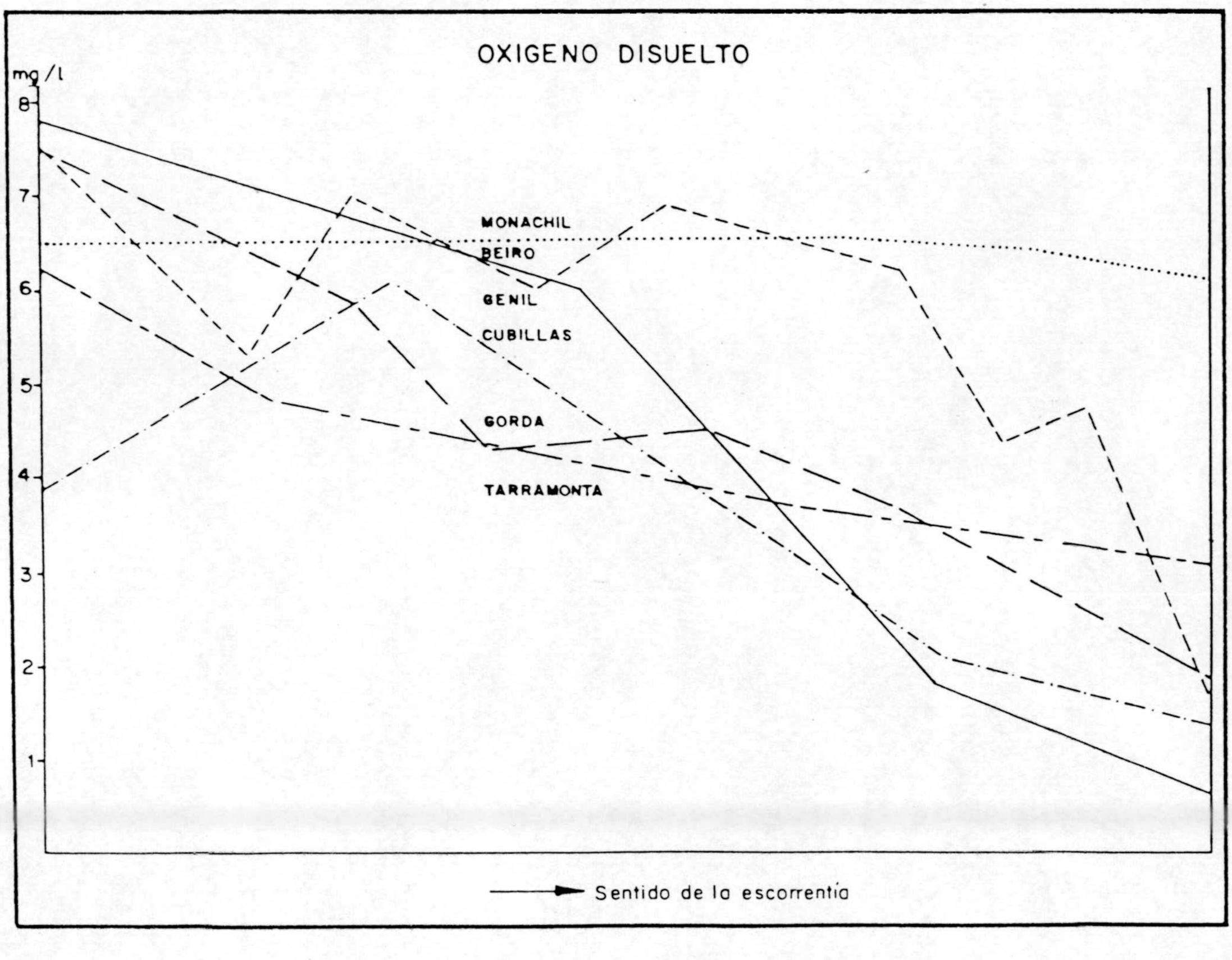


Figura 130.- Gráfico de evolución de los contenidos en oxígeno disuelto, obtenidos a lo largo de los principales cauces muestreados (Diciembre de 1983).

Los cursos más contaminados orgánicamente, según los valores de concentración,y sesgo de las evoluciones presentadas para este parametro, son los ríos Beiro, Cubillas y acequia Gorda, por este orden.

Los contenidos extremos de oxígeno disuelto hallados (en Diciembre de 1983), para los principales cauces considerados, fueron los siguientes:

Río	Genil	1,7 - 7,5 mg/l
"	Monachil	6,2 - 6,6 "
"	Beiro	0,7 - 7,8 "
"	Cubillas	1,4 - 6,1 "
Acequia	Gorda	1,9 - 7,5 "
"	Tarramonta	3,1 - 6,2 "

4.4.3. Nitratos

La evolución de los contenidos en nitratos obtenidos a lo largo de los principales cauces muestreados (en Diciembre de 1983), puede observarse en la figura 131.

los perfiles de evolución representados, reflejan, en este caso, comportamientos desiguales y fluctuantes. Así, se manifiestan variaciones de concentración, en el sentido del flujo, que no obedecen a evoluciones definidas. La explicación a este hecho, posiblemente haya que buscarla en los continuos cambios de las condiciones de oxidación-reducción presentes, a las que han demostrado ser muy sensibles, como ya tuvimos ocasión de comentar en el apartado de evolución del quimismo por cauces (4.3).

Los contenidos extremos de nitratos hallados (en Diciembre de 1983), para los principales cauces considerados, fueron los siguientes:

Río	Genil	4,6 - 21,4 mg/l
"	Monachil	4,0 - 15,0 "
"	Beiro	29,4 - 240,0 "
"	Cubillas	12,4 - 21,4 "
Acequia	Gorda	2,1 - 35,7 "
"	Tarramonta	4,9 - 15,0 "

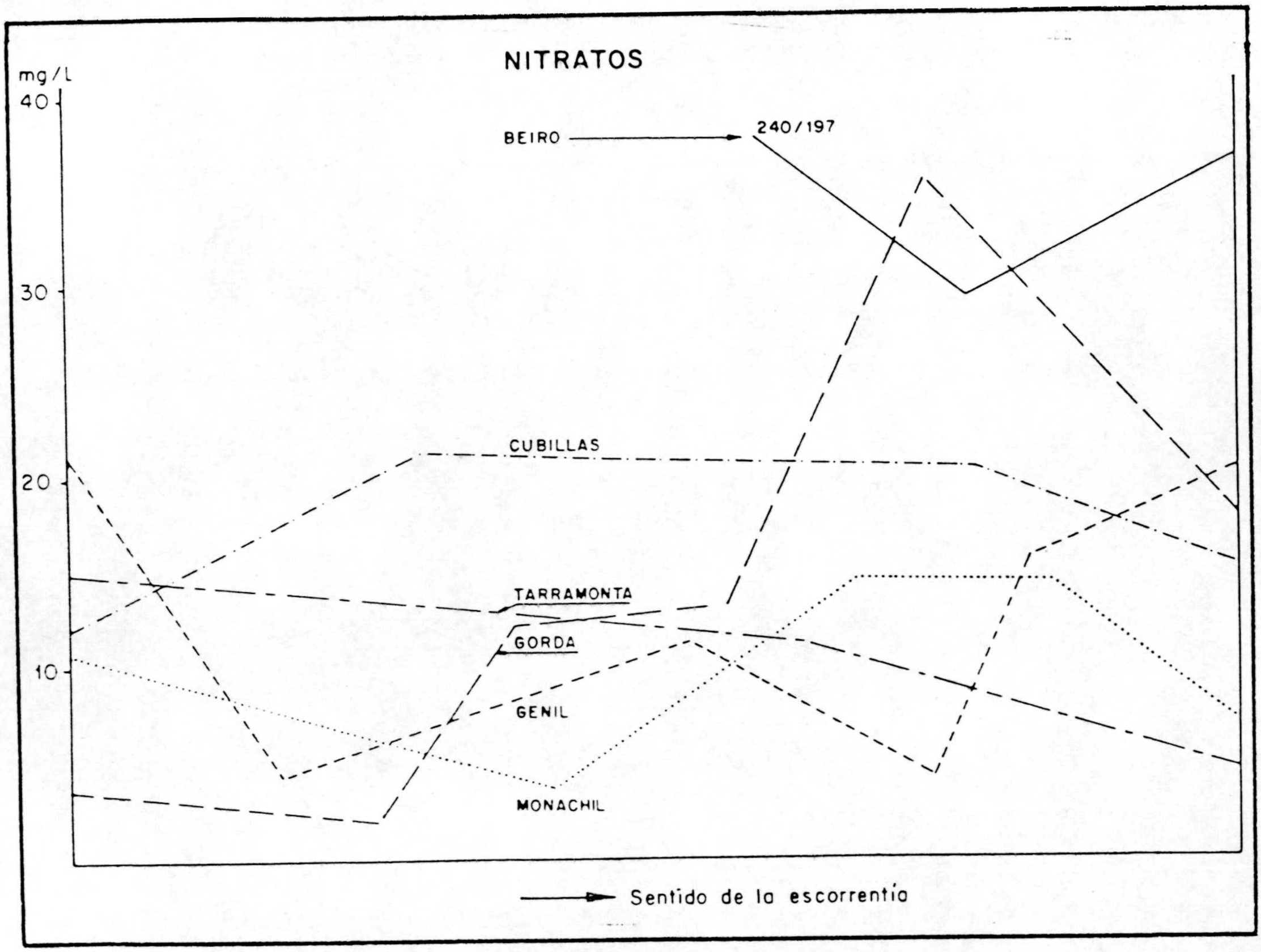


Figura 131.- Gráfico de evolución de los contenidos en nitratos, obtenidos a lo largo de los principales cauces muestreados (Diciembre de 1983).

4.4.4. Nitritos

La evolución de los contenidos en nitritos, obtenidos a lo largo de los principales cauces muestreados (en Diciembre de 1983), puede observarse en la figura 132.

Las evoluciones de contenidos, en este caso, vuelven a reflejar comportamientos definidos, los cuales pueden asimilarse a los que

fueron expuestos para los valores de oxígeno disuelto de los distintos cauces considerados (ver figura 130). Logicamente, las evoluciones de contenidos presentadas son inversas, al ser equiparables los descensos de concentración en oxígeno disuelto, con los aumentos en nitritos.

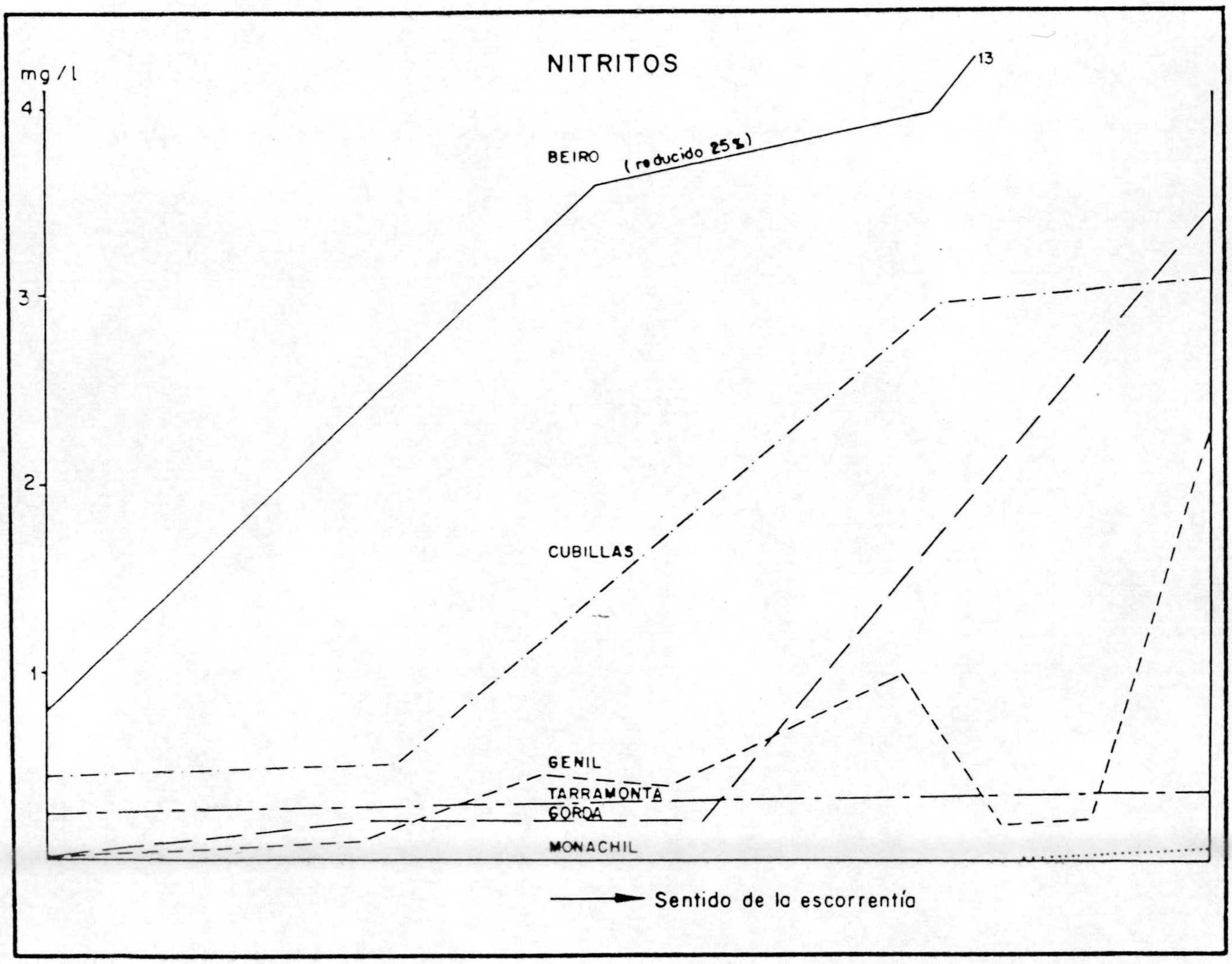


Figura 132.- Gráfico de evolución de los contenidos en nitritos, obtenidos a lo largo de los principales cauces muestreados (Diciembre de 1983).

Atendiendo a las especificas evoluciones de los contenidos en nitritos, se deduce que los cauces más contaminados orgánicamente, son el río Beiro, Cubillas y la acequia Gorda (también río Genil, aguas

abajo de la confluencia del río Cubillas). Por el contrario, los de comportamiento menos afectado por una contaminación orgánica, serían el río Monachil y la acequia Tarramonta. De esta forma, la ordenación comentada es correlacionable con la que fué obtenida a partir de las evoluciones de contenidos en oxígeno disuelto.

Los contenidos extremos de nitritos hallados (en Diciembre de 1983), para los principales cauces considerados, fueron los siguientes:

Río Genil	< 0,05 - 2,30	mg/l
" Monachil	< 0,05 - 0,05	"
" Beiro	1,80 - 13,00	"
" Cubillas	0,46 - 3,15	"
Acequia Gorda	0,05 - 3,50	"
" Tarramonta	0,23 - 0,38	"

4.4.5. Amoniaco

La evolución de los contenidos en amoniaco (en forma de ión amonio en el agua), obtenidos a lo largo de los principales cauces muestreados (en Diciembre de 1983), puede observarse en la figura 133.

En este caso, aunque las evoluciones de contenidos reflejan un comportamiento perfectamente definido, en la linea del comentado para los contenidos de oxígeno disuelto y nitritos, se obsevan algunos perfiles de evolución, que llaman la atención respecto a los presentados para los constituyentes mencionados anteriormente.

De esta forma, es destacable el perfil de evolución de la acequia Tarramonta, que aunque es similar al que fué presentado para los contenidos en nitritos, posee valores máximos para la primera mitad del recorrido. Este hecho puede explicarse satisfactoriamente, si se observa, igualmente el perfil de evolución de contenidos en oxígeno disuelto, donde presenta los valores más bajos, para dicho tramo.

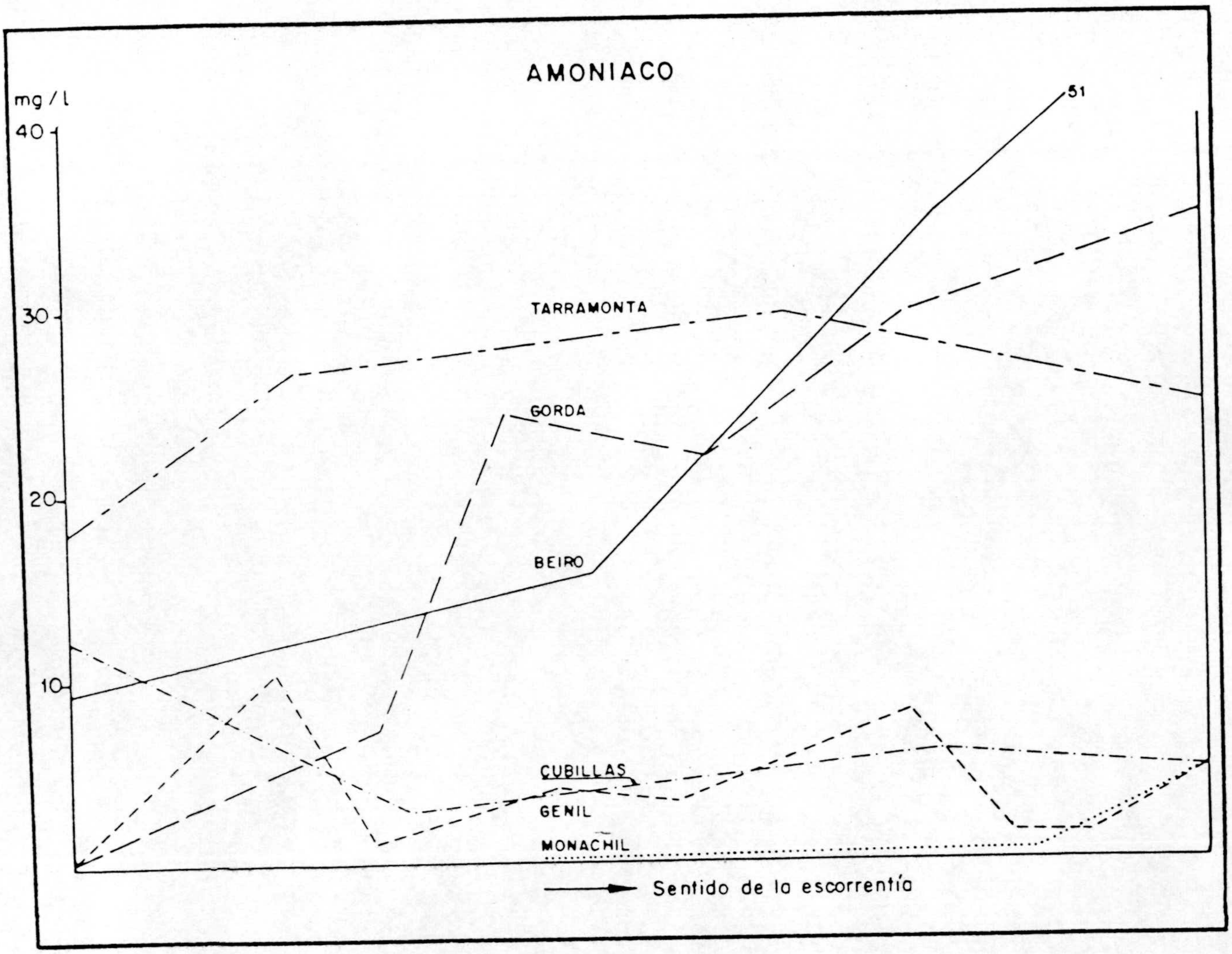


Figura 133.- Gráfico de evolución de los contenidos en amoniaco, obtenidos a lo largo de los principales cauces muestreados (en Diciembre de 1983).

Un comportamiento, y por tanto explicación similar, es el que reflejan las aguas de la acequia Gorda del Genil.

Por el contrario, el río Cubillas, que presentó una evolución claramente creciente de contenidos en nitritos, refleja, en este caso, una evolución relativamente plana, de moderada concentración.

Por último, los ríos Monachil, Genil y Beiro, presentan evolucio-

nes de contenidos perfectamenta correlacionables, en oxígeno disuelto, nitritos y amoniaco.

Según este último constituyente, los cauces más contaminados orgánicamente serían el río Beiro y las acequias Tarramonta y Gorda. En el sentido opuesto estarían los ríos Monachil (que vuelven a dar pruebas de ser el menos contaminado), Cubillas (?) y Genil.

Los contenidos extremos en ión amonio hallados (en Diciembre de 1983), para los principales cauces considerados, fueron los siguientes:

Río Genil	< 0,1 - 10,1	mg/l
" Monachil	< 0,1 - 5,2	"
" Beiro	9,5 - 51,0	"
" Cubillas	5,0 - 12,3	"
Acequia Gorda	0,1 - 35,0	"
" Tarramonta	18,0 - 29,5	"

4.4.6. Nitrógeno total inorgánico (NTI). Aporte de NTI

a) Nitrógeno total inorgánico (NTI)

A partir de los valores de concentración obtenidos para los nitratos, nitritos e ión amonio, se calcularon, tras aplicación de las conversiones correspondientes, los contenidos equivalentes de nitrogeno total inorgánico (NTI) de los cursos de agua considerados (ver cuadro 32). Una representación de la evolución de contenidos en NTI, obtenida a lo largo de los principales cauces muestreados (en Diciembre de 1983), puede observarse en la figura 134 a.

De los perfiles de evolución de contenidos en NTI, de la figura 134 a, se deduce que éstos se mantienen relativamente constantes a lo largo del sentido del flujo (desde las estaciones de control de cabecera). Este hecho, que es común a todos los cauces muestreados, con la única excepción de la acequia Gorda (en donde aumentan), puede

explicarse a partir de equilibrios del tipo: aporte de nitrógeno-consumo, por fenómenos de autodepuración biológica; y/o aporte de nitrógeno-dilución en el sentido del flujo (también podría pensarse en equilibrios y procesos limitantes, regidos por las condiciones de oxidación-reducción).

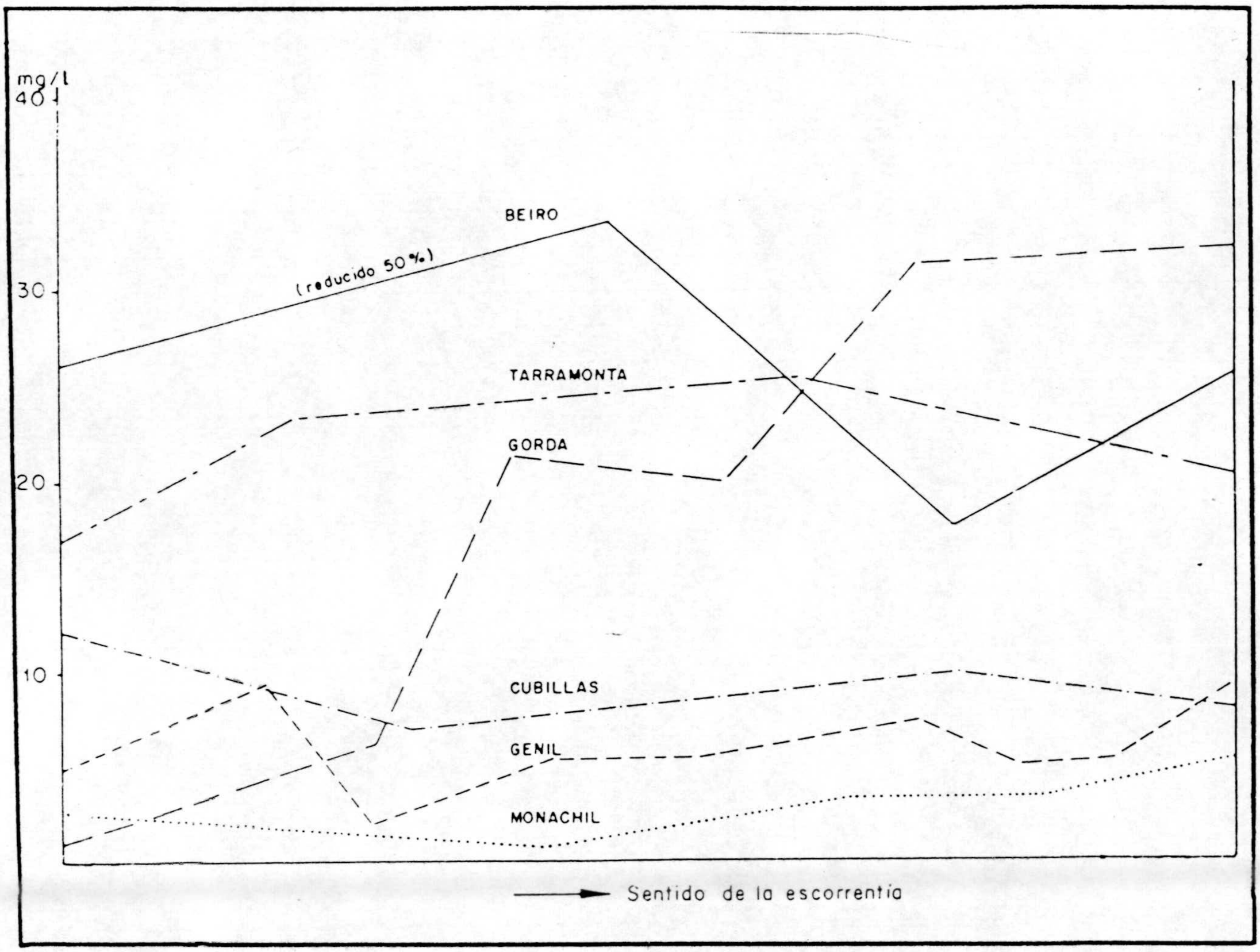


Figura 134 a .- Gráfico de evolución de los contenidos en nitrógeno total inorgánico, calculados a lo largo de los principales cauces muestreados (Diciembre de 1983).

Los cauces de más altos contenidos en NTI, son el río Beiro y las acequias Tarramonta y Gorda, en contraposición de los bajos valores de los ríos Monachil, Genil y Cubillas (estos últimos con probables contenidos importantes de nitrógeno orgánico).

Cifras en mg/l, salvo Aporte en T. m.
N.T.I. = Nitrógeno Total Inorgánico

Río o Acequia y nº de estación	N. de NO_3^-	N. de NO_2^-	N. de NH_4^+	N.T.I.	Aporte N/año
GENIL 1	4.84	0.0	0.08	4.9	39
" 2	1.04	0.03	7.78	8.9	86
" 3	1.33	0.03	0.78	2.1	12
" 4	2.10	0.14	3.16	5.4	78
" 5	2.67	0.12	2.46	5.3	132
" 6	1.04	0.30	6.24	7.6	194
" 7	3.62	0.06	1.39	5.1	161
" 8	4.05	0.07	1.23	5.4	220
" 9	4.68	0.70	3.85	9.2	1311
MONACHIL 1	2.53	0.0	0.0	2.5	39
" 2	0.90	0.0	0.00	0.9	13
" 3	3.39	0.0	0.39	3.8	42
" 4	3.34	0.0	0.23	3.6	32
" 5	1.67	0.02	4.00	5.7	83
DILAR 1	0.56	0.0	0.0	0.60	6
" 2			seco		
" 3	1.20	0.05	1.08	2.3	12
" 4	2.53	0.03	0.15	2.7	10
BEIRO 1	44.61	0.55	7.32	52.5	164
" 2	54.24	1.40	12.17	67.8	314
" 3	6.64	1.52	26.95	35.1	339
" 4	8.41	3.95	39.27	51.6	576
CUBILLAS 1	2.80	0.14	9.47	12.4	70
" 2	4.84	0.16	2.16	7.2	184
" 3	4.68	0.91	4.62	10.2	805
" 4	3.53	0.96	3.85	8.3	840
VELILLOS 1	4.84	0.18	0.31	5.3	100
TARRAMONTA 1	3.39	0.08	13.86	17.3	229
" 1 A	1.81	0.07	14.86	16.7	226
" 2	3.19	0.09	20.41	23.7	336
" 3	2.53	0.10	22.72	25.4	184
" 4	1.11	0.12	19.10	20.3	154
GORDA 1	0.88	0.0	0.03	1.0	24
" 2	0.47	0.06	5.62	6.2	123
" 2 A	3.10	0.05	2.16	5.3	105
" 3	2.76	0.07	18.71	21.5	539
" 4	2.96	0.06	16.94	20.0	505
" 5	8.07	0.46	22.72	31.3	457
" 6	4.05	1.06	26.95	32.1	526

Cuadro 32.- Contenidos de nitrogeno, de los nitratos, nitritos e ión amonio, presentes en las aguas residuales urbanas de La Vega de Granda, que fueron muestreadas en Diciembre de 1983.

Los contenidos extremos de NTI, calculados (en Diciembre de 1983) para los principales cauces considerados, fueron los siguientes:

Río Genil	2,1 - 9,2	mg/l
" Monachil	0,9 - 5,7	"
" Beiro	35,1 - 67,8	"
" Cubillas	7,2 - 12,4	"
Acequia Gorda	1,0 - 32,1	"
" Tarramonta	16,7 - 25,4	"

b) Aporte de NTI

Hasta ahora sólo hemos hecho mención a los contenidos, en mg/l de los constituyentes considerados. En el presente epígrafe vamos a utilizar y aplicar un parámetro definitorio del poder contaminante, más que del grado de contaminación, de los cursos de superficie mues-

treados, como es el de aporte de NTI de los mismos.

A partir de los valores de caudal calculados (por aforos directos), se procedio a evaluar los aportes anuales de NTI, a lo largo de los cauces considerados. Naturalmente, dichos aportes no pueden considerarse como valores medios, dada la variabilidad en caudal y, por tanto, composición, que presentan los mismos a lo largo del año. En cualquier caso, dichos aportes son, comparativa y relativamente, representativos a nivel anual, y, además, próximos al valor medio, para los de las acequias Gorda, Tarramonta y río Beiro (de caudales moderadamente uniformes a escala anual).

La evolución de los aportes (en Tm/año) de NTI estimados a lo largo de los principales cauces muestreados (en Diciembre de 1983), en base a los valores correspondientes (que aparecen reflejados en el cuadro 32), puede observarse en la figura 134 b.

Los perfiles de evolución del aporte anual de NTI, que aparecen reflejados en la figura 134 b, muestran valores crecientes, en el sentido del flujo, para todos los cauces considerados, salvo para el río Monachil y la acequia Tarramonta, en donde se mantienen relativamente estables, e incluso disminuyen (por pérdidas de caudal).

Son de destacar los perfiles correspondientes a los ríos Genil (aguas abajo de la confluencia con el río Cubillas), Cubillas, Beiro y acequia Gorda, los de más altos valores, y por tanto mayor poder contaminate. LLamo la atención también, sobre la situación que ocupa el perfil de evolución correspondiente al río Beiro, en comparación con los del resto de los cauces, más caudalosos.

Una relación de los valores máximos de aporte anual de NTI calculados (para diciembre de 1983) a lo largo de los principales cauces considerados, es la siguiente :

Río Genil	1.311	Tm/año
" Monachil	83	"
" Beiro	576	"
" Cubillas	840	"
Acequia Gorda	539	"
" Tarramonta	336	"

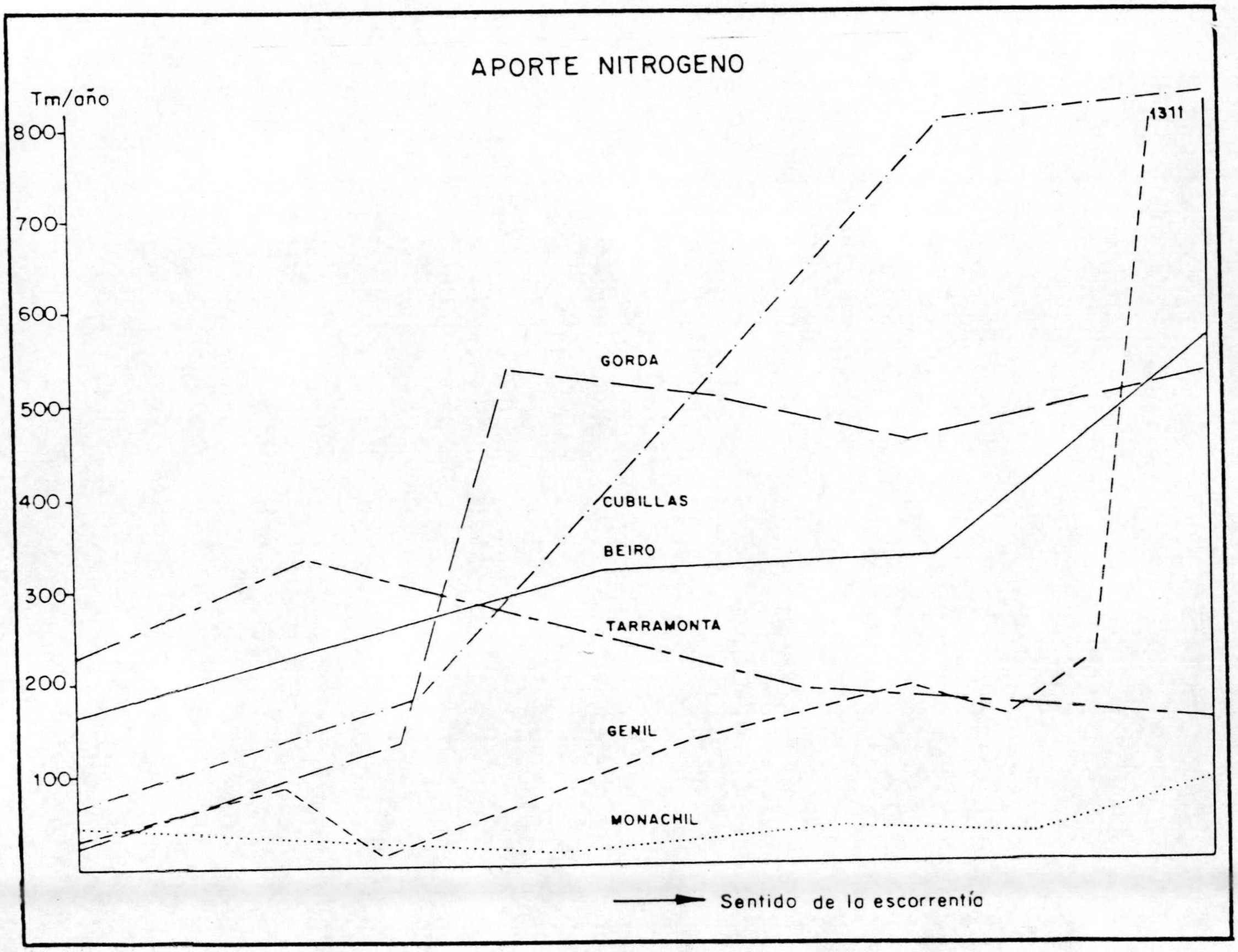


Figura 134 b.- Gráfico de evolución de los valores de aporte anual de nitrógeno total inorgánico, obtenidos a lo largo de los principales cauces muestreados (Diciembre de 1983).

A partir de los valores referidos y de los que fueron obtenidos en Marzo de 1984, se efectuó un balance sectorializado del aporte anual de NTI de todos los cauces de superficie, y vertidos de aguas residuales urbanas, de La Vega de Granada, el cual aparece sintetizado en la figura 135.

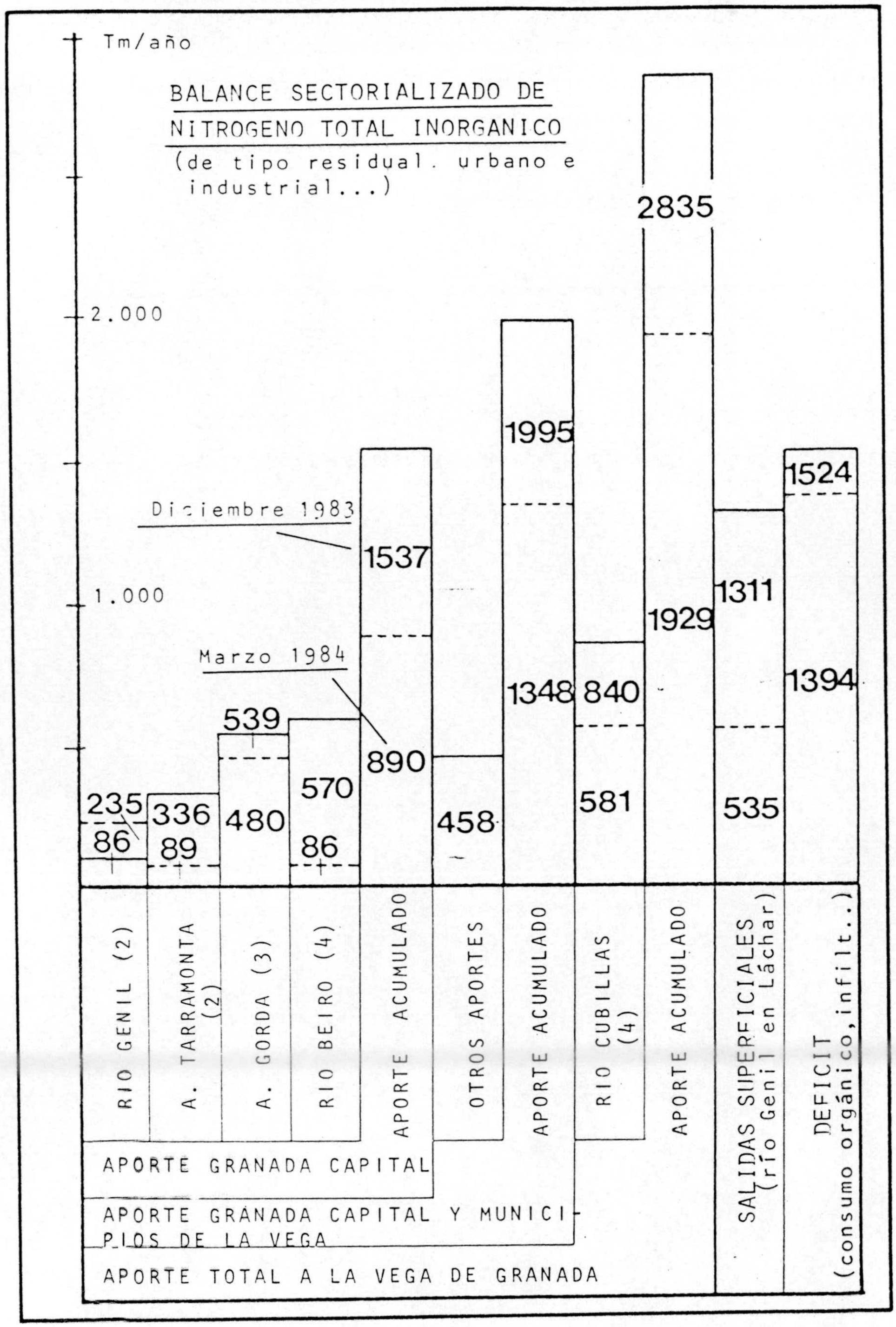


Figura 135.- Balance sectorializado, entradas-salidas, del aporte anual de nitrógeno total inorgánico, vertido en La Vega de Granada por las aguas residuales urbanas (Diciembre de 1983 y Marzo de 1984).

El balance realizado, que incluye el NTI de origen natural, urbano, agrícola e industrial, aportado por las aguas de superficie (en Diciembre de 1983 y Marzo de 1984), dió los siguientes valores representativos:

	Diciembre 1983	Marzo 1984
ENTRADAS (aguas de superficie)	2.835	1.929
SALIDAS (río Genil en Láchar)	1.311	535
DEFICIT (entradas-salidas)	1.524	1.394

(Tm/año)

De los datos de balance de NTI expuestos, para las campañas de muestreo de Diciembre 1983 y Marzo 1984, es interesante resaltar que: más de 1.000 Tm de NTI, han dejado de salir, por las aguas excedentes de La Vega de Granada (representadas por las del río Genil en Láchar) al año. Este déficit puede explicarse por consumos microbiológicos y de los cultivos, regados con estas aguas; y por infiltración de una parte de las mismas al acuífero subterráneo (cuyas aguas excedentes, contabilizadas como superficiales en Láchar, solo son del orden del 50 %).

4.4.7. Fosfatos

La evolución de los contenidos en fosfatos, obtenidos a lo largo de los principales cauces muestreados (en Diciembre de 1983), pueden observarse en la figura 136.

Los perfiles de contenidos correspondientes, reflejan, en la misma linea que comentamos para los nitratos, unos comportamientos de evolución muy diferentes de unos cauces a otros. Ello se debe a la corta "vida media" de este ión en las aguas naturales, donde se ve sometido a rápidos consumos microbiológicos y a frecuentes precipitaciones y fijaciones. Así pués, contenidos elevados, reflejan aportes recientes de aguas residuales urbanas, en este caso. Provienen, fundamentalmente, de los fosfatos contenidos en los detergentes domésticos. Bajo este punto de vista, los perfiles de evolución son relativamente lógicos, diferenciandose aquellos sectores en los que se producen aportes, de los restantes.

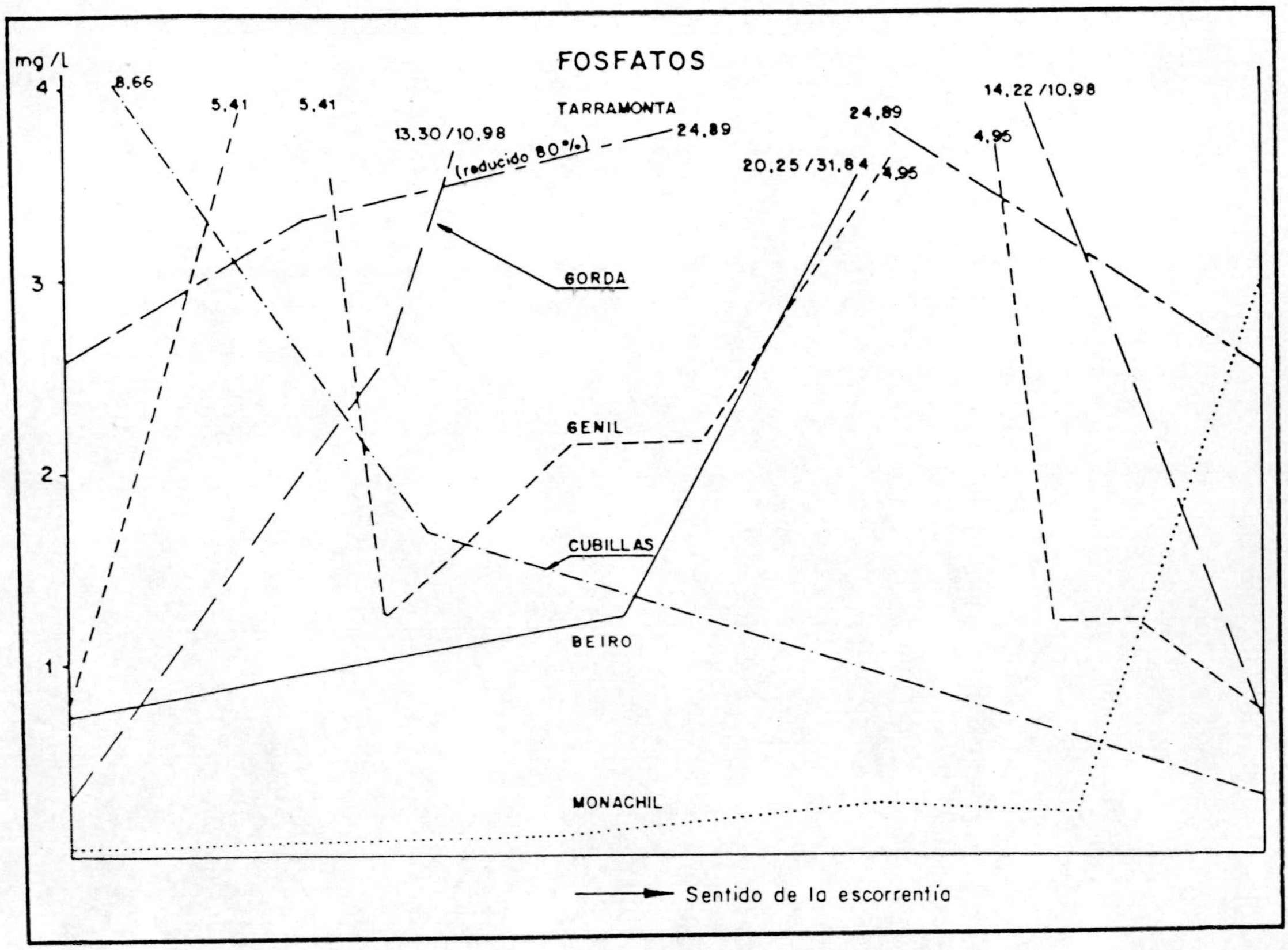


Figura 136.- Gráfico de evolución de los contenidos en fosfatos, obtenidos a lo largo de los principales cauces muestreados (Diciembre de 1983).

Los contenidos extremos de fosfatos hallados (en Diciembre de 1983), para los principales cauces considerados, fueron los siguientes:

Río Genil	0,78 - 5,41	mg/l
" Monachil	0,08 - 3,09	"
" Beiro	0,78 - 31,84	"
" Cubillas	0,31 - 8,66	"
Acequia Gorda	0,31 - 14,22	"
" Tarramonta	9,59 - 24,89	"

4.5. REPERCUSIONES EN EL EMBALSE SUBTERRANEO

A la hora de hablar de la repercusión que producen las aguas residuales urbanas en la calidad de las del acuífero, hay que distinguir entre la de tipo físico-químico y la microbiológica.

Para las afecciones de tipo fisico-quimico, cabe comentar que pese a la importancia de los vertidos directos de aguas residuales urbanas a La Vega de Granada, éstas son muy poco apreciables. Hay que tener presente que la composición de las mismas, es, salvo en lo que respecta a las especies nitrogenadas, muy similar a las de los abastecimientos respectivos. Además, en el caso concreto de La Vega de Granada, la afección, que podría ser relativamente apreciable en su sector oriental, donde se concentran el 80 % de los vertidos liquidos urbanos, se halla naturalmente dificultada por dos condicionantes hidrogeológicos. Uno de ellos es la existencia, en dicho sector, de una franja no saturada relativamente potente (de más de 30 m), de naturaleza considerablemente arcillosa, la cual actua como filtro depurador. La existencia de importantes aportes de aguas de superficie, poco iónicas, procedentes de los ríos de Sierra Nevada, al acuífero, es el otro condicionante que dificulta la manifestación de afecciones, en dicho sector, por infiltración de aguas residuales urbanas.

No obstante, la extensiva utilización al regadio de las mismas en La Vega de Granada (donde, además, se practica de forma habitual el riego por inundación) y las importantísimas pérdidas producidas a través de colectores, acequias y canales (sin revestir), favorecen enormemente los procesos de afección aludidos, sin que puedan actuar los favorables fenómenos de autodepuración y dilución, anteriormente comentados. Para la mitad occidental del acuífero, la situación, sin embargo, es especialmente desfavorable, dada la relativa cercania del nivel piezométrico a la suferficie del terreno.

A partir de los contenidos en nitritos que fueron determinados en la campaña de Septiembre de 1983, se pusieron de manifiesto algunas áreas relativamente contaminadas. Estas fueron, fundamentalmen

talmente, las de Atarfe-estación de Bobadilla-desmbocadura del río Beiro y la de Santa Fe (ver figura 102). No obtante conviene llamar la atención sobre el gran porcentaje de puntos de agua (54 %) que presentaron contenidos detectables, reflejo de contaminaciones orgánicas recientes, repartidas por una gran parte de la superficie del acuífero. La situación analítica hallada en Marzo de 1984, puso de manifiesto el caracter efímero de las afecciones comentadas, al presentar muchos de los puntos anteriores contenidos traza.

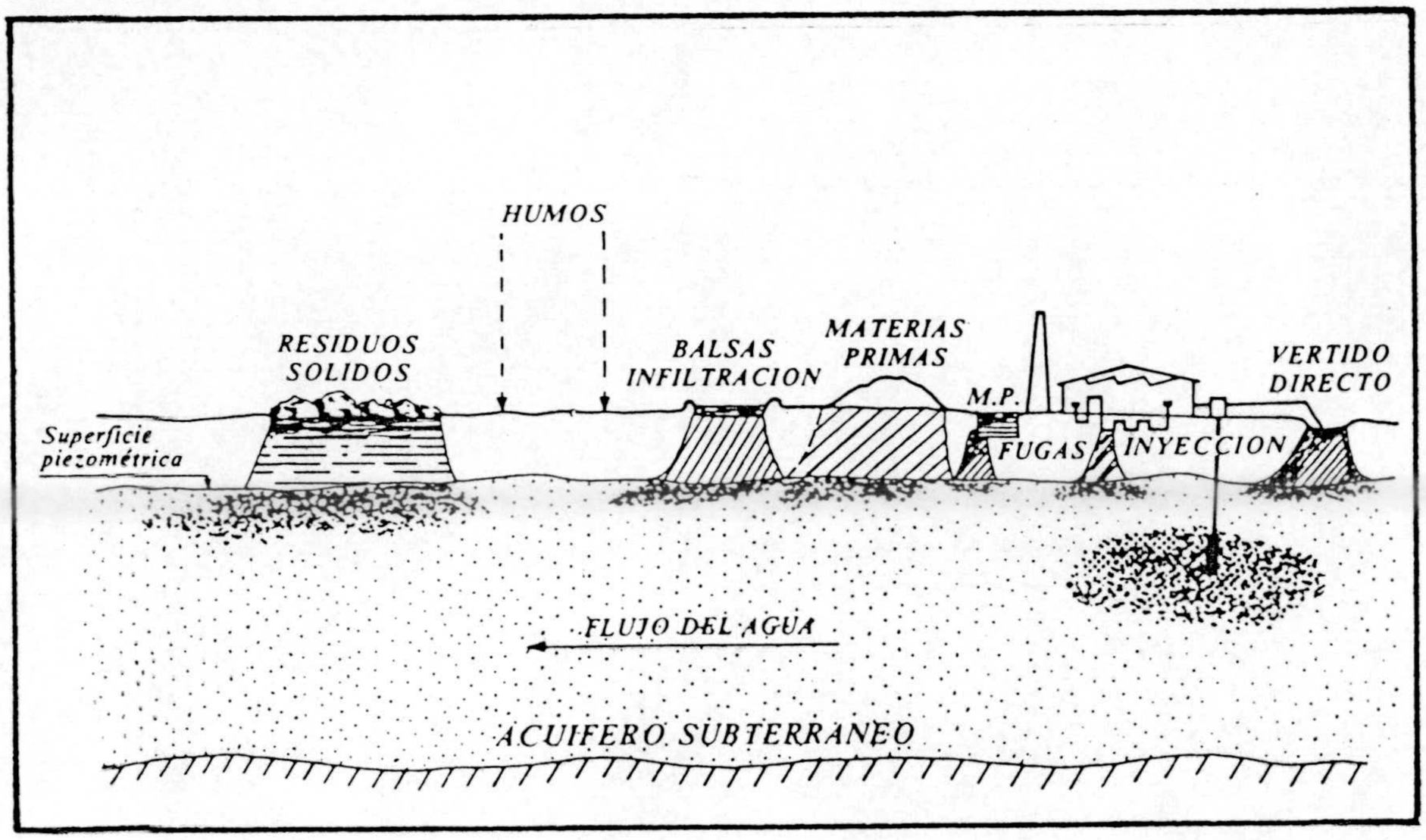
Por último, la afección microbiológica, estrechamente relacionada con la comentada anteriormente, que no ha sido estudiada, presenta serios problemas a la potabilidad de las aguas, producto de la existencia de microorganismos parasitos y/o patógenos, origen de un gran numero de enfermedades infecciosas de origen fecohídrico. A este respecto, en el epígrafe 2.1.4. del capítulo VII, se hizo mención a las principales afecciones de este tipo que se dan en la población abastecida de La Vega de Granada, y que son fundamentalmente la fiebre tifoidea y las disenterías bacilares.

5. AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES

Muy poca información se ha podido obtener acerca de las aguas residuales industriales de La Vega de Granada y de su posible impacto contaminante. A la propia dificultad que entraña un muestreo de aguas residuales de este tipo, se ha sumado, en este caso, la atomización industrial (establecimientos semi-familiares) y la gran dispersividad existente.

5.1. EL PROBLEMA DE LAS AGUAS DE ORIGEN INDUSTRIAL

La contaminación de las aguas subterráneas por las actividades industriales, proviene de los residuos sólidos y líquidos que generan, aunque también procede de los productos no desechables utilizados (fugas, accidentes...). Aunque este apartado hace referencia a las aguas residuales industriales, en sentido general, éstas incluyen también a las producidas por lixiviación de residuos sólidos. Un esquema sobre los posibles mecanismos de contaminación industrial de las aguas subterráneas (tomado de NIETO, 1979), es el que se presenta a continuación:



La contaminación generada se caracteriza fundamentalmente por dos hechos, como son, la puntualidad de la misma, debida a vertidos muy localizados, y la gran variedad de sustancias químicas, orgánicas e inorgánicas, que pueden producirla.

Por tratarse de vertidos normalmente puntuales y de una gran variedad y toxicidad, no se puede descartar el que cualquier industria, hasta la más modesta, en un determinado momento pueda producir una notable afección. La contaminación hídrica de origen industrial afecta hoy día, a multitud de ríos y acuíferos y es difícilmente atacable por el gran número de focos potenciales existentes, por la perdurabilidad, en el agua, de los productos vertidos y por problemas de tipo socio-económico.

5.2. LAS AGUAS RESIDUALES DE ORIGEN INDUSTRIAL EN LA VEGA DE GRANADA

El número de establecimientos industriales existentes en La Vega de Granada, en el año 1978, era de 1.199 (GARCIA RUIZ, 1982), de los que el 1 % pueden considerarse como industrias de tipo medio (no existe "gran industria"). Del restante 99 %, el 83 % serían industrias muy pequeñas, de tipo familiar. El colectivo industrial, poco importante, se halla repartido por todos los municipios de La Vega de Granada, aunque la mayor densidad es la que se localiza en el sector Nor-oriental del acuífero, en los poligonos industriales de Juncaril y ASEGRA.

Los residuos líquidos generados, son vertidos directamente a las redes de saneamiento, acequias y cauces próximos. No existen, salvo en muy contadas excepciones, depuradoras de los residuos producidos. Estos, como ya se ha dicho en el epígrafe anterior, poseen una extraordinaria variabilidad composicional, pero dado que la industria existente es fundamentalmente básica, los aportes son poco tóxicos, y muchos de ellos biodegradables.

De los tipos de industrias que existen en La Vega de Granada y su entorno inmediato, quizás sean especialmente destacables por sus vertidos potencialmente contaminantes los siguientes:

- Relacionados con baños electrolíticos.
- " " pinturas, lacados, barnizados...
- " " tintas, disolventes...
- Cromados, niquelados...
- Alcoholeras, mataderos y alimentarias
- Explosivos
- Abonos agrícolas
- Aceites pesados, residuos de combustión...

5.3. COMPOSICION FISICO-QUIMICA DE LOS EFLUENTES DE JUNCARIL

El poligono industrial de Juncaril es el más importante de los existentes en La Vega de Granada, por lo que fué muestreado el arroyo de Juncaril a la salida del polígono, receptor de las aguas residuales de algunas de sus industrias. Un análisis físico-químico realizado a las 13'30 horas de un día laborable, dió los valores que se expresan en el cuadro 33, los cuales es de suponer que estarán sujetos a una fuerte variabilidad diaria.

Contenidos en mg/l

Cloruros	72	*	Nitritos	5,75
Sulfatos	508	*	Fluoruros	65,05
Bicarbonatos	192		Litio	-
Nitratos	3,5	*	Hierro	0,47
Sodio	77		Manganeso	0,03
Potasio	4,7	*	Níquel	0,32
Calcio	128		Cobre	0,14
Magnesio	71		Cinc	1,20
Sílice	17,9	*	Plomo	0,21
pH	6,3		Plata	0,003
Temperatura	16,5		Cobalto	0,01
Conductiv.	1527		Cromo total	0,02
		*	Cadmio	0,02

Cuadro 33.- Composición físico-química del efluente de Juncaril.
** Constituyentes anómalamente concentrados (Marzo de 1984)*

Los valores analíticos reseñados reflejan que, independientemente de tratarse de un agua de gran contenido salino natural, presenta valores anómalamente altos para la mayor parte de los constituyentes minoritarios determinados, y en especial, para los nitritos, fluoruros (65 mg/l), hierro, níquel, plomo y cadmio.

5.4. REPERCUSIONES EN EL EMBALSE SUBTERRANEO

Los valores analíticos obtenidos para los parámetros analizados, no han puesto de manifiesto ningún tipo de contaminación de origen industrial en el acuífero de La Vega de Granada, pese a existir en muchos de los cauces de superficie que la cruzan sin revestir. Las causas hay que buscarlas en el moderado aporte contaminante de los mismos, y en su, generalmente, baja toxicidad (concentración), que hace que sean fácilmente retenidos y fijados dentro de la franja no saturada del acuífero. Desde este punto de vista hay que apuntar la relativa idoneidad hidrogeológica del enclave industrial de los polígonos ASEGRA y Juncaril, en el sector Nororiental del acuífero, donde existe una franja no saturada relativamente potente y de tipo arcilloso.

6. AGUAS DE INFILTRACION. EL PROBLEMA DE LOS FERTILIZANTES Y PESTICIDAS

Puesto que la contaminación del acuífero de La Vega de Granada por los fertilizantes (y pesticidas, ésta ya estudiada), es posiblemente la de mayor entidad, hoy por hoy, dado su carácter "regionalizado", ha sido nuestro objetivo profundizar algo más en su estudio (al igual que para la producida por las aguas residuales urbanas), en comparación con otras de menos entidad, como la industrial, o la debida a los lixiviados de vertederos. Ello ha motivado una más extensa introducción bibliográfica (epígrafe siguiente), al tiempo que se ha abordado la cuantificación pormenorizada del aporte anual bruto del nitrógeno vertido en las labores de abonado (epígrafe 6.2).

6.1. FERTILIZANTES Y PESTICIDAS

Hasta la segunda mitad del siglo XIX la restitución al suelo por las extracciones de las cosechas se deben a las "enmiendas húmicas" (estiércol, compost...). Son las investigaciones de LIEBIG, en 1840, las que demuestran la necesidad de aportar al suelo, bajo forma rápidamente asimilable, los elementos minerales más imprescindibles para el crecimiento vegetal. Pronto se comprueba que son tres los elementos indispensables para el mismo, los cuales corresponden al nitrógeno, fósforo y potasio. A partir de entonces se generaliza ya la producción y empleo de toda una serie de compuestos variados con esos elementos, que, por su acción sobre los cultivos, son denominados fertilizantes. Paralelamente, son puestos a punto también, toda una amplia gama de productos (insecticidas, herbicidas...) destinados a combatir las plagas (animales y vegetales) de las cosechas, que por este motivo son denominados plaguicidas o pesticidas.

Ambos, fertilizantes y pesticidas, adquieren pronto un impresionante auge, debido a sus bajos costes en relación con los grandes incrementos de rendimiento que proporcionan a las cosechas. Se entra

así, como en otras tantas parcelas de la actividad humana, en la era del empleo de sustancias químicas, en este caso, aplicadas a la agricultura. Con su uso generalizado empiezan a aparecer las primeras contrapartidas. Los problemas atañen al desequilibrio de ecosistemas animales y al deterioro del medio ambiente. Todavía es incalculable el alcance que estas acciones puedan tener sobre el medio ambiente. Es un hecho el proceso de desaparición de numerosas especies de insectos, por la acción de los insecticidas, y de aves, envenenadas por la ingestión de los primeros. Igualmente, empiezan a ser detectables ciertos tipos de pesticidas en aguas de consumo público, en cantidades, tan bajas, que sus efectos experimentales no se han puesto todavía claramente de manifiesto, aunque se sospecha, por su carácter acumulativo, que a largo plazo podrían tener consecuencias cancerígenas y mutógenas para el organismo humano. De la misma forma, los contenidos, cada día más altos, en nitratos, procedentes de los fertilizantes, que están contaminando nuestras aguas (principalmente las subterráneas), parece ser que tienen también efectos cancerígenos, por la formación de nitrosaminas, independientemente de los metahemoglobizantes, ya conocidos.

De todos los compuestos fertilizantes aplicados al suelo, son los de nitrógeno los que más afectan a la calidad de las aguas, por la extrema movilidad del nitrógeno nítrico (ión nitrato), forma estable de los diversos tipos utilizados.

Un porcentaje importante del mismo es aplicado en forma orgánica (estiércol o urea), mientras que el resto lo es en forma inorgánica, generalmente en estado amoniacal (sulfato amónico, nitrato amónico, carbonato amónico...). Las cantidades de nitrógeno suministradas se basan, teóricamente, en las necesidades requeridas por unidad de área y cosecha. Sin embargo, es un hecho el que los aportes reales son, hasta varias veces, superiores a los calculados como suficientes.

Los compuestos nitrogenados orgánicos actúan de una forma relativamente lenta, pués, primero han de ser mineralizados (amonificación)

y luego nitrificados (nitrificación y nitratación), hasta llegar a la forma oxidada de nitratos, que es la utilizada por las plantas (HARMSEN y VAN SCHREVEN, 1955; MIDDLETON y SMITH, 1979; MENGEL, 1982...).

La mayor parte de la investigación relacionada con la lixiviación de compuestos nitrogenados inorgánicos, indica que la infiltración de nitrógeno amoniacal y nitroso representa solamente porciones insignificantes (habitualmente inferiores al 1 %) del total lixiviado, compuesto, mayoritariamente, por el nitrógeno nítrico (nitratos), el cual se comporta, dada su alta solubilidad y baja adsorción mineral, como un verdadero trazador hidroquímico.

Las concentraciones de ión nitrato que percolan hacia el acuífero, dependen de varios factores, para un mismo aporte, como son: tipo de suelo (composición, permeabilidad, humedad...), frecuencia y épocas de aplicación, compuestos utilizados, disponibilidades previas en suelo y aguas de irrigación, tipos de cultivos y periodicidad de lluvias y/o regadios, entre otros.

Una vez alcanzada la franja saturada, se ha puesto de manifiesto, en numerosas investigaciones, la existencia de una estratificación de los contenidos en nitratos presentes, encontrándose los más altos en la franja superior (ello es debido a la lenta velocidad de flujo vertical que posee este ión dentro del medio acuoso). Las mezclas e inversión de estratificaciones se producen por oscilaciones del nivel piezométrico, bien naturales o inducidas por extracciones.

Existe una abundantísima bibliografía sobre contaminación de acuíferos por fertilizantes nitrogenados, producto de su relativamente reciente incorporación a muchos de ellos y de los efectos que sobre la salud humana pueden tener. Entre las más recientes (posteriores a 1980) de las realizadas en España, caben citarse las de: RAMOS y FERRER, 1981; SANCHIS, 1981; SANCHEZ y VARELA, 1981; CASTIELLA et al., 1981; RODRIGUEZ et al., 1981; ARENAS et al., 1981; OCAÑA

et al., 1981; CUSTODIO, 1981; ALONSO y MEDIAVILLA,1981; LOPEZ VERA, 1981; LOPEZ VERA y MARCOS, 1981; CARRERAS et al., 1983 y CASTILLO et al., 1983.

Algunos trabajos de temática más amplia y general sobre la contaminación de nitratos son los de: KOLEBRANDER, 1977; SEOANEZ, 1977; CALVIN, 1979; RAMOS, 1977; MARTIN, 1979; FERRER, 1980; ENGLISH et al., 1980; FILIPOVIC, 1980 y STILLWELL y WOODMANSEE, 1981.

Tienen también especial importancia, en la investigación de contaminaciones por fertilizantes nitrogenados, los estudios de los procesos de amonificación y nitrificación, sin los cuales el nitrógeno aportado en las formas orgánica y amoniacal no podría pasar a nitrógeno nítrico (nitratos) y ser adsorbido por las plantas y lixiviado hacia las zonas saturadas de los acuíferos.

Sin embargo, ha sido muy poca la atención dedicada, en España, a estos procesos. En Andalucía caben destacarse las investigaciones de PEREZ MIRANDA, 1976; GALLARDO LARA et al., 1972, 1973 y 1982, y LLUCH y OLIVARES, 1976.

Entre ellas, ha sido de especial interés para este trabajo, la de GALLARDO LARA et al., de 1982, titulada "Estudio comparativo sobre nitrificación en suelo de regadío frente a uno de secano", realizada para un sector de La Vega de Granada. La experiencia, efectuada con sulfato amónico, puso de manifiesto una mayor nitrificación en el suelo de vega, la cual se produjo, en un 90 %, a los 15 días (resultados análogos son obtenidos en las experiencias de BASARABA, 1964; DUBEY, 1969 y KRISHNAPILLAI, 1979).No obstante, algunas investigaciones ponen de manifiesto tiempos de nitrificación mayores (GALLARDO LARA et al., 1978 y TURNER, 1979).

Pasando rápidamente a los otros dos elementos que, de forma mayoritaria, están presentes, junto al nitrógeno, en los fertilizantes, hay que decir que tanto el fósforo como el potasio ocasionan mínimos

problemas de lixiviación, por su rápida fijación y/o adsorción en el suelo.

Así, cualquier tipo de compuesto de fósforo añadido como fertilizante (fosfato de inositol , hierro, aluminio, calcio...), o liberado por descomposición de materia orgánica, es convertido rápidamente en una forma insoluble y fijado en el suelo. Por ello, la mayor parte de los problemas relacionados con contaminación de fósforo agrícola, se dan en las aguas superficiales, y, casi siempre, son debidos a erosión de suelos.

Por último, el potasio, que se aplica normalmente al suelo como carbonato potásico, tiene muy poca movilidad, dado el alto poder de absorción y cambio iónico que sobre él ejerce el suelo.

No queremos olvidar la contaminación que, a veces, se puede producir por compuestos y elementos no fundamentales en los fertilizantes, que forman parte de los mismos, bien ejerciendo una función de restituyente del suelo o como simples iones complementarios de las sales de nitrógeno, fósforo o potasio aplicadas. Así, pueden ser destacables las afecciones producidas por los sulfatos (SANCHEZ, 1981; SANCHEZ y VARELA, 1981; CUSTODIO, 1981; ALONSO y MEDIAVILLA, 1981..), los cuales entran a formar parte de los fertilizantes en algunas sales de nitrógeno, como son el sulfato y nitrosulfato amónico, hoy día muy extendidas.

Todavía nos queda por hablar, en este epígrafe, de los pesticidas, cuya presencia en las aguas subterráneas es generalmente mínima, pero de efectos sobre la salud humana, aún hoy día, imprevisibles.

La palabra pesticida es un término general que incluye a diferentes productos, como son los funguicidas, hervicidas, insecticidas, rodenticidas... En general, se trata de compuestos de notable resistencia a la degradación, que con frecuencia son muy nocivos para el hombre por su tendencia a acumularse en los tejidos, pudiendo crear

así una toxicidad diferida. En los últimos años han sido muchos los paises del mundo que han prohibido el uso del conocido insecticida DDT, por su extrema peligrosidad. En Francia, han sido prohibidos, igualmente, algunos herbicidas como el heptacloro, clordane, dieldrin y aldrin.

Los cuatro principales grupos de pesticidas relacionados con la contaminación de las aguas subterráneas, son los siguientes:

a) Organoclorados

Se caracterizan por su gran persistencia y baja solubilidad, siendo además fuertemente adsorbidos por el suelo (ADAMS, 1973); no obstante, ciertas investigaciones (JOHNSON, 1967; SWBODA, 1971...) han demostrado que pueden moverse vía lixiviación.

b) Organofosforados

Se caracterizan por una persistencia menor que la de los organoclorados y una mayor solubilidad. Su toxicidad puntual es mucho mayor, pero su menor estabilidad disminuye la misma a largo plazo (un efecto tóxico contrario es el que presentan los organoclorados, comentados anteriormente).

c) Carbamatos

Son poco conocidas sus características, por ser relativamente recientes, no obstante, parecen asimilarse a las de los organofosforados, ya referidas.

d) Herbicidas:

Sus características son muy diferentes de unos tipos a otros. Es común su persistencia y relativa solubilidad (DREGNE, 1969, comprobó que el 2,4-D era muy soluble y además débilmente absorbido por

el suelo). Los compuestos a base de ácido ferroxialquílico, no son tóxicos, pero comunican sabor y olor en bajas concentraciones. Por el contrario, los compuestos a base de nitrofenol y piridilo (estos últimos fuertemente absorbidos por las arcillas) son muy tóxicos y acumulativos.

La legislación española admite hasta una y cinco décimas de microgramo por litro, para compuestos individuales y total de ellos, respectivamente. Sin embargo, sus límites son muy estrictos y no responden a la corriente general de otras legislaciones, teóricamente más avanzadas, como es la de los Estados Unidos, donde el límite más severo es de dos microgramos por litro y se aplica, táxativamente, al herbicida 2,4,5 -T.

Es muy escasa la bibliografía existente en España sobre estudios de contaminación de aguas por pesticidas, lo cual se debe, posiblemente, a problemas analíticos, derivados de su difícil caracterización y cuantificación, por ser muy bajas las concentraciones en que, generalmente, se encuentran, lo que requiere de los procesos previos de extracción, concentración y purificación. Afortunadamente, sin embargo, el acuífero de La Vega de Granada, curiosamente olvidado al respecto de estudios de contaminación más asequibles, posee un magnífico estudio de contaminación por pesticidas, el cual constituyó la Tesis Doctoral de ACUÑA (1981), a la que nos referiremos en el epígrafe 6.3.

6.2. LOS FERTILIZANTES NITROGENADOS EN LA VEGA DE GRANADA

El cálculo del nitrógeno total inorgánico aportado al año por las labores de abonado en La Vega de Granada, ha sido realizado teniendo presente la distribución areal de cultivos de un año medio (cuadro 3, epígrafe 1.3.2. del capítulo II) y las dotaciones y tipos de abonos nitrogenados empleadas por cultivo, unidad de superficie y campaña. Estos datos, que responden a la media del cuatrienio 1980-83,

al igual que los de distribución areal, nos fueron gentilmente facilitados por la Jefatura del Servicio de Extensión Agraria de Granada (agradecemos al Sr. Vílchez su amable atención al respecto).

A continuación, en el cuadro 34 a, se presentan, para los cultivos más extendidos en La Vega de Granada las dotaciones medias de nitróge no aplicadas, en Kg/Ha, junto a las dietas más usuales con que son satisfechas las mismas.

Teniendo en cuenta la distribución areal de cultivos por campaña, y las dotaciones medias de nitrógeno suministradas a los mismos, fué calculado el tonelaje bruto de nitrógeno aportado al año, el cual aparece desglosado por estaciones en el cuadro 34 b.

- Invierno	756	17 %
- Primavera	2.626	59 %
- Verano	1.068	24 %
- Otoño	-	
- Total	4.450	Tm de nitrógeno

Cuadro 34 b.- Repartición anual del aporte bruto de nitrógeno, que, procedente de las labores de abonado, se vierte a La Vega de Granada.

De los valores expresados en el cuadro 34 b, se pone de manifiesto que es la primavera la estación en la que más se abona (59 %), seguida del verano (24 %), las cuales coinciden, lógicamente, con las dotaciones de irrigación máximas, lo que consecuentemente aumenta el peligro de lixiviación e infiltración hacia la franja saturada del acuífero de una parte del nitrógeno aportado. Una penetración hacia la franja saturada puede ocurrir, normalmente, por un exceso de abonado y/o de irrigación (no hay que olvidar que aparte de favorecer la infiltración, el agua de irrigación suministrada de por sí acepta-

Cultivos	Dotación media N_2	Dietas fertilizantes	Fecha de aplicación
a) Trigo	56	700 kg/ha de complejo 8-15-15	(Noviembre)
	78	300 kg/ha de nitrosulfato amónico (26 % N_2)	(Marzo)
b) Maiz	160	800 kg/ha de complejo 20-10-5	(Abril)
	91	350 kg/ha de nitrosulfato amónico (26 % N_2)	(Julio)
c) Chopo	90	600 kg/ha de complejo 15-15-15	(Marzo-Abril)
	156	600 kg/ha de nitrosulfato amónico (26 % N_2)	"
Nota.- De los 9 años de vida media de un chopo de La Vega de Granada, sólo se da este abonado durante 3 años (del 4° al 6°), lo que equivale a dividir la dotación global por tres.			
d) Tabaco	135	900 kg/ha de complejo 15-15-15	(Mayo)
	78	300 kg/ha de nitrosulfato amónico (26 % N_2)	(Junio-Julio)
e) Hortalizas	78	300 kg/ha de nitrosulfato amónico (26 % N_2)	(Primavera)
	104	400 kg/ha de nitrosulfato amónico (26 % N_2)	(Verano)
f) Ajo	105	700 kg/ha de complejo 15-15-15	(Noviembre-Diciembre)
	78	300 kg/ha de nitrosulfato amónico (26 % N_2)	(Abril)
g) Cebolla	105	700 kg/ha de complejo 15-15-15	(Abril)
	104	400 kg/ha de nitrosulfato amónico (26 % N_2)	(Julio)
h) Patata	135	900 kg/ha de complejo 15-15-15	(Febrero)
	104	400 kg/ha de nitrosulfato amónico (26 % N_2)	(Abril)
i) Leguminosas		No necesitan apenas de fertilizantes nitrogenados, al tomar el nitrógeno de la atmósfera.	
j) Otros cultivos		Con superficies parciales menores de 1.000 ha, totalizan 3.800 ha, a las que se le aplica, para el cálculo global, la media de las dotaciones de los cultivos anteriores .	

Cuadro 34 a.- Dotaciones y dietas fertilizantes aplicadas a los principales cultivos de La Vega de Granada (cuatrienio, 1890-83. Datos en Kg/Ha. Procedencia, S.E.A. Granada).

bles cantidades de nitrógeno. Frecuente regadio con aguas residuales urbanas).

Con respecto al aporte anual bruto de nitrógeno calculado, de 4.450 Tm, conviene señalar que ya en un trabajo precedente, MARIN et al. (1983), se cifraba,de forma aproximada,el mismo en 4.000 Tm, valor relativamente similar al aquí obtenido.

Aunque se intentó estimar el aporte total neto, tras descontar al bruto las extracciones medias por unidad de producción de los diferentes tipos de cultivos considerados, la cantidad de factores que intervienen, y los aportes de nitrógeno procedentes de otras fuentes, no cuantificadas (atmósfera, materia orgánica...), desaconsejó una exposición, ni tan siquiera aproximada, de los resultados que fueron obtenidos.

6.3. REPERCUSIONES EN EL EMBALSE SUBTERRANEO

a) Fertilizantes

El exceso de nitrógeno con que se abona (sumado al que aportan las aguas residuales urbanas), plantea serios problemas de contaminar el embalse subterráneo de La Vega de Granada, debido a la rápida y fácil lixiviación del nitrógeno nítrico,por las aguas de irrigación y precipitación. Las formas más reducidas, correspondientes al nitrógeno amoniacal y nitroso, son lixiviadas muy difícilmente (THOMAS, 1970...), por lo que no cabe pensar para sus contenidos,en un origen, en principio, ligado a los fertilizantes nitrogenados (sino más bien a contaminaciones de tipo orgánico, por infiltración de aguas residuales urbanas).

De forma aproximada,puede decirse, que,de un contenido medio en nitratos de 8 mg/1, aportado por las aguas de infiltración de todas las escorrentías superficiales (epígrafe 3.1.), las cuales constitu-

yen el 77 % de la alimentación del acuífero, se pasa a un valor medio para las aguas del mismo, de 40 mg/1. Si suponemos que este incremento se debe exclusivamente al nitrógeno aportado por las labores de abonado y aguas residuales urbanas (lo cual no es totalmente cierto, ya que habría que evaluar el contenido medio en nitratos del restante 33 % de las aguas de alimentación no considerado), puede estimarse su repercusión, en el momento actual, en un incremento de contenidos del 400 %. De este incremento global, el 74 %, aproximadamente, se debería a los fertilizantes nitrogenados y el 26 % restante a las aguas residuales urbanas.

Por lo que respecta a evolución temporal de contenidos, desgraciadamente no disponemos de registros anteriores suficientemente representativos, si hacemos la salvedad del realizado en el año 1980 (epígrafe 2.5. del capitulo IV), del que se posee el correspondiente mapa de contenidos en nitratos (figura 49). De la comparación del mismo, con los obtenidos para las campañas de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984 (figuras 84 y 85), puede deducirse que sobre una distribución de isolíneas semejante, los contenidos correspondientes a las mismas, para los muestreos más recientes, son superiores en un 70 %.

La variación temporal, Septiembre de 1983-Marzo de 1984, puede deducirse objetivamente haciendo uso de los contenidos hallados para la red de puntos comunes. Estos reflejan un incremento medio, poco significativo, para los valores de Marzo, de 3,4 mg/1 (9 %). Las medias de dispersión aumentan en un 42 %. En principio este ligero incremento puede explicarse, si se admite que la época de máximos contenidos debe de estar desfasada con la de máximo abonado (primavera y verano), por las necesidades temporales que requieren los procesos de amonificación, nitrificación y lixiviación hasta la franja saturada. Un estudio de los contenidos mensuales en nitratos, para un año agrícola y pluviométrico normal, descifraría cual es el tiempo de desfase medio necesario para alcanzar los máximos contenidos en el acuífero (es evidente que este tiempo será menor en unas áreas que en otras). Una visión comparativa complementaria, al respecto de los contenidos

hallados para ambos muestreos, puede obtenerse de los diagramas de distribución de frecuencias correspondientes (figura 83).

Haciendo referencia a los contenidos en nitratos, hallados en la campaña de Septiembre de 1983, la de más densidad de determinaciones realizada, una por cada 1,5 Km^2 (128), caben hacerse las siguientes observaciones:

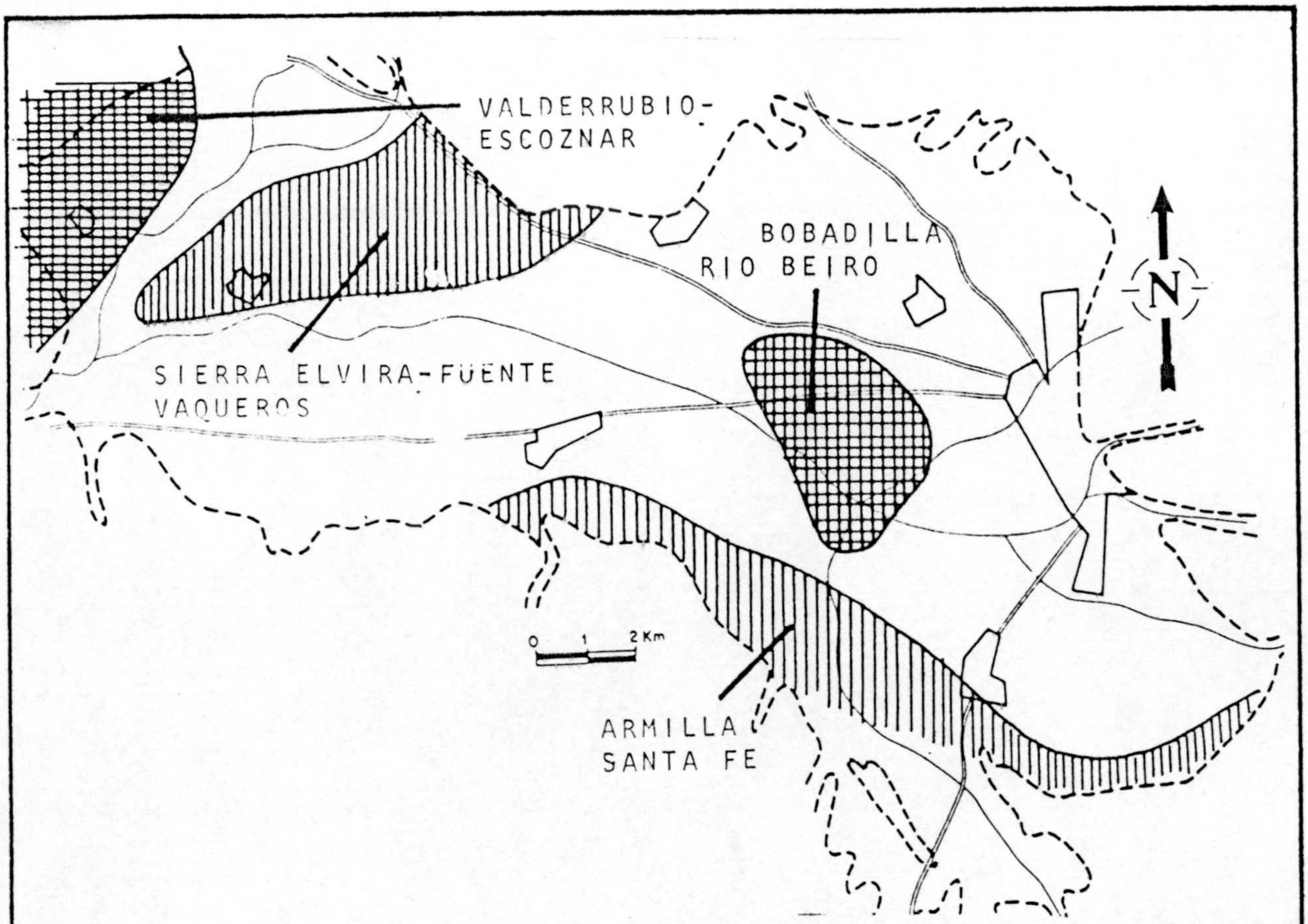
- Los contenidos máximo, mínimo y medio hallados, fueron de: 170,0 (punto nº 5063), 0,2 (punto nº 6014) y 39,6 mg/1, respectivamente (desviación típica de 23,9).

- La distribución de frecuencias de los valores obtenidos (anexo VII.2) indica que el intervalo más representativo es el comprendido entre 30 y 50 mg/1, el cual agrupa al 44 % de la población. Cabe destacarse, como índice sintomático del grado de afección de la contaminación producida, el que un 66 % de las muestras presentaron contenidos superiores a 30 mg/1, que era el límite máximo admitido por la Reglamentación española hasta el 29 de Abril de 1982. Según el nuevo límite, que corresponde a una concentración de 50 mg/1, es un 22 % la proporción de muestras que lo superan.

- La superficie de acuífero "gravemente contaminada", correspondiente a ese 22 % de muestras, de contenidos no tolerables, es de un 14 % (27 Km^2).

- Los sectores más afectados por los altos contenidos son los de: Valderrubio-Escóznar (12 Km^2) y estación de Bobadilla-desembocadura del río Beiro (10 Km^2). Por el contrario, las concentraciones más bajas (inferiores a 20 mg/1) se localizan en los sectores de La Zubia, Alhendín y Fuente Vaqueros (ver localización en la página siguiente).

El estudio de la distribución de contenidos (para las campañas de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984. Figuras 84 y 85) está recogido en el epígrafe 2.2.4, que trata sobre la situación del ión nitrato



Esquema.-*Sectores del acuífero que presentaron los mayores y menores contenidos en nitratos para las campañas analíticas de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984.*

en las aguas del acuífero de La Vega de Granada. Con referencia a la misma, llama la atención el hecho de que sobre un aporte de nitrógeno, en principio similar y de tipo regionalizado, exista una muy distinta distribución de contenidos. Como excepción a la norma general, que cumplen el resto de las distribuciones de contenidos, de los constituyentes determinados, para la de los nitratos, la franja central, que delimita el actual curso del río Genil, posee concentraciones superiores a las correspondientes laterales, en contacto con los bordes del acuífero (excepción hecha de los sectores de Valderrubio y Aeropuerto-Romilla; figura 84), lo cual puede explicarse, con ciertas resevas, a partir de la dilución del sector contaminado de alta concentración de, estación de Bobadilla-desembocadura del río

Beiro, situado aguas arriba del mismo eje de flujo del río Genil. Por otra parte, las franjas laterales, en contacto con los límites del acuífero, deben sus relativamente bajas concentraciones a un menor aporte vertiente del nitrógeno procedente de los fetilizantes.

Para la "cuña" de baja concentración existente en el sector de Alitaje-Baños de Sierra Elvira, suficientemente conocido, por su reiterada referencia a lo largo del texto, como uno de los de mayor contenido para el resto de los iones, cabe argumentarse la misma, a la baja concentración en nitratos aportada por el flujo lateral del sistema de Sierra Elvira, responsable principal de los altos contenidos iónicos presentes en dicho sector.

Es muy posible que un aporte nitrogenado procedente de los fertilizantes, de la irrigación con aguas residuales urbanas (acequia Gorda..., y también de la infiltración a partir del río Beiro), sea la causa de la contaminación del sector, estación de Bobadilla-desembocadura del río Beiro. La anomalía de contenidos del sector de Valderrubio-Escóznar, responde, sin embargo, a un origen exclusivamente agrícola, responsable también de la alta contaminación relativa hallada para los pesticidas (figura 137). Este sector, que ya había sido puesto de manifiesto, por sus altas concentraciones, en el mapa de contenidos en nitratos del año 1980 (figura 49), ha sido objeto de una mayor dedicación de estudio por nuestra parte. Ello motivó, el que se realizaran una serie de consultas entre el personal técnico del Servicio de Extención Agraria y del IRYDA, destinadas a conocer las dotaciones de fertilizantes nitrogenados aplicados a dicho sector. Estas pusieron de manifiesto que se encuentran muy por encima de las medias suministradas en La Vega de Granada, siendo conocidos los agricultores de Valderrubio, entre el personal técnico, por su valentía en el empleo de productos químicos (fertilizantes y pesticidas) aplicados a la agricultura y por los altos rendimientos que obtienen de sus cosechas. Otro factor decisivo, que ha contribuido a la generación de este sector de contaminación, ha sido al alta permeabilidad de la franja no saturada (de 5 a 20 m de potencia), que

no cabía esperar, en contraposición de la correspondiente a la franja saturada, ambas pertenecientes a un Cuaternario medio y antiguo (PNUD/FAO, 1972). Este hecho, puesto de manifiesto por un excelente drenaje de las parcelas de cultivo, es bien conocido en Valderrubio, donde hemos tenido ocasión de ver infiltrarse caudales importantes de riego por inundación, en corto espacio de tiempo.

Por lo que respecta a los otros elementos fundamentales, contenidos en las dietas fertilizantes, el potasio, dada su gran facilidad para ser fijado por el suelo, no plantea problemas, via lixiviación, al quimismo de las aguas del acuífero. Otro tanto le ocurre al fósforo (también al boro), que es fijado por el suelo alcalino de La Vega de Granada.

Por último, y atendiendo a algunas de las referencias bibliográficas consultadas, las cuales fueron reseñadas en el epígrafe 2.6.1 de este mismo apartado, se estudiaron otras posibles afecciones por empleo de fertilizantes, ligadas al aporte de constituyentes secundarios y microelementos.

En esta línea, se siguió la pista a un posible origen fertilizante complementario para los sulfatos, que ha provocado en otras áreas serios problemas de contaminación (SANCHEZ, 1981; CUSTODIO, 1981...). Sin embargo, ese no es el caso del acuífero de La Vega de Granada, donde las áreas de más alta fertilización (máximos contenidos en nitratos), como son las de Valderrubio-Escóznar y Bobadilla-desembocadura del río Beiro, poseen concentraciones en sulfatos por debajo, incluso, de las correspondientes a su entorno inmediato (ver mapas de las figuras 78 y 79). Apoya también, esta hipótesis, la alta correlación y excelente ajuste obtenido para la relación sulfatos-calcio + magnesio, que de haber existido un aceptable aporte fertilizante de los sulfatos, se hubiera visto sensiblemente distorsionada.

También se observó la distribución espacial de los microelementos de: hierro, manganeso, cobre y cinc, contenidos habitualmente en los

fertilizantes, los cuales no dieron anomalía positiva para las áreas más afectadas por la fertilización (con ciertas reservas para los contenidos de cobre). Relacionado con este aspecto, fué puesta de manifiesto, en las mismas, una cierta anomalía positiva de plomo, que podría atribuirse al aportado por ciertos pesticidas.

b) Pesticidas

El estudio de los contenidos en pesticidas (organoclorados), de La Vega de Granada, en suelo y aguas subterráneas, fué abordado, como tema de Tesis Doctoral, por ACUÑA (1981). En una publicación posterior, ACUÑA et al. (1981), a la que remitimos a los lectores interesados en una mayor documentación sobre el tema, se resumen los resultados obtenidos. En este punto sólo vamos a hacer referencia escueta a los diferentes tipos y concentración de los mismos, hallados en las aguas de acuífero. Documenta el comentario un mapa de contenidos totales que se realizó para las distintas muestras de suelo y agua analizadas (figura 137).

Las determinaciones halladas presentan valores comprendidos entre 0 y 0,2 mg/1 para un 77 % de las mismas, entre 0,2 y 0,4 mg/1 para un 18 % y son superiores a 0,4 mg/1 para un 5 %.

De los pesticidas identificados (lindano, heptacloro, aldrin y EDDT), los que se presentan en mayor concentración son el aldrin (prohibido por su carácter tóxico en Francia), y el EDDT (DDE + TDE + DDT, este último prohibido en muchos paises del mundo. Ver epígrafe 6.1), mayoritarios en los sectores de Santa Fe y Noreste del acuífero, respectivamente.

Las áreas más afectadas por sus contenidos en pesticidas corresponden a las de: Valderrubio, puente de Los Vados-desembocadura del río Beiro y Ogíjares-Alhendín, coincidiendo las dos primeras con las de mayor contaminación por fertilizantes nitrogenados según los contenidos en nitratos , hecho ya que fué expuesto en el punto anterior.

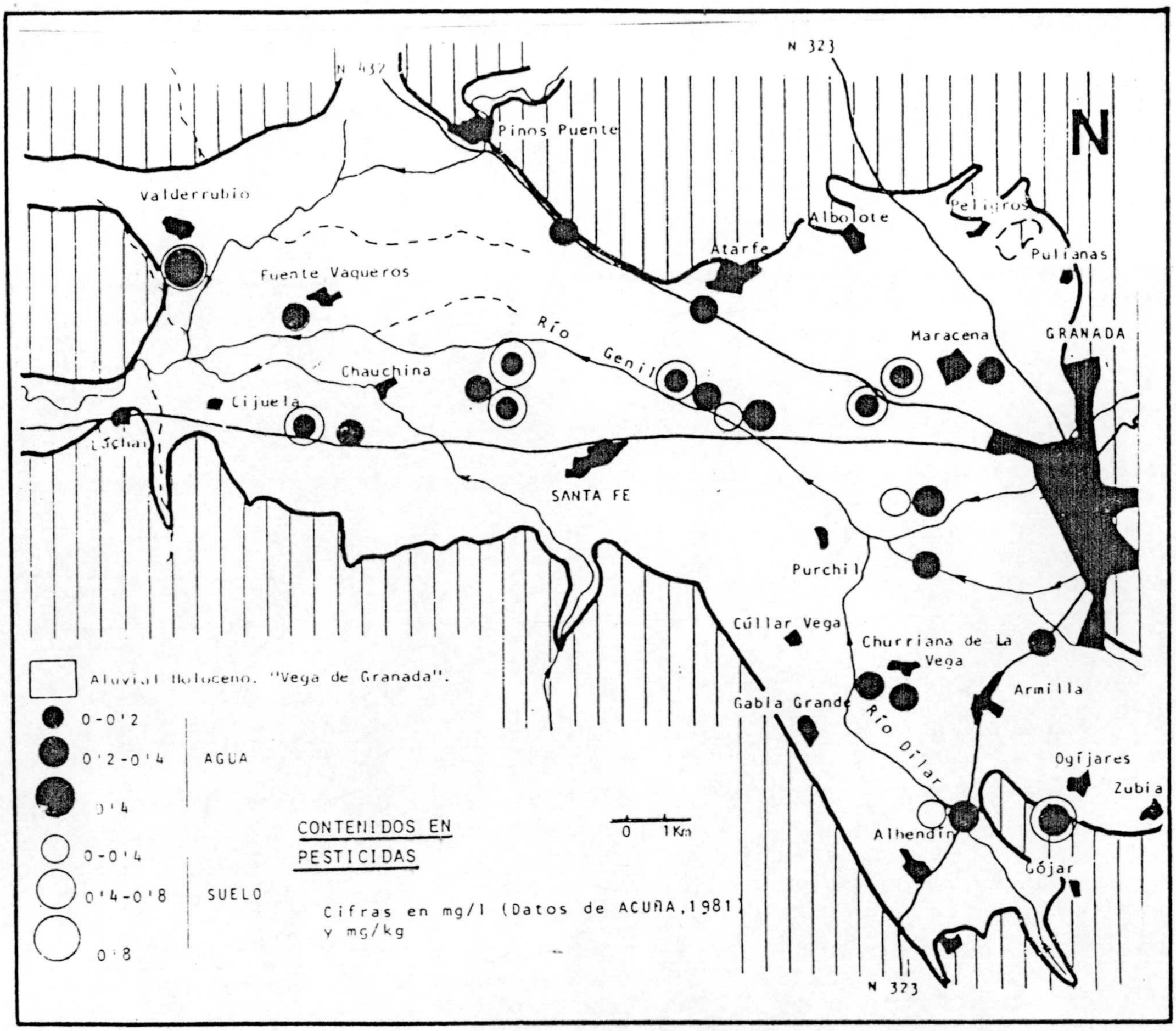


Figura 137.- Contenidos en pesticidas organoclorados, para muestras de suelo y agua, de La Vega de Granada (ACUÑA et al., 1981).

7. AGUAS DE INFILTRACION Y ESCORRENTIA.
EL PROBLEMA DE LOS VERTEDEROS DE RESIDUOS SOLIDOS URBANOS

7.1. EL PROBLEMA DE LOS VERTEDEROS DE RESIDUOS SOLIDOS URBANOS

La generación de residuos sólidos urbanos constituye, hoy día, un problema agobiante a nivel mundial, por ser los mismos de difícil eliminación y fuente de contaminaciones de diversa índole. El aumento progresivo de la población, junto a la creciente demanda de bienes de consumo, está determinando, además, un continuo aumento en el peso y volumen de los desechos producidos.

Este problema afecta, entre otros, a los sectores socio-económico y medio-ambiental. La dependencia socio-económica deriva de la necesidad de crecientes servicios de recogida, conducción, vertido y control de basuras, los cuales son deficitarios, ya que los sistemas de eliminación por, "compostaje", reutilización, producción de energía, etc, resultan por, lo general, antieconómicos. Por otra parte, el problema medio-ambiental-sanitario surge de la potencialidad contaminante de estos vertidos, que generan impactos visuales, olfativos, y contaminantes, atmosféricos e hídricos. Desde el punto de vista sanitario, son, además, núcleo de proliferación de roedores e insectos, vehículo de enfermedades (peste, tifus...).

De todos ellos, el aspecto que vamos a tratar, en el presente apartado, es el de la contaminación hídrica, ligada al lixiviado de los vertidos por las aguas, fundamentalmente, meteóricas, que a partir de su infiltración, directa e indirecta, afectarán a la calidad de los acuíferos.

En España, los vertidos de residuos sólidos urbanos, generados en 1978, fueron de 8 millones de toneladas (FERRANDO, 1981). La composición básica de los mismos es muy variada, dada la distinta proporción en que entran a formar parte diferentes tipos de residuos (domiciliarios, comerciales, de servicios, etc), en función de la época del año, nivel económico y cultural, etc. En el cuadro 35 se especi-

COMPONENTES (%)	Antes de 1980	1997
A) MATERIA INERTE		
Metales	4	7
Vidrio	4,5	8
Restos domiciliarios	1	-
Tierras y cenizas	5	-
B) MATERIAL FERMENTABLE		
Materia orgánica	60	27
C) MATERIAL COMBUSTIBLE		
Papel y cartón	16,5	40
Plástico	5,5	2
Madera	1	-
Gomas, trapos, cueros y varios	2,5	-
Otros	-	16
OTROS DATOS		
Humedad (%)	40 a 60	-
Densidad (Tm/m^3)	0,1 a 0,2	-
Producción (Tm/año)	8×10^6	26×10^6
Producción personal (Kg/hab.día)	0,6	1 a 2

Cuadro 35.- Principales componentes presentes en los vertederos de residuos sólidos urbanos de España. Porcentaje de los mismos para el periodo 1975-1980, junto al esperado para 1997 (CORDERO, 1980 y CIMA, 1978). Otros datos (FERRANDO, 1981).

fican los principales tipos de componentes que se generan, y su porcentaje medio para España, con datos anteriores a 1980 (según CORDERO, 1980), y los esperados para 1997 (CIMA, 1978), junto a otros datos de interés (FERRANDO, 1981).

De un vertido de componentes similares al referido como media nacional, en el cuadro 35, caben lixiviados de muy distinta composición, atendiendo, fundamentalmente, a las condiciones de aeroxia o anaeroxia en las que éstos se produzcan, lo que da idea de la enorme variabilidad composicional de los mismos y de la dificultad de dar una tabla de valores medios para ellos.

En general, los lixiviados producidos son característicos por los altos contenidos en,sólidos disueltos, cloruros, sulfatos, bicarbonatos, sodio, potasio, calcio y magnesio. Es típica, también, una demanda química y bioquímica de oxígeno muy alta, que llega a veces hasta valores insólitos (más de 100.000 mg/l en O_2). El lixiviado, que normalmente es reductor, suele contener, además, mucho amonio (hasta 1.500 mg/l), así como hierro y manganeso, y a veces cinc (hasta más de 1.000 mg/l, en algún caso). Los gases que se desprenden en la fermentación, pueden estar compuestos, hasta en un 90 y 55 %, de CO_2 y CH_4, respectivamente (BOULIER y TORRES, 1969). Finalmente el número de bacterias puede llegar a ser de hasta 1.000 veces superior a las del terreno, aunque las patógenas no subsisten en un medio tan desfavorable, por lo que con frecuencia no se encuentran coliformes. Debido a ello parece que los peligros de contaminación por microorganismos patógenos no son graves (GOLWER y MATTHESS, 1968), excepto si las basuras están bajo el nivel freático.

A título orientativo, cabe citarse la experiencia de WEAVER (en ALBINET, 1965), en la que el lavado continuo de un depósito de basuras, durante un año, le proporcionó, por m^3, los siguientes aportes iónicos: 1,2 Kg de sodio y potasio, 0,81 Kg de calcio y magnesio, 0,74 Kg de cloruros, 0,2 Kg de sulfatos y 3,15 Kg de bicarbonatos.

FERRANDO (1981) y CORDERO (1976) presentan las composiciones extremas y medias de los lixiviados de los vertederos de Estados Unidos y España, respectivamente, las cuales pueden observarse en el cuadro 36.

Un agua subterránea contaminada por la infiltración de un lixiviado de composición semejante a las reseñadas en el cuadro precedente, se caracterizará, fundamentalmente, por: incremento anormal de la mineralización, posible color (amarillento oscuro o verdoso) y olor, elevado contenido de amonio, DQO y DBO_5, posible reducción de sulfatos, ausencia de nitratos, presencia alta de hierro y elevado contenido en anhídrido carbónico. Con el flujo, las condiciones progresivamente más oxidantes, disminuirán los contenidos en ión amonio (paso a nitratos), DQO y DBO_5.

PARAMETROS (mg/l, salvo pH)	ESTADOS UNIDOS	ESPAÑA
Sólidos totales	584-44.900	45.070
pH	3,7-8,5	5,8
DQO	40-90.000	76.800
DBO5	81-34.000	10.900
NH_4^+	0-1.106	-
Cl^-	5-2.467	660
$SO_4^=$	1-1.552	1.190
CO_3H^-	0-20.850	9.680
Ca^{++}	60-7.200	-
Mg^{++}	17-15.600	-
Na^+	28-3.770	767
Fe	0-2.820	2.820
Zn	0-370	-
Cu	0,9-9	-
Pb	0,1-2	-
Dureza total (CO_3Ca)	-	22.800

Cuadro 36.- Composiciones extremas y medias de los lixiviados de vertederos de Estados Unidos y España, respectivamente (FERRANDO, 1981 y CORDERO, 1976).

Para terminar con esta introducción bibliográfica, sobre los vertidos de residuos sólidos urbanos, quizás convenga dar un rápido repaso a los principales sistemas de eliminación de los mismos, los cuales pueden clasificarse como sigue:

a) Vertido (de incontrolado a controlado)
b) Incineración
c) "Compostaje"
d) Reciclado o reutilización
e) Pirólisis
f) Digestión anaerobia

De todos ellos, sigue siendo el vertido el más simple y económico. Es el utilizado mayoritariamente en España. La incineración es costosa y plantea problemas de humos y olores (además, los productos

de combustión de materiales plásticos son agresivos). El "compostaje" es igualmente antieconómico (en España), por su baja calidad como abono y restaurador orgánico del suelo, falta de presencia comercial, generación de olores y por problemas de contaminación metálica (aún no resueltos). El reciclado o reutilización sólo será rentable a partir de una separación domiciliaria, aunque tiene, no obstante, problemas de mercado para los productos elaborados, de baja calidad. La pirólisis, que se encuentra actualmente en estudio de rentabilidad, plantea problemas, debido a los procesos de separación, secado y pirolización. Por último, la digestión anaerobia presenta su principal inconveniente en la baja velocidad de eliminación, lo que provoca problemas de almacenaje.

Mucho se ha escrito en España sobre los vertidos de residuos sólidos urbanos, sus componentes, la composición de sus lixiviados, los procesos de eliminación, contaminaciones que producen, etc, pero aún falta por realizar una importante labor en el campo experimental y de cobertura de estudios locales, cuya ausencia es la norma habitual.

Para la confección de este epígrafe hemos hecho uso de algunos de los antecedentes bibliográficos más interesantes referidos a España (ya que en este tema, las correlaciones con los realizados en otros paises, no siempre son aceptables), como han sido los de: LOPEZ VERA (1978), SIERRA (1976), CORDERO (1976, 1980, 1981), GOMEZ ANGULO (1976), FERRANDO (1976 y 1981), CIMA (1978), LOPEZ CAMACHO y OCTAVIO DE TOLEDO (1981), HERRAEZ (1981) y CUSTODIO (1981).

7.2. LOS VERTEDEROS EN LA VEGA DE GRANADA

Ha sido notoria la ausencia de trabajos y estudios sobre los vertederos de Granada capital y de los municipios de su Vega, sobre todo en lo referente a composición, tipos de lixiviados y efectos medioambientales. Entre los trabajos consultados, destacan los de Junta de Andalucía (1982-83) y NOGALES (1983).

Prácticamente todos los municipios que forman parte de La Vega de Granada, 28 en total (ver cuadro 1), tienen su propio servicio de recogida, conducción y vertido independiente (aunque en algún caso está mancomunidado, como ocurre con los de Albolote, Maracena...). El total de residuos sólidos urbanos que se generan al año es del orden de 100.000 Tm, de las que 82.000 (Junta de Andalucía, 1982-83) corresponden al vertido de Granada capital.

El efecto contaminante producido sobre las aguas subterráneas no es muy apreciable, lo cual se debe a que los vertederos se hallan relativamente bien ubicados, en relación a posibles infiltraciones directas. Ha ayudado a ello la gran disponibilidad de formaciones impermeables que rodean a La Vega de Granada, entre las que se encuentra muy extendida la de los limos y margas del Messinense.

Desgraciadamente, no puede decirse lo mismo con respecto a la contaminación de las aguas superficiales, que se han visto mucho más afectadas por el carácter incontrolado de la mayor parte de los vertederos y de su mala situación topográfica, en la que los más importantes rellenan "vacíes" de barrancos. De ella proviene la relativa afección de las aguas subterráneas de La Vega de Granada, producto de la infiltración de parte del agua de los ríos Beiro y Cubillas, que recogen los lixiviados de los vertederos de Granada capital y Pinos Puente, respectivamente, los cuales aglutinan el 90 % del total de los aportes de residuos sólidos urbanos.

En el cuadro 37 presentamos una síntesis informativa referida a los vertederos de los municipios de La Vega de Granada con más de 5.000 habitantes de hecho (censo de Marzo de 1982. Junta de Andalucía, 1982-83).

De la información recogida en dicho cuadro caben destacarse los siguientes puntos:

Municipios y número de hab. (1982)	Localización (dirección y distancia en Km al núcleo urbano	Geología del sustrato	Morfología del punto de vertido	Aporte (Tm/año)	Densidad de aporte (Tm/Km^2)	Sistema de eliminación	Riesgos de contaminación	
Granada 262,182	NE 3	Limos-Mioceno Conglomerados y arcillas Pliocuat.	barranco	82.125	932	Vertido semi-controlado y compostaje	medio-alto alto medio alto alto	ALTO
Pinos Puente 12.238	N 0,5	Conglomerados y arcillas Pliocuaternario	barranco	3.103	32	Vertido incontrolado	alto alto medio alto alto	ALTO
Santa Fe 10.852	SW 5	Conglomerados y arcillas Pliocuaternario	llano y barranco	2.920	77	Vertido incontrolado	medio medio medio-alto medio medio	MEDIO
Armilla 10.485	SW 6	Limos-Mioceno	llano	2.555	613	Vertido incontrolado	medio bajo bajo medio medio	BAJO
Maracena 9.888	E 5			2.555	529		idem Granada	
Atarfe 8.775	NW 3	Margocalizas y margas-Jurásico	barranco	2.372	125	Vertido incontrolado	medio medio bajo medio medio	MEDIO
Albolote 7.153	E 9			2.007	26		idem Granada	
La Zubia 6.334	SE 2	Conglomerados-Cuaternario	Canteras	1.642	84	Vertido incontrolado	medio bajo alto bajo bajo	MEDIO
Las Gabias	W 1	Limos-Mioceno	Llano	365	9	Vertido incontrolado	medio bajo bajo medio medio	BAJO

Cuadro 37.- Síntesis informativa sobre cada uno de los vertederos de los municipios de La Vega de Granada con más de 5.000 habitantes (a partir de Junta de Andalucía, 1982-1983). Leyenda riesgos de polución:

alto.- Atmosférico
alto.- Aguas superficiales
medio.-Aguas subterráneas
alto.- Influencia paisaje
alto.- Influencia hábitat

a) Es francamente desalentador el que, dentro de unas situaciones admisibles para todos los vertederos, con calificación de riesgo global de contaminación (ver leyenda en pie de cuadro) medio-bajo, sean los dos más importantes, el de Granada capital y Pinos Puente, los cuales aglutinan el 90 % de los vertidos de La Vega de Granada, los únicos que merezcan calificación de alto riesgo global de contaminación.

Para ambos, los riesgos de contaminación de las aguas superficiales son altos, por su ubicación en barrancos muy directamente vertientes a los ríos Beiro y Cubillas, respectivamente. De esta forma, aunque el peligro de infiltración directa es de bajo a medio, cabe esperar infiltraciones indirectas, producidas a través de las aguas de los ríos mencionados.

Es destacable también la posible afección, a las aguas, del vertedero de La Zubia, en este caso por infiltración directa (situado en los materiales detríticos cuaternarios de la Formación Zubia).

b) Los sistemas de eliminación corresponden mayoritariamente a los vertidos incontrolados. El vertedero de Granada capital puede catalogarse como de eliminación por vertido semicontrolado, por los periódicos recubrimientos de los residuos, el cual dista mucho de las características exigibles para su posible consideración como de tipo controlado (CORDERO, 1976). En cuanto a la planta de "compostaje" de Albolote, se trata más de una prueba experimental, que de una alternativa cuantitativamente digna de tener en cuenta en la eliminación de los residuos de Granada capital. El producto obtenido presenta, además, problemas de calidad y comercialización. NOGALES (1983), realizó su Tesis Doctoral sobre el "compost" producido en dicha planta.

c) La densidad de aporte anual, expresada en Tm/km^2, de cada término municipal (relacionada directamente con la densidad de población), es un parámetro que informa sobre la disponibilidad física que posee un municipio de encontrar alternativas factibles de puntos de vertido. Desde esta óptica, son destacables los escasos recursos de los municipios de Granada, Armilla (vierte en Alhendín) y Maracena (vierte en

Granada), donde, además, los dos últimos están ubicados, junto a su término municipal, en terrenos de La Vega de Granada. Por el contrario, es prometedora la situación de los municipios de Las Gabias, Albolote y Pinos Puente (por este hecho resulta incomprensible la pésima situación de su vertedero).

d) De acuerdo con los residuos generados por la población existente, se obtiene, para los municipios de más de 5.000 habitantes de esta Vega de Granada, un aporte personal diario medio de 0,78 Kg. Este aporte está en consonancia con la media provincial y nacional, que es de 0,60 y 0,61 Kg, respectivamente (año 1978. FERRANDO, 1981), si tenemos en cuenta, que el 82 % del vertido, se debe a la población de Granada capital, para la que de acuerdo con su población, le correspondería un aporte superior a los 0,75 Kg.

Antes se finalizar este epígrafe, quisieramos expresar algunas conclusiones-recomendaciones que nos ha sugerido el estudio de las principales características de los vertederos reseñados para La Vega de Granada, las cuales pueden condensarse en los tres puntos siguientes:

a) A la vista de la atomización municipal existente en La Vega de Granada, y amparándose en la altísima densidad de población de la misma, que es de 456 hab/km^2, parece rentable, y sería de un beneficio medioambiental considerable, la mancomunización de los servicios de recogida, transporte y vertido de sus municipios más importantes (Granada, Pinos Puente, Santa Fe, Armilla, Maracena, Atarfe y Albolote), en cuyo caso más desfavorable debería de incluir la unicidad del punto de vertido y mancomunidad del control subsiguiente. Ello solucionaría el problema de vertido de Granada capital que, en su limitadísimo término municipal, no dispone de ningún área de características totalmente aceptables.

b) Los Organismos competentes deben de buscar rápidas alternativas a los vertederos de los municipios de Granada y Pinos Puente (también La Zubia, por su peligro potencial de contaminación a las aguas subterráneas), que aglutinan al 90 % de los vertidos de los municipios de La Vega de Granada y son de calificación, francamente contaminante, sobre todo para las aguas superficiales.

c) De buscar soluciones mancomunadas (que deberían plantearse también para la depuración de las aguas residuales urbanas), o extramunicipales, parecen los materiales limo-margosos del Messinense (término nº 6 del mapa de la figura 9), situados en los términos municipales de Alhendín, Las Gabias, Vegas del Genil (Belicena, Ambroz y Purchil) y Santa Fe, los más idóneos para ubicar los puntos de vertido. Este hecho se apoya en la naturaleza bastante impermeable de los mismos y en el escaso desarrollo y jerarquización de la red de drenaje, favorecida por la presencia de morfologías relativamente planiformes. Apoya la elección, su relativa cercanía y aceptable comunicación con los municipios más afectados.

No obstante, la aceptación de vertidos extramunicipales exige de un esfuerzo de solidaridad social, orientado por una correcta visión de futuro en la salvaguardia de nuestro medio ambiente. Es claro, además, que el problema no puede ser enfocado meramente desde una visión económica directa, según la cual lo menos gravoso sería vertir a las afueras del municipio, aún a riesgo de hipotecar nuestra salud y medio ambiente durante muchos años.

7.3. REPERCUSIONES EN EL EMBALSE SUBTERRANEO

A pesar de la deficiente situación de los vertederos de Granada capital y Pinos Puente (también de La Zubia), ya comentada, no se ha detectado en el acuífero, con los parámetros determinados (que no son los más idóneos), una afección notable, claramente atribuible a infil-

tración de lixiviados de vertederos. No obstante, en parte ésto es lógico, ya que no se han realizado, al respecto, campañas de muestreo locales, con determinaciones específicas (DQO, DBO_5, NH_4^+, Fe, Mn...), lo, que sin lugar a dudas, hubiera dado pie a otros comentarios, basados, en cualquier caso, en una afección que, aunque segura, es todavía local a escala del extenso acuífero de La Vega de Granada.

No puede decirse lo mismo de las aguas superficiales de los ríos Beiro y Cubillas, que reciben los lixiviados de los vertederos de Granada capital y Pinos Puente, respectivamente. En ellas si se ha detectado, con la limitación de las determinaciones realizadas, una grave contaminación, de la que nos ocupamos en el epígrafe 3.1, donde son discutidas sus calidades y comparadas con las del resto de las aguas de superficie.

Así, el río Beiro, fuertemente contaminado ya de por sí, por los vertidos de El Fargue y de su fábrica de explosivos, posee una importante contaminación orgánica, producto de los lixiviados del vertedero de Granada. A ellos se deben, posiblemente también, los contenidos anormalmente altos que presenta en todos los elementos metálicos analizados, pero sobre todo en hierro, manganeso, cobre, plomo y plata (también cadmio), los cuales, por sus contenidos, son altamente tóxicos y peligrosos. No entramos en la discusión de su carga de nitrógeno, que creemos en gran parte debida a vertidos de la fábrica de explosivos. En lo referente a los iones mayoritarios, sus contenidos son anormalmente altos también, para los materiales que atraviesa, correspondientes, en su mayoría, a la Formación Alhambra, por lo que cabe atribuir una gran parte de ellos a los lixiviados anteriormente referidos.

La caracterización físico-química de este río, que puede verse en los cuadros 27 y 28 (epígrafe 3.1), lo hace acreedor de la catalogación de curso superficial más gravemente contaminado de La Vega de Granada, junto a su vecino el arroyo de Juncaril (contaminado por vertidos industriales). No obstante, sus aportes son moderados, habida cuenta del escaso caudal que normalmente circula por su cauce.

Ello ha favorecido el que no se hayan puesto de manifiesto alteraciones sensibles en el quimismo de las aguas del acuífero en el sector de alimentación del mismo. Ha influido, también, el notable poder autodepurador de este sector, con franja no saturada de más de 40 m y litología sensiblemente arcillosa (Cuaternario medio y antiguo). No obstante, hay que llamar la atención sobre el grave peligro que se corre a medio y largo plazo, ya que una contaminación de iones más solubles, como son los nitratos y nitritos, en relación con los aportes del río Beiro, ha sido puesta ya de manifiesto.

Para el resto de los vertederos (a excepción del de Pinos Puente, que tiene su reflejo en una contaminación del río Cubillas), con aportes cuantitativamente poco importantes, para la capacidad de autodepuración y dilución del acuífero de La Vega de Granada, los efectos contaminantes no se han dejado sentir de forma general. Llamamos la atención, sin embargo, respecto a la ubicación, poco recomendable, de obras de captación para abastecimiento en la desembocadura y sectores próximos a los barrancos, arroyos, etc, que drenan los lixiviados de los mismos, donde una contaminación orgánica, e incluso tóxica, puede existir localmente.

8. AGUAS DE INFILTRACION Y ESCORRENTIA. EL PROBLEMA DE LA "POLUCION NATURAL"

La acepción polución, considerada normalmente como un estado previo al de la contaminación y para la que no se admite un origen natural, es, sin embargo, utilizada por algunos como similar a la de contaminación, cuando el origen de los cambios físico-químico-biológicos, que deterioran la calidad del agua es natural. Desde esta segunda acepción, sin entrar en la discusión de su conveniencia, se estudia este fenómeno y sus repercusiones en el acuífero de La Vega de Granada.

8.1. MATERIALES SALINOS

Cualquier material originado por precipitación podría considerarse, en principio, como salino, sin embargo, este calificativo lo empleamos, según su consideración más usual, para los generados en unas condiciones evaporíticas.

Los materiales de este grupo, extremadamente solubles (sales sulfatadas y cloruradas, fundamentalmente), presentes en el entorno de La Vega de Granada, pueden considerarse como pertenecientes a los siguientes tipos:

a) Evaporitas del Trías
b) Evaporitas del Mioceno
   b_1.- "Inferiores". Messinense inferior (DABRIO et al., 1982)
   b_2.- "Superiores". Messinense (DABRIO et al., 1982).

Las primeras, englobadas dentro del término litológico "arcillas y margas con yesos del Trías", que fué descrito en el epígrafe 2.1 del capítulo II, se sitúan en la base de la serie jurásica subbética de Sierra Elvira. Su afloramiento es muy reducido (término nº 1 del mapa de la figura 9), pero su acción "polucionante", muy importante, se debe al lixiviado de sales sulfatadas y cloruradas por las aguas subterráneas del sistema de Sierra Elvira, que pasan lateralmente a alimentar al de La Vega de Granada. La afección en el mismo es notable en el sector de Alitaje-Baños de Sierra Elvira (figura 138), la cual será tratada en el epígrafe siguiente.

El segundo grupo de evaporitas, de posición cronológica y estratigráfica muy superior, pertenecen al relleno postorogénico de la Depresión de Granada. En ellas son diferenciables dos tramos, de gran importancia litoestratigráfica, correspondientes a las denominadas "evaporitas inferiores" y "evaporitas superiores" (DABRIO et al., 1982).

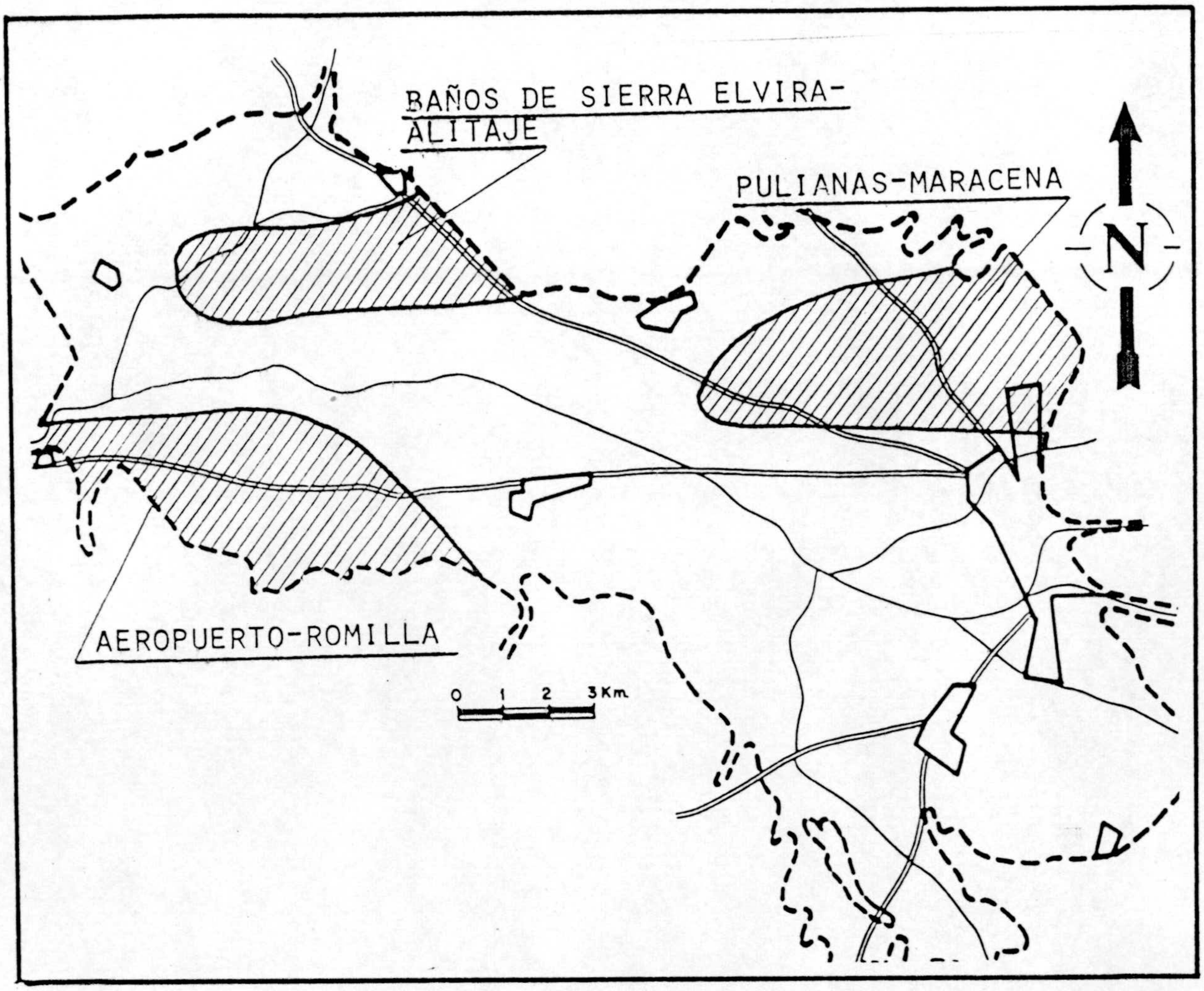


Figura 138.- Localización de los principales sectores de "polución natural" presentes en el acuífero de La Vega de Granada (Aeropuerto-Romilla, Baños de Sierra Elvira-Alitaje y Pulianas-Maracena).

Las primeras, de edad Messinense inferior, fueron descritas, dentro del término litológico "calcarenitas, limos y evaporitas del Tortonense medio-Messinense inferior", en el epígrafe 2.2.4 del capítulo II. Correspondientes a un depósito evaporítico primario, en el que están presentes, por cambio lateral de facies, celestina, yeso (de tipo selenítico) y halita, en el sentido de proximidad a distalidad de cuenca (de Este a Oeste), llegan a presentar tramos de hasta 50 m de potencia (sondeos FAO-IGME, en Escúzar).

A partir de su localización cartográfica, que puede ser observada en el mapa de la figura 8, es manifiesta su situación muy periférica con respecto al sistema acuífero de La Vega de Granada. No obstante, su incidencia polucionante en el mismo es alta, producto de un transporte salino a través del arroyo Salado, que discurre sobre parte de su sector occidental. Consecuencia de la infiltración de sus aguas en el sector de Aeropuerto-Romilla (e incluso de una alimentación lateral oculta), además de la elevación de la salinidad, es la presencia de sales cloruradas (más impropias del tramo de "evaporitas superiores").

El otro grupo de evaporitas miocénicas, correspondientes a las "evaporitas superiores" (DABRIO et al., 1982), fué descrito, dentro del término litológico "turbiditas, yesos, limos, lignitos y calizas del Messinense", en el epígrafe 2.2.6 del capítulo II. Compuestas por niveles de yesos resedimentados (turbidíticos), procedentes de los depósitos primarios de las "evaporitas inferiores", están representadas en varios tramos y niveles, alguno de los cuales llega a poseer hasta 40 m de potencia (proximidades del Turro; com. oral MARTIN MARTIN), en los que domina el yeso en forma de alabastro. Su localización estratigráfica y cartográfica puede observarse, igualmente, en la figura 8. Como se pone de manifiesto por su distribución espacial, es muy amplia su representación en el entorno de La Vega de Granada, situándose a lo largo de sus bordes Sur, entre Otura-Alhendín-Belicena y Láchar, y Noreste, entre Jún y Peligros. A ellas se debe el área de "polución natural" presente en el sector de Maracena-Pulianas (figura 138) y parte de la de Aeropuerto-Romilla (debida también al efecto de las "evaporitas inferiores", ya referido). Son las responsables, igualmente, del pequeño foco salino localizado al Oeste de Alhendín. La salinidad anormalmente alta encontrada en la vega de Láchar podría atribuirse a las evaporitas del Mioceno (quizás "evaporitas inferiores") y/o a las del Trías, que afloran inmediatemente al Oeste.

8.2. REPERCUSIONES EN EL EMBALSE SUBTERRANEO

La lixiviación de las sales de los materiales descritos, en el epígrafe anterior, por las aguas de escorrentía (superficiales y subterráneas), a la que se ligan las repercusiones de la "polución natural", que ahora se describen, es el fenómeno que más importancia tiene (junto con la infiltración de aguas superficiales, de buena calidad, en ciertos sectores y a lo largo del río Genil) en la caracterización físico-química de las aguas del acuífero de La Vega de Granada. Así, si se observa cualquier mapa de isocontenidos de los representados en el apartado 2, y en especial los correspondientes a sulfatos, calcio, magnesio y conductividad, se verá que la disposición de las líneas de isocontenidos responden a ese fenómeno en amplias áreas.

Los focos y procesos contaminantes, abordados en apartados anteriores, abonos y pesticidas, aguas residuales urbanas e industriales y vertederos de residuos sólidos urbanos, marcan su huella de forma más local (a excepción del impacto regionalizado debido a los abonos nitrogenados), y en base a determinaciones muy específicas, como pueden ser los nitratos, nitritos, materia orgánica, microorganismos fecales y constituyentes minoritarios metálicos y traza (ello se debe al escaso volumen contaminante vertido al año, frente a la extraordinaria potencialidad de autodepuración y dilución de este acuífero, de superficie y recursos anuales próximos a los 200 km^2 y 180 Hm^3, respectivamente).

De la tipología composicional de las especies minerales presentes, compuestas fundamentalmente por yeso, anhidrita, halita y epsomita, se desprende que, a partir de sus lixiviados, los aportes más importantes deben corresponder a los iones: sulfato, calcio, magnesio, cloruro y sodio. Así, la respuesta a la repercusión de esta polución en el acuífero, puede deducirse de la observación de sus mapas de isocontenidos correspondientes, que necesariamente involucran, dada su incidencia en la salinidad total, a la distribución de la conductividad.

A partir del estudio de estos mapas, cabe destacar tres sectores donde la "polución natural" es importante, que son los definidos como: Aeropuerto-Romilla, Alitaje-Baños de Sierra Elvira y Maracena-Pulianas (figura 138). Para cada uno de ellos se ha calculado la composición media de sus aguas, con los puntos afectados, y con los análisis de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984. En el cuadro 38 se comparan los principales parámetros físico-químicos de los mismos, con los obtenidos de media para el acuífero, estableciendo las diferencias cuantitativas entre ellos.

	Cl^-	$SO_4^{=}$	CO_3H^-	NO_3^-	Na^+	K^+	Ca^{++}	Mg^{++}	pH	T^a	Cond.	SiO_2	NO_2^-	F^-	Fac.
Acuífero	57	282	374	39,8	39	3,7	138	57	7,2	15,9	1.081	12,9	0,04	0,46	B.C.
Aeropuerto-Romilla	97	1.466	308	57,5	112	3,8	453	117	6,9	17,1	2.487	15,3	0,05	1,36	S.C.
	47	1.184	-66	17,7	73	0,1	315	60	-0,3	1,2	1.406	2,4	0,01	0,90	-
Alitaje-Baños S.E.	192	571	327	40,3	111	7,4	236	83	7,1	19,3	1.770	15,1	0,01	1,16	S.C.
	135	289	-47	0,5	72	3,7	98	26	-0,1	3,4	689	2,2	-0,03	0,70	-
Maracena-Pulianas	32	765	345	38,2	18	3,2	241	110	6,9	16,3	1.530	12,5	0,03	0,41	S.C.
	-25	483	-29	-1,6	-21	-0,5	103	53	-0,3	0,4	449	-0,4	-0,01	-0,05	-

Cuadro 38.- Composiciones medias de las aguas del acuífero y de los sectores de "polución natural", de Aeropuerto-Romilla, Alitaje-Baños de Sierra Elvira y Maracena-Pulianas, con expresión de sus diferencias cuantitativas (datos en mg/l, excepto conductividad, en µmhos/cm, temperatura, en °C y pH).

De los tres sectores comentados, con salinidad más afectada por los procesos de "polución natural", el primero se debe al lixiviado de las evaporitas inferiores (arroyo Salado) y superiores del Messinense, que se sitúan al Sur de Santa Fe-Láchar. El segundo está originado por el flujo lateral oculto del sistema de Sierra Elvira, "polucionado" por la lixiviación de las evaporitas del Trías de base. Finalmente, el tercero se liga a la acción de las evaporitas superiores del Messinense, situadas al Noreste de Peligros-Pulianas (arroyos de Tejarillo y Juncaril).

Los contenidos medios que presentan estos sectores son superiores, en casi todas las determinaciones (excepto para los bicarbonatos, nitritos y pH), a los del acuífero, siendo los incrementos porcentual-

mente máximos los que se dan para los iones sulfato (231 %), calcio (125 %), sodio (107 %), cloruros (92 %) y magnesio (81 %).

Cabe resaltar que, en el sector de Maracena-Pulianas, la presencia de sales cloruradas sódicas es inferior a las que poseen de media las aguas del acuífero. En este sentido, son las evaporitas del Trías (sector de Alitaje-Baños de Sierra Elvira) las que más sales cloruradas proporcionan. No obstante, una presencia más directamente relacionada de las "evaporitas inferiores" del Messinense basal (salinas de La Malá) con el acuífero, hubiera aportado cantidades muy superiores a las que se encuentran en el sector de Aeropuerto-Romilla. Lo que en cualquier caso parece confirmarse, es la baja presencia de éstas en las "evaporitas superiores" del Messinense, que rodean a La Vega de Granada por su mitad oriental.

Finalmente puede decirse que el mayor incremento salino, con respecto a los contenidos medios, es el que se da en el sector de Aeropuerto-Romilla, con un 130 %, al que le siguen los de Alitaje-Baños de Sierra Elvira y Maracena-Pulianas, con incrementos del 64 y 42 %, respectivamente.

capítulo VII

ADDENDA

1. CARACTERIZACION HIDROQUIMICA ESPACIAL Y TEMPORAL DEL ACUIFERO DE LA VEGA DE GRANADA; CONNOTACIONES HIDROGEOLOGICAS*

Una investigación de hidroquímica regional, como es la presente, siempre corre el riesgo de dar una impresión demasiado descriptiva, desligando frecuentemente el dato analítico en sí, de lo que significa desde el punto de vista hidrogeológico. Aunque a lo largo de todo el capítulo anterior, que ha versado, con un enfoque fundamentalmente descriptivo, sobre los resultados obtenidos, se han hecho continuas referencias a aspectos ligados al funcionamiento hidrogeológico (en el más amplio de los sentidos), era necesario reunir los más representativos en un solo apartado. Con ello, se da mayor unidad a los aspectos de relación hidrogeología-hidroquímica, en la que ésta última tiene mucho que decir, al tiempo que la misma es apoyada con nuevos comentarios y con el estudio que a este fín se realizó sobre algunos perfiles hidroquímicos.

La composición química precisa de un agua depende de multitud de factores, entre los que se encuentra, como uno de los más importantes, la hidrogeología del entorno, que es la que condiciona la estructura composicional primaria, la cual se verá, a veces, fuertemente modificada por fenómenos fundamentalmente geoquímicos, que, en muchos de los casos, responderán, a su vez, a condicionamientos relacionados indirectamente con la hidrogeología (litología, permeabilidad..).

Por estos motivos, y en apoyo de una más documentada y correcta interpretación hidroquímica de los resultados analíticos obtenidos, fué presentada monográficamente, en el capitulo III, una documentación hidrogeológica del acuífero de La Vega de Granada (que se apoyó, a su vez, en la recopilación geológica llevada a cabo en el capítulo II).

A la información contenida en dicho capítulo, básica para comprender las distribuciones de isocontenidos resultantes, se ha hecho abundantísima alusión a lo largo del texto para justificar e interpre

---

** Este apartado ha sido elaborado, en gran parte, a partir de algunos de los comentarios, que relacionados con el tema de que trata, fueron hechos a lo largo del capítulo anterior.*

tar, según los casos, los valores analíticos hallados. En concreto, han sido de especial interés, para una más fácil y correcta interpretación de los resultados obtenidos, los epígrafes que hicieron alusión a la alimentación (4.1), piezometría (4.3), relación acuífero-cauces de superficie (4.4) y relación acuífero-unidades permeables limítrofes (4.5). Asimismo, los apartados de parámetros hidráulicos (5) y de balance (6), ofrecen una visión de funcionamiento global que "encauza", en gran parte, la explicación de las distribuciones de isocontenidos, que hemos tenido ocasión de comentar a lo largo de todo el capítulo anterior.

Como fué objetivo de partida de esta investigación, por las propias limitaciones de la misma, la caracterización hidroquímica de las aguas del acuífero ha incidido fundamentalmente, en la distribución espacial de los constituyentes considerados, dentro de la franja superior de acuífero saturado. Poca información ha podido obtenerse de una distribución espacial de constituyentes en la vertical, así como de ambas a escala temporal. Esta trilogía de enfoque, que cubre con toda precisión, la caracterización hidroquímica ideal de un acuífero, va a ser el punto de partida de este apartado, en el que se comentan algunos de los principales resultados obtenidos, en relación con el funcionamiento hidrogeológico.

1.1. DISTRIBUCION HIDROQUIMICA LATERAL

Ha sido la más profusamente investigada en la presente Tesis Doctoral, por ser la distribución que mejor se adaptaba para ser correctamente atacada en el periodo de realización normal de una investigación de esta índole.

La distribución hidroquímica lateral, abordada sobre 38 parámetros físico-químicos diferentes (ver índice), fué estudiada en muestras de agua pertenecientes a manantiales y obras de captación en uso, que interesaban solamente a la franja superior de acuífero saturado. Ello se llevó a cabo a lo largo de cuatro campañas hidro-

químicas, distanciadas un máximo en el tiempo, de 16 meses, de las que fueron especialmente importantes las de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984, sobre un total aproximado de 85 muestras de agua. A partir de los resultados analíticos obtenidos, para ambas campañas, se elaboraron las distribuciones espaciales de isocontenidos, que tuvimos ocasión de exponer a lo largo de todo el apartado segundo del capítulo anterior.

De todas ellas, quizás sea interesante recordar a las de conductividad, cloruros, temperatura y nitratos, cada una de las cuales es reflejo de otras similares y, en cualquier caso, de unas condiciones de funcionamiento hidrogeológico distintas, que son las que interesa comentar en el presente apartado. Se concluye el epígrafe con el estudio que fué realizado sobre algunos perfiles hidroquímicos de detalle, en relación con el flujo subterráneo.

La distribución de isoconductividades (figuras 68 y 69) es el más fiel reflejo de la correspondiente a las de isocontenidos de todos los constituyentes mayoritarios (con excepciones), y en cualquier caso, de la salinidad total. Si se ha tenido ocasión de observar los diferentes mapas de isocontenidos realizados, será unánime la similitud de su distribución con la de los sulfatos e iones de calcio y magnesio, lo que no es más que reflejo de la altísima correlación que presentaron con la conductividad (apartado 2.5. de capitulo VI. Cuadro 22). Por tanto, sirva el rápido comentario que de la distribución de la misma se haga, en relación con la hidrogeología de este acuífero, para todas las demás.

Bajo una situación poco iónica (conductividad inferior a 750 µmhos/cm) para todo el sector de alimentación Suroriental del acuífero, producto de la rápida infiltración de las puras aguas de escorrentía de los ríos de Sierra Nevada y de sus acequias derivantes, que discurren sobre la superficie del mismo, nos encontramos, aguas abajo, sobre la franja central del acuífero, con contenidos algo superiores, reflejo de una conductividad comprendida entre 750 y 1.250 µmhos/cm.

Este hecho puede responder a procesos de aporte, por disolución , dentro de la franja saturada, y, fundamentalmente, de la correspondiente a los niveles superiores del suelo, preconcentrados en sales (por evapotranspiración de una gran fracción del agua de las dotaciones de riego). Sin embargo, es una excepción a esta situación el sector de baja conductividad (inferior a 750 µmhos/cm), y, en general, de bajos contenidos iónicos, de puente de Los Vados-Fuente Vaqueros, el cual debe responder a la "emergencia" de un flujo local directamente conectado con las áreas de alimentación Surorientales (sobre este aspecto hay una discusión más documentada en el epígrafe 2.1.2. del capítulo anterior).

Superpuesta a esta situación, se encuentran las de varios sectores, los cuales poseen el denominador común de presentar contenidos iónicos anormalmente altos, con conductividades superiores a los 1.250 µmhos/cm. Estos corresponden a los que fueron mencionados en el apartado 8 del capítulo VI, al respecto de los que planteaban problemas de calidad por fenómenos de "polución natural". En él se abordó monográficamente la ligazón de los mismos, entre los que destacan los de Aeropuerto-Romilla, Baños de Sierra Elvira-Alitaje y Pulianas-Maracena (también Alhendín), con el lixiviado, por aguas de superficie y subterráneas, de las formaciones evaporíticas colindantes del Trías y Mioceno. La vega de Láchar, de altos contenidos iónicos también, responde a la lixiviación, no de las formaciones evaporíticas colindantes, sino de las inmediatamente infrayacentes, que, con un relleno aluvial poco potente, se encuentran muy próximas a superficie.

Sobre esta disposición de sectores con diferentes concentraciones salinas, la distribución de isocontenidos pone de manifiesto el modelado de los mismos, por el ya conocido sistema de flujo que fué expuesto en el epígrafe 4.3. del capítulo III. Así, llama la atención la franja de baja salinidad, que, situada a ambas márgenes del río Genil, recorre toda la franja central del acuífero, mostrándose paralela a las líneas de flujo y coincidente con las de mayor velocidad. De

esta forma, bajo el actual curso del río Genil se halla un eje preferencial de flujo de alta velocidad, que canaliza, fundamentalmente, los aportes poco iónicos que recibe de su sector de cabecera (el Suroriental del acuífero), y, en la época del deshielo, tambien los que discurren sobre su cauce. Este hecho puede observarse con mayor detalle en los perfiles hidroquímicos realizados, transversales al sistema de flujo (figuras 140 y 141).

Con respecto a las distribuciones de isocloruros (figuras 81 y 82), representantes también de las correspondientes a las de los iones de sodio más potasio y fluoruros (también sílice), decir que sobre una situación muy parecida a la obtenida para la conductividad, poseen la particularidad de presentar bajos contenidos a lo largo de todo el sector Nororiental del acuífero. Ello refleja un inexistente aporte significativo de cloruros (y demás iones correlacionados) a partir de las formaciones evaporíticas orientales, representadas por las "evaporitas superiores" (DABRIO et al.,1982. Epígrafe 2.2.6. del capítulo II), lo que, en principio, estaría de acuerdo con el origen sedimentológico de las mismas.

Las distribuciones de isotemperaturas (figuras 71 y 72) vierten mucha luz sobre el sistema de flujo del acuífero, al ser la temperatura un magnífico trazador físico de las aguas del mismo. De esta forma, se pone de manifiesto una franja, estrechamente ligada al curso del río Genil, desde El Zaidín hasta Fuente Vaqueros, de temperaturas hipotermales (inferiores a la media anual atmosférica, de 15°C), con mínimos valores sobre el sector del puente de Los Vados. Este hecho vendría a apoyar el carácter de eje de rápida circulación de flujo, procedente de los sectores de alimentación Surorientales, ligados a las frías aguas de escorrentía de Sierra Nevada, de esta franja central, situada bajo las márgenes del actual curso del río Genil.

Motivo de unas procedencias hídricas muy distintas, los sectores de Aeropuerto-Romilla y borde de Sierra Elvira-Alitaje, presentan aguas hipertermales (temperaturas superiores a 19°C), reflejo de aportes directos e indirectos (arroyo Salado) ligados a flujos profun

dos, no vinculados a la infiltración de las aguas de escorrentía y de regadío, que constituyen la principal fuente de alimentación de la mayor parte del acuífero de La Vega de Granada.

Como muestra de sectores desligados también de los aportes por infiltración de las escorrentías de superficie y regadíos, a partir de las aguas de procedencia bética de Sierra Nevada, estarían los de La Cartuja-Peligros y Daimuz-Valderrubio-Pinos Puente, puestos de manifiesto por aguas muy ortotermales (temperaturas superiores a los 16°C).

Los mapas de isocontenidos en fluoruros (figuras 100 y 101) y sílice (figura 97 y 98), ponen de manifiesto, complementariamente, por ser buenos indicadores de flujos profundos, que la mayor parte de las aguas muestreadas responden a circulaciones superficiales y, en general, bastante rápidas, salvo para las ya comentadas de los sectores de Aeropuerto y Sierra Elvira (fluoruros en contenidos superiores a 2 mg/l).

Por último, la distribución de isocontenidos en nitratos (figuras 84 y 85) es representante de una situación totalmente ligada a factores antrópicos y desconectada de los procesos de enriquecimiento natural, responsables de los contenidos adquiridos por los demás constituyentes mayoritarios considerados. En la misma línea estarían los mapas de distribución de nitritos (figuras 102 y 103).

Con una distribución totalmente anómala, pero en este caso producto de importantes cambios físico-químicos secundarios, se presentan también los bicarbonatos (figuras 75 y 76).

Los mapas de facies (figura 105) reflejan un acuífero, fundamentalmente bicarbonatado y cálcico, producto de unos aportes mayoritarios (aguas de superficie) de idénticas facies. Los sectores sulfatados corresponden a los que fueron mencionados anteriormente, como receptores de unas aguas polucionadas por lixiviados de formaciones

evaporíticas colindantes. Las facies magnésicas, muy poco representadas, se muestran dominantes en el sector de La Cartuja-Pulianas. En este sentido, se cumple para el acuífero estudiado, el ordenamiento de iones dominantes, que fué establecido por SCHOELLER (1962), atendiendo a los tiempos utilizados, en condiciones ideales, para la saturación de los mismos.

Finalmente, complementa este epígrafe un estudio de detalle de las variaciones hidroquímicas laterales, en base a tres perfiles, dos transversales al sistema de flujo y uno longitudinal. De ellos se dispone de información analítica para las fechas de Septiembre y Diciembre de 1983 y Marzo de 1984.

En la figura 65 se presenta la situación espacial de los mismos, con detalle de los puntos de agua involucrados. Los perfiles realizados son los transversales "Puente de Los Vados" y "Chauchina", a las cotas de agua de 585-590 y 545-550 m, respectivamente, y el longitudinal "Río Genil", situado a lo largo del río Genil, entre el puente de Los Vados (a cota de agua 590) y Láchar (a cota 525).

Dada la gran similitud de las representaciones elaboradas, para las fechas de Septiembre y Diciembre de 1983 y Marzo de 1984, sólo presentamos y discutimos, en este epígrafe, las pertenecientes a la campaña de Diciembre, que además de ser ilustrativa de las otras dos, es la más completa, al incluir también análisis de las aguas de río Genil en los puntos de intersección. Los seis perfiles restantes pueden observarse en el anexo VII.4.

El perfil hidroquímico transversal "Puente de Los Vados" (figura 140) refleja una situación de mínimos contenidos para la vertical del río Genil, norma que no cumplen los contenidos en nitratos, que muestran una disposición opuesta (en meseta). Asimismo, son destacables los "picos" de concentración localizados, dentro de esta transversal, a la altura del punto nº 7133. Ello es reflejo de la continuación de la banda de alta salinidad de Pulianas-Maracena.

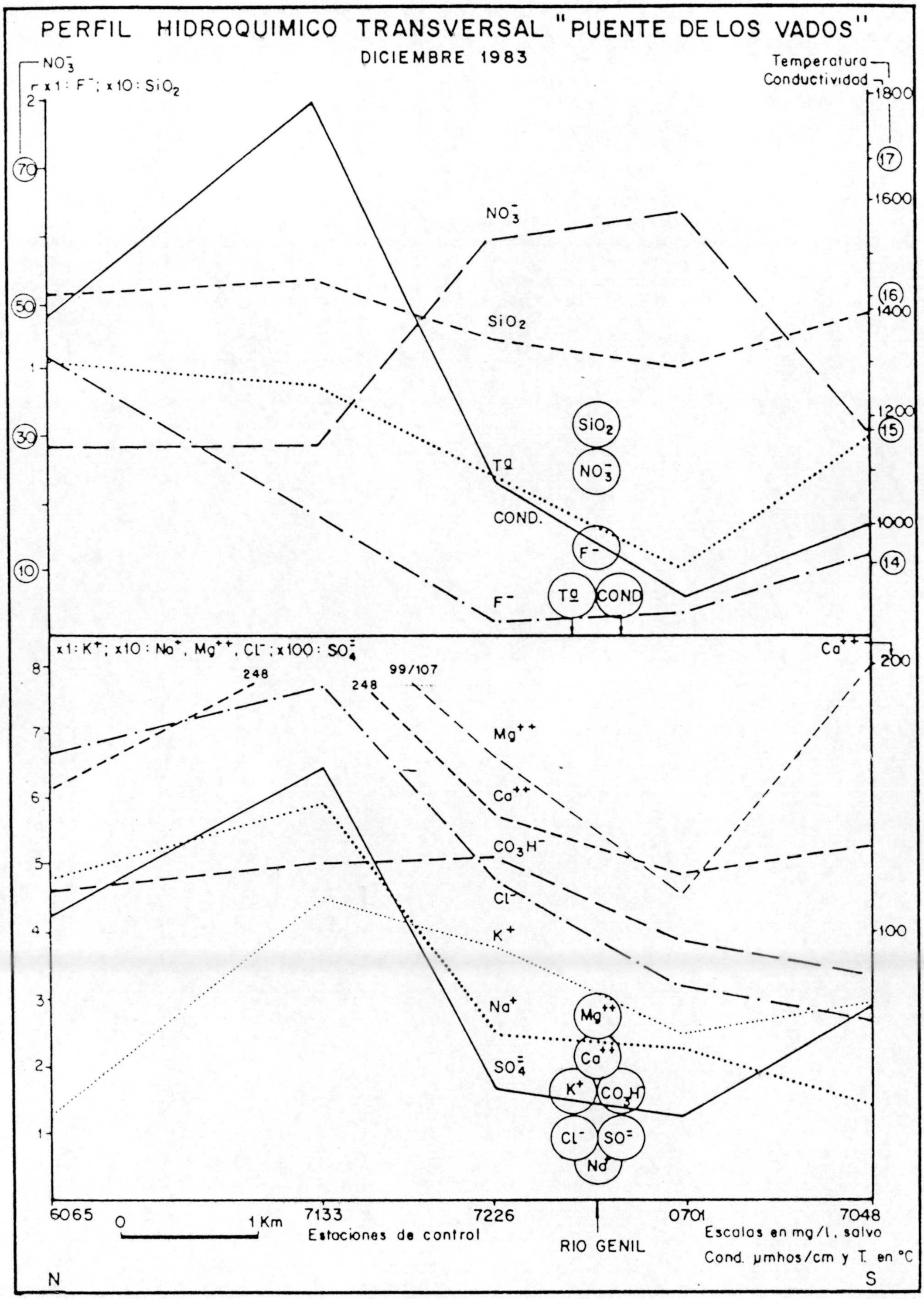

PERFIL HIDROQUIMICO TRANSVERSAL "PUENTE DE LOS VADOS"
DICIEMBRE 1983
NO3
x1: F; x10: SiO2
Temperatura
Conductividad
NO3
SiO2
Tª
NO3
COND.
F
SiO2
NO3
Tª
COND
F
Tª
COND
x1: K+; x10: Na+, Mg++, Cl-; x100: SO4=
Ca++
248
248
99/107
Mg++
Ca++
CO3H-
Cl-
K+
Na+
SO4=
Mg++
Ca++
K+
CO3H-
Cl-
SO=
Na+
6065
0
1 Km
7133
7226
0701
7048
Estaciones de control
RIO GENIL
Escalas en mg/l, salvo
Cond. µmhos/cm y T. en °C
N
S

Figura 140.-

Los contenidos hallados para el río Genil, en la misma transversal, se muestran más bajos que los del acuífero bajo su vertical, para todas las determinaciones representadas, excepto para los fluoruros, ligeramente más concentrados. No obstante, el ordenamiento de constituyentes, atendiendo a sus contenidos, es similar al que presentan las aguas del acuífero en su vertical, lo que refleja una clara relación de transferencia río-acuífero, muy importante en la dinámica y caracterización físico-química de las aguas subterráneas.

El perfil hidroquímico transversal "Chauchina" (figura 141), vuelve a poner de manifiesto una situación similar a la comentada para el anterior, con mínimos contenidos bajo el río Genil, excepción hecha de los correspondientes a los bicarbonatos. Asimismo, en este perfil, a la altura del punto nº 6035 (pozo del cortijo del Alitaje), se vuelven a poner de manifiesto "picos" de concentración, debidos, en este caso, a la ya conocida "cuña" salina de los Baños de Sierra Elvira-Alitaje.

Los valores analíticos hallados, para las aguas del río sobre dicha transversal, son inferiores a los del acuífero bajo su vertical, a excepción de los de sílice, fluoruros y potasio (la notable subida de este último podría deberse a la creciente contaminación orgánica y agrícola de las aguas del río).

El ordenamiento de los constituyentes mayoritarios no refleja, en este caso, una situación tan similar a la comentada en el perfil anterior, para las aguas del acuífero bajo su vertical, lo que indica que, aunque existe aporte río-acuífero (mínimos contenidos bajo él), este paulatinamente va siendo menor, al tiempo que se van sumando a la franja central de circulación, aportes laterales de distinta procedencia, que distancian la "familiaridad" de ambos tipos de aguas.

Por último, el perfil longitudinal "Río Genil" (figura 142) muestra una situación hidroquímica relativamente estacionaria, entre el puente de Los Vados y Láchar, a pesar de la brusca subida de conteni-

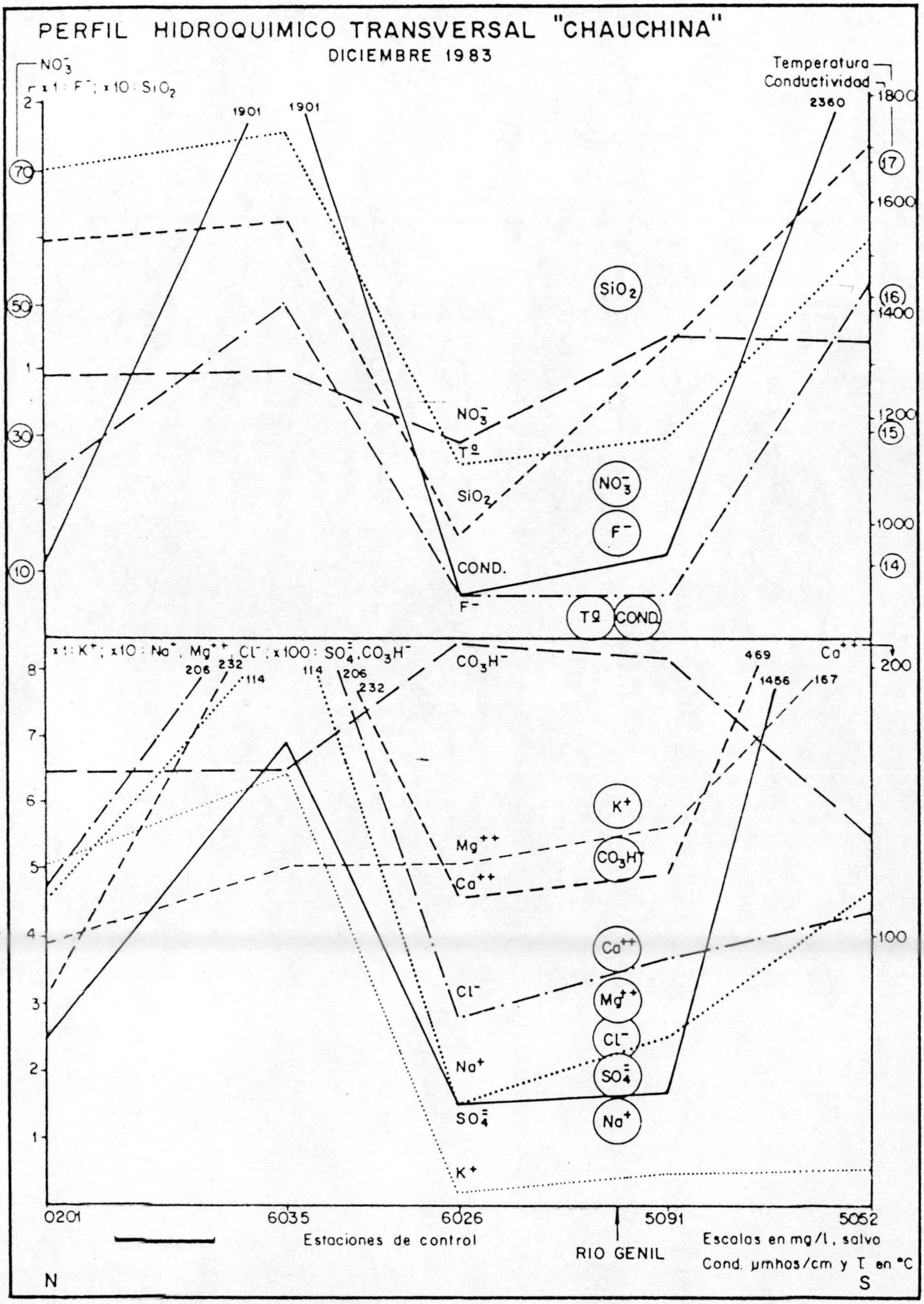

PERFIL HIDROQUIMICO TRANSVERSAL "CHAUCHINA"
DICIEMBRE 1983
NO3
x1: F; x10: SiO2
Temperatura
Conductividad
2360
1800
1600
1400
1200
1000
1901
1901
70
50
30
10
1
SiO2
NO3
T°
SiO2
COND.
F
NO3
F
T° COND.
16
15
14
17
x1: K+; x10: Na+, Mg++, Cl; x100: SO4=, CO3H-
206
232
114
114
206
232
CO3H-
469
1456
167
Co++
200
100
8
7
6
5
4
3
2
1
K+
Mg++
CO3H-
Ca++
Co++
Cl-
Mg++
Cl-
Na+
SO4=
Na+
K+
0201
6035
6026
5091
5052
Estaciones de control
RIO GENIL
Escalas en mg/l, salvo
Cond. µmhos/cm y T en °C
N
S

Figura 141.-

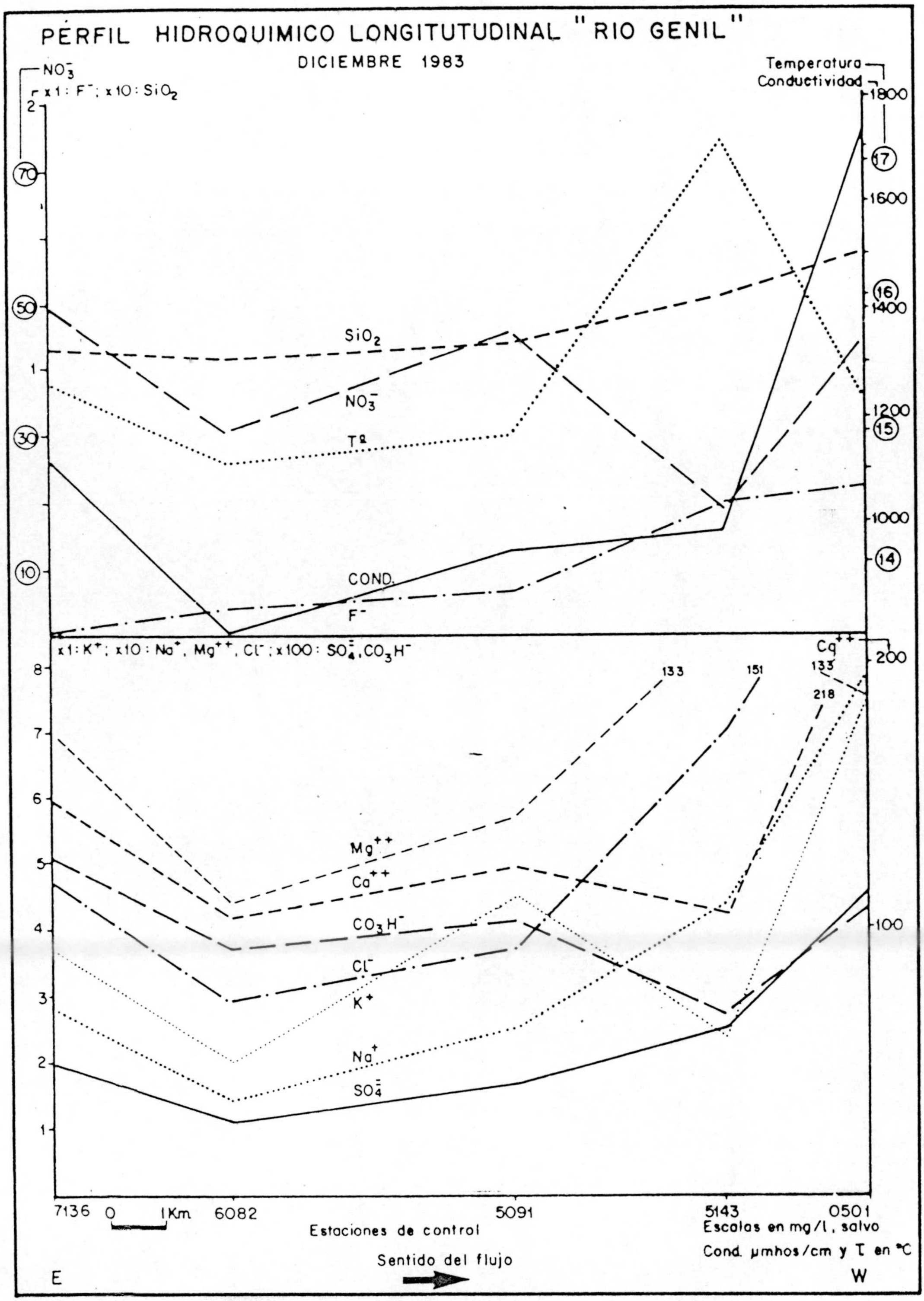

PERFIL HIDROQUIMICO LONGITUTUDINAL "RIO GENIL"
DICIEMBRE 1983
NO3-
x1: F-; x10: SiO2
Temperatura
Conductividad
SiO2
NO3-
T ª
COND.
F-
x1: K+; x10: Na+, Mg++, Cl-; x100: SO4=, CO3H-
Cq++
Mg++
Ca++
CO3H-
Cl-
K+
Na+
SO4=
133
151
133
218
7136
0
1Km
6082
5091
5143
0501
Estaciones de control
Escalas en mg/l, salvo
Cond. µmhos/cm y T en ºC
Sentido del flujo
E
W

Figura 142.-

dos en esta última localidad (punto nº 0501), motivada por el lixiviado de sales de las formaciones evaporíticas subyacentes del Trías (y/o Mioceno). En este sentido, y, en cierta manera, contra la idea general de un enriquecimiento salino apreciable aguas abajo, hay que decir que, aunque ciertamente se da (ver representación de la conductividad en figura 142), este es de escasa relevancia.

1.2. DISTRIBUCION HIDROQUIMICA VERTICAL

Para una más completa caracterización hidroquímica de la "masa" de agua contenida en el embalse subterráneo de La Vega de Granada, hubiera sido necesario establecer las zonaciones verticales de quimismo, aparte de las horizontales ya comentadas.

Sin embargo, éstas no han podido establecerse con precisión, y de forma directa, para el acuífero de La Vega de Granada, por falta material de obras de captación penetrativas no instaladas, sobre las que se hubieran podido planificar las correspondientes campañas de testificación hidroquímica.

No obstante, se fué al encuentro de situaciones e información, que nos permitieran obtener una idea aproximada de las variaciones del quimismo en la vertical. Así, del estudio de series analíticas espaciadas a lo largo de ensayos de bombeo de gran duración, en sectores con depresiones importantes, como fueron las realizadas por la FAO, en el año 1970, para algunos sondeos de Valderrubio (nº 1022, 5084, 5085, 5087 y 5088), se deducen variaciones composicionales extremas mínimas. En la misma línea respondieron los tests de comparación de análisis de aguas profundas, extraidas a partir de ciertas captaciones penetrativas, con las "someras" más próximas. A este respecto, es ilustrativo el cuadro 38 a, donde se presentan cuatro parejas de análisis, aguas profundas-"someras", muy escasamente separadas en la horizontal. Las captaciones penetrativas consideradas fueron las correspondientes a los números: 2014 (cortijo de La Merced,

en Belicena), 3091 (huerto de San José, en Alhendín), 6143 (cortijo de Santa Ana, en Atarfe) y 7185 (UNIASA, en Granada), las cuales extraen agua a 54, 30, 41 y 51 m por debajo del nivel piezométrico local.

	Cl^-	$SO_4^=$	CO_3H^-	NO_3^-	Na^+	K^+	Ca^{++}	Mg^{++}	pH	Temp	Cond	SiO_2	NO_2^-	F^-	FAC	
7014	39	206	131	6,1	20	2,1	45	54	7,7	-	629	-	0,02	0,33	SM	Marz
7048	28	205	36	17,6	17	3,1	115	51	7,0	-	865	10,7	0,00	0,22	BC	1984
3091	13	69	311	21,2	8	1,5	80	27	-	15,1	618	10,2	0,00	0,16	BC	Sept
3059	14	59	323	12,1	9	2,5	71	38	7,6	15,6	588	10.0	0,00	0,25	BC	1983
6143	27	171	351	34,1	14	2,0	95	53	7,0	15,6	808	12,0	0,00	0,14	BC	Marz
6098	40	167	400	125,8	22	2,7	112	48	6,9	14,6	875	12.0	0,02	0,24	BC	1984
7185	3	177	418	62,0	33	7,5	117	33	7,3	15,8	980	11,7	0,07	0,22	BC	Sept
7037	38	79	439	69,3	23	1,5	87	57	7,2	15,8	905	11,9	0,02	0,20	BM	1983

Cuadro 38 a.- Análisis comparativos, aguas "someras"-"profundas" (superiores), para cuatro parejas de puntos de agua del acuífero, próximos entre sí. (valores de contenidos en mg/l).

De dicho cuadro se deduce un desigual comportamiento de unas parejas a otras, cuyo denominador común, es el de una escasa diferencia composicional.

En principio, y a falta de diagnosticar con estudios de detalle esta falta significativa de zonación hidroquímica para los primeros 50 m de acuífero saturado (los sectores más potentes del acuífero llegan a presentar más de 250 m de espesor saturado), este hecho podría explicarse por la ausencia de flujos regionales de largo recorrido y tiempo de tránsito. En cualquier caso, una moderada inversión de la estratificación química, ligada a preconcentración de sales en la franja superior de acuífero saturado, por aportes iónicos ligados a las aguas de infiltración de regadíos, puede haber enmascarado la normal estratificación hidroquímica vertical. Asimismo, es de esperar que, por debajo de los 50 m de espesor saturado, los contenidos salinos vayan aumentando más rápidamente, habida cuenta de una escasa o nula renovación de los recursos allí almacenados. Por otra parte, la presencia en profundidad de un substrato evaporítico, posiblemente mioceno, en ausencia de los niveles arcillosos del Plioceno, debe motivar apreciables subidas de contenidos; este hecho ha podido constatarse para el sector de descarga de Láchar, con formaciones evaporíticas triásicas (y/o miocenas) del substrato muy próximas a superficie.

1.3. EVOLUCION HIDROQUIMICA TEMPORAL

Una vez definida la caracterización hidroquímica espacial, es necesario dotarla de una nueva dimensión, en este caso temporal, con la doble finalidad de ponderar, justamente, la misma y de extraer las oportunas consideraciones de funcionamiento hidrogeológico.

Un estudio de las variaciones interanuales hubiera requerido de un proyecto de investigación de más larga duración que el correspondiente a una Tesis Doctoral, que sí prodría haber abordado un estudio de las variaciones intraanuales, con análisis mensuales, cuya validez, en cualquier caso, hubiera dependido del azar de considerar justamente uno o dos años medios. Por estas razones, y apoyados además en el conocimiento de que las variaciones de quimismo en el acuífero de La Vega de Granada, sólo empezaban a ser significativas, a escala global, a partir de intervalos superiores a los seis meses (campañas de calidad de IGME, de Junio de 1977 a Septiembre de 1982), fué por lo que se enfocó el estudio hidroquímico del acuífero, básicamente a partir de dos extensas campañas de muestreo, tipo "flash", distanciadas seismeses, de Septiembre de 1983 a Marzo de 1984.

Complementariamente, y al margen de las consideraciones que pudieran obtenerse de la variación temporal, Septiembre-Marzo, se dispuso del conjunto de campañas analíticas de periodicidad, en principio semestral, que, desde Junio de 1977 a Septiembre de 1982, recopilamos del IGME (análisis en anexo V.1), de las que se ha obtenido una valiosa información al respecto. En la misma línea resultó la extraída de los listados de controles periódicos que fueron recopilados de Cervezas Alhambra, S.A. y UNIASA.

La variación temporal, Septiembre-Marzo, obtenida entre las campañas realizadas para esta Tesis Doctoral, fué objetivada consideran-

do la misma para solamente la red de puntos comunes a ambos muestreos (figura 64). Aunque en el apartado segundo del capítulo anterior, tuvimos ocasión de mostrar las variaciones hidroquímicas temporales de las determinaciones más usuales realizadas, en el cuadro 38.b presentamos una síntesis de ellas. Los valores, expresados en % de aumento relativo de contenidos, corresponden a la media poblacional (superiores) y a la desviación típica.

	Cl^-	$SO_4^=$	CO_3H^-	NO_3^-	Na^+	K^+	Ca^{++}	Mg^{++}	pH	Temp	Cond	SiO_2	NO_2^-	F^-
Septiembre 1983	5	10			0	6			4	3	5	4	50	9
	14	15			4	15	4		0	13	12	2	0	20
Marzo 1984			3	9				5						
			13	42				23						

Cuadro 38 b.- Incrementos porcentuales hallados, para los valores medios y de dispersión (inferiores), de los parámetros determinados en Septiembre de 1983 y Marzo de 1984.

Como puede deducirse de dicho cuadro, la variación de contenidos medios es poco significativa (al igual que la de las desviaciones típicas), no superando el 10 % (excepción hecha del 50 % de variación obtenido para los nitritos, cuya causa ya fué explicada oportunamente).

No obstante, esta variación debe ser superior para un año medio, habida cuenta de la escasa precipitación registrada en el periodo comprendido entre ambas fechas.

Destacan, dentro de la escasa variabilidad comentada, los mayores valores obtenidos para las determinaciones que fueron realizadas en Septiembre de 1983 (con excepción de las correspondientes a los bicarbonatos, magnesio y nitratos), hecho lógico, supuesta la procedencia de aguas de "agotamiento" para dicha fecha (hay que tener en cuenta que constituyó el extremo de uno de los periodos de sequía más intensos registrados en España; años 1980-83), sobre las de recarga más o menos recientes de Marzo. Con gran probabilidad, y a falta de establecer con detalle las variaciones mensuales medias, los contenidos extremos de salinidad quizás se hallen desplazados un par

de meses sobre los muestreados, reflejando los de Noviembre-Diciembre y Mayo-Junio, los contenidos iónicos más altos y bajos, respectivamente.

Los registros periódicos de dureza y pH, que fueron recopilados de las empresas, Cervezas Alhambra, S.A. y UNIASA, para los últimos 10 y 3 años, respectivamente, responden a una mínima variación, al menos, intraanual, de los sectores de influencia acuíferos, de sus respectivas captaciones.

Con referencia más explícita al informe, IGME, 1982, ya aludido, que titulado: "Efectos de la sequía en la evolución (piezométrica y química) de las aguas del acuífero aluvial de La Vega de Granada", hace referencia a las evoluciones temporales (semestrales) de los iones de sulfato, magnesio y cloruro (los más variables), desde Junio de 1977 a Abril de 1982, decir que:

- Las oscilaciones químicas interanuales, que son comparadas con las piezométricas, no reflejan necesariamente una correspondencia de similitud, haciendo muy dificultosa la correcta interpretación de las mismas, en las que sin lugar a dudas intervienen otros factores independientes del nivel piezométrico local (o regional).

- En cualquier caso, los iones representados reflejan una insignificante variación interanual de contenidos, para los sectores de Maracena, Santa Fe (a excepción de los cloruros), Sierra Elvira y Valderrubio, coincidiendo también con mínimas diferencias de nivel piezométrico, a excepción de las del sector de Maracena. Por el contrario, todo el sector de alimentación Suroriental del acuífero presenta notables variaciones hidroquímicas y piezométricas.

- En cualquier caso, las diferencias analíticas interanuales, poco significativas a escala global, y mayores en las áreas de recarga, que en las de descarga, reflejan, como se dice en el informe, la importancia de los caudales de tránsito en relación a las reservas renovables. Estos resultados están en consonancia con los obtenidos sobre la evolución hidroquímica vertical de los primeros 50 m de acuífero saturado.

2. CALIDAD DE LAS AGUAS

2.1. CONSUMO HUMANO

2.1.1. Las normas de potabilidad. Reglamentación española (C.A.E.)

a) Las normas de potabilidad

El carácter tóxico y epidemiológico que pueden poseer algunos de los compuestos y microorganismos presentes en el agua, a partir de ciertos límites, ha sido motivo de numerosísimos estudios. Sus resultados han movido a las distintas administraciones y organizaciones de salud del mundo a fijar unos límites máximos tolerables para salvaguardia de la salud pública. Estos constituyen, junto a otros inferiores, que son interpretados como índices de calidad (permisibles), para todas las determinaciones sanitariamente vinculantes, lo que se entiende por normas de potabilidad. Generalmente, se denomina como potable a aquella agua que puede ser consumida por el hombre sin peligro alguno (inmediato o diferido) para su salud (no obstante, la no afección sanitaria debe de entenderse de forma estadística).

La aparición y evolución de reglamentaciones que limitan la utilización del agua para consumo humano, ha seguido los pasos de la investigación, no sólo referente a los efectos que los distintos elementos puedan tener sobre el organismo, sino también a los sistemas de análisis, que han permitido determinaciones cada vez más precisas.

La tendencia mundial va hacia la normalización de las reglamentaciones existentes, en lo que se refiere a límites, sistemas de toma de muestras, frecuencia de las mismas y métodos de preservación y análisis.

Sin embargo, es mucho el camino que aún falta por recorrer en la unificación de los límites, lo cual viene impuesto por unas investigaciones toxicológicas todavía no concluyentes y en algunos casos

contradictorias (hay que pensar que el mayor vacío de conocimientos se tiene en las afecciones producidas a largo plazo, lo que requiere de bastantes años de investigación y contraste estadístico).

De esta forma, llaman la atención notables diferencias en algunos límites de tipo químico (en los bacteriológicos, dados los efectos sanitarios inmediatos, si se está de acuerdo), sin que se hayan puesto de manifiesto estadísticamente, las afecciones sanitarias correspondientes en las poblaciones abastecidas. Mientras esto ocurra, la mayor parte de los límites de parámetros físico-químicos seguirán estableciéndose de acuerdo con sus contenidos medios en las aguas potencialmente utilizables en los abastecimientos del país en cuestión. Este hecho puede estar repercutiendo en los paises menos desarrollados y en los que presentan menores disponibilidades de aguas de buena calidad, en el sentido de sufrir consecuencias toxicológicas diferidas de incalculable alcance (efectos cancerígenos, mutógenos...).

b) Reglamentación española

La Reglamentación española actualmente en vigor, recogida en el Código Alimentario Español (C.A.E.), proviene del Real Decreto 1423/1982 de 18 de Junio, por el que se aprobó la "Reglamentación Técnico-Sanitaria para el abastecimiento y control de calidad de las aguas potables de consumo público", el cual fué publicado en el BOE del 29 de Junio de 1982, nº 154 (una disposición adicional que regula, por primera vez, el contenido máximo en sodio, aparece recogida en otro Real Decreto, publicado en el BOE del 9 de Mayo de 1984, nº 111).

Las normas de potabilidad vigentes, recogidas en los referidos Reales Decretos, donde se expresan los límites admisibles y tolerables para las distintas determinaciones, están expuestas en el cuadro 39.

	ADMISIBLE	TOLERABLE
1) CARACTERES ORGANOLEPTICOS		
- Olor y sabor	ausencia	despreciab.
- Color (en Pt-Co)	1	20
- Turbidez (en U.N.F.)	1	6
2) CARACTERES FISICO-QUIMICOS		
- pH	7,0 - 8,0	6,5 - 9,5
- Conductividad	la correspondiente	
- Cloruros (Cl-)	25	350
- Sulfatos (SO4=)	25	400
- Sílice (SiO2)	la natural	
- Calcio (Ca++)	100	200
- Magnesio (Mg++)	30	50
- Sodio (Na+)	-	175
- Aluminio (Al+++)	0,05	0,2
- Residuo seco (a 110°C)	750	1.500
3) COMPONENTES NO DESEABLES		
- Nitratos (NO3-)	25	50
- Nitritos (NO2-)	ausencia	0,1
- Amoniaco (NH4+)	0,05	0,5
- Ox. al permang. (en O2)	2	5
- Sulfuro de hidrógeno	no detectable	
- Fenoles (C6H5O4)	-	0,01
- Detergentes (tensoac.)	-	1
- Hierro (Fe)	0,05	0,2
- Manganeso (Mn)	0,02	0,05
- Cobre (Cu)	0,1	1,5
- Cinc (Zn)	0,1	5
- Fósforo (P)	0,17	2,15
- Flúor (F-)	-	1,5
4) COMPONENTES TOXICOS		
- Arsénico (As)	-	0,05
- Cadmio (Cd)	-	0,005
- Cianuros (CN-)	-	0,05
- Cromo (Cr VI)	-	0,05
- Mercurio (Hg)	-	0,001
- Niquel (Ni)	-	0,05
- Plomo (Pb)	-	0,05
- Antimonio (Sb)	-	0,01
- Selenio (Se)	-	0,02
- Plaguicidas	-	0,0001/0,0005
- Hidrocarburos arom.		0,0002
5) CARACTERES MICROBIOLOGICOS		
- Bacterias aerobias a 37°C	10/ml	200/ml
- Coliformes y estreptococos fec.	ausencia en 100 ml	
Clostridium sulfito-reductores	ausencia en 20 ml	
- Microorg. parásitos y/o patógenos	ausencia	
6) RADIACTIVIDAD (picocurios/l)	-	100

Cuadro 39.- Límites admisibles y tolerables de los parámetros físico-químico-biológicos de las aguas de consumo público, según la Reglamentación española (BOE del 29/VI/1982). Cifras en mg/l.

En la misma reglamentación, anteriormente aludida, se establecen tres categorías de aguas, atendiendo a su grado de potabilidad, que son:

a) Potables

"Son aquellas en las que todos los caracteres están comprendidos dentro de los aceptados como tolerables como máximo".

b) Sanitariamente permisibles

"Son aquellas en las que alguno/s de sus caracteres físico-químicos sobrepasan los límites tolerables, salvo en lo referente a productos tóxicos o radiactivos y contaminación fecal (a este respecto se admite hasta 10 estreptococos fecales por 100 ml y 2 Clostridium sulfito-reductores por 20 ml)".

Puesto que el consumo humano de aguas sanitariamente permisibles es considerado por definición como excepcional, deberá ser previamente autorizado por la Comisión Permanente de Control y sustituido por otras de naturaleza potable, a la mayor urgencia posible.

c) No potables

"Son aquellas cuyas características físico-químicas y/o caracteres microbiológicos y de radiactividad impidan su inclusión en alguna de las dos clases anteriores".

No obstante, a pesar de esta clasificación por ley de las aguas, como ocurre con la mayor parte de las normativas sobre potabilidad de las mismas, es muy frecuente que éstas no se cumplan en la realidad. En concreto, son numerosísimos los abastecimientos españoles que utilizan un agua sanitariamente permisible (e incluso no potable, por sobredósis de elementos tóxicos), en régimen de estacionalidad total.

2.1.2. Potabilidad química de las aguas del acuífero de La Vega de Granada (según el C.A.E.)

La potabilidad química de las aguas del acuífero de La Vega de Granada es, a nivel general, solamente mediocre, debido a los altos contenidos medios de los iones sulfato, calcio, magnesio y nitrato. A nivel local cabe, sin embargo, señalar áreas de excelente calidad química, como son el sector más Suroriental del mismo y la franja que acompaña al río Genil desde el puente de Los Vados hasta Fuente Vaqueros. Ello se debe a una influencia muy directa, en estos sectores, de las aguas de escorrentía superficial procedentes de Sierra Nevada, de baja salinidad, que constituyen básicamente su alimentación. Por contrapartida, son los sectores de Aeropuerto-Romilla, Alitaje-Baños de Sierra Elvira y Maracena-Pulianas (junto a áreas concretas de Alhendín y Láchar), las de más deficiente calidad química, por su alta salinidad natural (ver epígrafe 8.2, referente a la "polución natural"). A ellos habría que añadir los de Valderrubio y confluencia del río Beiro-Purchil, como representantes de la más alta contaminación por nitratos (de origen antrópico, abonos y aguas residuales urbanas), que existe actualmente en La Vega de Granada.

No han sido abordados, en este estudio, determinaciones de tipo microbiológico y, consecuentemente, no podemos referirnos a este tipo de potabilidad. Sin embargo, algunas fuentes epidemiológicas consultadas (Consejería de Sanidad y Consumo), con respecto a la potabilidad microbiológica de las aguas de abastecimiento, apuntan hacia una situación no mejor que la comentada para la potabilidad química, aunque dominable por la efectividad de los procesos de potabilización.

A partir de las campañas de análisis de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984, he elaborado un cuadro significativo al respecto de la potabilidad química de las aguas del acuífero. En él (cuadro 40) se especifican los porcentajes de estas que sobrepasan los límites de tolerabilidad (según el C.A.E.), para cada una de las determinaciones realizadas implicadas en la caracterización de potabilidad. En base

a las determinaciones más usuales y a sus valores, se establece el porcentaje de aguas potables, sanitariamente permisibles e impotables.

Determinaciones	Sept.1983		Marzo 1984	
	%	nº	%	nº
Cloruros	1	(1)	1	(1)
Sulfatos	21	(18)	17	(14)
Calcio	14	(12)	17	(14)
Magnesio	39	(33)	43	(35)
Sodio	4	(3)	3	(2)
Fluoruros	10	(8)	8	(6)
Nitratos	22	(28)	16	(12)
Nitritos	11	(14)	5	(4)
pH	0	-	0	-
Tipos de aguas				
Potables	42	(35)	44	(36)
Permisibles	46	(39)	51	(41)
Impotables	12	(10)	5	(4)

Determinaciones	Marzo 1984	
	%	nº
Amoniaco	9	(3)
Hierro	47	(8)
Manganeso	6	(1)
Niquel	6	(1)
Cobre	0	-
Cinc	0	-
Aluminio	0	-
Plomo	7	(2)
Cromo	0	-
Cadmio	6	(1)
Arsénico	0	-
Selenio	0	-
Cianuros	0	-
Fenoles	0	-
Detergentes	0	-

Cuadro 40.- Porcentaje de impotabilidad de los parámetros físico-químicos involucrados en la misma, para las campañas de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984 (acuífero). Representatividad de las aguas potables, sanitariamente permisibles e impotables presentes.

Considerando sólo los componentes químicos mayoritarios (a excepción de los fluoruros y nitritos), el 43 % de las aguas son potables (aplicando estrictamente la legislación), mientras que el 49 % serían sanitariamente tolerables, y el 8 % restante impotables (atendiendo a los contenidos no tolerables de nitritos, como índice de contaminación fecal reciente, a falta de determinaciones microbiológicas).

De todos los iones mayoritarios, los que más fácilmente sobrepasan los límites de tolerabilidad son, por este orden, los siguientes: magnesio (41 %), nitratos (19 %), sulfatos (19 %) y calcio (16 %).

Tenemos que llamar la atención sobre lo estricto del límite tolerable del magnesio de la Reglamentación española (50 mg/l), en comparación con otras normativas (O.M.S., 150 mg/l), lo que hace que el

contenido medio de las aguas del acuífero (57 mg/l) sea superior al límite tolerable máximo admitido, aparte de ser superado por el 41 % de las muestras analizadas .

Es necesario también hacer una reflexión sobre el alto porcentaje (19 %) de puntos que sobrepasan el límite tolerable establecido para los nitratos (50 mg/l), lo cual se debe a una contaminación fundamentalmente agrícola, y en menor medida urbana, a las que ya hemos tenido ocasión de referirnos. Quizás convenga recordar, a este respecto, el efecto perjudicial de este ión en la salud humana, por su acción metahemoglobizante, en la población infantil, y cancerígena, por la formación de nitrosaminas. Se trata del único ión, junto con los nitritos y algún elemento metálico tóxico, para el que puede hablarse, claramente, de un origen antrópico (contaminación).

Con respecto a los contenidos en fluoruros, de gran interés sanitario, sólo un 9 % de las muestras analizadas han presentado concentraciones superiores a 1,5 mg/l (límite tolerable), susceptibles de provocar fluorosis dental. Sin embargo, el problema sanitario más grave se encuentra en su deficiencia, ya que el 78 % de las aguas no llegan a contenidos de 0,5 mg/l, lo que favorece las afecciones tipo caries, tan extendidas entre las poblaciones de Granada capital (ORTEGA, 1982) y de su Vega. Solamente un 13 % de las mismas posee concentraciones (comprendidas entre 0,5 y 1,5 mg/l) que pueden considerarse como óptimas para una salvaguardia, en principio, de las afecciones de fluorosis y caries dental comentadas.

Por último, hacer referencia a los contenidos encontrados para algunos constituyentes minoritarios y traza , poseedores de un carácter altamente tóxico. Los porcentajes de impotabilidad, que para los mismos son presentados en el cuadro 40, deben de considerarse como orientativos, dado el corto número de muestras analizado (33 para el amonio, 27 para cobre, cinc, cromo y plomo, 17 para hierro, manganeso, cadmio y niquel y 10 para fenoles, detergentes, cianuros, aluminio, arsénico y selenio).

No obstante, conviene llamar la atención sobre el alto índice de impotabilidad relativo presentado por los elementos hierro y plomo (también cadmio). En principio podría pensarse en fenómenos de contaminación local, por corrosión de tuberías, aunque el estudio de los puntos que dieron contenido anormal no apoya esta hipótesis (muestras de agua después de extracciones muy continuadas), al menos en lo que respecta al segundo elemento, para el que podría pensarse también, en un origen ligado a plaguicidas.

Completan este epígrafe dos mapas de diagramas de potabilidad, realizados para los puntos y cursos de agua de más interés en el uso y abastecimiento humano de La Vega de Granada, correspondientes a las fechas de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984 (figuras 143 y 144, respectivamente).

Información complementaria puede obtenerse de los distintos mapas de isocontenidos que se presentan en el apartado 2, que han sido realizados teniendo en cuenta los límites máximos admitidos, a partir de los cuales, de forma habitual, son señaladas las distintas áreas con una trama rectangular fina (en cada caso ver leyenda). De igual forma, en los listados analíticos que se presentan en el anexo V.2 (análisis físico-químicos), aparecen identificados (normalmente con una cruz) para cada punto de agua, las determinaciones que sobrepasan los límites de tolerabilidad (para una mejor información al respecto recurrir a la leyenda del anexo mencionado).

2.1.3. Potabilidad química de las aguas de superficie (según el C.A.E.)

La potabilidad química de las aguas de superficie es muy desigual de unos cursos a otros. Atendiendo a este criterio podrían ordenarse de potables a impotables en el siguiente orden: Dílar, Genil (en Pinos Genil), Monachil, Darro, canal de Albolote, Aguas Blancas,

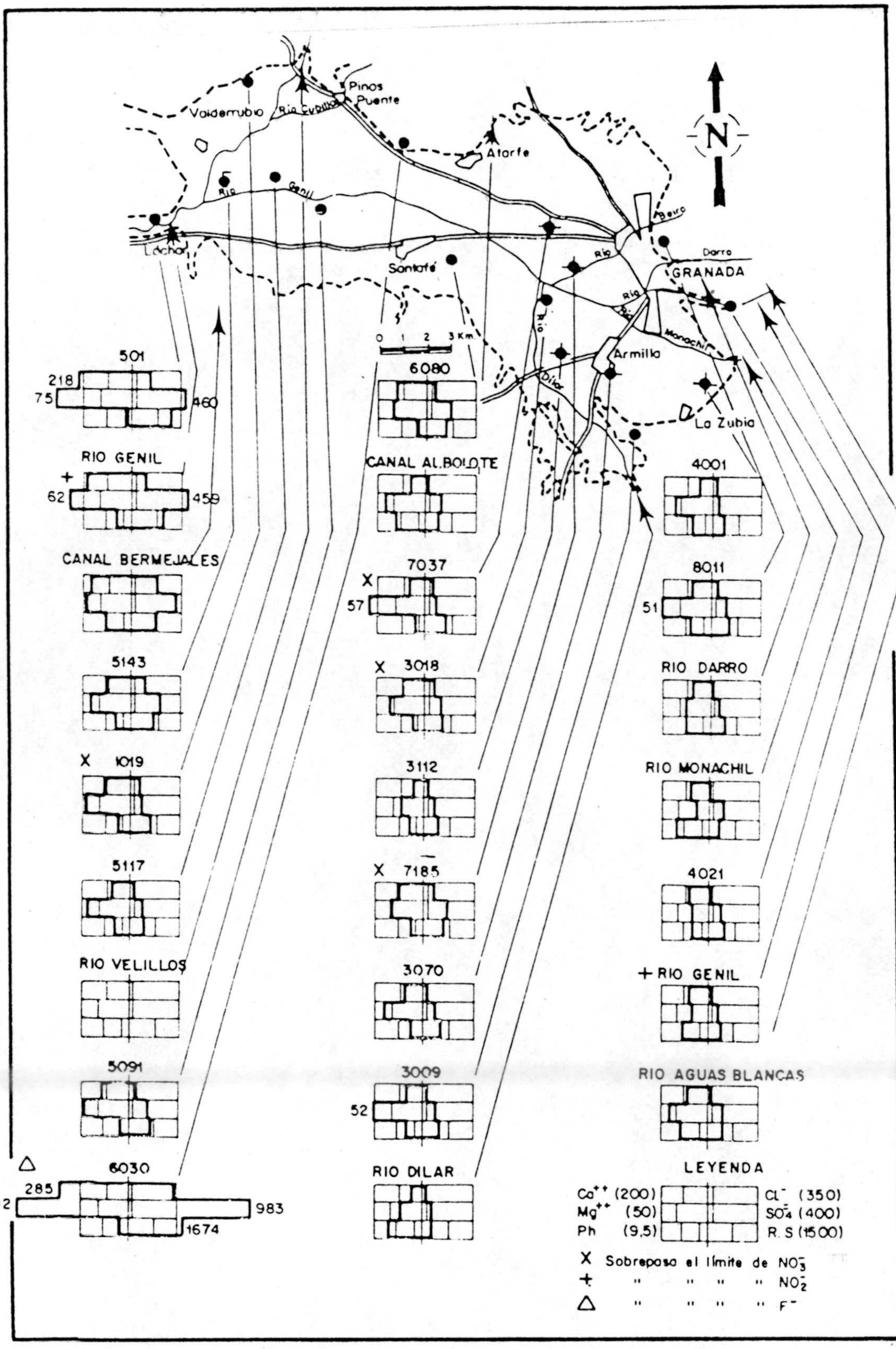


Figura 143.- Mapa de diagramas de potabilidad según la Reglamentación española (límite exterior tolerable, interior admisible) para Septiembre de 1983.

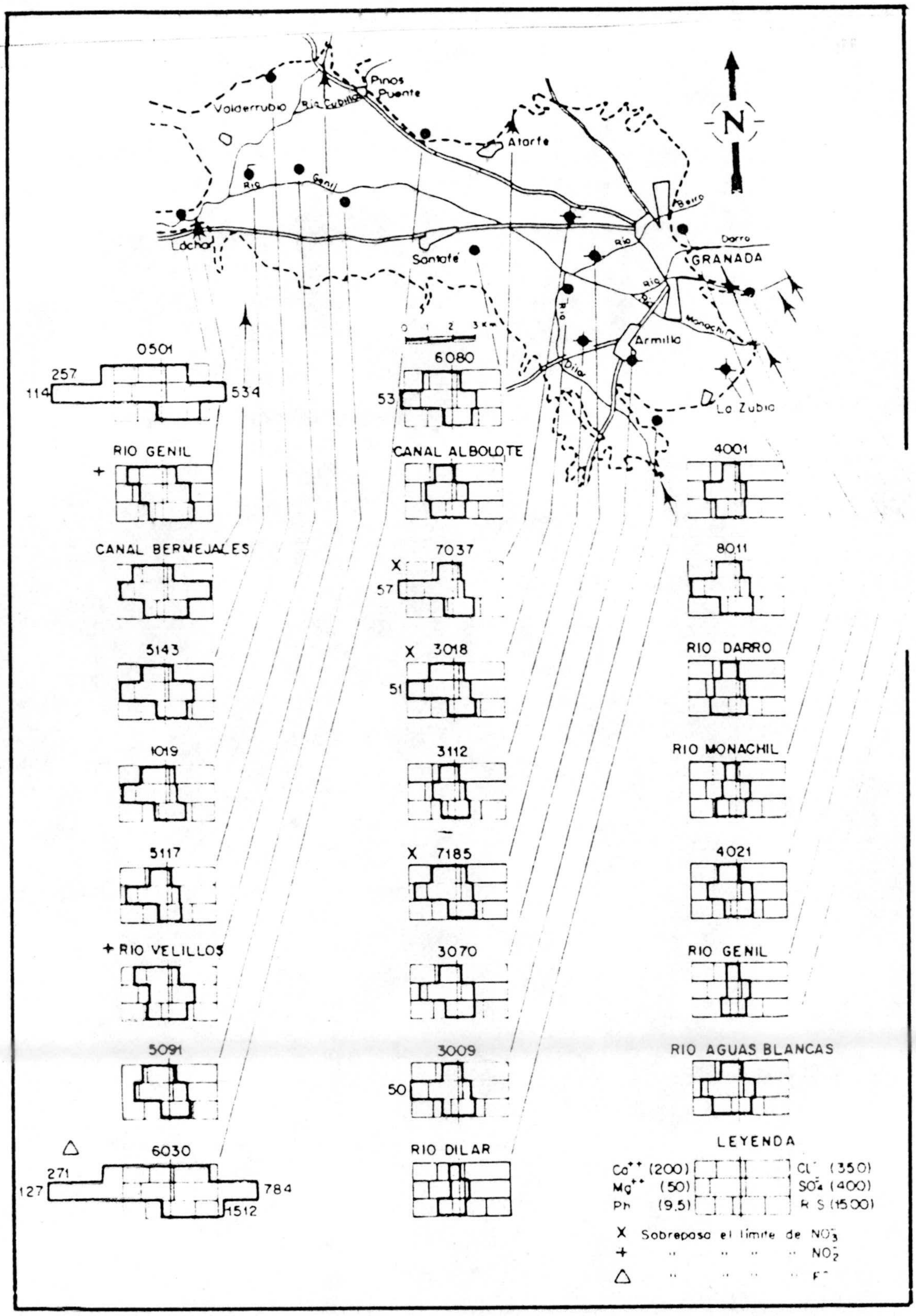


Figura 144.- Mapa de diagramas de potabilidad según la Reglamentación española (límite exterior tolerable, interior admisible) para Marzo de 1984.

canal de Cacín, Cubillas, canal de Aynadamar, Velillos, Genil (en Láchar), Salado, Juncaril y Beiro, de los que serían potables (análisis medios) los siete primeros cursos e impotables el resto. Conviene recordar que en el mapa de la figura 63 (epígrafe 1.1.4 del capítulo V), aparecen localizados, aproximadamente, los puntos donde fueron muestreadas dichas aguas de superficie, y a los que, por tanto, nos referimos al hablar de la calidad de cada una de ellas (sirva como ejemplo el hecho de que el río Genil pasa de ser potable en Pinos Genil a impotable en Láchar).

Haciendo uso de los análisis físico-químicos (parámetros mayoritarios) que fueron realizados en Septiembre de 1983 y Marzo de 1984 (y en su caso sólo en Marzo de 1984; minoritarios), se han podido caracterizar, desde el punto de vista de su potabilidad, las aguas de los principales cursos de superficie (ríos, arroyos y canales) que han sido relacionados anteriormente.

En el cuadro 41, están reflejadas, para cada uno de ellos, las determinaciones de potabilidad que sobrepasan los límites máximos admitidos.

Es destacable el gran número de contaminaciones orgánicas (nitritos) detectadas en los cauces considerados, que afectan, más concretamente, a los ríos: Beiro, Juncaril, Salado, Genil (Láchar), Cubillas, Velillos y Aynadamar (canal), e incluso a algunos de los que han sido considerados como potables (presencia de nitritos por debajo del límite de tolerabilidad), como son los ríos: Genil (en Pinos Genil), Monachil y Darro.

Por el contrario, sólo se han observado dos cauces contaminados toxicológicamente, correspondientes al Juncaril y Beiro, que sobrepasan, en nueve parámetros de los analizados, con interés sanitario, los límites de tolerabilidad, entre los que destacan, por su fuerte acción tóxica, los elementos plomo y cadmio.

CAUCES DE SUPERFICIE	SEPTIEMBRE 1983	MARZO 1984	CARACTERIZACION
Dílar	-	-	potable
Genil (Pinos)	NO_2^-	-	"
Monachil	-	-	"
Darro	-	sin anal. minorit.	"
C. de Albolote	-	"	"
Aguas Blancas	-	-	"
C. de Cacín	-	sin anál. minorit.	"
Cubillas	sin anál.	NO_2^- sin an. minorit.	impotable
C. de Aynadamar	sin anál.	NO_2^- "	"
Velillos	sin anál.	NO_2^-/Fe/Mn	"
Genil (Láchar)	$SO_4^=$/Mg^{++}/ NO_2^-	NO_2^-/Fe	"
Salado	sin anál.	NO_2^-/Cl^-/$SO_4^=$/ Mg^{++}/Na^+/Fe/ Pb/Cd	"
Juncaril	sin anál.	NO_2^-/$SO_4^=$/Mg^{++}/ F^-/Fe/Ni/Pb/ Cd/pH	" (muy tóxico)
Beiro	sin anál.	NO_2^-/NO_3^-/ $SO_4^=$/Ca^{++}/ Mg^{++}/Fe/Mn/ Pb/Cd	"

Cuadro 41.- Determinaciones físico-químicas que sobrepasan los límites de potabilidad para cada uno de los cauces de superficie considerados (análisis de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984).

Estas consideraciones ponen de manifiesto la extrema vulnerabilidad de los cauces de superficie a los vertidos, de aguas residuales urbanas, para las contaminaciones orgánicas (también residuales industriales y lixiviados de vertederos), y de aguas residuales industriales y lixiviados de vertederos para las afecciones toxicológicas comentadas en segundo lugar.

2.1.4. Potabilidad microbiológica. Enfermedades fecohídricas en La Vega de Granada

No ha sido objetivo de este estudio la determinación de parámetros microbiológicos, más propia de biólogos, farmacéuticos y médicos. No obstante, en un apartado como el presente, donde se trata de la calidad para el consumo humano de las aguas de La Vega de Granada, no podíamos dejar pasar la oportunidad de hacer algunas consideraciones generales sobre la potabilidad microbiológica, y en particular de los efectos sanitarios que se derivan de la misma.

El crecimiento acelerado de la contaminación orgánica de los sistemas hídricos, debida fundamentalmente a los vertidos directos de las aguas residuales urbanas, ha contribuido a hacer de la determinación de la calidad microbiológica, una de las tareas más cotidianas y rutinarias de los organismos responsables correspondientes.

La preocupación de los mismos, hacia este tipo de contaminación, es muy superior a la que presentan hacia la de tipo tóxico, de efectos no inmediatos. Ha inducido a ello la facilidad y rapidez con que puede producirse un brote infeccioso, de amplio impacto, por una deficiente calidad microbiológica, de la que prácticamente ningún abastecimiento está a salvo. De ahí el cuidado exquisito que se ha de tener en los procesos de potabilización, donde la medida del cloro residual se hace de acuerdo con especificaciones legales, a fin de tener la seguridad de que el medio es hostil a los principales microorganismos patógenos (no obstante, la mayor parte de los virus son resistentes a una cloración normal del agua).

La Reglamentación española, cuyas determinaciones y límites al respecto están recogidos en el epígrafe 2.1.1 del presente apartado, proscribe la presencia de microorganismos parásitos y/o patógenos y de origen fecal en el agua de abastecimiento.

El agua, que puede ser origen directo e indirecto de numerosísimas afecciones y enfermedades, según se muestra en el cuadro 42, plan-

El agua como transmisora de enfermedades	Directas	Ecosistemas de parásitos humanos		Fasciola hepática Hematobium Mansoni ....
		Ecosistemas de fases larvarias de insectos transmisores		Fiebre amarilla Encefalitis Paludismo Filarias ....
		Contacto		Pie de atleta Conjuntivitis ...
		Ingestión	Helmintos	Ascaridiasis Tricocefalosis Anquilostomiasis...
			Protozoos	Disenteria amebiana Protozoosis Meningoencefalitis..
			Bacterias	Salmonellosis Shigellosis Cólera Leptospirosis Brucelosis...
			Virus	Poliomelitis Enterovirosis Hepatitis infecciosa

Cuadro 42.- El agua como transmisora de enfermedades (según PUMAROLA, 1971).

tea, desde el punto de vista de su ingestión, toda una amplia gama de las mismas, debidas principalmente a ciertos protozoos, gusanos, virus y bacterias, siendo a estos dos últimos grupos de microorganismos a los que se deben las enfermedades más típicas y generalizadas.

Actualmente se tienen datos oficiales acerca del impacto de algunas de las enfermedades que, por ingestión, ocasiona el agua en los abastecimientos de La Vega de Granada. Esta información, recogida gracias al plan nacional de enfermedades infecciosas de declaración obligatoria, abarca, entre otras, a la fiebre tifoidea y paratifoidea, cólera, disentería bacilar y amebiana y trastornos diarréicos varios. La consulta de la misma, para los municipios de La Vega de Granada, realizada en la Consejería Provincial de Sanidad y Consumo, ha puesto de manifiesto que todavía son frecuentes estas afecciones de naturaleza fecohídrica, entre las que destacan las fiebres tifoideas y paratifoideas y las disenterías (aparte de los normales trastornos diarréicos), lo cual es gravemente sintomático, ya que estas enfermedades, y en concreto la fiebre tifoidea, fueron desterradas hace ya tiempo de los paises de la Europa Occidental, donde están consideradas como índice de "tercermundismo".

—

No hemos querido hacer un análisis más profundo (municipio a municipio) de la correlación de estas afecciones con la situación hídrica e hidroquímica de los distintos abastecimientos municipales, ya que según opinión de los especialistas consultados (Drs. GALVEZ, RODRIGUEZ y ESPIGARES), para el caso de La Vega de Granada, parece ser mayor la incidencia de enfermedades adquiridas por consumo de hortalizas regadas con aguas residuales y deficientemente lavadas (hecho que se apoya con la aparición de casos aislados), que las provenientes de la ingestión de aguas contaminadas (GARCIA-VILLANOVA, en curso). No obstante, la baja incidencia de afecciones adquiridas por ingestión se debe, no a la buena potabilidad microbiológica de las aguas, como podría pensarse, sino a la eficiencia de los sistemas de potabilización, y al mínimo uso de los abastecimientos extramunicipales.

Para concluir este epígrafe, quizás sea interesante referir algunos de los resultados más destacables que obtuvo ARREBOLA (1971), a raiz del estudio bacteriológico y sanitario que realizó de las aguas de consumo público de La Vega de Granada, los cuales exponemos a continuación:

- De 323 análisis bacteriológicos realizados (del 4/1969 al 4/1970), 100 dieron calificación de aguas impotables (31 %)

- Para el periodo del 4/1969 al 4/1970, fueron detectados 100 casos de fiebre tifoidea y 212 de disentería bacilar (211 aparecidos en un sólo brote en Fuente Vaqueros)

- El parasitismo intestinal infantil, estudiado para Fuente Vaqueros y Láchar, fué del 57 y 60 %, respectivamente (según datos de ROMAN y GONZALEZ, 1969).

2.2. USO AGRICOLA

En general, el análisis físico-químico de una muestra de agua es insuficiente para poder dictaminar sobre su calidad para el regadío, ya que han de tenerse en cuenta otros factores, como son la permeabilidad y calidad del suelo, tipo de cultivo, sistema de riego, etc. No obstante, han sido estudiados y desarrollados parámetros de calidad universalmente válidos. A partir de ellos pueden ser clasificadas las aguas en diversos grupos, cada uno de los cuales es recomendado para las condiciones (antes apuntadas) más favorables.

De todas las clasificaciones existentes al respecto, sólo vamos a referirnos, para las aguas del acuífero de La Vega de Granada, a la del United States Salinity Laboratory Staff, del Ministerio de Agricultura de los Estados Unidos (USSLS, 1954).

Esta clasificación, suficientemente conocida, diferencia varias clases de aguas atendiendo a la conductividad y a la relación de adsorción de sodio (S.A.R.), en donde la misma viene dada por la siguiente expresión:

$$SAR = \frac{r\ Na^{+}}{\sqrt{\frac{r\ Ca^{++} + r\ Mg^{++}}{2}}}$$

En la figura 145, pueden apreciarse las 16 categorías de aguas distintas que considera esta clasificación, producto de combinar las cuatro clases de conductividad (C_{1-4}. Peligros de salinización), con las correspondientes al SAR (S_{1-4}. Peligros de alcalinización).

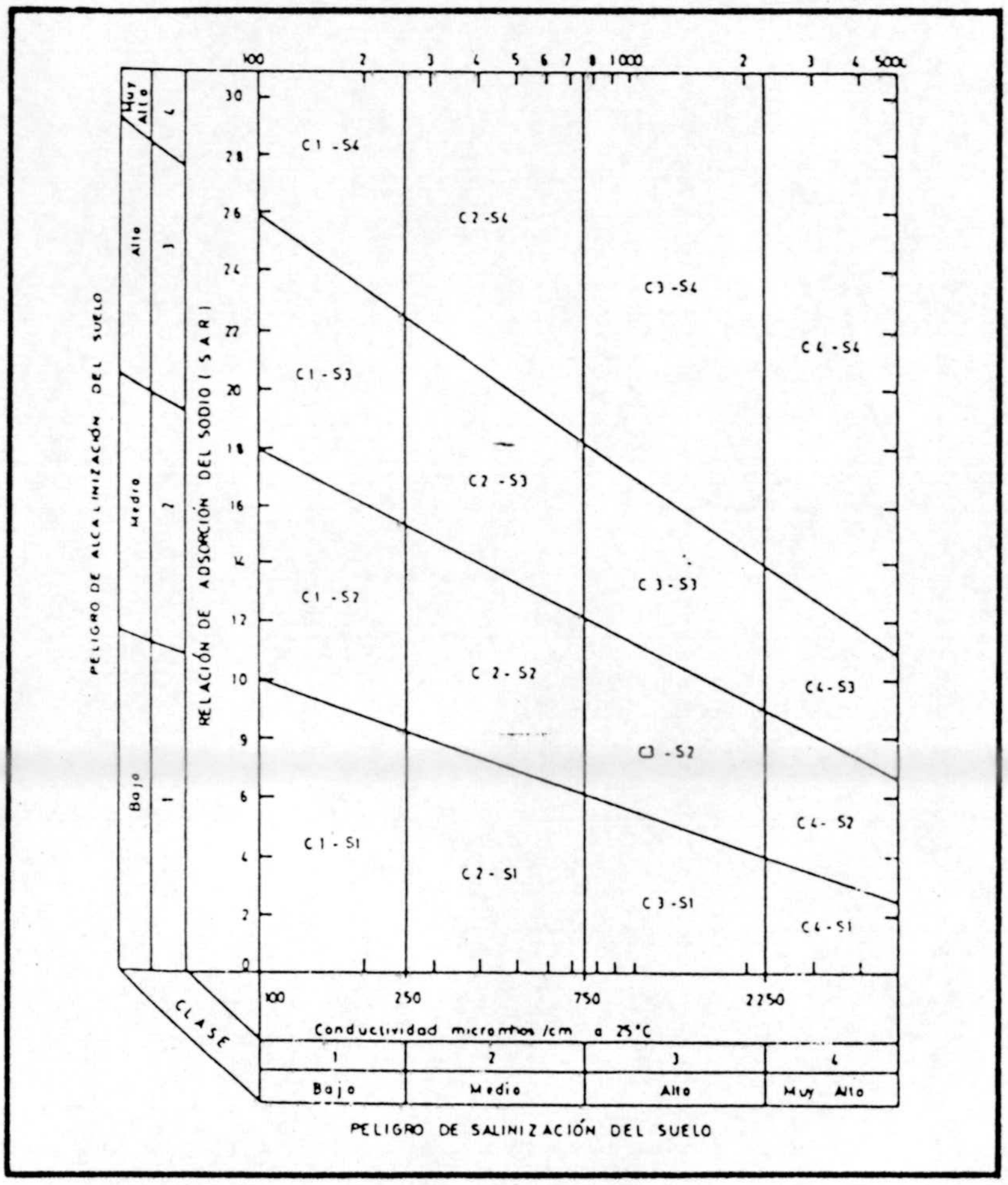


Figura 145.- Diagrama de calidad de las aguas para riego, según la clasificación de USSLS, 1954.

Aplicando esta clasificación a las aguas del acuífero de La Vega de Granada, cabe destacarse que todas las aguas analizadas son del tipo S_1 (a excepción de una muestra, punto nº 6135, que fué S_2), lo que indica que el peligro de alcalinización del suelo es bajo. Con respecto a la conductividad, son tres los tipos de aguas halladas, C_{2-4}, reflejo de distintos peligros de salinización del suelo. En el cuadro 43 se muestran los porcentajes de aguas pertenecientes a cada uno de los tipos comentados, para las campañas de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984.

Clases	Septiembre 1983 %	Septiembre 1983 nº	Marzo 1984 %	Marzo 1984 nº	Media
C_2	17	(22)	28	(23)	22
C_3	79	(101)	68	(55)	74
C_4	4	(5)	4	(3)	4
S_1	99	(83)	99	(80)	99
S_2	1	(1)	1	(1)	1

Cuadro 43.- Porcentajes de los distintos tipos de calidad del agua para riego, según la clasificación del USSLS (1954). Campañas de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984 (acuífero).

Como se puede observar, el tipo de agua dominante es el C_3-S_1 (74 %), seguido de los C_2-S_1 (22 %), C_4-S_1 (3 %) y C_4-S_2 (1 %).

En los mapas de isoconductividad, realizados para las campañas antes mencionadas (figuras 68 y 69), los cuales fueron presentados en el epígrafe 2.2.1 del capítulo VI, se tuvo presente una leyenda que fuera útil, además, para su interpretación como mapas de calidad del agua para riego, según la clasificación del USSLS. De esta forma, y apoyados en un único tipo de SAR (el S_1), el rayado horizontal corresponde a la clase C_2-S_1, el cuadriculado normal a la C_3-S_1, totalmente mayoritaria, y el cuadriculado denso a la C_4-S_1 (también C_4-S_2, punto nº 6135), restringida únicamente al sector de Aeropuerto-Romilla y Baños de Sierra Elvira (también vega de Láchar).

Así pues, de la distribución espacial de salinidades (conductividad) se deduce que los sectores más desfavorables, para ubicar captaciones de riego (y en general para cualquier uso), son aparte de los ya comentados, el sector del Alitaje y el de Maracena-Pulianas (también El Tejarillo, en Alhendín). En contraposición, los sectores más idóneos, son el Suroriental del acuífero (Armilla-La Zubia), y el comprendido a lo largo del río Genil entre el puente de Los Vados y Fuente Vaqueros, con aguas dominantes del tipo C_2-S_1. Para el resto del acuífero no referido, cabe señalar como clase mayoritaria la C_3-S_1.

Este tipo de agua, considerada como altamente salina (conductividad comprendida entre 750 y 2.250 μmhos/cm), no debe usarse en suelo de drenaje deficiente y con cultivos poco tolerantes a la salinidad. Con respecto a la relación de adsorción de sodio, su bajo valor permite usarla en la mayoría de los suelos, con escasas posibilidades de alcanzar elevadas concentraciones de sodio intercambiable.

Esta clasificación también considera, de forma adicional, los contenidos en boro y carbonato sódico residual. Con respecto a los primeros, hay que decir que, atendiendo al contenido medio en boro encontrado para el muestreo del IGME, de Junio de 1977 (28 determinaciones. Anexo V.1), que fué de 0,85 mg/l, son, según DAVIS y DE WIEST (1966), asequibles a prácticamente todos los cultivos. En cuanto al carbonato sódico residual, puede decirse que es despreciable, dados los altos contenidos existentes en los iones calcio y magnesio, aportados, en gran parte, por los sulfatos. Según este parámetro, las aguas serían "buenas" para el riego (C.S.R. $<$ 1,25 meq/l).

2.3. USO INDUSTRIAL

La gran diversidad de usos que el agua tiene en la industria trae consigo unas muy diferentes necesidades de calidad, que impiden la generalización de unos límites de tolerancia. No obstante, hay una

serie de usos que pueden denominarse de tipo general, que no escapan a casi ninguna industria, como son los de refrigeración, calderas, conducción, lavado... (en contraposición estarían los de uso particular o de procesos: tinte, papel, textil, alimentarias..., a los que nos referíamos al principio de este epígrafe).

Para estos usos de tipo general sí existen unas normas de calidad universalmente aceptadas, a las que nos vamos a referir y aplicar a las aguas del acuífero de La Vega de Granada.

Habitualmente, la calidad gira alrededor del equilibrio carbónico, el cual determina el poder agresivo, neutro o incrustante del agua en cuestión.

Existen varios procedimientos para dictaminar sobre el equilibrio carbónico, entre los que se pueden citar los métodos de LANGELIER-HOOVER (en HOOVER, 1938) y HALLOPEAU-DUBIN (en HALLOPEAU, 1949). Teniendo en cuenta la idoneidad de los mismos y la disponibilidad de datos analíticos, se optó por utilizar el método gráfico de LANGELIER-HOOVER (ver figura 146) para conocer el tipo de equilibrio medio de las aguas del acuífero de La Vega de Granada.

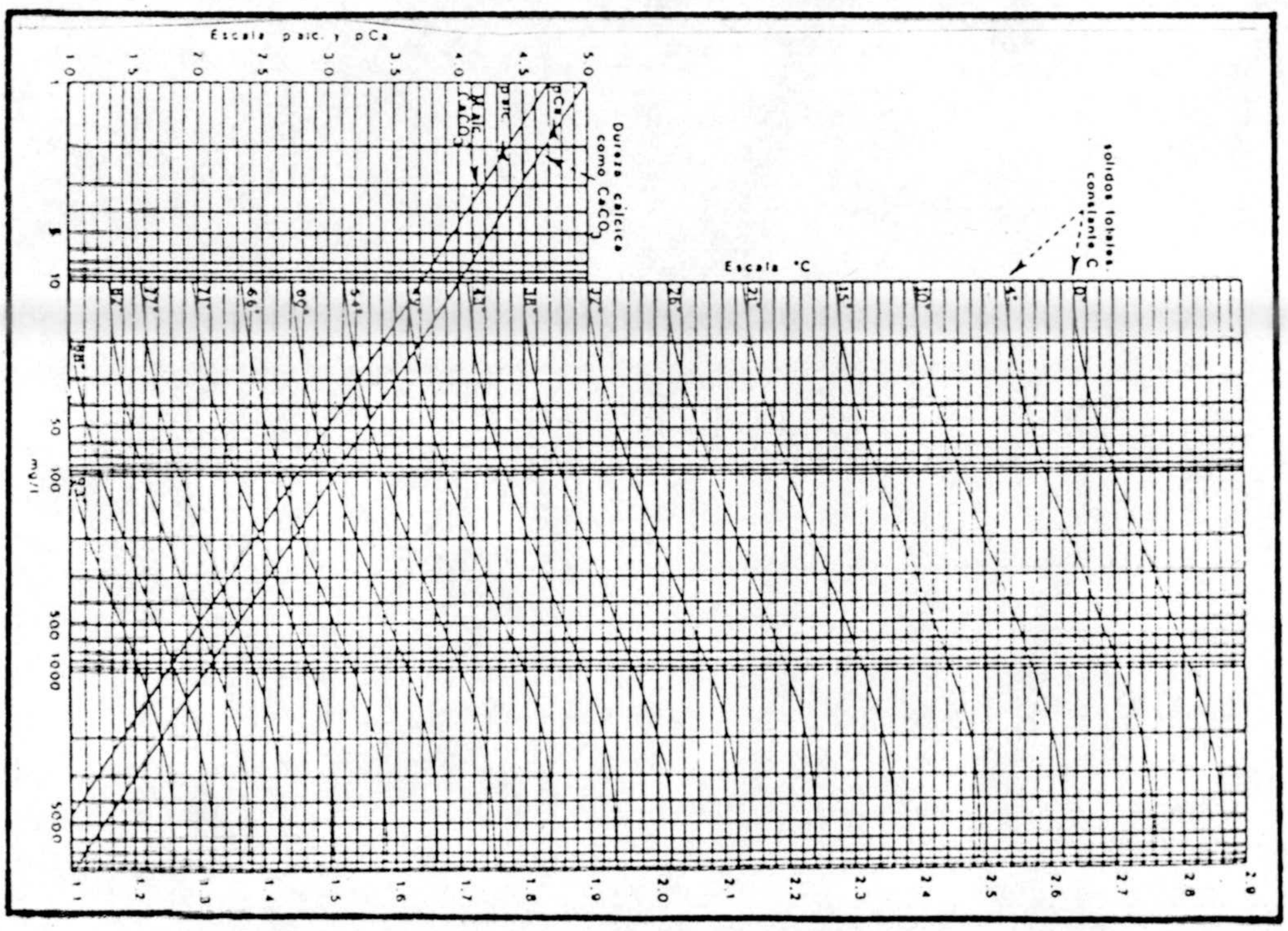


Figura 116.- Abaco utilizado para el cálculo del pH de equilibrio, según el método de LANGELIER-HOOVER (en HOOVER, 1938).

Aplicando este método, con las determinaciones medias necesarias (dureza cálcica, alcalinidad total, salinidad total, temperatura y pH), obtenidas para todo el acuífero (análisis medio en cuadro 26), se obtuvo un pH de equilibrio de + 0,14, lo que según la clasificación de estos autores equivale a un agua débilmente incrustante (un signo negativo hubiera indicado carácter agresivo).

Determinaciones específicas del pH de equilibrio, para varios puntos de agua concretos del acuífero dieron, en todos los casos (excepto en uno), valores superiores a cero, y por tanto equivalentes a aguas incrustantes. Los fenómenos de corrosión, producidos por aguas agresivas, que también existen, están menos generalizados, se producen de forma local, y son debidos posiblemente a colonias más o menos aisladas de bacterias reductoras, que atacan a las conducciones, junto a la presencia de hierro y manganeso.

Con independencia de las consideraciones realizadas, la dureza total media (iones de calcio y magnesio) de las aguas del acuífero, de 580 mg/l de CO_3Ca (58°F), puede ser considerada como "nefasta" para su uso en los procesos industriales generales ya comentados. Dada esta alta dureza son frecuentes las deposiciones salinas (calderas, codos de conducciones...), los "blanqueos" producidos por lavado, los altos consumos de detergentes y jabón, etc. No obstante, estos problemas están solventados, en la mayor parte de las industrias afectadas, por tratamientos de "ablandamiento" (de esta forma UNIASA pasa de una dureza original de 55°F a otra de 3°F después del correspondiente tratamiento). Información complementaria, referente a la repartición areal de la dureza, puede obtenerse de los mapas de isocontenidos en calcio (figuras 87 y 88), magnesio (figuras 90 y 91) y, sobre todo, de los correspondientes a los sulfatos (figuras 78 y 79) y a la conductividad (figuras 68 y 69), los cuales guardan una altísima correlación con la misma (sobre esta cuestión hay una discusión en los epígrafes 2.5.3 y 2.5.4 del capítulo VI).

A este respecto, es de destacar la gran calidad de las aguas superficiales que provienen del drenaje de materiales de la Zona Bética

y Subbética, con durezas totales normalmente inferiores a los 20°F (ríos de Sierra Nevada con dureza inferior a 10°F). A pesar de ello, existe un aspecto muy importante, en el abastecimiento de aguas industriales, que no cumplen las de estos ríos, como es el que las concentraciones de los diversos componentes que interesan a la calidad no se mantienen constantes (aunque las variaciones en este caso no son importantes), en contraposición de lo que le ocurre a las aguas del acuífero. El hecho de que un agua tenga una calidad relativamente mala suele ser menos importante que la misma no se mantenga constante a lo largo del tiempo, puesto que el primer problema se puede resolver con la instalación de la adecuada planta de tratamiento, mientras que las variaciones más o menos bruscas de calidad requieren de una constante atención y originan gastos muy elevados.

Por último, con referencia a la calidad de las aguas para usos industriales particulares o de procesos, remitimos al lector, dada la gran variedad de determinaciones y límites existentes de unos a otros, a la amplia bibliografía relativa al respecto (MOORE, 1940; LIQUON, 1950; ANDERSON, 1966...), que puede ser aplicada con los valores analíticos correspondientes, los cuales figuran en el anexo V.2. Igualmente, los mapas de isocontenidos (apartado 2 del capítulo VI) son de gran valor a la hora de dar una idea espacial de calidades, reflejando las áreas más o menos idóneas, según los casos. No obstante, queremos llamar la atención sobre los altos contenidos presentes en nitratos (ver mapas de isocontenidos figuras 84 y 85), proscritos en la mayor parte de las industrias alimentarias (cerveza, leche...), siendo además de compleja y costosa eliminación.

En general, para las industrias alimentarias, que requieren por ley de un agua potable, puede consultarse el epígrafe 2.1, donde tuvimos ocasión de comentar la calidad de las aguas para el consumo humano. Como norma válida, las aguas potables deben ser admisibles para cualquier tipo de uso industrial particular, aunque a este respecto caben citarse algunos procesos especiales que requieren de calidades superiores a las del agua potable.

3. VULNERABILIDAD A LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS

3.1. DISCUSION

Dadas las especiales características de la contaminación de acuíferos, y de su difícil, costosa y larga regeneración, las medidas anticontaminación deben ser especialísimamente protectoras y preventivas. Sin embargo, con desgraciada frecuencia, los problemas de contaminación de acuíferos son conocidos y admitidos como hechos consumados, sobre los que la mayor parte de la investigación desarrollada, lo único que hace es ponerlos de manifiesto. Muy necesarios son estos estudios, pero poco terreno se le podrá ir ganando a la contaminación, si no ocurre más bien lo contrario, si paralelamente no se estimula y desarrolla una importante labor preventiva, apoyada en las investigaciones correspondientes y dotada de las medidas legislativas oportunas. Es de suponer, por sentido común, que estas investigaciones irán en aumento, siguiendo el ejemplo de otros paises y dominios de La Ciencia.

En esta línea, quizás el primer paso a dar, en la prevención de la contaminación hídrica de un territorio o país, sea el de dotarlo de una cartografía adecuada al respecto, que lo proteja de vertidos contaminantes en aquellos puntos o sectores donde se muestra más vulnerable. Este último término ha dado nombre al tipo de cartografía comentado, que habitualmente es conocida como de vulnerabilidad a la contaminación de las aguas (también de orientación al vertido).

Los mapas que recogen este espíritu de cartografía, cubren hoy día la mayor parte de los paises de la Europa Occidental, no teniendo homólogos en España, si exceptuamos a los que actualmente elabora el IGME (Ministerio de Industria y Energía), denominados de "Orientación al vertido de residuos sólidos urbanos", de los que hay publicadas muy pocas hojas, a escala 1:50.000, del territorio nacional. A este respecto, no existe una normativa oficial sobre la elaboración de mapas de vulnerabilidad a la contaminación, si se exceptúa la que

está siguiendo el IGME, para la realización de los mapas anteriormente comentados (IGME, 1977). Este vacio de criterios es la causa de que cada uno de los profesionales que se dedican al estudio y gestión del agua estén confeccionando mapas de vulnerabilidad, a partir de leyendas internacionales (AIBINET y MARGAT, 1970), a medida de los informes y estudios correspondientes, o bien de forma "sui generis".

No obstante, esta disparidad de criterios desgraciadamente poco importa en la realidad, si tenemos en cuenta que en España, hoy por hoy, las normativas de vertidos, perímetros de protección, vigilancia, depuración, etc, no existen o son bastante ineficaces. Bajo esta situación, los mapas de vulnerabilidad, que van mucho más allá en el espíritu anticontaminación, sólo son "utiles" a nivel informativo, dado el mínimo poder vinculativo que realmente poseen.

Sin embargo, a pesar de esta desalentadora realidad, era obligado reservar un espacio, dentro de esta Tesis Doctoral, al comentario de la vulnerabilidad a la contaminación de las aguas del acuífero de La Vega de Granada. Este aspecto se ha resuelto, básicamente, con la realización de cuatro mapas complementarios, referentes a la peligrosidad al vertido por distintas causas (figuras 147 a 150).

Esperemos que la situación de este apartado, a modo de colofón de la investigación realizada, sirva para tener más presente el grave riesgo que se corre de contaminar al acuífero de La Vega de Granada, a través de vertidos, fugas y accidentes inoportunos, de los que, desgraciadamente, ya poseemos ejemplos, algunos muy recientes.

3.2. EL CASO DEL ACUIFERO DE LA VEGA DE GRANADA

Tratar sobre el tema de la vulnerabilidad a la contaminación de las aguas del acuífero de La Vega de Granada, y, consecuentemente, realizar mapas de peligrosidad al vertido de su superficie, quizás sea un poco "rizar el rizo", ya que por definición se trata de un área

de altísimo riesgo a la contaminación, en la que, bajo ningún concepto, salvo el de aceptar, "a priori", que tarde o temprano se va a producir una contaminación, deben realizarse vertidos contaminantes incontrolados y directos. Pero ya que la realidad nos muestra que los vertidos se producen (aguas residuales urbanas e industriales, abonos, pesticidas...), los mapas de peligrosidad al vertido elaborados (figuras 147 a 150), servirán, al menos, para conocer, según las áreas, las características de la contaminación que puedan producir los mismos.

Al margen de esta posible misión informativa "postcontaminación", que esperemos nunca lleguen a cumplir, y sí la de prevención, ha sido grato abordar este apartado, por el excelente soporte de datos hidrogeológicos de que se ha dispuesto, que muy difícilmente se hallarán en otras áreas. Para éstas, que serán mayoría, habrá que seguir recurriendo a los criterios de vulnerabilidad clásicos, derivados del comportamiento hidrogeológico de los materiales que afloren en superficie.

Para la caracterización de la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero, se ha hecho uso de la siguiente información y material hidrogeológico:

a) Mapa piezométrico
b) Mapa de isoespesor no saturado
c) Mapa de isoespesor saturado
d) Mapa de permeabilidad (horizontal)
e) Valoración de la distribución de permeabilidades verticales.
f) Mapa hidro-litológico.

Los criterios de definición de la peligrosidad al vertido, o vulnerabilidad a la contaminación, han sido cuatro, para los que se han realizado los mapas de distribución correspondientes (figuras 147 a 150), cada uno de los cuales muestra la cartografía correspondiente a las tres escalas cualitativas de peligrosidad consideradas.

No ha sido nuestro objetivo establecer parámetros de estimación

cuantitativos, que, por otra parte, hubieran requerido del conocimiento previo de las características y tipos de la contaminación particular producida.

A continuación pasamos a comentar, rápidamente, los criterios de definición a los que se ha aludido.

a) *"Afectabilidad"* (1.-baja, < 33 %; 2.-media, 33-66 %; 3.-alta, > 66 %).

Hace referencia al impacto, según la superficie de acuífero potencialmente contaminable, que una contaminación tendría, en un caso ideal y extremo, aguas abajo del punto de vertido. Según este criterio, es más vulnerable, para la integridad de la calidad de las aguas del acuífero, el sector oriental, de alimentación (cabecera), que el occidental, de descarga (salida).

La distribución espacial de los grados de "afectabilidad" distinguidos, que puede observarse en el mapa de la figura 147, ha sido realizada utilizando un mapa piezométrico del acuífero de La Vega de Granada (Septiembre de 1983. Figura 20).

b) *Poder de autodepuración y tiempo de llegada del contaminate a la franja saturada* (1; alto; 2.-medio; 3.-bajo).

En este mismo criterio están recogidos dos aspectos que van íntimamente relacionados, pudiendo considerarse, para el acuífero de La Vega de Granada, como uno solo. Tanto el poder de autodepuración, como el tiempo empleado por el contaminante en llegar a la franja saturada, son directamente proporcionales a la potencia de espesor no saturado y al contenido medio en minerales de la arcilla presentes.

Una distribución espacial de los diferentes grados diferenciados para este criterio, puede observarse en el mapa de la figura 148.

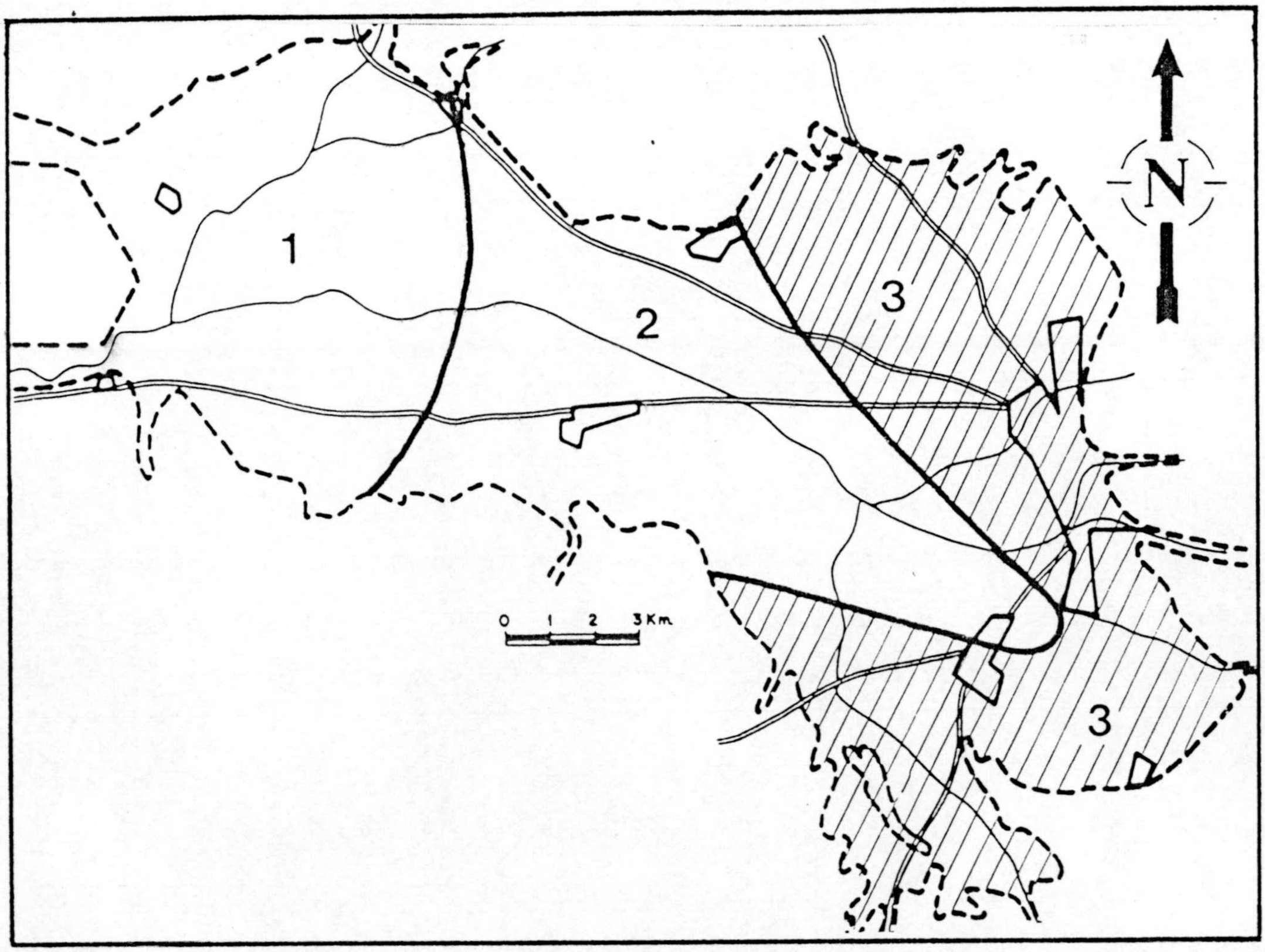


Figura 147.- Distribución espacial de los grados de "afectabilidad" a la contaminación de las aguas del acuífero de La Vega de Granada (1.-baja; 2.-media; 3.-alta).

La misma ha sido elaborada a partir de un mapa de isoespesor no saturado (Septiembre de 1983. Figura 19) y de la cartografía, aproximada, de los niveles arcilloso-conglomeráticos superficiales del Cuaternario medio y antiguo (figura 9).

c) *Velocidad de propagación y dispersión del contaminante* (1.-baja; 2.- media; 3.- alta. Eventualmente la escala puede invertirse).

Se trata de un criterio sobre el que no puede establecerse, de forma general, en qué sentido crece su peligrosidad, como más adelante se comentará.

Hace referencia a la rapidez con que una "mancha" contaminante

se propaga y dispersa dentro de la franja saturada del acuífero, considerando, para ello, que lo hace, aproximadamente, a la misma velocidad que el agua (lo cual es una aproximación válida, aunque una estimación cuantitativa precisaría conocer de qué tipo de contaminante se trata).

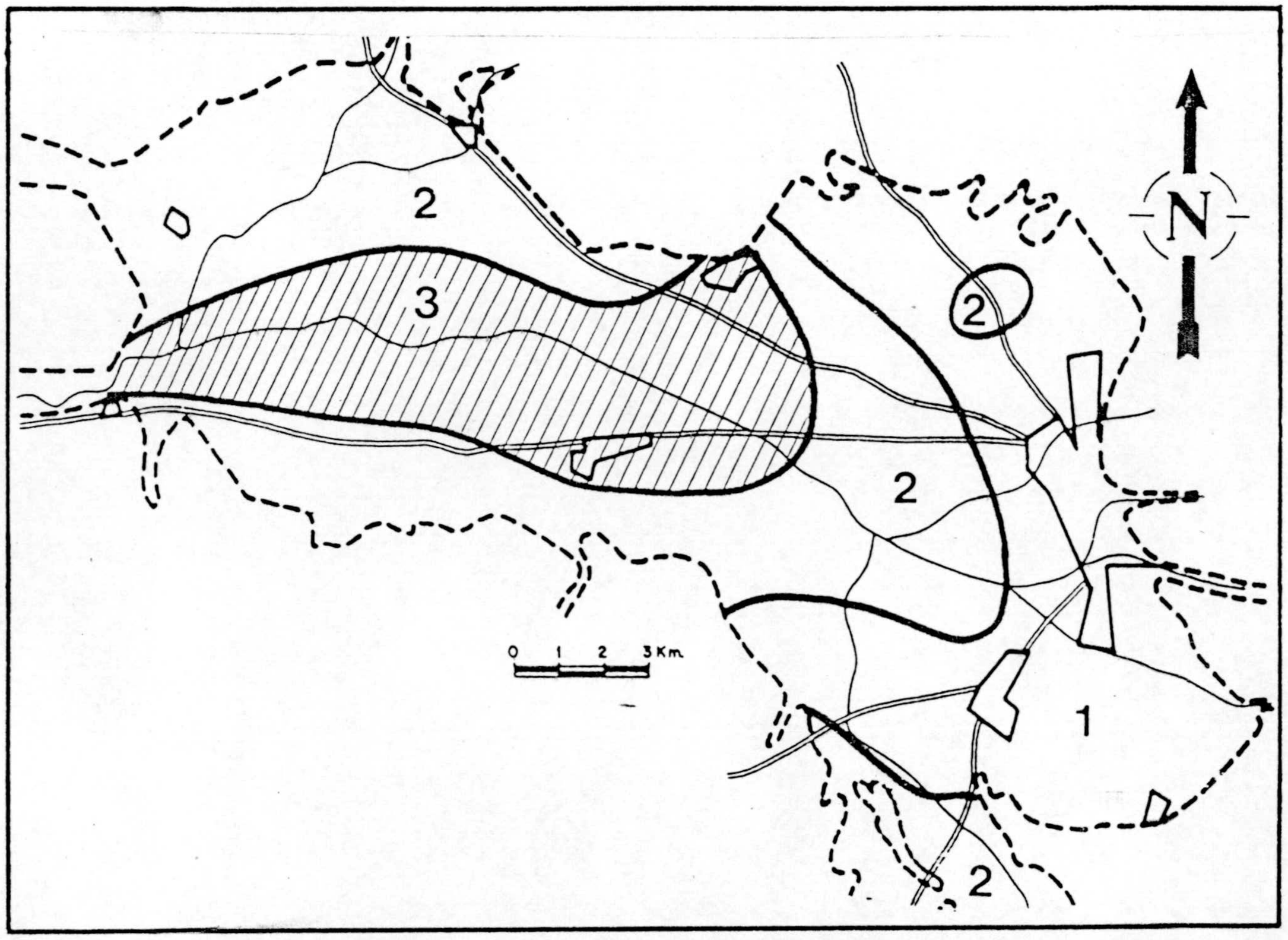


Figura 148.- Distribución espacial de los diferentes grados de poder de depuración y tiempo de llegada del contaminate a la franja saturada del acuífero de La Vega de Granada (1.-alto; 2.-medio; 3.-bajo).

Este hecho, que es normalmente perjudicial, ya que puede alterar las calidades de uso de las aguas de una ámplia superficie del acuífero, antes de haber dado tiempo a una acción descontaminante, es positivo (por lo que la escala de criterio reseñada se invertiría), cuando se trata de contaminaciones poco importantes y/o poco tóxicas,

en cuyo caso el efecto de propagación y dispersión sería depurador, al rebajar las concentraciones por debajo de límites inconvenientes.

La distribución espacial de los diferentes grados de velocidades de propagación y dispersión considerados, puede ser observada en el mapa de la figura 149. La distribución de velocidades se hizo teniendo en cuenta los factores que determinan la misma, y que son la permeabilidad horizontal y el gradiente hidráulico, el cual depende, a igualdad de permeabilidad, del caudal circulante y de la sección disponible (los cuales definen, en último caso, la velocidad de propagación). Por este motivo, fueron utilizados los mapas de permeabilidad horizontal (a partir del correspondiente a la transmisividad. PNUD/FAO, 1972. Figura 23), de piezometría (Septiembre de 1983. Figura 20) y de isoespesor saturado (PNUD/FAO, 1972. Figura 15). De

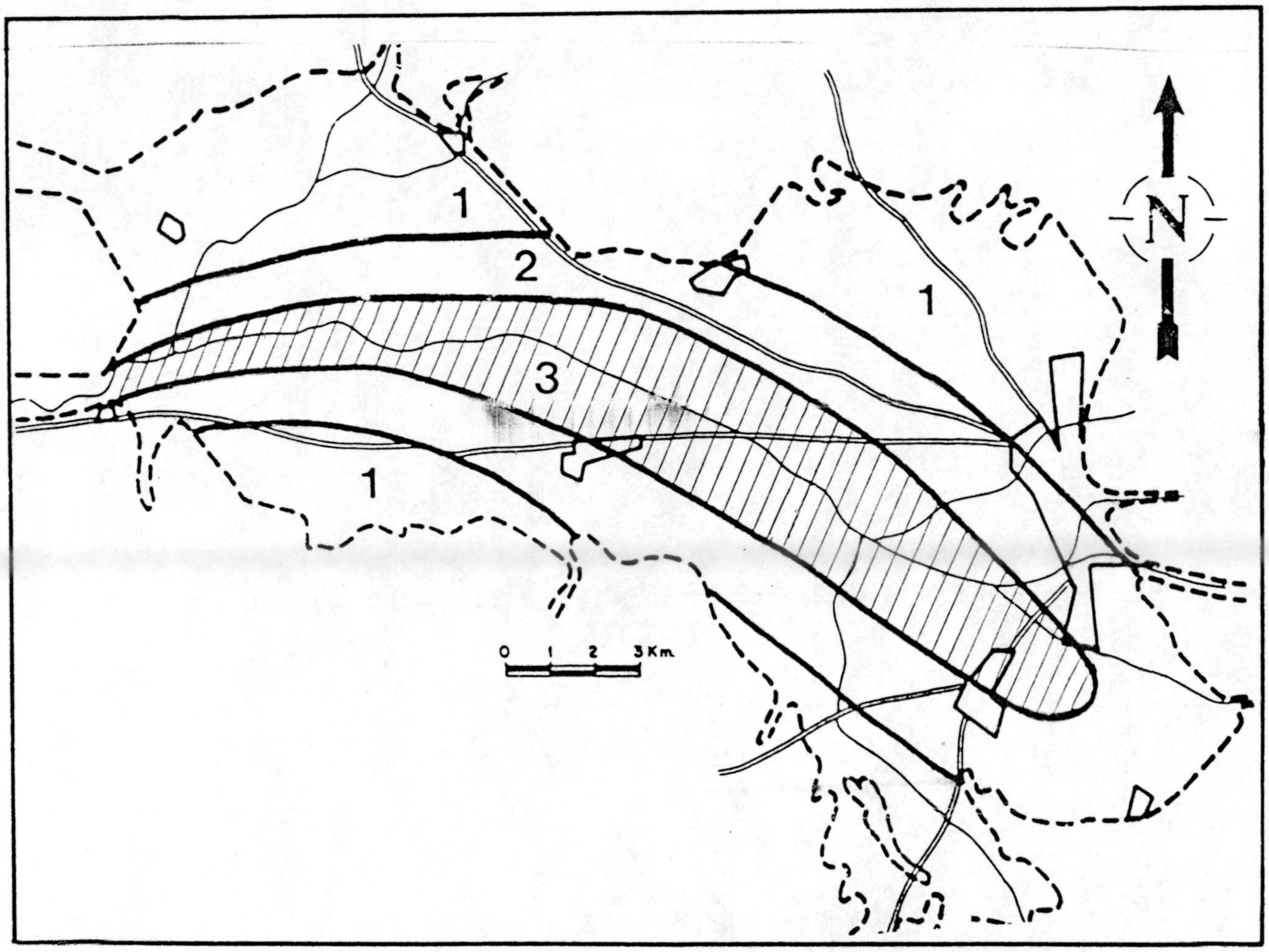


Figura 149.- Mapa de velocidad de propagación y dispersión del contaminante en la franja saturada del acuífero de La Vega de Granada (1.- baja; 2.-media; 3.-alta).

este último se tuvieron en cuenta las distintas secciones de flujo, responsables, según los caudales circulantes supuestos, de una mayor o menor velocidad y dispersividad de los contaminantes cuestionados.

b) *Posibilidad de descontaminación* (1.-alta; 2.-media; 3.-baja)

Por último, la peligrosidad al vertido, o vulnerabilidad a la contaminación de las aguas del acuífero, dependerá, también, de la posibilidad de una actuación descontaminante, a la que pueda recurrirse "in extremis". Partiendo de la base de que esta se hará, normalmente mediante bombeo del agente introducido (e incluso a través de la inyección de disolventes, acomplejantes...), se tuvieron en cuenta la permabilidad horizontal y la velocidad de propagación pre-

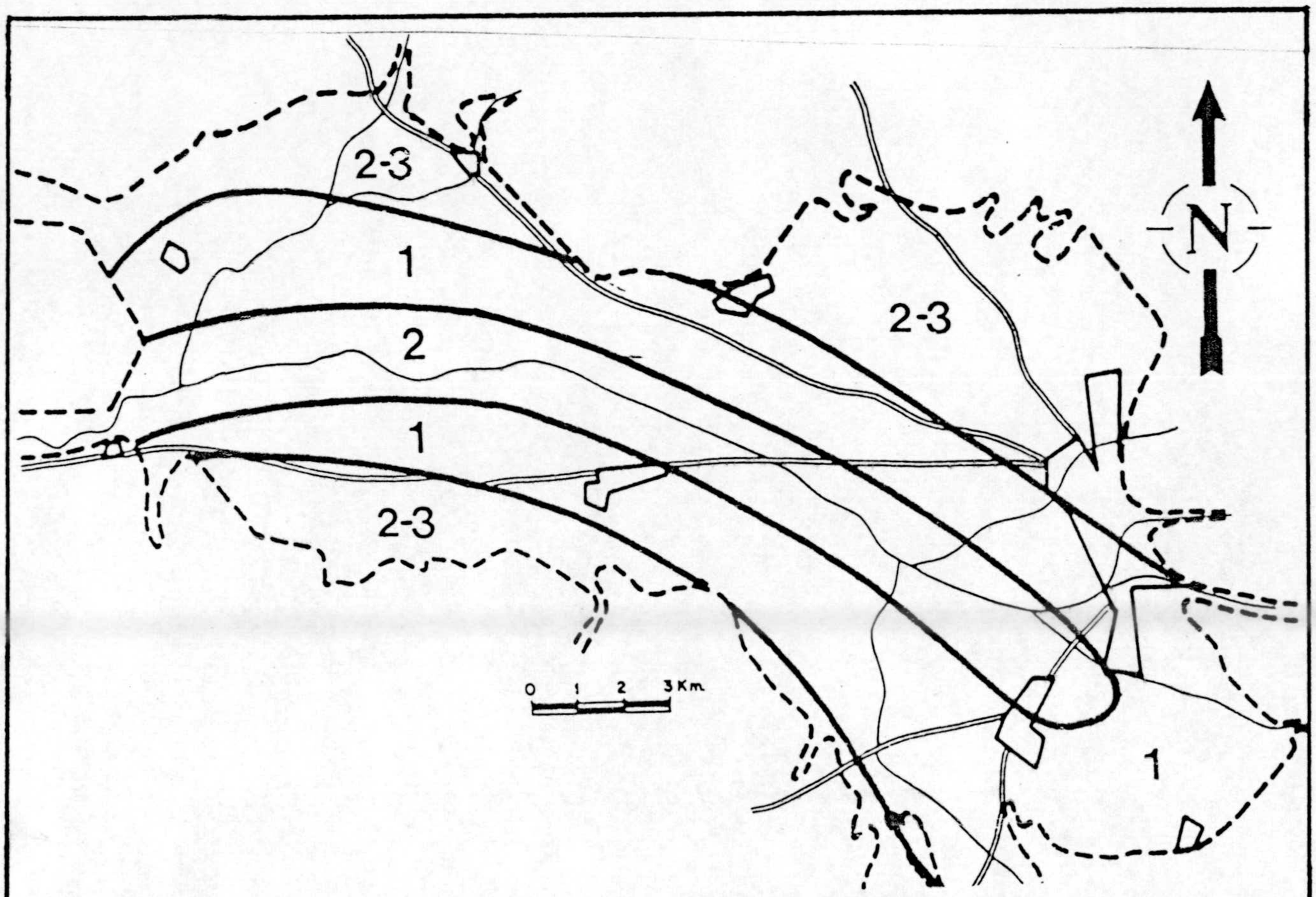


Figura 150.- Distribución espacial de áreas con similares posibilidades de descontaminación de las aguas del acuífero de La Vega de Granada (1.-alta; 2.-media; 3.-baja).

sentes (que no necesariamente van correlacionadas). Según estos parámetros, la situación más favorable a una acción descontaminante, sería aquella en la que existiera una alta permeabilidad, conjugada con una baja velocidad de flujo. Atendiendo a este criterio se elaboró el mapa de distribución espacial correspondiente, el cual puede ser observado en la figura 150.

Para una caracterización global de la peligrosidad al vertido, o vulnerabilidad a la contaminación de las aguas, de un punto cualesquiera de la superficie del acuífero de La Vega de Granada, bastaría con atribuirle el valor cualitativo correspondiente (1, 2 ó 3) a cada uno de los cuatro criterios de evaluación anteriormente expuestos. Para ello, habría, previamente, que situar dicho punto sobre los cuatro mapas de vulnerabilidad realizados al respecto (figuras 147 a 150).

De forma muy aproximada, y atendiendo a la valoración global de los criterios de evaluación comentados, puede caracterizarse la peligrosidad al vertido, o vulnerabilidad a la contaminación de las aguas, de un punto cualesquiera de la superficie del acuífero, supuesta, siempre, una vulnerabilidad de base alta, como sigue:

Peligrosidad o vulnerabilidad

Valoración	Caracterización
de 4 a 6	ALTA
de 7 a 9	MUY ALTA
de 10 a 12	EXTREMADAMENTE ALTA

La situación más desfavorable correspondería a la siguiente caracterización ideal: "afectabilidad", alta; poder de autodepuración y tiempo de llegada del contaminante a la franja saturada, bajo; velocidad de propagación y dispersión del contaminante, alta; y posibilidad de descontaminación, baja. Esta situación tan extrema, que vendría valorada con un 12 (3, 3, 3 y 3), no llega a darse en ningún punto del acuífero de La Vega de Granada.

Los sectores más desfavorables, con calificación global de 10, serían los situados a lo largo del río Genil, entre el puente de los Vados y el cortijo del Zahorí (en Santa Fe). Por el contrario, las áreas menos vulnerables, serían las de Valderrubio (valor 5), Aeropuerto (valor 7) y Fuente Vaqueros-Láchar (valor 9), este último incluido, no por su valor globalizado, que es alto, sino por su mínima afectabilidad sobre el acuífero (sector de descarga).

Finalmente, y para una mejor asimilación del método de caracterización de la vulnerabilidad a la contaminación propuesto, se expone la correspondiente a un punto cualesquiera de la superficie del acuífero, que, a título de ejemplo, situamos idealmente sobre el puente de Los Vados. La valoración y caracterización correspondiente sería la siguiente:

a) "Afectabilidad"	2
b) Poder de autodepuración y tiempo de llegada del contaminante a la franja saturada	3
c) Velocidad de propagación y dispersión del contaminante	3
d) Posibilidad de descontaminación	2
Valoración global	10

Caracterización: vulnerabilidad a la contaminación del acuífero EXTREMADAMENTE ALTA.

capitulo VIII

RESUMEN Y CONCLUSIONES

En el presente capítulo se han intentado sintetizar los resultados y conclusiones más interesantes, obtenidos de los estudios de caracterización físico-química de las aguas de La Vega de Granada (subterráneas y superficiales) y de los principales focos y procesos de contaminación que las afectan. Asimismo, se incluyen los resultados más destacables de los estudios de caracterización de la calidad, para los distintos usos, de las mismas y de los de vulnerabilidad a la contaminación del acuífero.

No se hace alusión, por tanto, a otros temas tratados en esta Tesis Doctoral, tales como los de Geografía y Geología, Hidrogeología, Recopilación de información y antecedentes y Métodos experimentales. Estos sólo han tenido una misión de apoyo a la investigación hidroquímica regional desarrollada, que es la base del trabajo que se presenta.

1. CARACTERIZACION FISICO-QUIMICA DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS

La caracterización físico-química de las aguas del sistema acuífero de La Vega de Granada se acometió, básicamente, a partir de los valores analíticos obtenidos para los parámetros físico-químicos determinados en las campañas de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984. En ambas, la densidad de muestreo seguida fué de un análisis cada dos kilómetros cuadrados. El agua se tomó de la parte superior de la franja saturada.

— Los valores analíticos máximos, mínimos y medios, obtenidos para los parámetros físico-químicos determinados mayoritariamente, se presentan a continuación:

	MAX.	MIN.	MED.	
Conductividad	3.210	421	1.081	µmhos/cm
pH	8,0	6,6	7,2	
Temperatura	32,0	13,2	15,9	°C
Bicarbonatos	583	131	374	mg/l
Sulfatos	2.109	25	282	"
Cloruros	447	10	57	"
Nitratos	184,2	0,2	39,8	"
Calcio	516	29	138	"
Magnesio	299	10	57	"
Sodio	367	6	39	"
Potasio	39,8	1,0	3,7	"
Sílice	35,0	3,4	12,9	"
Nitritos	0,97	< 0,05	< 0,05	"
Fluoruros	2,68	0,03	0,46	"
Sólidos disueltos	-	-	1.005	"

FACIES.- Bicarbonatada cálcica

— De las correspondientes distribuciones espaciales de valores, realizadas para los parámetros físico-químicos relacionados (excepto para el pH), caben destacarse los siguientes grupos de comportamiento similar:

a) Conductividad, sulfatos, calcio y magnesio
b) Cloruros, sodio + potasio, fluoruros, sílice y temperatura
c) Bicarbonatos
d) Nitratos
e) Nitritos

El primer grupo de parámetros presenta una distribución espacial de valores, caracterizada por la presencia de mínimos en todo el sector Suroriental del acuífero (Armilla- La Zubia), y a lo largo del río Genil, desde el puente de Los Vados, hasta Fuente Vaqueros. Los máximos se localizan en tres áreas muy definidas, como son las de Aeropuerto-Romilla, Baños de Sierra Elvira-Alitaje y Pulianas-Maracena.

El segundo grupo de parámetros, el más numeroso, muestra una distribución de valores muy semejante a la del anterior, del que se diferencia por no presentar el área de máximos valores de Pulianas-Maracena. De forma menos general, se define mejor la banda de mínimos valores que acompaña al río Genil, hasta Fuente Vaqueros (este hecho se pone claramente de manifiesto en la distribución de las temperaturas).

Por último, las distribuciones de contenidos en bicarbonatos, nitratos y nitritos, reflejan situaciones totalmente diferentes a las comentadas para los parámetros de los grupos anteriores, con los que no guardan ningún tipo de relación. Para estos constituyentes cabe atribuir comportamientos de enriquecimiento salino regidos por factores antrópicos (nitratos y nitritos) y de tipo físico-químico (bicarbonatos).

— Del estudio detallado de las distribuciones de valores aludidas, pueden extraerse las siguientes conclusiones:

a) Los principales aportes de los iones sulfato, calcio y magnesio, son los que se producen por lixiviación de las formaciones salinas limítrofes a los sectores de Aeropuerto-Romilla, Pulianas-Maracena y Baños de Sierra Elvira-Alitaje. Las sales evaporíticas lixiviadas (minerales de yeso, anhidrita, epsomita...), son las pertenecientes a los materiales del Messinense (evaporitas "inferiores" y "superiores", según DABRIO et al., 1982), para los dos primeros sectores, y a los del Trías de Sierra Elvira, para el último de los mencionados.

b) Los principales aportes de los iones cloruro, sodio, potasio, y fluoruro (también sílice), son los que provienen de los mismos materiales y sectores aludidos, con la excepción del correspondiente a Pulianas-Maracena. Ello permite deducir que las "evaporitas superiores" del Messinense, que son las que se encuentran en el entorno de dicho sector, no contienen sales cloruradas. Asimismo, no parece existir un origen para la sílice y los fluoruros, exclusivamente ligado a las sales evaporíticas, ya que parecen relacionarse, más bien, a flujos profundos y, por tanto, a áreas de notable termalismo.

c) Los sectores del acuífero con aguas menos salinas, como son el Suroriental (Armilla-La Zubia) y el que acompaña al río Genil, hasta Fuente Vaqueros, son reflejo de la localización de los principales aportes superficiales procedentes de Sierra Nevada, de muy bajo conte-

nido salino (ríos Genil, Monachil y Dílar), y de los aportes subterráneos, poco iónicos también, de las formaciones Zubia y Alhambra.

d) La distribución espacial de valores de temperatura refleja, claramente, la existencia de dos sectores con aguas hipertermales. Estos son, el de Baños de Sierra Elvira-Alitaje y el de Aeropuerto-Romilla. El primero de ellos, con temperaturas que llegan a ser superiores a los 30°C, tiene su origen en el flujo hídrico subterráneo, de naturaleza hipertermal, del sistema acuífero de Sierra Elvira. Para el segundo, con temperaturas superiores a los 20°C, existen, al menos, dos hipótesis de origen distintas. Una ligaría el termalismo hallado a aportes procedentes del arroyo Salado, que recoge las aguas termales de La Malá, y atraviesa a dicho sector. Otra hipótesis supondría la existencia de aportes subterráneos, semiprofundos, procedentes de algún paquete salino de los pertenecientes a las evaporitas del Messinense, que limitan al Sur.

Otros sectores, de temperaturas inferiores, pero claramente superiores a la media anual, son el de La Cartuja-Peligros y el de Escóznar-Valderrubio-Ansola.

En el sentido opuesto, cabe destacar al sector Suroriental del acuífero (Armilla-La Zubia) y al que acompaña al río Genil hasta Fuente Vaqueros, con temperaturas claramente hipotermales (inferiores a la media anual). Estas tendrían su origen en las rápidas infiltraciones de las frías aguas procedentes de Sierra Nevada (ríos Genil, Monachil y Dílar). El hecho de que la temperatura de las aguas se mantenga tan baja (inferior a los 15°C), hasta Fuente Vaqueros, a lo largo de la banda que delimita el río Genil, responde al carácter de eje preferencial de flujo, de rápida velocidad de circulación, que dicha banda posee. A este respecto, hay que llamar la atención sobre un sector muy localizado, que se sitúa próximo al puente de Los Vados, de mínimos valores de temperatura (de 13 a 14°C), lo que, en principio, parece reflejar la "emergencia" de un flujo local de circulación, más directamente relacionado con las áreas de infiltración de las escorrentías procedentes de Sierra Nevada. Apoyarían esta hipótesis los mínimos valores hallados en dicho sector por otros parámetros.

Los porcentajes medios de valores hipertermales (o termales), ortotermales, e hipotermales (según la clasificación de SCHOELLER, 1962), obtenidos para las aguas muestreadas del acuífero (de la franja saturada superior), fueron del 2, 76 y 22 %, respectivamente.

— Las variaciones hidroquímicas temporales, Septiembre-Marzo, fueron puestas de manifiesto a partir de los diferentes valores analíticos obtenidos en la red de puntos comunes a ambos muestreos. En general, las diferencias son inferiores al 10 % (excepto para los nitritos), siendo los valores más altos, los determinados en Septiembre (excepto para los bicarbonatos, nitratos y magnesio).

Una variación hidroquímica temporal, poco significativa a escala global del acuífero, fué puesta de manifiesto asimismo, a partir de los valores analíticos semestrales de una veintena de puntos controlados por el Instituto Geológico y Minero de España.

— Las variaciones hidroquímicas verticales no pudieron establecerse directamente por falta de obras de captación penetrativas no equipadas. No obstante, se compararon los valores analíticos obtenidos, para un mismo sector, a partir del agua extraida por captaciones diferentemente penetrativas, lo que reflejó variaciones de quimismo poco significativas, en los primeros 50 m (correspondientes a la profundidad máxima equivalente de las captaciones consideradas). Resultados análogos se obtuvieron del estudio de series analíticas realizadas a lo largo de ensayos de bombeo de gran duración, en sectores con depresiones importantes (IGME; área de Valderrubio).

La ausencia de variaciones significativas de quimismo en la vertical, responde, posiblemente, a la existencia de una moderada inversión de la estratificación hidroquímica, al menos en los primeros metros de la franja saturada (retorno de regadíos...), la cual ha enmascarado a la estratificación "normal", que puede empezar a manifestarse por debajo de los primeros 50 m de acuífero saturado.

— Además de los 14 parámetros físico-químicos determinados mayoritariamente, ya comentados, se analizaron hasta un total de 24 constituyentes adicionales. Estas determinaciones, más específicas, se realizaron en los muestreos de Diciembre de 1983 y Marzo de 1984. La densidad de análisis fué de uno cada 10 - 20 km^2, dependiendo del tipo de constituyente.

A los constituyentes que dieron valores de contenidos por encima de los límites de sensibilidad utilizados, en más de un 30 % de las muestras recogidas, con contenidos inferiores al miligramo-litro, se les denominó constituyentes minoritarios. Estos fueron los siguientes: litio, hierro, manganeso, aluminio, cobre, plata, cinc, plomo y níquel.

El resto de los constituyentes adicionales considerados, presentaron más de un 70 % de valores por debajo de los límites de detección empleados, por lo que fueron definidos como constituyentes traza. Estos correspondieron a los siguientes: cadmio, cobalto, cromo total y hexavalente, arsénico, selenio, cianuros, fenoles y detergentes.

— Las facies hidroquímicas halladas para las aguas del acuífero de La Vega de Granada, resultaron ser, fundamentalmente, bicarbonatadas (75 % de las muestras analizadas) y cálcicas (79 %). Los sectores con facies sulfatada cálcica correspondieron únicamente a los ya conocidos de Aeropuerto-Romilla, Baños de Sierra Elvira-Alitaje y Pulianas-Maracena (también vega de Láchar y Oeste de Alhendín).

— Un estudió de correlación y regresión realizado entre los parámetros físico-químicos más directamente relacionados, permite destacar, por los altos coeficientes de correlación (también de determinación) y bajos errores standard de estimación obtenidos, las regresiones: conductividad-total de sólidos disueltos y conductividad-calcio + magnesio, en las que el ajuste realizado explica a más del 90 % de la varianza muestral. La relación, total de sólidos disueltos/ conductividad, es de 0,90.

Quedaron desvinculados de regresiones aceptables los constituyentes mayoritarios: bicarbonatos, nitratos, sílice y potasio.

Las correlaciones entre variables físico-químicas más destacables ($r > 0,6$), obtenidas con los datos analíticos de la campaña de Septiembre de 1983 (red de puntos comunes), fueron las siguientes:

a) Cloruros — sodio ($r = 0,95$)
   | fluoruros ($r = 0,72$)

b) Sulfatos — calcio ($r = 0,96$)
   | magnesio ($r = 0,64$)

Asimismo, las correlaciones más significativas ($r > 0,6$) presentadas por los constituyentes mayoritarios y minoritarios, atendiendo a los valores obtenidos en la campaña de Marzo de 1984, fueron las siguientes:

a) Cloruros — sodio
b) Sulfatos-magnesio-calcio-plomo-litio-hierro
c) Cobre — cinc

— Los tratamientos matemáticos tipo cluster, realizados entre observaciones, con los criterios de coeficientes de correlación y distancias euclídeas, reflejaron una gran similitud mutua. Haciendo uso de la misma, pueden hacerse diagnósticos de composición, a partir de la presentada por los puntos de agua más cercanos en correlación y distancia.

Los dendrogramas de casos realizados, diferencian tres familias o agrupaciones de puntos de agua, dos de las cuales, las menos numerosas, reunen a las muestras de agua sulfatadas, de alta salinidad, de los sectores de Aeropuerto-Romilla, Baños de Sierra Elvira-Alitaje y Pulianas-Maracena.

— Los tratamientos matemáticos de tipo factorial, realizados en modo Q (observaciones) y en modo R (variables), con los valores analíticos del muestreo de Septiembre de 1983 (red de puntos comunes), permiten hacer las siguientes observaciones:

a) De los mapas de posición de variables son diferenciables las agrupaciones:

- Sulfatos-calcio-magnesio
- Cloruros-sodio-fluoruros
- Potasio-sílice
- (Quedan desvinculadas de una agrupación significativa, las variables temperatura, bicarbonatos y nitratos).

b) Los mapas de posición de observaciones permiten discriminar, una vez más, a los puntos de agua pertenecientes a los sectores más salinos y de facies sulfatadas. Asimismo, los puntos más directamente relacionados con los aportes de aguas de superficie, son también puestos de manifiesto.

— Los fenómenos modificadores del quimismo que más influencia tienen en la caracterización físico-química de las aguas del acuífero, son el intercambio iónico (cambio de bases) y la concentración salina por retorno de regadíos.

El intercambio iónico se da, principalmente, en los sectores de Atarfe-puente de Los Vados-Maracena, Casa Nueva-Pinos Puente, Aeropuerto-Romilla y Alhendín, en los que se presentan los índices de cambio de bases (icb) más bajos (negativos), reflejo de procesos generales de ablandamiento. No obstante, el balance estequiométrico, cloruros-iones de sodio y potasio, muy ajustado, realizado con los valores medios de las aguas del acuífero, indica que este proceso no posee gran influencia a nivel general.

La concentración salina por retorno de regadíos es un fenómeno de enriquecimiento iónico, que sí tiene gran importancia en la caracterización físico-química de las aguas del acuífero. Conviene recordar que un 77 % de las entradas al mismo, proceden de la infiltración de aguas de superficie. Este fenómeno es el responsable de la inversión de estratificación hidroquímica de la franja superior saturada, a la que antes se hizo mención.

2. CARACTERIZACION FISICO-QUIMICA DE LAS AGUAS SUPERFICIALES

El estudio de la composición físico-química de las principales aguas de superficie que acceden a La Vega de Granada, fué efectuado como apoyo al realizado sobre las aguas del acuífero. Por ello, no ha sido objetivo de este trabajo caracterizar sus composiciones medias, sino más bien el adquirir una idea aproximada de las mismas. Así pues, las observaciones de caracterización hidroquímica, que a continuación se exponen, deben ser consideradas como orientativas, habida cuenta de la variabilidad composicional extrema que presentan, normalmente, las aguas de superficie.

Los cauces cuyas aguas fueron analizadas (normalmente a la entrada de La Vega), correspondieron a los ríos, arroyos y canales siguientes: Dílar, Monachil, Genil, Darro, Aguas Blancas, Beiro, Cubillas, Velillos, Juncaril, Salado, Albolote (canal), Aynadamar (canal) y Cacín (canal).

— Atendiendo a los contenidos salinos de las aguas, expresados por la conductividad, los cauces muestreados podrían clasificarse como sigue:

a) Ríos de aguas muy poco salinas; procedentes del drenaje de materiales, esquistosos y dolomíticos, de la Zona Bética (conductividad media menor de 450 μmhos/cm)

- Dílar
- Monachil
- Genil

b) Ríos de aguas poco salinas; procedentes del drenaje de materiales, fundamentalmente dolomíticos, de La Zona Bética (conductividad media de 450 a 700 µmhos/cm)

- Darro
- Aguas Blancas

c) Ríos de aguas moderadamente salinas; procedentes del drenaje de materiales, fundamentalmente carbonatados, de La Zona Subbética (conductividad media de 700 a 1.000 µmhos/cm)

- Cubillas
- Velillos

d) Ríos de aguas de alta salinidad; procedentes del drenaje de materiales, fundamentalmente limo-margosos, de La Depresión de Granada (conductividad media de 1.000 a 3.000 µmhos/cm)

- Beiro
- Juncaril
- Salado

(Este grupo se caracteriza, además, por ser el único de aguas sulfatadas cálcicas)

— Un estudio más detallado del quimismo de las aguas de los grupos a y b, a los que pertenecen los ríos procedentes de Sierra Nevada (y Sierra Arana; los cuales suponen el 62 % de las aportaciones del acuífero), permitió correlacionarlos de la siguiente forma:

a) Dílar-Monachil
b) Darro-Aguas Blancas
c) Genil (con quimismo intermedio al presentado por los grupos a y b)

Esta agrupación, deducida a partir de la representación hidroquímica de sus análisis medios, fué confirmada con un tratamiento matemático tipo cluster, que, realizado en la modalidad de casos y utilizando como criterio de diferenciación las distancias euclídeas, dió valores crecientes en el sentido: Dílar-Monachil-Genil-Darro-Aguas Blancas.

— Las variaciones temporales de quimismo, Septiembre de 1983 - Marzo de 1984, obtenidas para el agua de los ríos comentados en el punto anterior, reflejaron las siguientes diferencias porcentuales (atendiendo al contenido en total de sólidos disueltos); río Genil, 44 %; río Dílar, 43 %; río Monachil, 27 %; río Aguas Blancas, 24 %; y río Darro, 13 %. En todos los casos, los contenidos iónicos más altos correspondieron a los constituyentes que fueron determinados en Septiembre (con mínimas excepciones).

3. CARACTERIZACION DE LOS PRINCIPALES FOCOS Y PROCESOS CONTAMINANTES

3.1. AGUAS RESIDUALES URBANAS E INDUSTRIALES

— El volumen de aguas residuales urbanas vertidas directamente a La Vega de Granada, en 1983, fué de aproximadamente, 22 Hm^3, de los que 17 Hm^3 (77 %) correspondieron a los de Granada capital.

Los principales cauces receptores de los vertidos líquidos urbanos de Granada capital, son la acequia Gorda del Genil, el río Beiro, el río Monachil y la acequia Tarramonta.

La caracterización físico-química de los diferentes vertidos generados, se abordó a partir de la determinación de 13 parámetros analíticos en 41 estaciones de control, distribuidas a lo largo de los cauces: Genil, Monachil, Dílar, Beiro, Cubillas, Velillos, Tarramonta y Gorda (en Diciembre de 1983).

— Los gráficos de evolución de los valores correspondientes a los parámetros, conductividad, oxígeno disuelto, nitratos, nitritos, amoniaco y fosfatos, que fueron obtenidos a lo largo de los cauces (ríos y acequias): Genil, Monachil, Beiro, Cubillas, Tarramonta y Gorda, demuestran que los perfiles de evolución más indicativos del grado de contaminación orgánica presente, son los de oxígeno disuelto, nitritos y amoniaco.

Los nitratos dan evoluciones de contenidos relativamente inversas al grado de contaminación orgánica, al estar estrechamente condicionados por los ambientes reductores presentes. La evolución de contenidos en fosfatos es un buen criterio para localizar aportes recientes de aguas residuales urbanas, al provenir, fundamentalmente, de los detergentes domésticos. Por último, la conductividad, que no es un parámetro ideal para detectar este tipo de contaminación, sirve, no obstante, para conocer de la existencia de aportes hídricos complementarios, que modifican las concentraciones existentes.

— Atendiendo, pues, a la evolución de valores de los parámetros referidos y a los presentados en las estaciones de control finales (aguas abajo), el grado de contaminación orgánica de las aguas pertenecientes a los cauces considerados (ríos y acequias) decrece en el sentido siguiente: Beiro, Gorda, Tarramonta, Cubillas, Genil y Monachil (según algunos parámetros, el río Cubillas se situaría, junto con la acequia Gorda, después del río Beiro).

— El nitrógeno presente en los nitratos, nitritos e ión amonio, permitió calcular el valor de nitrógeno total inorgánico (NTI) de cada una de las muestras consideradas, y a partir del mismo, y de los caudales aforados, evaluar, a título orientativo, el aporte anual de NTI de los cauces muestreados. Los valores máximos obtenidos, para cada uno de ellos, fueron los siguientes:

Río Genil	1.311	Tm/año
" Cubillas	840	"
" Beiro	576	"
Acequia Gorda	539	"
" Tarramonta	336	"
Río Monachil	86	"

Esta relación, que debe ser considerada como válida, sólo a nivel cualitativo, es un reflejo de la carga contaminante aportada por las aguas de cada uno de los cauces muestreados.

— Un balance sectorializado, entradas-salidas, del NTI aportado por los principales cauces receptores de aguas residuales urbanas a La Vega de Granada (realizado a partir de los valores analíticos que fueron obtenidos en Diciembre de 1983 y Marzo de 1984), dió un déficit anual, de más de 1.000 Tm de NTI.

— La repercusión de la infiltración de aguas residuales urbanas, en la caracterización físico-química de las del acuífero, no es apreciable, haciendo la salvedad de los contenidos hallados para los nitritos, que, en más de un 15 % de los puntos considerados, dieron valores superiores a 0,05 mg/l, cuya procedencia cabe relacionar, fundamentalmente, al contacto reciente con aguas contaminadas orgánicamente.

Los sectores del acuífero que presentaron una mayor anomalía positiva en el contenido en nitritos, fueron los de Atarfe-estación de Bobadilla-desembocadura del río Beiro y Santa Fe. No obstante, existe una leve contaminación (indicios de nitritos), de tipo transitorio, que comprende a puntos muy dispares, repartidos por una amplia superficie del acuífero.

— De acuerdo con los parámetros físico-químicos determinados, no se han detectado valores anómalos en los posibles parámetros indicadores de contaminación industrial. Sin embargo, sí se han puesto de manifiesto graves contaminaciones de origen industrial en algunos cauces de superficie, como han sido los ríos Cubillas y Beiro, y arroyo de Juncaril; el primero contaminado orgánicamente (fábrica alcoholera) y los dos restantes por elementos tóxicos (posiblemente procedentes de la Fábrica de Explosivos de El Fargue e industrias del polígono industrial de Juncaril, respectivamente).

32. FERTILIZANTES

— Un estudio realizado sobre la fertilización a partir de compuestos de nitrógeno que es aplicada a los principales cultivos de La Vega de Granada (para el cuatrienio 1980-83), permitió evaluar el aporte anual medio del nitrógeno vertido en las labores de abonado, en 4.450 Tm; de ellas, el 59 % son vertidas en el abonado de primavera.

— Las repercusiones de estos vertidos en la caracterización físico-química de las aguas del acuífero, sólo se ha puesto de manifiesto en los anormalmente altos contenidos de nitratos hallados. De esta forma, se pasa de una concentración media en nitratos de 8 mg/l, para las aguas superficiales que acceden a La Vega de Granada (origen del 77 % de los recursos del acuífero), a un valor medio de 40 mg/l, para las subterráneas (lo que supone un incremento del 400 %). El origen de este enriquecimiento hay que buscarlo, principalmente, en los aportes nitrogenados de los fertilizantes (evaluados en un 75 %) y de las aguas residuales urbanas (25 %).

— La contaminación detectada, que puede considerarse de tipo regional, presenta características especialmente graves en una extensión próxima a los 27 km^2, en la que se obtuvieron contenidos en nitratos superiores a 50 mg/l (según los análisis realizados en Septiembre de 1983).

Los sectores más afectados por la contaminación comentada, corresponden a los de Valderrubio-Escóznar (12 km^2) y estación de Bobadilla-desembocadura del río Beiro (10 km^2). Por el contrario, los contenidos en nitratos más bajos son los existentes en La Zubia y Fuente Vaqueros.

— La contaminación detectada en el sector de Valderrubio-Escóznar, la más importante del acuífero, parece deberse a exceso de abonado (según técnicos del IRYDA), a la poca potencia de la franja no sa-

turada, y a la carencia de aportes hídricos importantes, que actúen de forma diluyente (ACUÑA -1981- detectó, en este mismo sector, los mayores contenidos en pesticidas organoclorados de todo el acuífero).

— Para la contaminación hallada en el sector de estación de Bobadilla-desembocadura río Beiro, cabe pensar en aportes mixtos, por fertilización y aguas residuales urbanas (río Beiro y acequia Gorda).

3.3. RESIDUOS SOLIDOS URBANOS

— Los residuos sólidos urbanos generados en el año 1980, por los 28 municipios existentes en La Vega de Granada, fueron de 100.000 Tm, de las que 82.000 Tm correspondieron a los procedentes de Granada capital. El aporte personal diario estimado, fué de 0,78 Kg (datos de Junta de Andalucía 1982-83).

— Las repercusiones de dichos vertidos en la caracterización físico-química de las aguas del acuífero no es apreciable (a escala global), lo cual se debe a la aceptable ubicación de los distintos vertederos, que impiden infiltraciones directas de los lixiviados generados (excepto para el caso del vertedero de La Zubia, situado sobre la formación permeable del mismo nombre).

Sin embargo, y al igual que se comentó para los residuos líquidos urbanos, la mayor afección ha sido la producida a los cauces de superficie. Es especialmente grave la contaminación orgánica y tóxica, que fué detectada en los ríos Beiro (vertedero de Granada) y Cubillas (vertedero de Pinos Puente).

4. CARACTERIZACION DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS PARA LOS DISTINTOS USOS

4.1. CONSUMO HUMANO

— La calidad físico-química de las aguas del acuífero de La Vega de Granada, desde el punto de vista de su aptitud para el consumo humano, es sólo mediocre, debido a los altos contenidos medios en los iones sulfato, calcio, magnesio y nitrato. No obstante, caben señalarse áreas de excelente calidad, como son la Suroriental del acuífero (Armilla-La Zubia) y la que discurre a lo largo del río Genil, desde el puente de Los Vados hasta Fuente Vaqueros.

Los sectores de calidad más deficiente son los de Aeropuerto-Romilla, Baños de Sierra Elvira-Alitaje y Maracena-Pulianas, por sus altos contenidos iónicos. A estos sectores hay que añadir los de Valderrubio-Escóznar, Atarfe-estación de Bobadilla-desembocadura río Beiro y Santa Fe, por sus altos contenidos en nitratos y/o nitritos.

— Los iones mayoritarios, que más fácilmente sobrepasan los límites de tolerabilidad establecidos por la vigente Reglamentación española, en las aguas del acuífero (a partir de los análisis de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984), son los de magnesio (41 %), nitrato (19 %), sulfato (19 %) y calcio (16 %).

— A partir de los valores obtenidos (en Septiembre de 1983 y Marzo de 1984) para los parámetros físico-químicos que fueron mayoritariamente determinados en el acuífero, y aplicando taxativamente la legislación vigente, el 43 % de las aguas analizadas son potables, el 49 % sanitariamente permisibles, y el 8 % restante impotables (considerando a los contenidos no tolerables en nitritos, como índice de contaminación orgánica reciente, a falta de las determinaciones microbiológicas correspondientes).

— Hay que llamar la atención sobre lo estricto del límite tolerable del magnesio de la Reglamentación española (50 mg/l), en compa-

ración con otras normativas, que hace que el contenido medio de las aguas del acuífero (57 mg/l) sea superior al límite tolerable máximo admitido (aparte de ser superado por el 41 % de las muestras analizadas).

- Asimismo, es de destacar el alto porcentaje (19 %) de puntos que sobrepasaron el límite tolerable admitido para los contenidos en nitratos, lo que refleja la existencia de un importante foco y proceso contaminante, como es el correspondiente al de los vertidos de compuestos fertilizantes nitrogenados.

- Para los contenidos hallados en fluoruros, de gran interés sanitario, sólo un 9 % de los puntos muestreados presentaron valores superiores a 1,5 mg/l, favorecedores de afecciones de fluorosis dental. La gran mayoría de los puntos analizados (78 %) dieron, sin embargo, contenidos inferiores a 0,5 mg/l, propensos a producir procesos de caries dental, verdadero problema sanitario de estas aguas.

- De los cauces de superficie muestreados, normalmente a la entrada a La Vega (en Septiembre de 1983 y Marzo de 1984), obtuvieron calificación de aguas potables, -desde el punto de vista físico-químico (con los parámetros determinados), los ríos Dílar, Genil, Monachil, Darro, canal de Albolote, río Aguas Blancas y canal de Cacín. Por el contrario, resultaron ser impotables (por elevados contenidos en nitritos y/o elementos tóxicos) las aguas del río Cubillas, canal de Aynadamar, río Velillos, río Genil (en Láchar), arroyo Salado, arroyo Juncaril y río Beiro.

Son destacables los contenidos en nitritos (posible reflejo de contaminaciones orgánicas recientes) que fueron detectados en la mayor parte de los cauces muestreados (ríos Beiro, Juncaril, Salado, Genil -en Láchar-, Cubillas, Velillos y canal de Aynadamar).

Por el contrario, sólo se observaron dos cauces contaminados por elementos metálicos tóxicos, que fueron los correspondientes al río Beiro y arroyo Juncaril. De los constituyentes tóxicos detectados, destacan, por su peligrosidad, los contenidos hallados para el plomo y cadmio.

4.2. USO AGRICOLA

— Los diferentes tipos de calidades del agua para riego, según la clasificación del USSLS (1954), obtenidos para el acuífero de La Vega de Granada (a partir de los análisis de Septiembre de 1983 y Marzo de 1984), tuvieron la siguiente representación:

TIPO	
C_3-S_1	74 %
C_2-S_1	22 %
C_4-S_1	3 %
C_4-S_2	1 %

Estos porcentajes indican que el peligro de alcalinización del suelo es bajo (S_1), mientras que los peligros de salinización son variables. Para el tipo C_3, que es el más frecuente, cabe comentar que no debe usarse en suelos de drenaje deficiente y/o con cultivos poco tolerantes a la salinidad.

— Según lo dicho, las áreas más desfavorables para ubicar captaciones de riego son las de Aeropuerto-Romilla, Baños de Sierra Elvira-Alitaje, Pulianas-Maracena, vega de Láchar y Oeste de Alhendín, con aguas de los tipos C_3-S_1 y C_4-S_{1-2}. Por el contrario, los sectores más favorables son el Suroriental del acuífero (Armilla-La Zubia) y el que acompaña al río Genil, desde el puente de Los Vados hasta Fuente Vaqueros, con aguas del tipo C_2-S_1.

4.3. USO INDUSTRIAL

— Para conocer mejor la calidad del agua, desde el punto de vista de su aptitud para los usos industriales más frecuentes, se calculó el equilibrio carbónico medio, agresividad-incrustación, de las aguas del acuífero (por el método de LANGELIER-HOOVER), el cual dió un pH de equilibrio de + 0,14, propio de aguas débilmente incrustantes.

— La dureza total media de las aguas del acuífero, de 58°F, puede considerarse alta para la mayor parte de los requerimientos industriales, por lo que es necesario aplicar tratamientos de ablandamiento.

Poseen menos dureza la mayor parte de las aguas de superficie, aunque presentan el inconveniente de no mantenerla constante a lo largo del tiempo, lo que requiere de continuos cambios en el tratamiento de la misma. Esto es especialmente cierto en aquellas industrias abastecidas a partir de la red de aguas "potables" de Granada, que varían fuertemente de dureza, según el origen del suministro (río Genil y/o Aguas Blancas).

5. CARACTERIZACION DE LA VULNERABILIDAD A LA CONTAMINACION DE LAS AGUAS

— Para la caracterización de la vulnerabilidad a la contaminación de las aguas del acuífero de La Vega de Granada, fueron considerados los cuatro criterios de evaluación siguientes:

a) "Afectabilidad"
b) Poder de autodepuración y tiempo de llegada del contaminante a la franja saturada
c) Velocidad de propagación y dispersión del contaminante
d) Posibilidad de descontaminación.

— El parámetro "afectabilidad", definido para este trabajo, hace referencia al impacto, según la superficie de acuífero potencialmente contaminable, que un vertido tendría, en un caso ideal y extremo, aguas abajo.

— Atendiendo a los criterios mencionados, los sectores más desfavorables a hipotéticos vertidos serían los situados a ambas márgenes del río Genil, entre Purchil y el cjo. del Zahorí (en Santa Fe). Por el contrario, los sectores donde los mismos tendrían un menor impacto sobre la integridad de las aguas del acuífero, serían los de Escóznar-Ansola, Aeropuerto y Fuente Vaqueros-Láchar.

BIBLIOGRAFIA

BIBLIOGRAFIA

ACUÑA, M.J. (1981). Contaminación por plaguicidas organoclorados de La Vega de Granada. Tesis Doct. Univ. Granada. 380 p.

ACUÑA, M.J., DEL VALLE, M. y MONTEOLIVA, M. (1981). Contaminación por pesticidas de La Vega de Granada. Simp. sobre el agua en Andalucía. I. pp. 399-414. Granada.

ADAMS, S. (1973). Factors influencing soil adsorption and bioactivity of pesticides. Pesticides review. 35.

AGUILAR, A., SANCHEZ, A.J. y ESTEBAN, E. (1973). Utilización para riego de aguas residuales procedentes de una fábrica azucarera. Rev. Agua. 82. pp. 46-49.

AGUILAR, A., LACHICA, M., YAÑEZ, J. FERNANDEZ-RUBIO, R. y PULIDO BOSCH, A. (1980). Hidrogeoquímica del borde occidental de Sierra Nevada. Jorn. Minero-Metalúrgicas. V. pp. 1-19. Huelva.

AGUIRRE, E. (1957). Una prueba paleomastológica de la edad cuaternaria del conglomerado Alhambra. Est. Geol. XIII. 34.

AGUIRRE, E. (1958). Novedades paleomastológicas de la depresión de Granada y estratigrafía de su borde NE. Est. Geol. XV. 107.

AGUIRRE, E. (1961). La serie estratigráfica del Neógeno de la depresión de Granada y contribución del género Chlamys a su caracterización. Est. Geol. XVII. pp. 7-25.

ALBINET, M. (1965). La pollution des eaux souterraines. Chronique d'Hydrogéologie. Bur. Rech. Geol. et Min. 6. pp. 7-32.

ALBINET, M. y MARGAT, J. (1970). Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des nappes d'eau souterraine. Bull. BRGM (2^{e} série). 4. pp. 13-22.

ALONSO, A. y MEDIAVILLA, C. (1981). Estudio sobre la contaminación agrícola y marina del acuífero costero entre Masnou y Premiá. Jorn. sobre anal. y evol. de la contam. de las aguas subt. en España. Sesión 1. pp. 131-136. Barcelona.

AMERICAN CHEMICAL SOCIETY (1969). Cleaning our environment. The chemical basis for action. Report of the Commitee on chemistry and public affairs. Washington.

ANDERSON, K.E. (1966). Water well handbook. Missouri Water Well Drillers Association. 4 edit. pp. 42-47. Missouri.

ANDERSON, P.W. y GEORGE, J.R. (1966). Water Supply Papers. U.S. Geol. Surv.

APARICIO, I. (1975). La industria española y el control de la contaminación de las aguas. Rev. Agua 88. pp. 2-6.

ARENAS, M., DICHTL, L., FERNANDEZ, R., GARCIA, U. y PEREZ, A. (1981). Estudio de la contaminación de aguas subterráneas por fertilizantes y aguas residuales en la comarca de los llanos de Albacete. Jorn. sobre anal. y evol. de la contam. de las aguas subt. en España. Sesión 1. pp. 97-111. Barcelona.

ARREBOLA, J.A. (1971). Estudio bacteriológico y sanitario de las aguas de consumo público en la provincia de Granada. Tesis Doct. Univ. Granada. 417 p.

AYANZ, J. (1982). Estudio hidrogeológico de un sector al Norte de la Sierra del Manar (Granada). Dpto. Hidrogeología. Univ. Granada. 80 p.

BACK, W. (1966). U.S. Geol. Surv. Profess. Papers. 488-A. pp. 1-42.

BAKALOWICZ, M. (1979). Contribution de la géochimie des eaux à la connaissance de l'aquifère karstique et de la karstification. Thèse Doct. Univ. París. VI. 269 p.

BASARABA, J. (1964). Influence of vegetable tannis on nitrification in soil. XXI. 1. pp. 8-16.

BENZECRI, J.P. (1970). Distance distributionnelle et métrique du chi-deux en analyse factorielle des correspondances. Ed. Lab. Statist. Math. Fac. Sci. París.

BERTRAND, M. y KILIAN, W. (1885). Le bassin tertiaire de Grenade. C.R. Som. Ac. Sc. París. XII.

BERTRAND, M. y KILIAN, W. (1889). Etudes sur les terrains secondaires et tertiaires dans les provinces de Grenade et Malaga. Mission d'Andalousie Mém. Ac. Sc. XXX. pp. 377-579.

BILLINGS, G.K. (1969). Chemical Geologist. 4. pp. 211-223.

B.O.E. (1982). Reglamentación Técnico-sanitaria para el abastecimiento y control de calidad de las aguas potables de consumo público. 29/VI/1982. Real Decreto 1.423.

B.O.E. (1984). Aditivos y coadyuvantes autorizados para tratamientos de las aguas potables de consumo público. 9/V/1984. Resolución 9.973.

BOSQUE MAUREL, J. (1971). Granada, la tierra y sus hombres. Fac. Filosofía y Letras y Organización Sindical. Granada.

BOULIER, G.A. y TORRES, G. (1969). Sanitary landfill studies: summary of selected previous investigations. Water Resources Bull. 147-5. 115 p.

BOURRIEL, F. y ALVAREZ, C. (1963). Relación entre el residuo fijo de un agua y su conductividad específica. Rev. Agua.

BRADFORD, G.R. (1963). Soil Sciences. 76. pp. 77-81.

BROWN, J. (1962). Geophys. Res. 67. pp. 2447-2453.

BUJEDO, J.I. (1983). Análisis cuantitativo de la rentabilidad de los recursos existentes en el sector agrario, en base a sus actuales aprovechamientos (provincia de Granada). Caja General de Ahorros de Granada.

CALVIN, J. (1979). Incidencia de las actividades agrícolas sobre la calidad de las aguas subterráneas. Cuad. del CIFCA. 13. pp. 57-78.

CAMPOS, J., CUETO, A., RODRIGUEZ, R., ESPIGARES, M., RODRIGUEZ, J. y GALVEZ, R. (1983). Estudio epidemiológico de la fiebre tifoidea en la provincia de Granada. Infectiología. IV. 197. pp. 37-47.

CANTERAS, J. (1981). Comunidades microbianas de un río y su embalse sometido a contaminación orgánica. Tesis Doct. Univ. Granada. 364 p.

CARPENTER, J.H. (1957). Limnology and Oceanography. 2. pp. 271-280.

CARRERAS, F., OCAÑA, L., OLIVARES, J. VILLANUEVA, E., PORRAS, J. y RUIZ CELAA, C. (1983). Evolución del ión nitrato en las aguas subterráneas de la llanura central manchega. Sistema acuífero nº 23. III Simp. de Hidrogeología. VIII. pp. 215-228. Madrid.

CASTIELLA, J., NIÑEROLA, S., OTAMENDI, A. y SOLE, J. (1981). Los nitratos y su evolución en el acuífero aluvial del Ebro y afluentes entre Logroño y Cortes. Jorn. sobre anal. y evol. de la contam. de las aguas subt. en España. Sesión 1. pp. 67-81. Barcelona.

CASTILLO, A., CAÑADA, P. y SANCHEZ-FRESNEDA, V. (1983). Un ejemplo de contaminación urbana y agrícola en el acuífero de la vega alta de Padul (Granada). III Simp. de Hidrogeología. VIII. pp. 457-468. Madrid.

CASTRO, J.A. (1971). Características sedimentológicas de la Formación de La Zubia (Cuaternario, depresión de Granada). Tesis de Licenc. Univ. Granada.

CATALAN, J. (1969). Química del agua. Ed. Labor. 355 p. Madrid.

CATTELL, R.B. (1965). Factor analysis. An introduction to essentials. I, II. Biometrics, 21. pp. 190-215, 405-435.

CORDERO, L. (1976). **Proyecto de vertederos controlados.** Sem. Contam. aguas subt. 33 p. Madrid.

CORDERO, L. (1980). **Problemática de los residuos sólidos urbanos. Sistemas de tratamiento.** Cuad. del CIFCA. 4. Madrid.

CORDERO, L. (1981). **Los residuos sólidos urbanos.** Bol. inf. del medio ambiente. ENADIMSA. Madrid.

CULKIN, F. (1965). Chemical Oceanography. 1. pp. 121-162.

CULKIN, F. y COX, R.A. (1966). Deep-sea res. 23. pp. 189-804.

CUSTODIO, E. (1973). **Planteamiento de estudios geohidrológicos en pequeñas zonas sin datos sistemáticos.** Simp. UNESCO sobre previsión de recursos de agua con datos inadecuados.

CUSTODIO, E. (1981). **Consideraciones sobre la contaminación agrícola de las aguas subteráneas en Canarias.** Jorn. sobre anal. y evol. de la contam. de las aguas subt. en España. Sesión 1. pp. 119-124. Barcelona.

CUSTODIO, E. (1981). **Contaminación de aguas subterráneas en relación con los vertidos de basuras urbanas de Barcelona.** Jorn. sobre anal. y evol. de la contam. de las aguas subt. en España. pp. 223-247. Barcelona.

CUSTODIO, E. y LLAMAS, M.R. (1976). Hidrología subterránea. Ed. Omega. I y II. Barcelona.

DABRIO, C.J., FERNANDEZ, J., PEÑA, J.A., RUIZ BUSTOS, A. y SANZ DE GALDEANO, C. (1978). **Rasgos sedimentarios de los conglomerados miocénicos del borde Noreste de la Depresión de Granada.** Est. Geol. 34. pp. 89-97.

DABRIO, C.J., GARCIA YEBRA, R., GONZALEZ DONOSO, J.M. y VERA, J.A. (1972). **Turbiditas asociadas a evaporitas (Mioceno de La Malá). Depresión de Granada.** Cuad. Geol. Univ. Granada. 3. pp. 139-164.

DABRIO, C.J. y MARTIN, J.M. (1981). **Yesos diagenéticos en la Depresión de Granada.** Bol. R. Soc. Española Hist. Nat. (Geol.). 79. pp. 215-223.

DABRIO, C.J., MARTIN, J.M. y MEGIAS, A. (1982). **Signification sédimentaire des évaporites de la dépresion de Grenade (Espagne).** Bull. Soc. Geol. France. XXIV. 4. pp. 705-710.

DABRIO, C.J. y RUIZ BUSTOS, A. (1979). **Les conglomérats de la Blockformation et leur signification dans l'évolution néogène du bassin de Grenade (Cordillères Bétiques, Espagne).** C.R. somm. Soc. Geol. France. 2. pp. 53-55.

DAVIS, J.C. (1973). Statistics and Data Analysis in Geology. John Wiley and Sons. 550 p.

DAVIS, S. (1964). American Scientific. 262. 870 p.

DAVIS, S. y DE WIEST, R.J. (1966). Hydrogeology. Ed. John Wiley and Sons.

DELGADO ALMENDROS, J. (1974). Estudio hidrogeológico de Sierra Elvira. Dpto. Hidrogeología. Univ. Granada. 127 p.

DREGNE, H.E. (1969). Movement of 2,4-D in soils. Western Regional Project Progress. Report. Univ. Park. New Méjico.

DUBEY, H.D. (1969). Effect of Picloram, diuron, ametryne and prometryne on nitrification in some tropical soils. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 33. pp. 893-896.

DUNCAN, A. (1967). Basic records report. 2. Dept. Publ. Works.

DURAN, S. y ODEL, L. (1974). Cluster analysis. A survey. Econometrics. 100. Springer-Verlag.

DURUM, W.H. y HAFFTY, J. (1963). Géochimie et Cosmochimie. Acta 27. pp. 1-12.

EMERY, K.O. (1955). Essays in the natural sciences. In honor of Capitan Allan Hancock. pp. 229-309.

ENDESA (1977). Prospección de lignitos en la Depresión de Granada. Mem. inéd.

ENGLISH, J.E., RUFNER, R. y BARKER, A.V. (1980). Effect of fertilizer, N rate and nitrapyrin on Ca and Mg nutrition of corn (Zea may L.)". Com. in Soil Sci. and Plant Analysis. 11. 1005-1017.

ERIKSON, E. y KHUNAKASEM, V. (1966). The chemistry of ground water. Ground Water Problems. Ed. Stockholm.

ESTEBAN, E. y BOVEE MEIJN, N.P. (1971). Estudio de las aguas residuales de la ciudad de Granada. Consideraciones sobre su utilización en agricultura. IV Col. de investigaciones sobre el agua.

ESTEVEZ, A., LOPEZ GARRIDO, A.C., RODRIGUEZ, J., ALBERDI, M.T. y RUIZ BUSTOS, A. (1982). Sur l'âge mio-pliocène des séries détritiques de la terminaison occidentale du bassin de Grenade (Espagne méridionale). C. R. Ac. Sci. París. 294. pp. 1187-1190.

ESTEVEZ, A. y SANZ DE GALDEANO, C. (1980). La néotectonique des environs de la Sierra Arana (prov. de Grenade). Cuad. Geol. 11. pp. 7-29. Granada.

FAO /IGME (1968). Proyecto de investigación hidrogeológica de la cuenca del Guadalquivir. PNUD.

FAO/GOBIERNO ESPAÑOL (1971). Modelos de análisis aguas superficiales-subterráneas en La Vega de Granada. Mem. inéd.

FERRANDO, J.A. (1976). Características de los residuos sólidos y panorama general de los métodos de lucha contra la contaminación. Sem.contam. aguas subt. 32 p. Madrid.

FERRANDO, J.A. (1981). Contaminación de aguas subterráneas por residuos de población. El problema de los vertederos de basuras. Jorn. sobre anal. y evol. de la contam. de las aguas subt. en en España. pp. 193-208. Barcelona.

FERRER, J. (1980). Un modelo para el estudio de contaminantes de tipo regional. Tesis Doct. Univ. Polit. de Valencia.

FETH, J.H. (1964). Water Supply Papers. U.S. Geol. Surv. pp. 1-70.

FILIPOVIC, R. (1980). Fertilizer nitrogen residues: useful, conservation and pollutant potential under maize. International Atomic Energy Agency. Viena.

FLEISCHER, M. y ROBINSON, W.O. (1963). Some problems of the geochemistry of fluorine. Shaw D.M. (ed.). Studies in Analytical Geochemistry. Univ. Toronto.

FOSTER, P. y ENGELBRECHT, R.S. (1973). Microbial hazards in disposing of wastewater in soil. Pennsilvania State University Press.

FOURNER, R.O. y TRUESDELL, A.H. (1973). Géochimie et cosmochimie. Acta 37. pp. 1255-1275.

GALLARDO LARA, F., CALLAO, V. y OLIVARES, J. (1973). Respuesta de la microflora de un suelo a la adición de diversos compost de turba. Cuad. C. Biol. 1. pp. 7-13. Granada.

GALLARDO LARA, F., FUSI, P. y DANIELE, E. (1978). Efecto de limonene sulle attivitá biologiche del suolo: 1 nitrificazione. L'Italia Forestale e Montana. XXXIII. 5. pp. 224-233.

GALLARDO LARA, F., MOLINA, A. y ESTEBAN, E. (1982). Estudio comparativo sobre nitrificaciones en un suelo de regadío frente a uno de secano. An. de Edafología y Agrobiología. XLI. 7-8. pp. 1325-1330.

GALLARDO LARA, F., OLIVARES, J. y CALLAO, V. (1972). Estudio microbiológico en diversos compost de turba. Efecto del inóculo de estiércol y la fermentación a 28°C. Microbiol. 25. pp. 225-240.

GALLEGO, J.M. (1984). Determinación de microelementos en agua de bebida, por espectrofotometría de absorción atómica. Tesis de Licenc. Univ. Granada.

GARCIA DUEÑAS, V. y GONZALEZ DONOSO, J.M. (1971). Cartografía geológica a escala 1:50.000 de la hoja de Granada (nº 1009). 1 serie. IGME. Madrid.

GARCIA, J.L. y GUARDIOLA, J.L. (1972). Posibles orígenes de las concreciones calizas de algunos suelos desarrollados sobre el Plioceno de Granada. I Congr. Sediment. de Granada. I.

GARCIA, J. (1979). La contaminación en las acequias de la huerta de Valencia. Ed. Del Cenia al Segura. Valencia.

GARCIA RUIZ, A.L. (1982). La industria en la provincia de Granada. Secret. Public. Univ. Granada. 297 p.

GARCIA VILLANOVA, B. (en curso). Estudio de la flora microbiana de verduras y hortalizas de La Vega de Granada, que pueden incidir en los aspectos sanitarios y bromatológicos de estos alimentos. Tesis Doct. Univ. Granada.

GARRISON, E. y ODER, O. (1966). Sodium in drinking water. Pittfull in maintenance of low sodium diet. Arch. Env. Health. 13, 55.

GLOVER, R.B. (1963). New Zealand J. Sci. 10. pp. 70-96.

GOLWER, A. y MATTHESS, G. (1968). Research of ground water contaminated by deposits of solid waste. A.I.H.C. Asamblea General de Berna. 78. pp. 129-133.

GOMEZ ANGULO, J.A. (1976). Fundamentos para la gestión de residuos sólidos. Sem. contam. aguas subt. 18 p. Madrid.

GOMEZ (1984). Estudio químico y taxonómico de la cuenca del Nerbión-Ibaizabal. Tesis Doct. Univ. Pais Vasco.

GOMIS, C. (1967). Representación gráfica del análisis químico de un agua. Doc. Inv. Hidrol. 3.

GONZALEZ AURIOLES, J.M. (1974). Estudio hidrogeológico de La Malá. Dpto. Hidrogeología. Univ. Granada. 54 p.

GONZALEZ DEL PINO, A. (1983). Estudio hidrogeológico del cono detrítico de La Zubia. Dpto. Hidrogeología. Univ. Granada. 87 p.

GONZALEZ DONOSO, J.M. y VERA, J.A. (1965). Estudio geológico de una parte de las laderas Norte-occidentales de Sierra Nevada (Granada). Not. y com. del IGME. 78. pp. 93-124.

GONZALEZ DONOSO, J.M. (1967). Estudio geológico de la Depresión de Granada. Tesis Doct. Univ. Granada.

GONZALEZ DONOSO, J.M. (1968). Conclusiones estratigráficas y paleogeográficas sobre los terrenos miocénidos de la Depresión de Granada. Acta Geol. Hisp. III. 3. pp. 57-63.

GONZALEZ DONOSO, J.M., GALLEGO, J.A. y SANZ DE GALDEANO, C. (1978). Cartografía geológica a escala 1:50.000 de la hoja de Padul (nº 1026). 2 serie. IGME. Madrid.

GONZALO y TARIN (1881). Reseña física y geológica de la provincia de Granada. Bol. del Mapa Geológico de España. VIII. pp. 1-131.

GRANDA, J.M. (1978). Estudio geoquímico de aguas termales de España meridional. Tesis Doct. Univ. País Vasco. 263 p.

HALLOPEAU (1949). L'acide carbonique dans l'eau. Tech. San. Mun. 1-11.

HARMON, H.H. (1967). Modern factor analysis. Univ. Chicago Press. 474 p.

HARMSEN, G.W. y VAN SCHREVEN, D.A. (1955). Mineralization of Organic Nitrogen in Soil. Advances in Agronomy. VII. pp. 299-398.

HEM, J.D. (1967). Chemical geohydrology. Proc. Nat. Symp. on Ground water Hydrol. San Francisco. Am. Water Press. Assoc.

HERRAEZ, 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. III Congr. Iberoamericano del Medio Ambiente. La Coruña.

HOOVER, C.P. (1938). Practical Application of the Langelier methods. J.A.W.W.A. 30 (11).

IBAÑEZ, V. y SANCHIS, E. (1983). Utilización de modelos estadísticos multivariables en hidrogeoquímica. Hidrogeol. y Rec. Hidrául. IX. pp. 263-275.

IGME/FAO (1975). Contaminación de las aguas subterráneas. Tecnología, economía y gestión. Cap. IV. pp. 104-114. Madrid.

IGME (1976 a). Proyecto de captación de aguas subterráneas: comunidad de regantes de Cájar. Granada.

IGME (1976 b). Proyecto de captación de aguas subterráneas: comunidad de regantes del Zaidin. Granada.

IGME (1977). Vertido de residuos sólidos. Normas para la confección de mapas de orientación. Madrid. 32 p.

IGME (1980 a). Informe sobre el ensayo de bombeo realizado en el sondeo de abastecimiento de Armilla. Granada.

IGME (1980 b). Informe hidrogeológico para la mejora del abastecimiento de Las Gabias. Granada.

IGME (1982). Efectos de la sequía en la evolución de las aguas del acuífero aluvial de La Vega de Granada. 17 p. Granada.

IGME/GEOMECANICA (1983). Modelo matemático de flujo del acuífero de La Vega de Granada. 4 T. (inéd.).

ISNARD, P., MALLET, J.L., CAZES, P. y SATTRAN, V. (1972). Corrélations géologiques. Méthodes statistiques de traitement des données. Traité d'informatique géologique. Ed. Masson and Cie. París. pp. 379-533.

JEREZ, F. (1983). El uso conjunto en La Vega de Granada. Curso sobre utilización conjunta de aguas superficiales y subterráneas. E-5. pp. 1-13. Valencia-Castellón.

JOHNSON, W.R. (1967). Insecticides in Tile Drainage Effluent. Water Res. Research. 3.

JUNTA DE ANDALUCIA (1982-83). Eliminación de residuos sólidos por vertido en la provincia de Granada. Granada.

KEET, B. (1982). Statical hidrochemistry as tool to facilitate the control of mine water. Inter. Journ. Mine Water. 3. pp. 1-11. Granada.

KENT, L.E. (1965). Ann. Geol. Survey. S. Afr. pp. 129-151.

KLOVAN, J.E. (1975). R-and Q-mode factor analysis. In R.B. McCammon (ed.). Concepts in Geostatistics, Springer-Verlag. 2. pp. 21-61.

KOLEBRANDER, G.J. (1977). Nitrogen in organic matter and fertilizer as a source of pollution. Prog. Wat. Tech. 8. pp. 67-84

KRISHNAPILLAI, S. (1979). Inhibition of nitrification by waste tea ("tea Fluff"). Plant and Soil. 51. pp. 563-569.

LHENAFF, R. (1979). Le bassin de Grenade (Andalousie, Espagne). Morphogenèse d'une cuvette intra-montagneuse. Rev. Méditerranée 3.

LINARES, A. y COLOM, G. (1957). Observaciones sobre la sedimentación miocénica en el alto valle del Genil (Granada). Cursillos y Conferencias del Inst. "Lucas Mallada". IV. pp. 105-110.

LIQUON (1950). Catálogo General. G. Liquid Conditioning Corp. Linden.

LIVINGSTONE, D.A. (1963). U.S. Geol. Sur. Profess. Papers. 440-G. pp. 1-64.

LOPEZ CAMACHO, B. y OCTAVIO DE TOLEDO, F. (1981). Medidas de preservación de las aguas subterráneas ante la implantación de cementerios y vertederos. Jorn. sobre anal. y evol. de la contam. de las aguas subt. en España. pp. 249-254. Barcelona.

LOPEZ VERA, F. (1978). Incidencia de los vertidos de residuos sólidos urbanos en la contaminación de las aguas subterráneas del área metropolitana de Madrid. CIMA. pp. 71-82. Madrid.

LOPEZ VERA, F. (1981). Contaminación por compuestos nitrogenados de origen multiple, de las aguas subterráneas de Madrid. Jorn. sobre anal. y evol. de la contam. de las aguas subt. en España. Sesión 1. pp. 137-141. Barcelona.

LOPEZ VERA, F. y MARCOS, R. (1981). Contaminación de las aguas subterráneas por compuestos nitrogenados en los acuíferos detríticos de la fosa de Madrid. Rev. Tecniterrae.

LORA, F. de (1972). Regulaciones internacionales para el vertido de aguas residuales industriales. Rev. Agua. 70. pp. 13-22.

LLUCH, C. y OLIVARES, J. (1976). Evolución de las actividades sulfooxidante, amonificante y nitrificante en un suelo pardo-rojo calizo fertilizado con azufre. Agrochimica. 20. pp. 93-100.

MARIN, A., NAVARRETE, P., NIÑEROLA, S., FERNANDEZ, L. y VALLE, M. del (1983). Algunos aspectos sobre las características químicas de las aguas subterráneas del acuífero de La Vega de Granada y sus posibles fuentes de contaminación. III Simp. de Hidrogeología. VIII. pp. 239-252. Madrid.

MARTIN, G. (1979). Le problème de l'azote dans les eaux. Ed. Technique et Documentation. París.

MARTIN, J.M., ORTEGA HUERTAS, M. y TORRES RUIZ, J. (1984). Genesis and evolution of strotium deposits of the Granada basin (southeastern Spain): evidence of diagenetic replacement of a stromatolite belt. Sedimentary Geology 39. pp. 281-298.

MARTINEZ ALFARO, P.E. y OCTAVIO DE TOLEDO, F. (1981). Contaminación de las aguas subterráneas de Madrid por efecto de las actividades urbanas. Jorn.sobre anal. y evol. de la contam. de las aguas subt. en España. pp. 255-258. Barcelona.

MATALAS, N.C. y REIHER, B.J. (1967). Some comments on the use of factor analysis. Water Res. Research. 3. 1. pp. 213-223.

MATTHEW, G. y UPCHURCH, S. (1978). Interpretation of Hydrochemical Facies by Factor Analysis. Ground Water. 16. 4. pp. 228-233.

MELLOUL, A. (1979). Contribution à la connaissance hydrogéologique des grands aquifères profonds en milieu poreux, à données peu nombreuses. Bull. Cent. d'Hydrog. 3. pp. 55-94.

MENGEL, K. (1982). Factors of plant nutrient availability relevant to soil testing. Plant and Soil. 64. pp. 129-138.

MIDDLETON, K.R. y SMITH, G.S. (1979). A comparison of ammoniacal and nitrate nutrition of perennial riegrass through a thermodynamic model. Plant and soil. 53. pp. 487-504.

MONTEOLIVA, M. (1981). Contaminación por plaguicidas de las aguas de bebida de la provincia de Granada. Ars. Pharmaceutica. XXII. 3. pp. 329-342.

MOORE, E.W. (1940). Graphic determination of Carbon Dioxyde and Three Forms of Alcalinity. J.A.W.W.A.

MORAL, S., PULIDO BOSCH, A. y VALENZUELA, P. (1984). Aplicación de los análisis cluster al estudio de características físico-químicas de aguas subterráneas. Est. Geol. (en publicación).

MUDRY, J., KIRALY, L. y MULLER, I. (1979). Analyse multivariée du chimisme de quelques sources karstiques du Jura Suisse et Franc-Comtois. Bull. Cent. d'Hydrog. 3. pp. 183-221.

MUROS, P. (1983). Determinación con electrodos de ión-selectivos, de los iones yoduros y nitratos en agua de bebida de poblaciones de Sierra Arana y de las cuencas de los ríos Guadalfeo y Monachil. Tesis de Licenc. Univ. Granada.

NIETO, P. (1979). Incidencia de las actividades industriales sobre la calidad de las aguas subterráneas. Cuad. CIFCA 13. Madrid.

NOGALES, R. (1983). Estudio agrobiológico sobre el empleo como fertilizante de un compost de basura urbana. Tesis Doct. Univ. Granada.

OCAÑA, M.C. (1974). La Vega de Granada. Tesis Doct. Univ. Granada.

OCAÑA, L., NIÑEROLA, S. y RUIZ CELAA, C. (1981). La problemática de los contenidos en nitratos de las aguas subterráneas de la llanura manchega. Jorn. sobre anal. y evol. de la contam. de las aguas subt. en España. Sesión 1. pp. 113-118. Barcelona.

ORTEGA, F. (1982). Estudio de la prevalencia de la caries dental en escolares de Granada. Tesis Licenc. Univ. Granada.

ORTEGA HUERTAS, M. (1978). Mineralogía de la Block Formation. Depresión de Granada. Tesis Doct. Univ. Granada. 225. 497 p.

PADILLA, A. (1984). Aplicaciones del microordenador a la hidrogeología. Tesis de Licenc. Univ. Granada. 81 p.

PEREZ MIRANDA, M.C. (1967). La nitrificación en los suelos áridos. Tesis Doct. Univ. Granada. 173 p.

PETROV, P.S. (1963). Congress Geol. Intern. Mem. VI. pp. 339-344.

PNUD/FAO (1972). Utilización de las aguas subterráneas para la mejora del regadío en La Vega de Granada (informe nº 2). Proyecto piloto de utilización de aguas subterráneas para el desarrollo agrícola de la cuenca del Guadalquivir. 204 p. Madrid.

PRICKETT, T., NAYNIK, T. y LONQUIST, C. (1981). A Random-Walk solute transport model for selected groundwater quality evaluations. Illinois State Water Survey. Champaign. Bull. 65.

PULIDO BOSCH, A. (1979). Aportación al conocimiento de la hidrogeología de los alpujárrides y sus bordes en el extremo occidental de Sierra Nevada. Mem. Beca F. J. March. 189 p.

PUMAROLA, F. (1971). Importancia del agua en la transmisión de las enfermedades infecciosas. Rev. Agua. nº 69. pp. 2-12.

PUMAROLA, F. y col. (1983). Medicina preventiva y social. Higiene y sanidad ambiental. 7ª ed. Ed. Amaro. Madrid.

QUANG TRAC, N. (1968). Mapa hidrogeológico de La Vega de Granada (escala 1:25.000). Investigaciones hidrogeológicas en la cuenca del río Guadalquivir. FAO/IGME. Madrid.

QUESADA OCHOA, C. (1974). Estudio hidrogeológico de la cuenca del río Beiro y sectores adyacentes, al Norte de Granada. Dpto. Hidrogeología. Univ. Granada. 77 p.

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 Doct. Univ. Politécnica de Valencia.

RAMOS, F.J. y FERRER, J. (1981). Simulación de medidas de gestión para la previsión de contaminación por nitratos de las aguas subterráneas del Norte de la provincia de Valencia. IV Asamb. Nac. de Geodesia y Geofis. pp. 1367-1488.

RODALE, J.I. y HARALD, J.T. (1968). Magnesium, the nutrient that could change your life. Jove publications, Inc. New York.

RODIER, J. (1978). L'analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. Ed. Dunod. 1059 p. París.

RODRIGUEZ, L., ALVAREZ, C. y LOPEZ GETA, J.A. (1981). Contaminación por nitratos en el acuífero detrítico de Gandía-Denia. Jorn. sobre anal. y evol. de la contam. de las aguas subt. en España. Sesión 1. pp. 83-95. Barcelona.

RODRIGUEZ FERNANDEZ, J. (1982). El Mioceno del sector central de las Cordilleras Béticas. Tesis Doct. Univ. Granada. 379. 224 p.

ROMAN y GONZALEZ, F. (1969). Parasitismo intestinal humano en la provincia de Granada, diagnosticado en la población infantil cronológicamente y con cinta adhesiva. Rev. Ibér. de Parasit. 29. pp. 413-426.

ROPERO, M.L. (1981). Calidad de las aguas corrientes de Sierra Nevada (Granada). Tesis de Licenc. Univ. Granada.

SANCHEZ, A. (1981). Contaminación de aguas subterráneas en la Plana de Sagunto. Jorn. sobre anal. y evol. de la contam. de las aguas subt. en España. Sesión 1. pp. 125-129. Barcelona.

SANCHEZ, B. y MARIÑO, M. (1971). El flúor en las aguas de abastecimiento público. 2 Col. Inv. sobre el Agua.

SANCHEZ, A. y VARELA, M. (1981). La contaminación producida por los riegos en las aguas subterráneas de La Plana de Castellón. Jorn. sobre anal. y evol. de las aguas subt. en España. Sesión 1. pp 53-65. Barcelona.

SANCHIS, E. (1981). Los nitratos en los acuíferos costeros de Valencia. Su distribución en el espacio y en el tiempo. Jorn. sobre anal. y evol. de la contam. de las aguas subt. en España. Sesión 1. pp. 39-51. Barcelona.

SANZ DE GALDEANO, C. (1980). La neotectónica del Norte de la Depresión de Granada. Est. Geol. 36. pp. 255-261.

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

SCHOELLER, H. (1964). La concentration des eaux souterraines en chlore. Bull. BRGM (2). pp. 51-90.

SCHUTZ, D.F. y TUREKIAN, K.K. (1965). Géochimie et Cosmochimie. Acta 29. pp. 259-313.

SEOANEZ, M. (1977). La contaminación agraria. Pub. del I.N.I.A. Madrid.

SIERRA, J. (1976). La contaminación de las aguas subterráneas como consecuencia del vertido de residuos sólidos. Sem. contam. aguas subt. 10 p. Madrid.

STILLWELL, M.A. y WOODMANSEE, R.G. (1981). Chemical transformations of urea-nitrogen and movement of nitrogen in a shortgrass prairie soil. Soil Sc. Soc. Am. J. 45. pp. 893-898.

SVERDRUP, H.V., JOHNSON, M.W. y FLEMING, R.H. (1942). The oceans. Prentice-Hall.

SWOBODA, A.R. (1971). Distribution of DDT and Toxophene in Houston Blak Clay on Three Watersheds. Env. Sci. and Technology, 5.

THOMAS, G.W. (1970). Soil and climatic factors which affect nutrient mobility. Soil Sci. Society of America. Madison. Wisconsin.

TUREKIAN, K.K. y KLEINKOPF, M.D. (1956). Bull. Geol. Soc. Am. 67. pp. 1129-1132.

TURNER, F.T. (1979). Soil nitrification retardation by rice pesticides. Soil Sc. Soc. Am. J. 43. pp. 955-957.

U.S.S.L.S. (1954). Diagnosis and improvement of salina and alkali soils. U.S. Dept. Agriculture. Handbook. 60. 160 p.

VACAS, C.A. (1984). Contaminación por plaguicidas en aguas superficiales y suelos de cultivo de la provincia de Granada. Tesis Doct. Univ. Granada. 378 p.

VAN ENGERS, L., BOVEE-MEIJN, N.P. y ESTEBAN, E. (1972). Estudio de las aguas residuales de la ciudad de Granada. Detergentes en canales de riego y sus posibles consecuencias agrícolas. Rev. Agua. 73. pp. 48-51.

VIENNOT, P. (1930). Observations géologiques dans la région de Grenade (Andalousie). Libre Jubilaire Soc. Géol. France. II. pp. 633-660.

VILLARROYA, F.I. (1981). El problema de los vertidos líquidos urbanos e industriales: algunas soluciones adoptadas en la región de La Mancha (Ciudad Real) . Jorn. sobre anal. y evol. de la contam. de las aguas subt. en España. pp. 269-271. Barcelona.

VILLEGAS, F. (1982). Geografía física, política y económica. Estudio preliminar de impacto y viabilidad de las explotaciones de turba de Padul y de lignitos de Arenas del Rey. ENDESA-Univ. Granada.

VINOGRADOV, A.P. (1967). Chemistry of the Earth's Crust. Jerusalen. Israel Program. for Scientific Translations.

VON DRASCHE, R. (1879). Geologische skizze der Hochgebirgsteides der Sierra Nevada in Spanien. Bol. Com. del Mapa Geológico de España. VI. pp. 353-388.

WHITE, D.E. y WARING, G.A. (1963). U.S. Geological Survey Profess. Paper. 440-F. pp. 1-67.

WOOD, M.A. (1976). Estudio de niveles de fluoruros en aguas de consumo de la provincia de Granada. Tesis de Licenc. Univ. Granada.