

**UNIVERSIDAD DE BURGOS
ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR
DEPARTAMENTO DE QUÍMICA**

**PROGRAMA DE DOCTORADO
TECNOLOGÍAS INDUSTRIALES E INGENIERÍA CIVIL**



TESIS DOCTORAL

***PROCESOS HIDROGEOQUÍMICOS NATURALES
Y ANTRÓPICOS EN LOS ACUÍFEROS
SUPERFICIALES URBANOS DE LA CIUDAD DE BURGOS***

**DIRECTOR:
DR. D. LUIS ANTONIO MARCOS NAVEIRA**

**DOCTORANDA:
DÑA. MÓNICA VÁZQUEZ MARROQUÍN**

BURGOS 2017

AGRADECIMIENTOS

Quisiera agradecer a todas las personas y entidades que han hecho posible la realización de esta Tesis Doctoral.

En primer lugar agradezco a mi Director de Tesis, Luis Antonio Marcos Naveira por sus sugerencias, sus consejos y su ayuda.

A los compañeros del Departamento de la Escuela Politécnica Superior. A Laila Louajdi y Manuel Carbajo por su disposición y su ayuda desinteresada.

A los propietarios de los pozos o encargados de las instalaciones que nos han facilitado el acceso a las captaciones para la obtención de muestras.

A las instituciones que han colaborado realizando análisis en el laboratorio o aportando datos: IGME (Instituto Geológico y Minero), CEDEX (Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas), Ayuntamiento de Burgos y Aguas de Burgos, S.A

Un agradecimiento especial a mis padres, a mis abuelos y a mi hermano por toda su ayuda y ánimo. A mis amigos por estar siempre pendientes.

A Raúl por su comprensión y paciencia.

ÍNDICE

ÍNDICE

Capítulo 1		
INTRODUCCIÓN, OBJETIVOS Y PLANTEAMIENTO DE TRABAJO		1
Capítulo 2		
DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO		
2.1	Introducción. Zona objeto de estudio	7
2.2	Demarcación Hidrográfica del Duero	8
	2.2.1 Zonificación hidrogeológica.....	8
	2.2.2 Descripción geológica.....	8
	2.2.3 Climatología.....	11
2.3	Sistema de explotación Arlanza	13
	2.3.1 Descripción hidrogeológica	14
	2.3.2 Climatología.....	15
2.4	Cuenca del Arlanzón. Término municipal de Burgos.....	16
	2.4.1 Descripción hidrogeológica	16
	2.4.2 Climatología.....	24
Capítulo 3		
TEORÍA HIDROGEOLOGÍA URBANA. APORTACIONES A LA HIDROGEOLOGÍA URBANA DE BURGOS		
3.1	Hidrogeología Urbana	27
	3.1.1 Fundamentos de la Hidrogeología Urbana.....	27
	3.1.2 La Ciudad y las Aguas Subterráneas	34
	3.1.3 Proceso de evolución de la Urbanización y su efecto	38
3.2	El Término municipal de Burgos	41
	3.2.1 Hidrología superficial y subterránea en el término municipal de Burgos.....	41
	3.2.2 Población en el área urbana de Burgos.....	43
	3.2.3 Infraestructuras de Abastecimiento y Saneamiento	45
	I. Red de Abastecimiento de agua	45
	II. Red de Saneamiento de agua	46

Capítulo 4
 PROCEDIMIENTO DE MUESTREO Y ANÁLISIS INSTRUMENTAL PARA CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS

4.1	Introducción	51
4.2	Toma y Conservación de muestras.....	51
4.3	Medición de parámetros inestables en campo	53
4.4	Análisis de Iones en laboratorio	59
4.4.1	Cationes por espectrometría atómica.....	59
4.4.2	Aniones por cromatografía iónica	63
4.4.3	Carbono Orgánico Total (COT).....	63
4.4.4	Análisis cualitativo de COV's por Cromatografía Gaseosa	64
4.4.5	Análisis de isótopos estables e inestables	65
4.4.6	Análisis de AOX.....	65
4.4.7	Análisis microbiológicos	66

Capítulo 5
 HIDROQUÍMICA CLÁSICA

5.1	Introducción	73
5.2	Plan de trabajo. Campaña de muestreo.....	73
5.3	Constituyentes Mayoritarios	75
5.3.1	Cationes	75
I.	Calcio	75
II.	Magnesio.....	75
III.	Sodio	76
IV.	Potasio	76
5.3.2	Aniones	94
I.	Hidrogenocarbonato	94
II.	Sulfato	94
III.	Cloruro	94
IV.	Nitrato	95
5.3.3	Otros parámetros mayoritarios.....	95
I.	Sílice	95
II.	Dióxido de carbono disuelto.....	95

III. Oxígeno disuelto	96
5.4 Constituyentes Minoritarios	96
5.4.1 Aniones	96
I. Fluoruro	96
II. Fosfato.....	96
III. Bromuro	97
IV. Nitrito	97
5.4.2 Cationes	97
I. Amonio	97
II. Hierro	97
III. Manganeseo.....	98
IV. Litio	98
V. Estroncio	98
VI. Cobre	99
VII. Zinc	99
5.4.3 Constituyentes traza	99
I. Aluminio.....	99
II. Plomo	99
III. Cadmio	100
IV. Níquel	100
V. Cobalto	100
VI. Cromo	100
VII. Vanadio	101
VIII. Boro	101
IX. Arsénico	101
X. Bario	101
5.5 Parámetros fisicoquímicos y otros parámetros	102
I. pH	102
II. Conductividad eléctrica	102
III. Temperatura.....	102
IV. Carbono Total, Carbono Orgánico Total	102
V. DQO	103

VI. Profundidad	103
VII. Caudal	103
VIII. Carga hidráulica	103
5.6 Relaciones iónicas	104
5.7 Hidroquímica clásica	105
5.7.1 Interpretación de los Diagramas de Stiff	105
I. Familia Sulfatado Hidrogenocarbonatado Cálcica (Familia A)	105
II. Familia Sulfatado Hidrogenocarbonatado clorurada (Familia B)	107
III. Familia Sulfatado Cálcica (Familia C)	108
IV. Familia Hidrogenocarbonatado Sulfatado Cálcica (Familia D)	109
V. Familia Hidrogenocarbonatado Cálcica (Familia E)	111
VI. Familia Hidrogenocarbonatado Sódica (Familia F)	112
VII. Familia Clorurada (Familia G)	112
5.7.2 Interpretación de los Diagramas de Piper	113
5.7.3 Interpretación de los Diagramas de Schoeller	116

Capítulo 6

CARACTERIZACIÓN DE ISÓTOPOS EN EL AGUA

6.1 Introducción	119
6.2 Isótopos estables y el isótopo radiactivo de la molécula de agua	120
6.2.1 Isótopos de las aguas subterráneas	122
6.3 Plan de trabajo	124
6.4 Isótopos estables y tritio de las aguas de la zona de estudio	125
6.4.1 Variación de los isótopos estables del agua $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$	125
6.4.2 Relación isótopos estables-Conductividad eléctrica	133
6.4.3 Relación isótopos estables-cota	136
6.4.4 Interpretación de los resultados de tritio	138

Capítulo 7

MICROBIOLOGÍA

7.1 Introducción	143
7.2 Microbiología en los medios hidrogeológicos	146

7.2.1	Condiciones ambientales en el interior del acuífero.....	146
7.2.2	Microorganismos adheridos y en suspensión	151
7.2.3	Biodiversidad en ambientes subterráneos	153
7.3	Muestreo y detección de microorganismos en aguas subterráneas	154
7.4	Microbiología del acuífero aluvial del Arlanzón	156

Capítulo 8

CONTAMINANTES ORGÁNICOS Y AOX

8.1	Introducción	161
8.2	Contaminantes orgánicos en el agua subterránea.....	164
8.3	Comportamiento de los contaminantes orgánicos en el acuífero	166
8.3.1	Transporte y destino de los contaminantes	166
8.3.2	Procesos fisicoquímicos y biogeoquímicos	168
8.4	Contaminantes orgánicos en las aguas de la zona de estudio	171
8.4.1	AOX (Halógenos orgánicos adsorbibles).....	171
8.4.2	COV's (Compuestos orgánicos volátiles).....	175

Capítulo 9

EVOLUCIÓN FISICOQUÍMICA TEMPORAL

9.1	Introducción	181
9.2	Plan de trabajo	183
9.3	Evolución de los parámetros fisicoquímicos en la zona de estudio	185

Capítulo 10

ESTADÍSTICA MULTIVARIANTE

10.1	Introducción. Técnicas estadísticas	211
10.2	Correlación entre variables. Regresión lineal simple	211
10.2.1	Correlación-109 muestras	213
10.2.2	Correlación 180 muestras	215
10.3	Análisis Factorial	224
10.3.1	Interpretación de los factores	230
10.3	Análisis Cluster	238

Capítulo 11

MODELOS GEOQUIMICOS

11.1	Introducción	241
11.2	Mineralogía de la zona de estudio	242
11.3	Química de las interacciones Roca-Agua.....	243
	11.3.1 Reacciones de hidrólisis de silicatos.....	244
	11.3.2 Procesos de intercambio iónico	245
	11.3.3 Reacciones de disolución/precipitación de minerales carbonatados	247
	11.3.4 Reacciones de disolución de yesos.....	248
11.4	Metodología y resultados de la aplicación del modelo WATEQ4F.....	248
11.5	Especiación e índices de saturación de las aguas.....	257
	11.5.1 Familia Sulfatado Hidrogenocarbonatado Cálcica (Familia A)	257
	11.5.2 Familia Sulfatado Hidrogenocarbonatado clorurada (Familia B)	258
	11.5.3 Familia Sulfatado Cálcica (Familia C)	259
	11.5.4 Familia Hidrogenocarbonatado Sulfatado Cálcica (Familia D)	260
	11.5.5 Familia Hidrogenocarbonatado Cálcica (Familia E)	262
	11.5.6 Familia Hidrogenocarbonatado Sódica (Familia F).....	262
	11.5.7 Familia Clorurada (Familia G)	263
11.6	Diagramas de estabilidad mineral	263
	11.6.1 Diagrama $K_2O - Al_2O_3 - SiO_2 - H_2O$	267
	11.6.2 Diagrama $CaO - Al_2O_3 - SiO_2 - H_2O$	268
	11.6.3 Diagrama $Na_2O - Al_2O_3 - SiO_2 - H_2O$	270

Capítulo 12

RESUMEN Y CONCLUSIONES	273
------------------------------	-----

Capítulo 13

BIBLIOGRAFÍA	285
--------------------	-----

ANEXOS

ANEXO I. Mapa de situación de los Puntos de Agua

ANEXO II. Análisis químicos

Anexo II A. Parámetros de campo 1

Anexo II B. Parámetros de campo 2

Anexo II C. Parámetros determinados en laboratorio 1

Anexo II D. Parámetros determinados en laboratorio 2

Anexo II E. Parámetros determinados en laboratorio 3

ANEXO III. Análisis isotópicos

Anexo III A. Isótopos estables

Anexo III B. Tritio

ANEXO IV. Mapa Diagramas de Stiff

Capítulo 1

INTRODUCCIÓN, OBJETIVOS Y PLANTEAMIENTO DE TRABAJO

Capítulo 1

INTRODUCCIÓN, OBJETIVOS y PLANTEAMIENTO DE TRABAJO

El trabajo desarrollado en esta Tesis Doctoral se centra principalmente en estudiar la calidad de las aguas subterráneas de los acuíferos superficiales urbanos de la ciudad de Burgos, determinando además el grado de contaminación y alteración química que las prácticas antrópicas provocan en el quimismo natural de las aguas.

La disponibilidad de los recursos hídricos (agua dulce continental de calidad en forma de caudales superficiales y de recarga de acuíferos) se ve afectada tanto por el incremento de la demanda debido al crecimiento y mayor nivel de desarrollo de las sociedades humanas, como por el reto impuesto por el cambio climático y por los cambios en los usos del suelo (Arnáez et al, 2014). Las aguas subterráneas bajo las ciudades están incrementando su importancia. Los impactos sobre estas aguas urbanas dependen tanto de la localización geográfica del área como del grado de desarrollo de la ciudad (Vázquez-Suñé, 2003). El ciclo urbano del agua es la clave para garantizar el suministro de agua de buena calidad, sin embargo, ciertas actividades pueden ejercer una fuerte influencia sobre la hidrogeología, provocando cambios en la relación cuantitativa químico-físico de las aguas superficiales y subterráneas. Como consecuencia, la gestión urbana del agua (La Vigna et al, 2016) plantea no sólo aspectos científicos, sino también técnicos, socioeconómicos, culturales y éticos.

La cuenca del Arlanzón, es una zona geográfica donde llevan realizándose actividades humanas desde hace al menos 1.000.000 años. La Sierra de Atapuerca, es una pequeña elevación calcárea de edad mesozoica que se sitúa a 15 kilómetros al este de la ciudad de Burgos; en ella, se localizan toda una serie de yacimientos paleoantropológicos que abarcan el último millón de años. Esta acumulación de sedimentos ricos en fósiles de homínidos se debe, principalmente, a la situación estratégica en la que se ubica la Sierra de Atapuerca en el marco de la península Ibérica, en la unión de las cuencas hidrográficas del Duero y del Ebro (Alonso y Martín, 2013) y además, contiene las pruebas arqueológicas y paleontológicas más completas de la evolución humana en Europa durante el Cuaternario (Cuenca -Bescos et al, 2016). La Sierra, en la que se ha creado por la

acción de la erosión del agua, un sistema de cuevas que forman una secuencia subhorizontal de tres niveles de conductos, colgados a 90, 70 y 60 m sobre el actual cauce del río Arlanzón, genera un karst con 4,7 km de conductos explorados, entre los que destacan el Sistema de Cueva Mayor-Cueva del Silo, Cueva Peluda y Cueva del Compresor, así como las entradas colmatadas de las cavidades de Trinchera: Sima del Elefante, Gran Dolina y Complejo Galería (Fundación Atapuerca en 2017). Estos yacimientos han proporcionado fósiles que han permitido descubrir a los primeros pobladores de Europa (Cervera et al, 1999).

A pesar de la antigüedad de los asentamientos en la zona, ni la densidad de población, ni el tipo de actividades desarrolladas, se han caracterizado por suponer un serio peligro de contaminación ambiental hasta fechas relativamente recientes. Fruto del desarrollo industrial, iniciado a principios de la década de los setenta, así como del crecimiento urbano que ha vivido la ciudad de Burgos, existen una serie de actividades antrópicas en la Cuenca del Arlanzón, que pueden suponer una modificación importante de la composición química natural de las aguas subterráneas. La clave para entender el deterioro de la Recursos hídricos es el conocimiento del tremendo impacto de urbanización en todo el balance hídrico (Schirmer et al, 2013).

El acuífero aluvial del Cuaternario objeto de este estudio es muy vulnerable frente a la contaminación, debido a su elevada permeabilidad, a la escasa potencia de su zona no saturada (prácticamente siempre inferior a cuatro metros), y a la evidencia de que los flujos hidrogeológicos que se desarrollan en estos acuíferos, son todos de recorrido corto. La vulnerabilidad de un acuífero a la contaminación expresa el grado de sensibilidad de las aguas subterráneas a una alteración de su calidad natural originada por actividades antrópicas. Dicha vulnerabilidad es función, en gran medida, de una serie de características intrínsecas del acuífero, referidas a la zona no saturada, es decir, a la porción del terreno situada sobre la superficie freática (González-Santamaría, 1994; Marcos, 1997; ITGE, 1998; Vázquez, 2005).

En esta zona existe una importante actividad industrial que se concentra sobre todo en los polígonos industriales de la periferia de la ciudad de Burgos. El área industrial de mayor superficie de Castilla y León es el Polígono de Villalonquéjar, que concentra varias industrias del ramo químico, metalúrgico y de transformación agroalimentaria. Está situado al oeste de la capital burgalesa, y ubicado sobre el aluvial cuaternario de la confluencia de los ríos Ubierna y Arlanzón. Los polígonos industriales de Gamonal-Villayuda, al noroeste de la ciudad de Burgos, y ubicados sobre los acuíferos aluviales cuaternarios de los ríos Vena y Arlanzón, incluyen numerosas fábricas

de transformados metálicos, agroalimentación, muebles y del sector químico. Polígonos industriales de menor envergadura, se sitúan a 3 km al sur de la ciudad de Burgos, sobre la caliza de los páramos del denominado "Alto de la Varga", así como al oeste de la ciudad, en las terrazas aluviales colgadas del Arlanzón, en el denominado "Alto de Villalbilla". En la actualidad están aprobadas, pero no han finalizado, las obras de urbanización de dos nuevos polígonos industriales situados al este de la capital: el CAE (Centro de Actividades Económicas) y el Parque Tecnológico de Burgos, que incluye terrenos del vecino municipio de Cardeñajimeno.

Las actividades industriales que se desarrollan en Burgos desde hace más de 40 años, se ubican sobre formaciones hidrogeológicas muy vulnerables a la contaminación, y dado que cuentan con una nutrida representación del sector químico, potencialmente más contaminante, es probable que hayan generado problemas puntuales de degradación de la calidad química de las aguas subterráneas, por efecto de contaminación de suelos, por la acumulación de materias primas, residuos o subproductos, en la superficie del terreno, por la inyección en el subsuelo de residuos, o por el ejercicio cotidiano de sus actividades. Otro foco de contaminación son las explotaciones de graveras y actividades de extracción de áridos a lo largo de todos los aluviales cuaternarios del Arlanzón, habiéndose extraído materiales en tal cantidad, que se ha producido el afloramiento, a través de lagunas permanentes, del nivel freático en numerosos puntos de la zona de estudio (Vázquez, 2005). Las posibles pérdidas de las redes de colectores de aguas residuales y de fosas sépticas, puede convertirse en foco de contaminación del medio hidrogeológico subterráneo.

La contaminación del medio hidrogeológico puede también deberse a depósitos subterráneos de hidrocarburos, tanto gaseosos como líquidos. A estos focos potenciales de polución habría que añadir los depósitos centrales de gas natural, gasolinas y gasoil, que se localizan en el casco urbano de la ciudad de Burgos. También en esta población, abundan depósitos subterráneos de gasóleo para calefacciones, en los cuales se han detectado algunas fugas. La zona de estudio también se caracteriza por un incremento en el empleo de fertilizantes inorgánicos y de productos fitosanitarios en las actividades agropecuarias. Los vertidos puntuales de granjas, así como la infiltración de nitratos y de productos de degradación de los plaguicidas, son fenómenos que también provocan un deterioro de la calidad ambiental de las aguas subterráneas. El lento avance del agua desde la superficie, a través de la zona vadosa a los acuíferos profundos hace que puedan transcurrir muchos años entre el momento en que los productos químicos entran en el terreno y el momento en que afectan a la calidad de las aguas (Foster et al, 2001).

En la zona más urbanizada del término municipal de Burgos, el conjunto de las actividades humanas que se desarrollan en su superficie, provoca también la generación y liberación de numerosas y variadas sustancias químicas que pueden alcanzar el medio hidrogeológico. Asimismo, la extensa red de abastecimiento de aguas y de saneamiento está sometida a un proceso de pérdidas, que en una parte importante llega a los acuíferos subyacentes. Las aguas subterráneas de los acuíferos urbanos se ven afectadas, además de por el posible impacto de los polígonos industriales y los depósitos de residuos, por todo el conjunto de actividades, en superficie y en profundidad, que se desarrollan en el medio urbano, y que se traducen en la transmisión de determinados constituyentes inorgánicos y orgánicos al medio hidrogeológico (Jiménez, 1999). En resumen, se concluye que la contaminación de las aguas subterráneas en los acuíferos aluviales están originados, entre otras causas, por cuatro fenómenos: infiltración de aguas residuales desde fosas sépticas y colectores en áreas urbanas, actividades agrícolas y ganaderas, a veces asociadas al uso de agua superficial, la infiltración de aguas residuales de origen urbano e industrial y finalmente contaminación puntual de origen industrial desde zonas de relleno, suelos contaminados, depósitos superficiales o enterrados de residuos, etc... (Navarro y Carbonell, 2003).

Los principales objetivos de la presente Tesis Doctoral son:

- Conocer el funcionamiento hidrogeológico de los acuíferos aluviales urbanos existentes en el subsuelo de la ciudad de Burgos, establecer sus relaciones con los cursos de aguas superficiales y con el resto de las formaciones hidrogeológicas de la zona.
- Revisar y actualizar los conocimientos actuales en materia de Hidrogeología Urbana y verificar su idoneidad para el caso de la ciudad de Burgos y su entorno industrial.
- Determinar la composición química, isotópica y microbiológica de las aguas subterráneas de los acuíferos aluviales del término urbano de Burgos, así como su grado de contaminación por compuestos orgánicos antrópicos, metales pesados y otras sustancias, así como conocer la evolución temporal de estos parámetros químicos en las aguas subterráneas estudiadas.
- Establecer la relación existente entre el quimismo de las aguas subterráneas de los acuíferos aluviales urbanos de la ciudad de Burgos, con el sistema de flujo hidrogeológico y con los sedimentos que conforman la matriz sólida de estos acuíferos.
- Cuantificar las reacciones geoquímicas más importantes, que se producen en el interior de los acuíferos estudiados en el sistema agua-roca, mediante el empleo de técnicas estadísticas multivariantes y de modelización hidroquímica.

Del análisis de los componentes físicoquímicos de diversos puntos de agua, que incluían aguas del Cuaternario, del Terciario, Mesozoico, Ríos y Abastecimiento, se estableció la relación existente entre el quimismo de estas aguas con el sistema de flujo hidrogeológico y los sedimentos que conforman la matriz sólida de estos acuíferos. La caracterización isotópica del agua subterránea constituyó un importante complemento al análisis hidroquímico y aportó información relevante para el estudio de flujo hidrogeológico. Las reacciones geoquímicas más importantes que se producen en estos acuíferos, en el sistema agua-roca, se cuantificaron mediante el empleo de técnicas geoestadísticas y de modelización hidroquímica. Se analizó también la actividad microbiológica de las aguas para completar los resultados obtenidos mediante análisis químicos que junto a los datos hidrológicos puede ofrecer información relevante sobre los procesos que tienen lugar en el acuífero.

Esta Tesis Doctoral, está integrada por 13 capítulos. El *capítulo 1* está dedicado a plantear los objetivos del trabajo desarrollado y a exponer brevemente los capítulos que constituyen el estudio. El *capítulo 2* describe la zona de estudio desde un punto de vista hidrogeológico y aporta información sobre aspectos climatológicos. Los contenidos de Teoría de hidrogeología urbana y su aportación a la hidrogeología urbana de Burgos se abordan en el *capítulo 3*.

Para la realización del estudio se procedió a muestrear diversos puntos de agua con repeticiones de muestreo de determinados aguas (manantiales, fuentes, pozos excavados, garajes y ríos) en tres periodos. El muestreo y las técnicas utilizadas se desarrollan en el *capítulo 4* se analizaron en campo una serie de parámetros físicoquímicos inestables, como el pH, la conductividad eléctrica, la temperatura, la alcalinidad, el oxígeno disuelto, y el dióxido de carbono. Asimismo, se determinaron datos de interés hidrogeológico como la profundidad de la captación. Se tomaron muestras para el análisis en el laboratorio de aniones, cationes e isótopos y se realizó un análisis microbiológico y de AOX de algunas de las muestras tomadas.

El *capítulo 5* aborda todos los aspectos relativos a la descripción e interpretación hidroquímica de las aguas de la zona de estudio, mientras que el *capítulo 6* se centra en la investigación ambiental sobre los isótopos estables e inestables estudiados, que constituyen una herramienta útil como complemento a la interpretación geoquímica para poder entender el flujo del agua subterránea al dar información sobre fuentes, edades, tiempos de viaje y trayectoria de flujo del agua subterránea.

Los análisis de parámetros específicos de contaminación urbana como microorganismos, AOX, nitratos y nitritos y metales pesados aportan información sobre las características y el origen de la contaminación que puede estar presente en las aguas estudiadas. Los resultados y la interpretación de la microbiología de las aguas subterráneas del aluvial urbano de Burgos se recogen en el *capítulo 7* de esta Tesis Doctoral, mientras que el *capítulo 8* se centra en la caracterización de contaminantes orgánicos relevantes en los medios hidrogeológicos urbanos potencialmente contaminados.

Además de la caracterización hidroquímica, microbiológica, isotópica y orgánica de las aguas de la zona de estudio, se ha procedido a estudiar la evolución del quimismo del medio hidrogeológico a lo largo de un espacio de tres años, mediante la toma de muestras repetidas a lo largo de tres periodos en determinados puntos y a través de la ubicación de dispositivos de control en continuo “divers” situados en algunos puntos de agua seleccionados, que registraban los valores de temperatura, conductividad eléctrica, pH y carga hidráulica; estas acciones han permitido conocer la evolución temporal de la composición química de las aguas tal y como se recoge en el *capítulo 9*.

La aportación que las técnicas estadísticas pueden hacer a la interpretación de la hidrogeoquímica del acuífero se aborda detalladamente en el *capítulo 10*. Los datos y medidas que se obtienen en los sistemas hidrogeoquímicos (parámetros hidroquímicos o hidráulicos), se caracterizan por presentar la información mediante múltiples variables. El análisis factorial y el análisis de conglomerados son algunos de los métodos estadísticos multivariantes más útiles para el tratamiento de esta información ya que permite la obtención de resultados más desarrollados, así como de interpretaciones hidroquímicas de mayor relieve. Con la aplicación de estas herramientas estadísticas, a los datos hidroquímicos correspondientes a las aguas subterráneas del acuífero aluvial del Arlanzón, se pretende explicar los principales fenómenos que intervienen en la mineralización de las aguas subterráneas de la zona de estudio.

En el *capítulo 11* se describen los modelos geoquímicos que permiten interpretar el comportamiento de las interacciones del agua subterránea y la matriz sólida del acuífero.

Finalmente, por un lado, el *capítulo 12* sintetiza las conclusiones obtenidas en este trabajo, y por otro, el *capítulo 13* relaciona las aproximadamente 220 referencias bibliográficas consultadas para la elaboración del presente estudio. Los *Anexos*, que reúnen todos los análisis y datos obtenidos en esta Tesis Doctoral, constituyen la parte final de la presente Memoria.

Capítulo 2

DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

Capítulo 2

DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

2.1 Introducción. Zona objeto de estudio

El área estudiada se sitúa al norte de la Demarcación Hidrográfica del Duero, en la Cuenca del río Arlanzón, en la provincia de Burgos. El trabajo se centra en el sistema de acuíferos sobre los cuales se asienta la ciudad de Burgos. El río Arlanzón nace en las proximidades del Pico de San Millán, el más elevado de la provincia con 2.132 metros de altitud, en la Sierra de la Demanda y después de recorrer 131 kilómetros por tierras burgalesas, se une al río Arlanza poco antes de que este desemboque en el río Pisuerga, cerca de la localidad de Quintana del Puente. Todos estos ríos pertenecen a la misma Demarcación del Duero que comprende el territorio español de la Cuenca Hidrográfica del río Duero.

Dado que el almacenamiento y circulación del agua por parte del acuífero depende de las formaciones geológicas, se comenzará describiendo en el apartado 2.2 las características de la Cuenca del Duero de la que forma parte el aluvial, y en el apartado 2.3 se procederá a la descripción del sistema de explotación Arlanza al que pertenecen los acuíferos objeto de estudio. Finalmente, en el apartado 2.4, se explican las características de la cuenca del Arlanzón en el término municipal de Burgos. Se describen las características hidrogeológicas más importantes de la zona porque una adecuada comprensión del funcionamiento hidrogeológico de los acuíferos permite interpretar correctamente los procesos geoquímicos que se manifiestan en las aguas subterráneas.

La elaboración del documento final de esta Doctoral Tesis se realiza durante el segundo ciclo de planificación hidrológica (2015-2021). El vigente Plan Hidrológico de la parte española de la demarcación hidrográfica del Duero se aprobó por Real Decreto 478/2013, de 21 de junio (BOE nº 149, 23 de junio de 2013) y por el RD 1/2016 de 8 de enero (BOE nº 16. 19 de enero de 2016) que revisa los Planes Hidrológicos de las demarcaciones del Cantábrico Occidental, Guadalquivir, Ceuta, Melilla, Segura y Júcar, y de la parte española de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Oriental, Miño-Sil, Duero, Tajo, Guadiana y Ebro (BOE núm. 16, de 19 de enero). El

ámbito territorial de la demarcación, su red hidrográfica, la delimitación y descripción de los sistemas de explotación de recursos y la delimitación y caracterización de las masas de agua de la parte española de la demarcación hidrográfica del Duero, se realiza conforme a la información alfanumérica y geoespacial digital almacenada en el sistema de información Mírame-IDEDuero, administrado por la Oficina de Planificación Hidrológica de la Confederación Hidrográfica del Duero y accesible al público en su dirección electrónica.

2.2 Demarcación Hidrográfica del Duero

2.2.1 Zonificación Hidrogeológica

En el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Duero (2015-2021) se identifican las 64 masas de agua subterránea que se organizan en 2 horizontes o niveles superpuestos; uno superior, con 12 masas, y otro general o inferior, con 52 masas. El concepto de masa de agua introducido por la Directiva Marco del Agua no excluye el anterior de unidad hidrogeológica, ya que sigue siendo útil, en el sentido de que muchos estudios, informes, puntos de sondeos hacen referencia a las unidades hidrogeológicas y no a las masas de agua (MAPAMA en 2017).

En el horizonte superior se incluyen masas de agua identificadas en acuíferos superficiales, en general con un desarrollo vertical inferior a los 60 m. Desde un punto de vista geológico se corresponden con depósitos detríticos aluviales, rañas o piedemontes, y también con niveles calizos tabulares aislados topográficamente en mesas o muelas, que reciben el nombre de páramos. El horizonte inferior o general incluye al resto de las masas de agua subterránea y, en particular, al gran acuífero detrítico complejo que se extiende por la zona central de la cuenca quedando parcialmente cubierto por las masas del horizonte superior (PHD 2015-2021).

El territorio de la demarcación se divide en trece sistemas de explotación divididos a su vez en cinco zonas y trece subzonas cuyo ámbito de territorial corresponde generalmente con los sistemas de explotación (tabla 2.1).

2.2.2 Descripción geológica

La cuenca del Duero, dentro del conjunto de las cuencas hidrográficas españolas, es la que presenta una altitud media mayor (936 m) y la segunda en extensión después de la del Ebro. Bordeada por sistemas montañosos de diferentes litologías, con presencia de penillanuras, páramos detríticos y calcáreos, campiñas y extensas áreas de transición entre condiciones atlánticas y mediterráneas, muestra una gran variedad de medios bióticos y abióticos. La

demarcación del Duero está situada entre las cordilleras Cantábrica, Central e Ibérica y coincide sensiblemente con la denominada Meseta Superior.

Zona	Subzona	Sistemas de Explotación
A	1. Támega-Manzanas	1. Támega-Manzanas
	2. Aliste-Tera	2. Tera
	3. Órbigo	3. Órbigo
	4. Esla-Valderaduey	4. Esla
B	5. Carrión	5. Carrión
	6. Pisuerga	6. Pisuerga
	7. Arlanza	7. Arlanza
C	8. Alto Duero	8. Alto Duero
	9. Riaza-Duratón	9. Riaza- Duratón
D	10. Cega-Eresma-Duero	10. Cega-Eresma-Duero
	11. Bajo Duero	11. Bajo Duero
E	12. Tormes	12. Tormes
	13. Águeda	13. Águeda

Tabla 2.1 Zonas, subzonas y sistemas de explotación. Plan Hidrológico CHD 2015-2021

El mapa de la figura 2.1 muestra la zonificación hidrogeológica de la Demarcación indicando las zonas, subzonas y señalando la zona a estudiar en este trabajo (Zona B, subzona 7 Arlanza).



Figura 2.1 Zonificación hidrogeológica (Plan Hidrológico 2015-2021. Anejo 14)

Limita al Norte con las Cuencas del Norte de España; al Sur, con la cuenca del Tajo, al Este, con esta misma cuenca y la del Ebro, y al Oeste, con Portugal. Tiene una superficie de 78.859 km². y conforma la mayor unidad acuífera española y una de las mayores de Europa (CHD, en 2017).

Sánchez San Román (2006) realiza una simplificación de la zona donde se asienta el acuífero estudiado en tres tipos de materiales geológicos. Las rocas ígneas y metamórficas afloran aproximadamente en un 30% a lo largo de la periferia de la cuenca en la parte española de la cuenca. Mientras que la zona Sur y Suroeste está constituida de rocas graníticas, en la zona Norte y Noroeste predominan rocas precámbricas y paleozoicas de diversa litología, areniscas, cuarcitas, calizas, pizarras, etc. Todas estas formaciones se han englobado por su comportamiento hidrológico similar a ser materiales impermeables. La zona central constituye una gran área de Terciario Detrítico recubierta por depósitos calizos del tipo Calizas del Páramo, rañas, conglomerados con matriz arenoso-arcillosa y los aluviales asociados a los ríos. En la zona española, el 60% del centro de la cuenca está formado de estos materiales y de los sedimentos más recientes que recubren algunas superficies del Terciario. Finalmente, las rocas mesozoicas, que componen alrededor del 8-9 % del área total, y que aparecen en algunos puntos de la periferia van a constituir importantes acuíferos con predominio de formaciones carbonatadas y algunas formaciones de arenas y otros detríticos (Sánchez, 2006). A excepción de los materiales más recientes que recubren el Terciario Detrítico, la figura 2.2 representa las formaciones indicadas previamente.

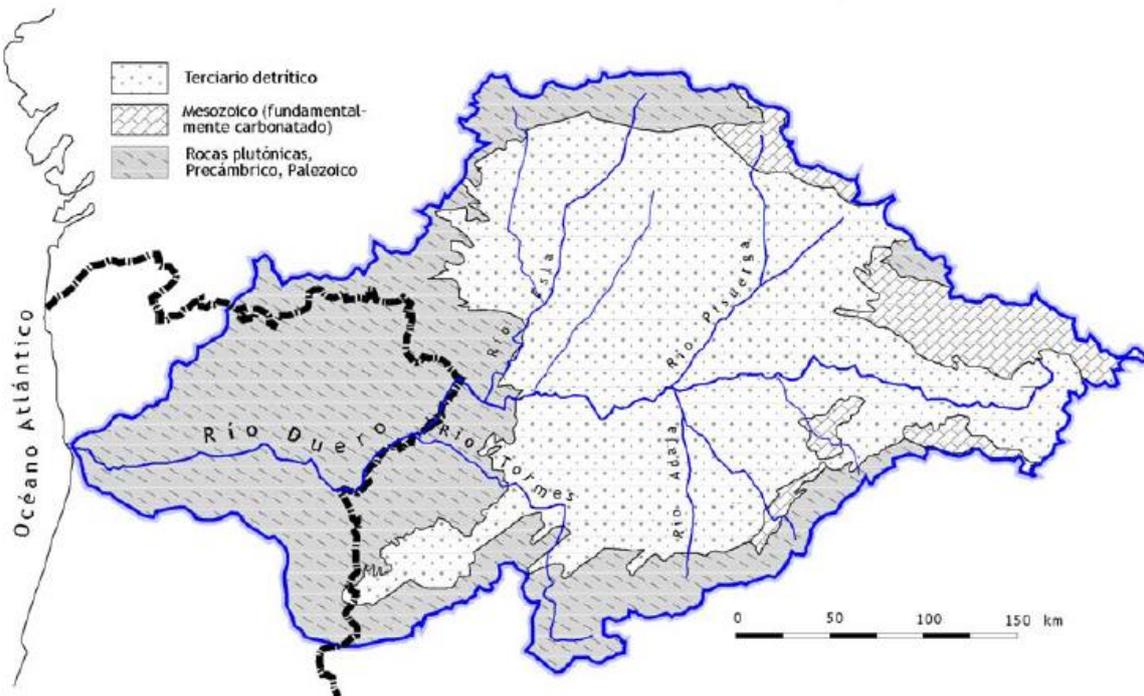


Figura 2.2 Esquema geológico de la Cuenca del Duero (Sánchez, 2006)

2.2.3 Climatología

Los fenómenos meteorológicos influyen sobre los componentes del ciclo hidrológico y especialmente sobre la evapotranspiración. Una gran parte del agua que llega al terreno vuelve a la atmósfera por evaporación, y si existe vegetación por transpiración. El agua que de esta forma se pierde se denomina evapotranspiración, y depende además de la humedad del suelo, y del desarrollo de las plantas. La denominada evapotranspiración potencial (ETP) representa el límite superior de la cantidad de agua que realmente puede volver a la atmósfera por evaporación y transpiración (evapotranspiración real). Es difícil de estimar por lo que se suele recurrir a diversos métodos empíricos para su evaluación. En 1948 Charles Thornthwaite introdujo el concepto de Evapotranspiración Potencial (ETP) como un indicador del clima. Se definió la evapotranspiración potencial (ETP) como la máxima cantidad de agua que puede evaporarse desde un suelo completamente cubierto de vegetación, que se desarrolla en óptimas condiciones, y sin limitaciones en la disponibilidad de agua. Actualmente existen métodos más sofisticados para el cálculo de la evapotranspiración que requieren de mayor cantidad de variables climática pero el interés de disponer de un mapa de ETP de Thornthwaite radica en su valor comparativo respecto a estudios de otras localizaciones, a la simplicidad y abundancia de datos de temperatura disponibles (Atlas Agroclimático de Castilla y León, 2013).

La Cuenca del Duero se caracteriza por un clima mediterráneo con inviernos largos y fríos y veranos cortos y suaves. Las precipitaciones son muy irregulares, centrándose en otoño y primavera, siendo casi inexistentes en la época estival. El valor medio anual es de 50.000 hm³, de los cuales la mayor parte (35.000) se evapora o es aprovechado directamente por la vegetación. Los hm³ restantes (15.000) constituyen la escorrentía natural total que fluyen por los cauces superficiales o se incorporan a la red de aguas subterráneas mediante infiltraciones a los acuíferos (CHD, en 2017).

En el plan hidrológico, para presentar una adecuada evaluación cuantitativa y cualitativa de los recursos hídricos se recogen de forma sintética las series de variables hidrológicas calculadas tanto para la serie completa o histórica 1940/41-2005/06 como para el periodo comprendido entre los años hidrológicos 1980/81-2005/06, serie corta. La evolución media mensual de las principales variables se muestra en la figura 2.3, en la que las líneas continuas y discontinuas hacen referencia a la serie larga y corta respectivamente.

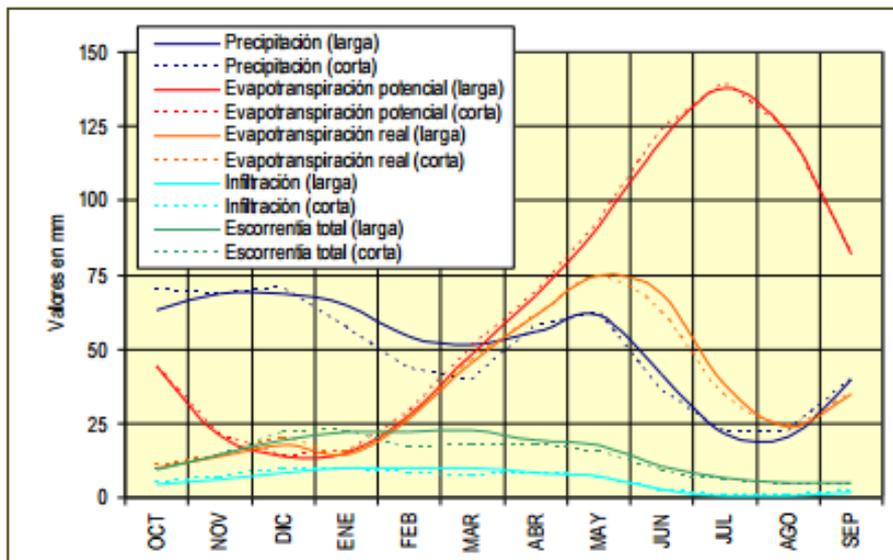


Figura 2.3 Evolución media mensual de las principales variables de la serie corta (Memoria PHD 2015-2021)

Respecto a la Evapotranspiración Real indicar que los valores máximos se dan en la zona centro oriental, donde predominan los cultivos de plantas herbáceas en regadío alternando con zonas cerealistas de secano. La escurrentía total natural es la lámina de agua que circula a una determinada cuenca de drenaje, es decir, la altura en milímetros de la precipitación escurrida superficial y subterráneamente, descontando la Evapotranspiración Real que se produce fundamentalmente desde el sistema suelo-cobertura vegetal. Para la determinación de la recarga de los acuíferos se tiene en cuenta la infiltración y el rechazo de agua si se supera la capacidad de las reservas que el acuífero puede almacenar. Se estima que los valores de las reservas son enormes por lo que en general, salvo en zonas de rocas metamórficas o de reducida permeabilidad, las masas de agua admiten la recarga que perciben.

Los mapas de figura 2.4 recogen los valores medios interanuales de las series hidrológicas para temperatura, precipitación, evapotranspiración real media y evapotranspiración potencial media.

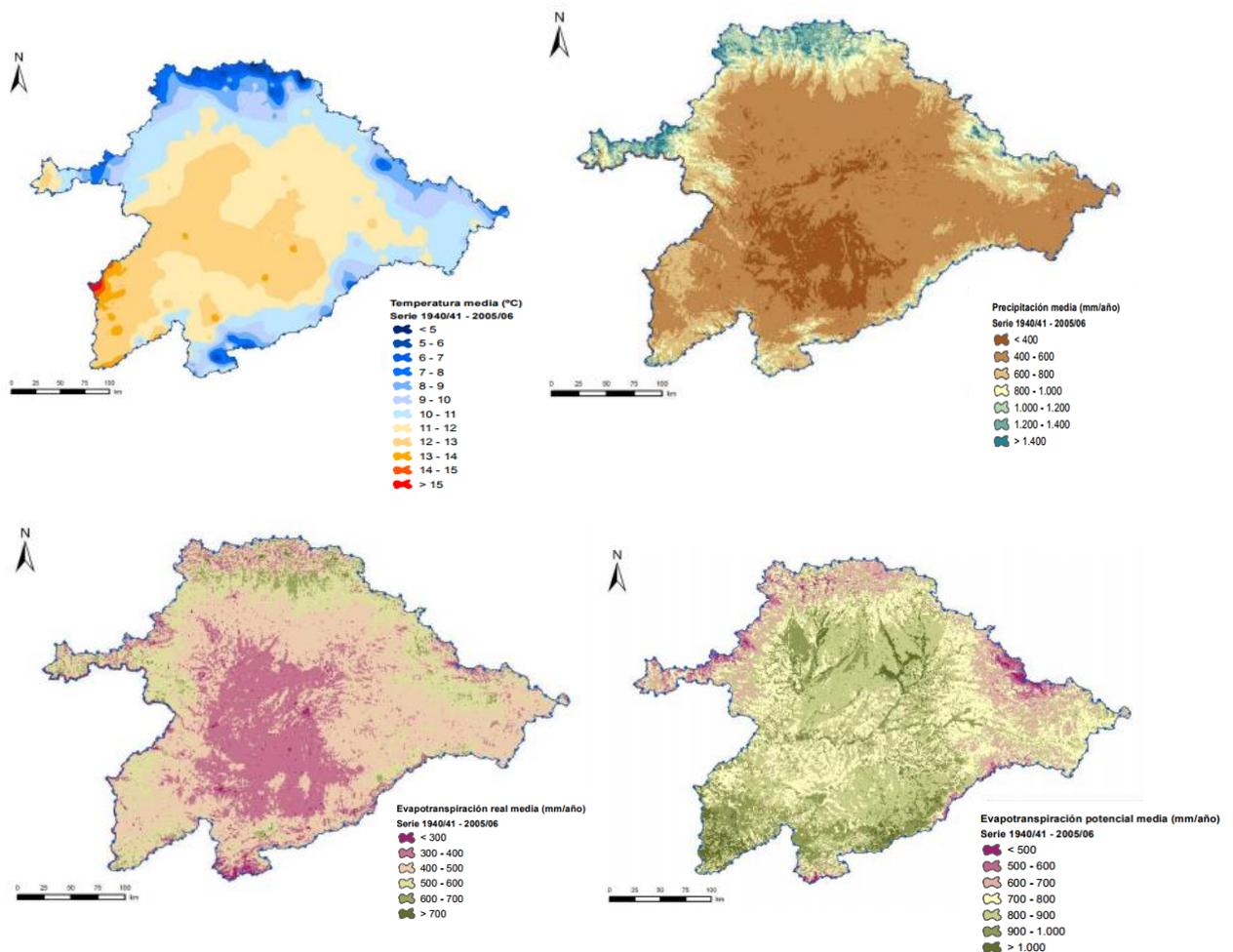


Figura 2.4 Mapas con los valores medios interanuales de las series hidrológicas para temperatura, precipitación, evapotranspiración real media y evapotranspiración potencial media (PHD, 2015)

En las últimas décadas se observa disminución de las precipitaciones y de las aportaciones medias anuales en todas las subzonas. A partir de los resultados obtenidos del estudio de Evaluación del cambio climático sobre los recursos hídricos en régimen natural para la Cuenca del Duero se proyecta un escenario de reducción de las aportaciones naturales del 7%, un uno por ciento superior a la estimación de la IPH. Esto significa que en el año 2033, los recursos totales de la parte española de la demarcación hidrográfica del Duero se reducirían en unos 900 o 1.000 hm³ según se considere la serie corta o larga (CEDEX, 2010).

2.3 Sistema de explotación Arlanza

El sistema de explotación Arlanza está constituido por los ríos de esta subcuenca y por buena parte de las masas de agua subterránea de Quintanilla-Peñahorada, Castrojeriz, Burgos, Arlanzón-Río Lobos, Sierra de la Demanda, Sierra de Cameros, Aranda de Duero, Páramo de Esgueva, Aluviales Pisuerga-Arlanzón y Terciario detrítico bajo los Páramos, en la zona comprendida dentro

de la subcuenca del Arlanza. Los principales cauces son el Arlanza y su afluente por la margen derecha, el Arlanzón.

Los recursos naturales del sistema se han evaluado en 840 hm³/año. Su regulación se favorece con los embalses de Arlanzón y Úzquiza, que en conjunto ofrecen una capacidad de 97 hm³. En el horizonte 2021 se incorporará el embalse de Castrovido (44 hm³), cuya capacidad podría incrementarse hasta 82 hm³ en 2027 para satisfacer las demandas planteadas en ese horizonte. En la situación actual el sistema atiende la demanda urbana generada por 228.000 habitantes, entre cuyas unidades destaca el sistema de Burgos (UDU 3000037, área metropolitana de Burgos), y el regadío de unas 10.350 ha. Como cambios relevantes previstos en las demandas destaca el aumento de la superficie de riego que se prevé que ascienda hasta 22.100 ha en 2027; todas ellas a expensas de incrementos en la zona del Arlanza Bajo. Es previsible también el incremento de producción hidroeléctrica con el aprovechamiento de pie de presa de los embalses de Úzquiza, Arlanzón y Castrovido (PHD, 2015).

2.3.1 Descripción hidrogeológica

Se consideran las formaciones geológicas que están presentes en las masas de agua subterráneas Burgos y Villaverde- Peñahorada, a las que pertenecen las aguas extraídas para la realización de este estudio.

Entre los materiales permeables destaca la Formación Geológica Detrítica Terciaria compuesta por materiales detríticos depositados durante el Terciario. Dichos materiales están formados por arcosas, arenas y gravas englobadas en una matriz arcillo-limosa. Constituyen en conjunto un acuífero muy heterogéneo y anisótropo que se comporta como confinado o semiconfinado. La recarga se produce por infiltración directa de la lluvia y por la descarga lateral procedente de los mesozoicos. El flujo es fundamentalmente vertical ya que las margas yesíferas impermeables de la región de los páramos localizadas al oeste impiden su circulación hacia el oeste, provocando el drenaje a los ríos Duero, Esgueva y Arlanza. Sobre estos materiales (Murillo et al, 2010) se sitúan los depósitos detríticos cuaternarios de alta permeabilidad compuestos por arenas, limos arenosos y arcillas que están en contacto con los materiales detríticos terciarios formando un acuífero libre.

La Formación Geológica Carbonatos Mesozoicos está formada por calizas, dolomías, calcarenitas y margas mesozoicas plegadas y karstificadas de muy alta, alta y media permeabilidad. Funciona en

régimen libre y se recarga por infiltración del agua de lluvia y se descarga principalmente por medio del drenaje hacia ríos, manantiales y por descarga lateral a materiales detríticos terciarios.

Finalmente, la Formación Geológica Calizas del Páramo formada por calizas y margocalizas del Mioceno, se sitúan coronando, en posición subhorizontal los materiales miocenos margosos de baja permeabilidad (facies Cuestas). Presentan gran desarrollo Kárstico, con permeabilidades elevadas y escaso espesor. Son acuíferos libres colgados que se recargan exclusivamente por filtración del agua de lluvia y se descargan por manantiales situados a sus bordes o por los bombeos que los explotan. Sus recursos hídricos están muy sujetos a variaciones estacionales (Murillo et al, 2010).

2.3.2 Climatología

En este apartado se exponen las principales características de las series de variables hidrológicas del sistema de explotación Arlanza cuyo ámbito territorial corresponde a la subzona del mismo nombre. Para la descripción de las series de precipitaciones, temperatura, evapotranspiración potencial (ETP) y evapotranspiración real (ETR), infiltración y aportación se han indicado los valores mínimo, medio y máximo, la mediana, la desviación típica, los coeficientes de variación y de sesgo y el primer coeficiente de autocorrelación. Los datos anuales se recogen, para la serie larga y la serie corta en la tabla 2.2 (Memoria PHD, 2015 Anejo 2). NOTA: los promedios y la relación entre ambos, en %, están afectados por una disminución del 7% (correspondiente al porcentaje de disminución debido al cambio climático estimado en la parte española de la DHD).

La precipitación media obtenida con la serie larga es 674,3 mm y de 651,4 mm en la serie corta. Los datos de temperatura muestran valores medios próximos a 10 °C en la serie corta y larga. En relación a la evapotranspiración potencial y real, los datos obtenidos de la serie larga y la serie corta son parecidos, observándose que mientras que los valores de la ETP de la serie larga son inferiores a los de la corta en la ETR ocurre a la inversa. Las infiltraciones a los acuíferos han sido superiores en la serie larga. Las aportaciones siguen un patrón del mismo estilo que el de las precipitaciones, si bien es cierto que los cambios de uso del suelo también pueden incidir en las aportaciones. Los promedios se ven afectados por el cambio climático en un 7% por lo que el valor es de 870,53 hm³ y 785,27 hm³ para la serie corta y larga (PHD, 2015).

	Media aritmética	Relación %	Mínimo (mm/año)	Máximo (mm/año)	Mediana	Desviación típica (mm/año)	Coficiente de variación	Coficiente de sesgo	1 ^{er} Coef. autocorrelación
Precipitación (mm/año)	674,39	3,4	434,97	998,27	661,15	119,84	0,18	0,26	0,01
	651,41		434,97	880,05	621,77	115,82	0,18	0,33	-0,20
Temperatura (°C)	10,00	-4,4	8,06	11,78	10,01	0,68	0,07	-0,11	0,35
	10,44		9,68	11,78	10,35	0,52	0,05	0,84	-0,02
Evapotranspiración potencial ETP (mm)	702,75	-2,2	637,79	748,32	703,66	26,16	0,04	-0,31	0,21
	718,10		674,79	748,32	719,27	19,90	0,03	-0,38	-0,19
Evapotranspiración real ETR (mm)	467,89	0,6	330,09	620,53	466,64	57,93	0,12	0,19	0,13
	464,94		334,16	598,08	463,21	59,11	0,13	0,20	-0,03
Infiltración (mm)	93,08	9,4	25,54	209,58	90,37	46,70	0,50	0,64	0,01
	84,32		25,54	178,72	78,60	44,76	0,53	0,59	-0,27
Aportación (Hm ³)	936,05	9,8	295,53	2078,54	891,55	442,59	0,47	0,77	0,02
	844,38		295,53	1853,47	763,54	402,56	0,48	0,78	-0,29

Tabla 2.2 Descripción estadística anual de las variables hidrológicas para la serie larga 1940/41-2005/06 (•) y la serie corta 1980/81-2005/06 (•) (PHD, 2015)

2.4 Cuenca del Arlanzón. Término municipal de Burgos

La zona de estudio queda circunscrita a las Hojas MAGNA (Mapa Geológico Nacional) nº 200 (Burgos) y nº 238 (Villagonzalo-Pedernales). La altitud media del término municipal es aproximadamente 850 metros, las máximas cotas se localizan en la parte más septentrional del municipio, en los cerros del Telégrafo (978 m), Alto de las Torrecillas (946 m), Alto Cubillo (990 m), mientras que las zonas más bajas se sitúan en la zona centro y oeste del término, coincidiendo precisamente con la depresión y vega del río Arlanzón. La cota de altitud más baja se sitúa en la pequeña población de Villalonquén (PGOU, 2013). La figura 2.5 muestra la situación de la zona de estudio.

2.4.1 Descripción hidrogeológica

La masa de agua subterránea Burgos ocupa la zona centro occidental de la provincia de Burgos y una pequeña porción de la masa se sitúa en la de Palencia. El límite norte queda definido por el curso del río Ubierna, el contacto del Terciario y los mesozoicos del sector de Peñahorada y la Cuenca Hidrográfica del Ebro. El este viene marcado por el contacto con el Paleozoico y Mesozoico de las Sierras Ibéricas. El límite oeste son los aluviales del río Arlanzón y el sur lo constituye el curso del río Arlanza. La extensión de esta zona es de 1750,971 km² y las altitudes máxima y

mínima son msmn 1256 y 747 respectivamente (Mírame-IDDUERO en 2017). El mapa de la figura 2.6 recoge el esquema geológico de la provincia de Burgos.

El ámbito de estudio está situado sobre litologías recientes correspondientes a la cuenca Terciaria del Duero, formada fundamentalmente por materiales terciarios y cuaternarios. Los materiales más antiguos correspondientes a la serie carbonatada del Cretácico superior se localizan en zonas exteriores del término municipal; hacia el nordeste de Burgos y hacia el sureste en la zona de Atapuerca. Las deposiciones Pliocenas son importantes y ocupan los fondos de valle de arroyos y afluentes del Arlanzón formando terrazas, fondos de valle, llanuras de inundación, conos de deyección y aluviones a partir de estos materiales cuaternarios. La zona se caracteriza por presencia de amplios páramos cuya morfología plan determina la disección de una red fluvial kárstica; río Ubierna y Cardeñadijo, afluentes del Arlanzón.

El río Arlanzón recibe por su margen derecha las aguas de los ríos Vena, Úrbel, Ubierna y Hormazuelas, y por la margen izquierda las aportaciones de los ríos Cueva, Cardeñadijo, Ausines y Cogollos. La superficie total de la Cuenca es de 2.659 km²; de los cuales el 7% está constituido por afloramientos paleozoicos (en el dominio de la Sierra de la Demanda), el 18 % por materiales de edad mesozoica (en las Sierras de Ubierna al norte, y de la Demanda al este) y el 75% restante por sedimentos terciarios y cuaternarios (MOPU, 1977-ITGE, 1998). El río Arlanzón hasta su confluencia con el Arlanza en las inmediaciones de la localidad de Quintana del Puente (Palencia), tiene una longitud total de 122,4 km, con una pendiente media del 7%. Las aportaciones de este río están reguladas por la existencia de los embalses de Arlanzón y Úzquiza, ubicados ambos sobre los materiales paleozoicos de la Sierra de la Demanda.

Las figuras 2.7 y 2.8 exponen el esquema morfoestructural e hidrogeológico a escala 1: 200.000 de las hojas nº 200 y nº 238 del Mapa Geológico Nacional a las que queda circunscrita la zona de estudio.

2. Descripción de La zona de estudio

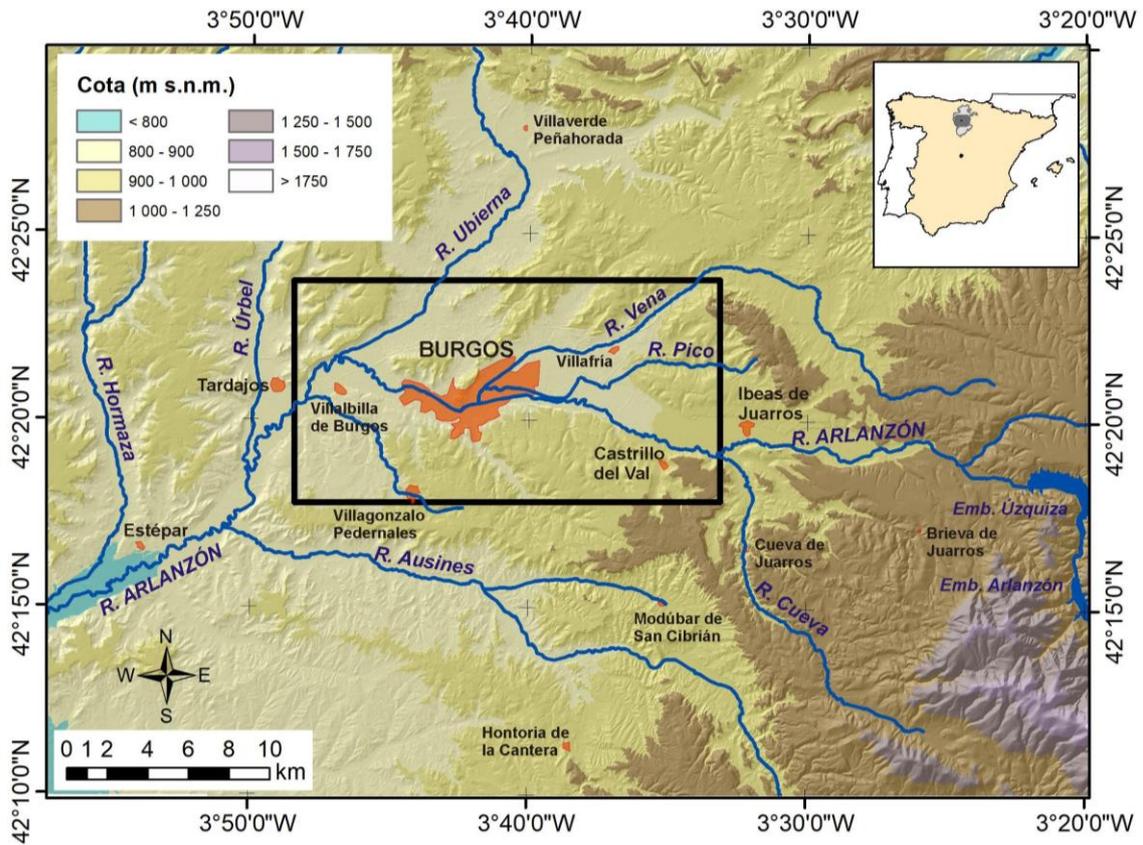


Figura 2.5 Mapa de situación de la zona de estudio

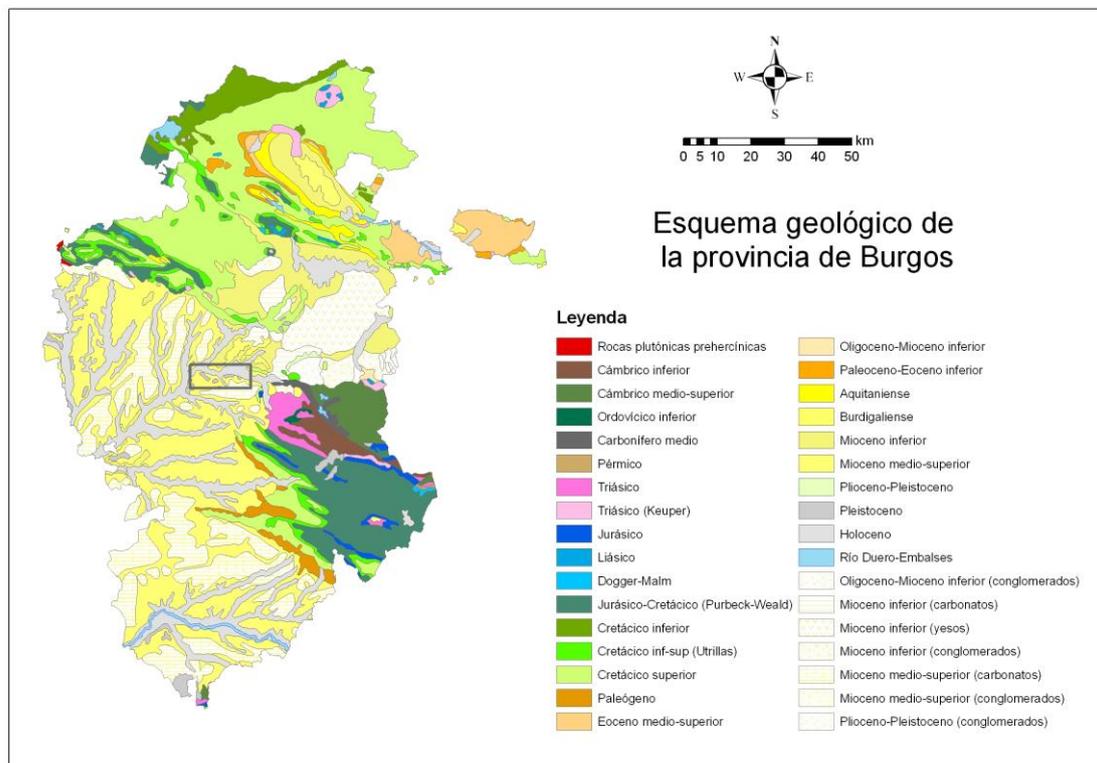
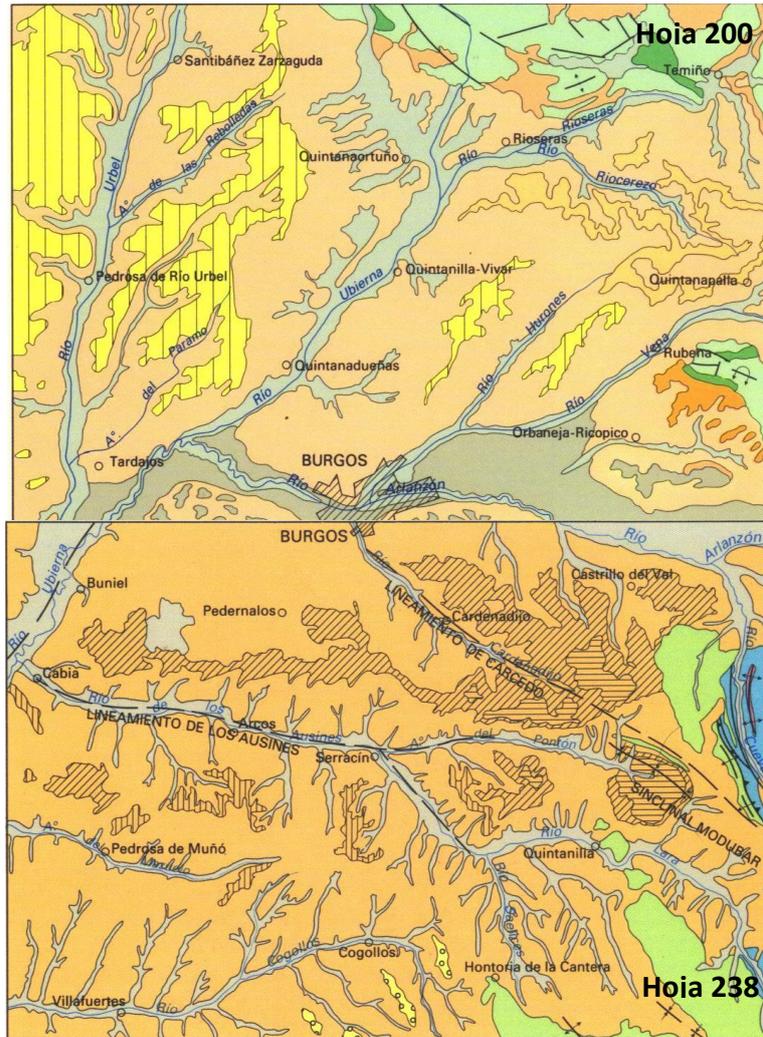


Figura 2.6 Esquema geológico de la provincia de Burgos (Rodríguez-Arévalo et al, 2007)



Leyenda Hoja 200 .Escala 1:200.000

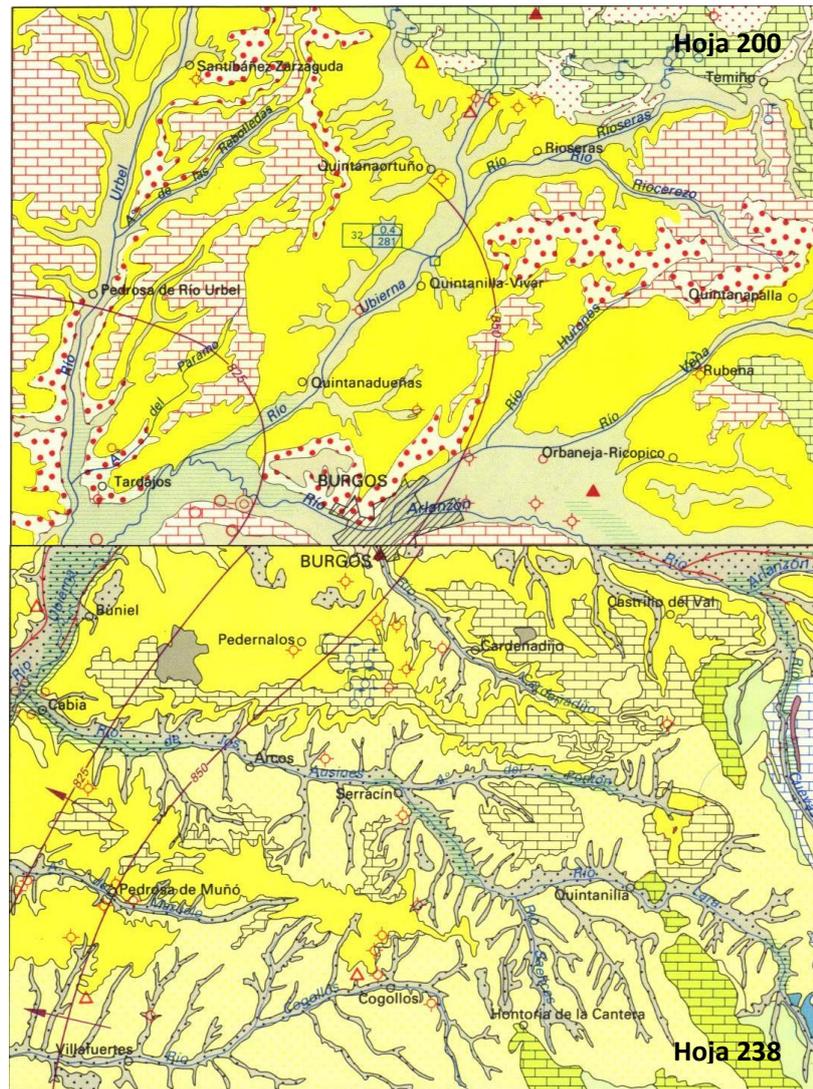
CUATERNARIO		NEOGENO	
	Aluvial, coluviones		Plioceno (Rañas)
	Terrazas		Mioceno
	Superficie estructural sup. (Calizas Páramo)	PALEOGENO	
	Superficie estructural (Techo Dueñas calizo)		Mioceno
	Superficie estructural media (Techo caliza Tierra de Campos)	MESOZOICO	
			Cretacico Superior
			Cretacico Inferior

Leyenda Hoja 238. Escala 1:200.000

SUBSTRATO MESOZOICO	CUENCA DEL DUERO		
			Rañas
			Superficie superior del Páramo
			Superficie inferior del Páramo
			Superficies estructurales

Figura 2.7 Esquema morfoestructural escala 1:200 000. Hoja nº 200 y Hoja nº 238 MAGNA (ITGE 1997)

El esquema hidrológico extraído de las dos hojas del MAGNA se representa en la figura 2.8



Legenda Hoja 200. Escala 1:200.000

CUATERNARIO		
	Arcillas, limos y gravas	
NEOGENO		PALEOGENO
	Calizas lacustres	
	Arcillas y arenas	MESOZOICO

Legenda Hoja 238. Escala 1:200.000

CUATERNARIO			
	Arcillas de descalcificación Muy baja permeabilidad		Lutitas, arenas y conglomerados. Permeabilidad media-baja por porosidad intergranular
	Gravas, arenas y arcillas Permeabilidad alta-media por porosidad intergranular	CRETACICO	TRIASICO
	Calizas, calizas margosas y margas. Permeabilidad alta-media por Karstificación		Calizas, dolomías y calcarenitas. Permeabilidad alta-media por Karstificación
	Margas, margas yesíferas, margo-calizas y arcillas Muy baja permeabilidad		Arcillas, arenas, calizas y margas. Permeabilidad media-baja por porosidad intergranular
	JURASICO		Calizas y margas Muy baja permeabilidad

Figura 2.8 Esquema hidrológico escala 1:200 000. Hoja nº 200 y Hoja nº 238 MAGNA (ITGE 1997)

Desde el punto de vista geomorfológico se diferencian entre los depósitos cuaternarios aquellos en los que su morfogénesis es gravitacional (formas de ladera o coluviones) y los que poseen un origen fluvial, (conos de deyección, glacis, fondos de valle y aluviales). Este trabajo se centra en la morfología cuaternaria que es la de mayor desarrollo de toda la Cuenca del Arlanzón, el aluvial, con una superficie total de afloramiento de 264 km²; los sedimentos asociados a la llanura de inundación del río Arlanzón se extienden por una superficie de 132 km², ocupando las terrazas colgadas de este curso fluvial otros 22 km². En menor medida también deben considerarse los aluviales de los ríos Cogollos y Ubierna, especialmente en su curso bajo. El curso del río Arlanzón es rectilíneo, aunque en detalle se muestra sinuoso, especialmente en su curso bajo, al haber excavado una vega más amplia, presentando algunos meandros abandonados en las terrazas más bajas. El Arlanzón ha desarrollado un valle asimétrico, con terrazas mucho más representadas en su margen derecha, mientras que por su margen izquierda únicamente poseen depósito las terrazas bajas, siendo el resto generalmente erosiva (Marcos, 1997). En las zonas limítrofes del aluvial con el Terciario, al pie de las laderas, los sedimentos aluviales pueden estar recubiertos localmente por coluviones y conos de deyección asociados a pequeños arroyos. Los escarpes de las terrazas están en la mayoría de los casos coluvionados y antropizados, siendo difícil su reconocimiento; estos escarpes muestran una gran variedad de altura, oscilando entre 0,5 y 3 m en las terrazas solapadas, estando mejor conservados en las terrazas bajas y presentando las terrazas superiores escarpes degradados, que originan coluviones ladera abajo.

El aluvial está constituido por la llanura de inundación, las terrazas bajas próximas al río y conectadas hidráulicamente con él y las terrazas colgadas; presentan su máximo desarrollo en la zona de desembocadura del río Cogollos en el Arlanzón, con 3-4 Km de anchura. En el curso medio del río Arlanzón se pueden diferenciar seis niveles principales de terrazas, localizándose la superficie de la raña a unos 80 m de altura sobre el cauce actual y encontrándose los tres niveles superiores sólo en la margen izquierda, con carácter colgado y creando un valle asimétrico (González Santamaría, 1994; Marcos, 1997)

Las terrazas datadas como holocenas o pertenecientes al Pleistoceno superior, se encuentran conectadas hidráulicamente con el río, mientras que el resto presenta un carácter colgado, existiendo depósito únicamente en la margen derecha del río. Las terrazas litológicamente están constituidas por gravas y cantos subredondeados de tamaño variable (desde 2-3 cm hasta 10-12 cm de diámetro) de naturaleza cuarcítica y, en menor medida, pizarrosa; su área madre se localiza en el Paleozoico de la Sierra de la Demanda y en las rañas desmanteladas. La matriz es arenosa,

más o menos arcillosa, según las zonas dentro del conjunto de gravas, pueden existir intercalaciones de arena gruesa y media, limpia, así como depósitos arcillosos y limosos. En áreas locales, las terrazas aparecen cementadas por carbonatos, desarrollándose sobre ellas suelos rojos; las terrazas más bajas suelen presentar un mayor contenido en limos favoreciendo la formación de suelos pardos de vega. En determinadas zonas, principalmente de la cuenca baja, las gravas desaparecen, quedando prácticamente un depósito arenoso prácticamente sin finos, con estructuras tractivas; en ocasiones el depósito de la terraza está formado por sedimentos arcilloso-limoso grises, procedentes de antiguos meandros y canales abandonados (Marcos, 1997).

En la zona de confluencia del Úrbel y el Arlanzón -proximidades de la localidad de Tardajos- el aluvial presenta una potencia de 5 m. El segundo nivel, de naturaleza arenosa (40%), aunque con contenidos notables de arcilla y de gravas, tiene un espesor de 1 m; subyacente a este el tercer nivel está formado por 3-3,5 m de gravas con matriz arenosa y limosa. En la confluencia de los ríos Ubierna y Arlanzón -proximidades del barrio de Villalonquéjar- la potencia media del aluvial es de 3,5-4 m, con un valor máximo de 5,8 m; el segundo nivel del aluvial está formado por un depósito de 0-2 m de espesor, naturaleza limoso-arcillosa con arena y carácter no plástico. El tercer nivel está formado por gravas y bolos cuarcíticos, con algo de arena fina y limo. En la ciudad de Burgos en la confluencia de los ríos Vena y Arlanzón, la potencia del aluvial se incrementa notablemente con valores que oscilan entre 6 y 12 m; el segundo nivel es de naturaleza arcillosa-limosa, con un espesor medio de 3 m y máximos de 4,5-5 m; el nivel inferior está constituido por un tramo de gravas con arenas más o menos limosas y arcillosas y potencia media de 3 m. Hacia el este de la ciudad de Burgos, en las zonas del aluvial próximas al río de la margen derecha del mismo, la potencia media del aluvial ronda los 6-7 m, mientras que las terrazas ligeramente altas (entre 4 y 12 m sobre el curso del agua) el espesor disminuye hasta 2,5-3 m. En la cuenca alta del Arlanzón, y ya sobre sustrato paleozoico, la potencia del aluvial varía entre 2 y 9 m, con valores medios de 5 m y sedimentos de granulometrías gruesas (MOPU, 1977).

En el aluvial de los afluentes del Arlanzón por su margen derecha el río Úrbel presenta una terraza baja a 1-3 m de altura sobre el curso del agua, más otros dos niveles colgados a 4-6 m y 16 m; la superficie de sus depósitos aluviales es de 11 km². La potencia del aluvial del Úrbel en las proximidades de la localidad de Montorio oscila entre 2,5 y 5 m, estando constituido litológicamente por arenas limoarcillosas con clastos silíceos y calcáreos, con un contenido en finos muy variable (del 10 al 60%) y una baja plasticidad -IP< 15%-.

El río Ubierna presenta dos niveles de terrazas bajas, situadas a 1-2 m y 2,5 m sobre el curso de agua; también se han descrito dos niveles de terrazas medias, a 5-10 y 7-14 m sobre el río respectivamente, aunque todas ellas presentan un desarrollo escaso (ITGE, 1997a). La superficie ocupada por el aluvial del Ubierna es de 31 km², de los cuales 8 km² corresponden a su afluente, el río Rioseras. En las proximidades de la localidad de San Martín de Ubierna, el aluvial presenta una potencia de 6 m, estando constituido por gravas calcáreas con una matriz de y arcilla de color pardo; el contenido en finos oscila entre 8 y el 38%, con muy baja plasticidad (González Santamaría, 1994; Marcos, 1997).

El río Vena, tiene al igual que el Arlanzón, su área madre localizada en los materiales paleozoicos de la Sierra de la Demanda y litológicamente presenta naturaleza cuarcítica y pizarrosa. Presenta dos niveles de terrazas bajas, situadas a 1-2 m y 2-10 m sobre el curso del agua, más un tercer nivel de terrazas más elevado, ubicado a 5-12 m sobre el nivel del río (ITGE, 1997). La superficie del cuaternario aluvial asociado al río Vena es de 9 km² excluida la zona de su confluencia con el Arlanzón. En cuanto al funcionamiento del acuífero aluvial del río Arlanzón, se comporta como un acuífero libre; sus principales fuentes de recarga son la infiltración, del agua de lluvia, la recarga procedente de los tramos permeables del Terciario y los retornos por riego. Las descargas se producen por evapotranspiración, drenaje al río y extracciones. Los retornos de agua de riego; bien sean provenientes de aguas superficiales o subterráneas, constituyen una fuente de recarga que localmente puede tener importancia, así en algunas zonas colindantes al canal del río Arlanzón en la localidad de Tardajos, parece existir una recarga del acuífero aluvial por parte de éste, ya que el nivel de los pozos excavados, es en ocasiones, más alto en verano que en invierno, contrariamente a lo que en régimen natural podría esperarse.

Un medio muy importante de descarga del acuífero aluvial es la evapotranspiración, especialmente en aquellas zonas donde los niveles freáticos son muy superficiales, o donde la vegetación introduce su estructura radicular cerca de la zona saturada. Otro mecanismo importante de descarga del aluvial, es el drenaje del mismo al río; la morfología de las isopiezas del mapa hidrogeológico del aluvial confeccionado por González Santamaría (1994), muestra que el río Arlanzón es predominantemente ganador; en ocasiones esta descarga se manifiesta por medio de manantiales, aunque en la mayoría de las ocasiones sólo se observan pequeños rezumes en las zonas próximas al cauce, frecuentemente recubiertas por juncos y vegetación. La superficie ocupada por la llanura de inundación y las terrazas bajas aluviales conectadas hidráulicamente, es de 132 km²; presentando en el curso medio bajo una anchura variable entre uno y tres kilómetros

con máximos localizados en la confluencia del río Arlanzón con los afluentes Vena y Cogollos y en el límite suroccidental de la cuenca, en la zona de unión con el río Arlanza. Se puede estimar una potencia media de 5 m, con valores extremos entre 2 y 12 m. En el curso bajo el espesor más habitual es de 4-4,5 m, mientras que en el curso medio es de 6-7 m, pudiendo alcanzar los 8 m de potencia en las proximidades del Embalse del Arlanzón (Marcos, 1997).

2.4.2 Climatología

Las características climatológicas del Aluvial son esenciales para estimar, tanto los recursos hidráulicos como el funcionamiento hídrico del acuífero. Se estudiarán las precipitaciones, la temperatura, la evapotranspiración y el balance hídrico, para ello se han utilizado los datos procedentes de estaciones climáticas ubicadas en la zona de estudio. Se ha estudiado un periodo de tiempo que abarca un intervalo de 30 años, considerado como el mínimo óptimo recomendado para obtener conclusiones climáticas de cierta rigurosidad (Custodio y Llamas, 1983). En la tabla 2.3 se muestran los valores climatológicos normales, durante el periodo 1981-2010, de la Estación Meteorológica de Burgos Aeropuerto situada a una altitud de 891 m y posición Latitud: 42° 21' 25" N - Longitud: 3° 37' 13" O .

Mes	T	TM	Tm	R	H	DR	DN	DT	DF	DH	DD	I
Enero	3.1	7.0	-0.8	44	85	7.5	4.7	0.1	6.8	18.0	2.7	86
Febrero	4.1	9.0	-0.8	35	77	6.9	3.7	0.1	3.8	17.2	2.9	116
Marzo	7.0	12.9	1.1	34	69	6.1	2.8	0.4	1.6	12.3	4.4	175
Abril	8.6	14.4	2.7	61	69	9.2	1.9	1.5	1.1	6.6	2.8	185
Mayo	12.2	18.4	5.9	63	67	9.3	0.3	4.0	1.5	1.1	2.9	226
Junio	16.5	23.7	9.2	41	62	5.7	0.0	3.4	1.3	0.1	6.0	277
Julio	19.5	27.6	11.5	23	57	3.6	0.0	3.3	0.8	0.0	10.5	320
Agosto	19.5	27.5	11.5	23	58	3.4	0.0	3.0	1.3	0.0	8.2	292
Septiembre	16.1	23.3	8.9	38	65	5.3	0.0	1.9	1.7	0.1	5.8	220
Octubre	11.5	17.2	5.9	60	74	8.3	0.0	0.6	2.9	1.9	3.1	151
Noviembre	6.6	10.9	2.1	60	82	8.7	1.7	0.1	4.6	9.7	2.8	99
Diciembre	3.9	7.7	0.2	63	85	9.3	3.4	0.1	6.0	15.0	3.0	78
Año	10.7	16.6	4.8	546	71	83.5	18.5	18.9	34.0	80.9	-	2223

Leyenda

- T Temperatura media mensual/anual (°C)
- TM Media mensual/anual de las temperaturas máximas diarias (°C)
- Tm Media mensual/anual de las temperaturas mínimas diarias (°C)
- R Precipitación mensual/anual media (mm)
- H Humedad relativa media (%)
- DR Número medio mensual/anual de días de precipitación superior o igual a 1 mm
- DN Número medio mensual/anual de días de nieve
- DT Número medio mensual/anual de días de tormenta
- DF Número medio mensual/anual de días de niebla
- DH Número medio mensual/anual de días de helada
- DD Número medio mensual/anual de días despejados
- I Número medio mensual/anual de horas de sol

Tabla 2.3 Valores climatológicos normales de la estación meteorológica de Burgos Aeropuerto durante el periodo 1981-2010 (AEMET)

El clima en la zona de estudio tiene un marcado carácter Mediterráneo Continental, con inviernos largos y fríos y veranos cortos, con gran variación térmica diaria y precipitación media de 546 mm/año y temperatura media de 10,7 °C. La figura 2.9 a y 2.9 b muestra el rango de variación de las Temperaturas y las Precipitaciones mensuales en la Estación Climática Burgos Aeropuerto. El hidrotermograma correspondiente se observa en la figura 2.9 c.

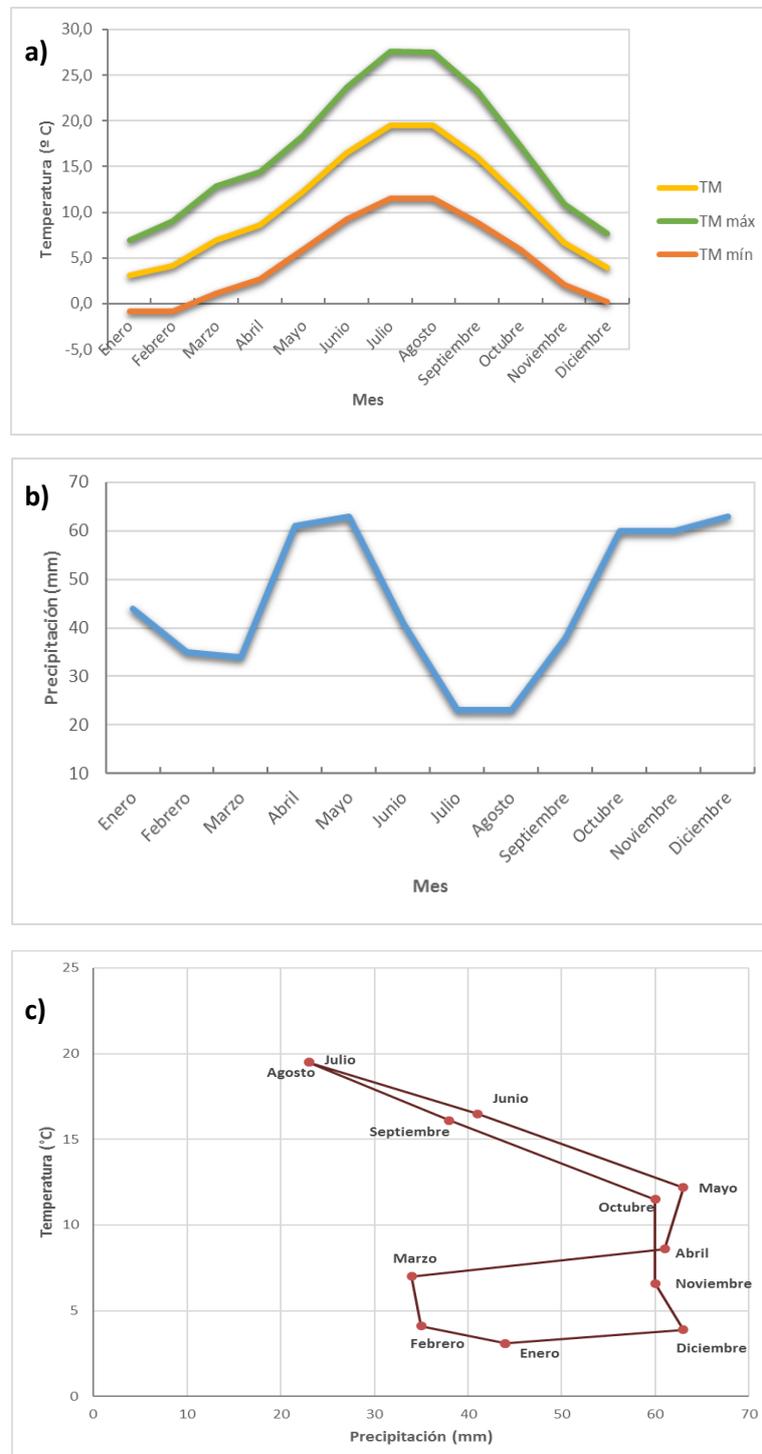


Figura 2.9 a) Rango de variación de temperaturas. b) Rango de precipitaciones. c) Hidrotermograma (Estación climática Burgos Aeropuerto (1981-2010) (AEMET))

En cuanto a las temperaturas, existe un importante rango de variación entre las máximas y las mínimas, especialmente acusado en verano, época en la que los días son calurosos y las noches frescas. En lo que se refiere a la distribución mensual de las precipitaciones, los periodos de mayores lluvias coinciden con la primavera y el otoño, correspondiendo la estación más seca al verano; mayo es el mes más lluvioso mientras que agosto es el mes más seco. Los inviernos son largos y fríos produciéndose heladas hasta bien entrada la primavera. El comportamiento de la precipitación, la evapotranspiración y la humedad del suelo a lo largo del año, condicionan en gran medida la disponibilidad de los recursos hídricos y la supervivencia de los diferentes ecosistemas, así como todo lo referente a la explotación agrícola y forestal (AEMET en 2017).

El déficit total de agua en el suelo, es igual a la diferencia entre la evapotranspiración verdaderamente existente y la que se produciría si el suelo estuviese todo el tiempo a capacidad de campo, es decir, saturado de agua. Los excedentes totales se obtienen de la diferencia existente entre los valores de la precipitación y la evapotranspiración. Los excedentes y la reserva de agua del suelo presentan una relación inversa, ya que una vez agotada el agua en el suelo durante los meses de verano, las primeras aportaciones que superan los valores de la ETP se emplearán en reponer la reserva, de forma complementaria, cuanto mayor sea la reserva del suelo, también será menor el déficit de agua. La información de evapotranspiración potencial aportada por las estaciones de AEMET con los datos climáticos del periodo 1981-2010 queda ilustrada en la imagen de la figura 2.10.

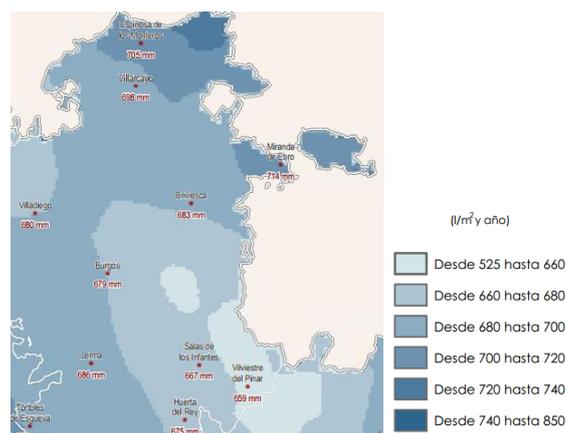


Figura 2.10 Extracto del mapa de Castilla y León de evapotranspiración potencial 1981-2010 (Atlas Agroclimático CYL, 2013)

Capítulo 3

TEORÍA HIDROGEOLOGÍA URBANA. APORTACIONES A LA HIDROGEOLOGÍA URBANA DE BURGOS

Capítulo 3

TEORÍA HIDROGEOLOGÍA URBANA. APORTACIONES A LA HIDROGEOLOGÍA URBANA DE BURGOS

3.1 Hidrogeología Urbana

3.1.1 Fundamentos de la Hidrogeología Urbana

El progresivo incremento de las actividades antrópicas, tiene una incidencia cada vez mayor sobre la calidad ambiental, ya que la emisión de gases efluentes a la atmósfera, los vertidos líquidos a los cursos de agua, y el depósito de residuos sobre los terrenos, están afectando de forma importante a la calidad ambiental del medio aéreo, acuático y de los suelos. Los acuíferos asentados sobre áreas urbanas pueden verse alterados en calidad y cantidad impidiendo su utilización. Se hace por ello necesario el desarrollo de una especialidad que estudie los acuíferos y su relación con la ciudad (Losa et al, 2004). Es importante explorar nuevas Metodologías integradas (incluyendo cálculos de flujo, así como investigaciones químicas y biológicas) para determinar el impacto de las actividades humanas en los sistemas de agua urbanos y en los procesos dentro de la cuenca urbana. El objetivo general es evaluar los riesgos para los seres humanos y el ecosistema y apoyar el desarrollo de estrategias de gestión (Schimer et al, 2008).

El rápido crecimiento urbano que se inició en la segunda mitad del siglo XX generó graves déficits de infraestructuras urbanas para el drenaje de las aguas de lluvia, lo que acarreo importantes problemas de inundación en numerosas poblaciones. Todo ello impulsó la aplicación de los conceptos clásicos de la Hidráulica e Hidrología al medio urbano: estudio de la lluvia, de la transformación lluvia-escorrentía y del comportamiento hidráulico del alcantarillado. De este modo hizo su aparición una nueva disciplina: la Hidrología Urbana (Dolz Ripollés 2007).

La necesidad de agua crece rápidamente y la escasez es un serio problema en la mayoría de las partes del mundo. Hay más de 300 ciudades en el mundo con más de un millón de habitantes (Van Leeuwen, 2012). Actualmente, la mitad del mundo y el 70% de la población europea vive en zonas urbanas. Según las Naciones Unidas, para el año 2050 estas cifras aumentarán al 70% y el 84%, respectivamente. EL uso de la tierra urbana lleva a una enorme presión sobre el medio ambiente.

Aparte de cambios drásticos en el balance hídrico, las múltiples emisiones frecuentemente difusas y mal reguladas han tenido un impacto negativo en la calidad del aire, del suelo y de los recursos hídricos urbanos. El uso del agua urbana, así como la cantidad de agua y los problemas de calidad, están estrechamente vinculados con el desarrollo de la ciudad (Schimer et al, 2013).

La clave para entender el deterioro de la recursos hídricos es el conocimiento del tremendo impacto de la urbanización en todo el balance hídrico (Figura 3.1).

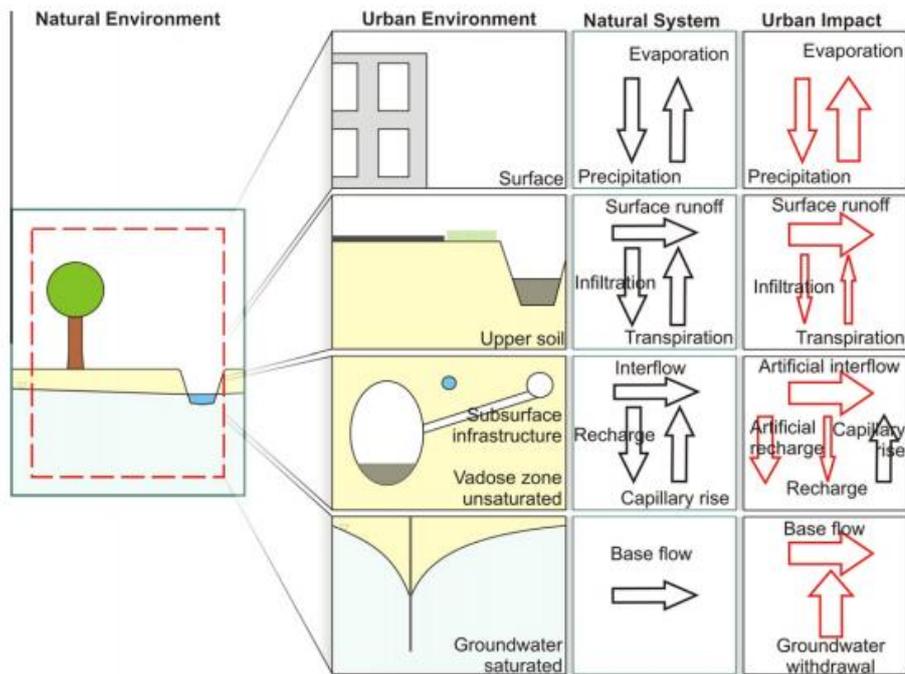


Figura 3.1 Esquema del impacto urbano en el balance de agua. Las flechas rojas representan el flujo de agua que ha sido modificado o introducido recientemente por la urbanización (Schirmer et al, 2013)

La Hidrogeología Urbana trata del conocimiento del flujo del agua subterránea y de la recarga, uso y calidad del agua, gestión y repercusiones en el ámbito de la ingeniería geológica en relación con los acuíferos bajo áreas urbanizadas y en sus alrededores (Custodio, 2004). Como ciencia, la Hidrogeología es relativamente joven y aunque los problemas son complejos, las soluciones están empezando a emerger al contar con métodos de predicción y protección del agua subterránea. Los acuíferos se consideran vulnerables al agotamiento y a la contaminación y es una necesidad urgente gestionar los recursos de forma ética, equitativa y sostenible (Alfonso et al, 2007).

Tal y como describen Vasin et al (2016) se establece la necesidad de contar con un "Plan de gestión de aguas subterráneas" que resuma los resultados de una investigación integral de la

calidad de las aguas subterráneas y de las medidas necesarias para garantizar una buena estado del agua subterránea (Vasin et al, 2016). El principio general de la gestión integral de las aguas subterráneas es un enfoque iterativo-adaptativo con una mejora gradual del nivel de conocimiento; véase Fig. 3.2. Después de cada nivel de conocimiento se plantean qué estrategias y métodos son apropiados o tienen que ser ajustados para llenar los vacíos de conocimiento y definir así los métodos de investigación que permitan disminuir la ausencia de datos. En este contexto, la cartografía de las aguas subterráneas y superficiales representa un paso fundamental para la optimización del sistema de agua urbano y para minimizar el consumo y el deterioro de agua (La Vigna et al, 2016). Los mapas hidrogeológicos son necesarios para: proteger los recursos de agua del deterioro, definir las áreas protegidas en nuevos escenarios de urbanización, para evaluar el potencial de agua subterránea, identificar la vulnerabilidad de las aguas subterráneas o cuantificar la recarga debido a fugas de alcantarillado. Esto proporciona información básica para el diseño de infraestructuras subterráneas así como para conocer la evolución histórica de Sistemas de aguas subterráneas urbanas.

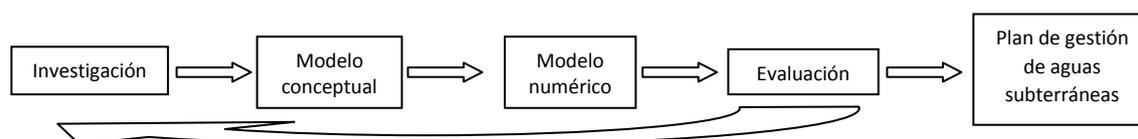


Figura 3.2 Elementos de un plan integral de aguas subterráneas (Vasin et al, 2016)

En el medio urbano las aguas subterráneas son casi siempre el primer recurso que se utiliza con fines de abastecimiento de agua, porque poseen los siguientes beneficios: son de excelente calidad natural, son más seguras como fuente de abastecimiento en época de sequías, pueden utilizarse para el abastecimiento público y la utilización privada independientemente, son atractivas en términos de inversiones de capital.

Si la composición química de las aguas subterráneas naturales, está tradicionalmente condicionada por el quimismo de las precipitaciones, la litología de los terrenos y el flujo hidrogeológico (Freeze y Cherry, 1979), en la actualidad, la generalización de las actividades humanas (sean urbanas, agropecuarias o industriales), hace imprescindible considerar la intervención antropogénica, como un factor que no puede despreciarse, a la hora de explicar la hidroquímica de las aguas en los medios hidrogeológicos (Fetter, 2001; Appelo y Postma, 2005). Numerosos estudios muestran que el desarrollo urbano y suburbano está asociado a la disminución de la calidad del agua subterránea (Sanaham, 2009). La calidad del agua está afectada por compuestos químicos aportados por las industrias, zonas residenciales, conducciones de agua

residuales, jardines, aparcamientos o depósitos de residuos. Debido a la heterogeneidad de las características de las zonas urbanas el aporte de estas sustancias químicas no está distribuido uniformemente (Lerner, 1996).

La disciplina de Hidrología e Hidrogeología cuenta con herramientas y métodos bien desarrollados para el análisis de los sistemas subterráneos, pero estas técnicas requieren especial cuidado y atención cuando se aplican a circunstancias especiales en una ciudad. Los modelos de análisis se realizan a una escala mayor y el conocimiento del agua subterránea urbana requiere de mayor detalle (Sanaham, 2009). Cualquier estudio de hidrogeología urbana necesita un análisis detallado de los flujos de entrada y salida al sistema, indicando su magnitud e importancia relativa. En el análisis se deben considerar tanto la cantidad como la calidad de las aguas, enfocándolo en al menos tres aspectos: (1) identificación de los procesos, (2) caracterización de los acuíferos, incluyendo la integración de los datos hidrogeológicos y (3) gestión de los recursos de agua. El resultado es un modelo hidrogeológico que, además de integrar la información disponible, permite definir y cuantificar los riesgos potenciales o existentes sobre los acuíferos y los sistemas naturales asociados a ellos, sobre las infraestructuras urbanas y en consecuencia sobre la población (Vázquez- Suñé, 2003).

El agua subterránea, incluso cuando su calidad no le hace útil para el consumo humano, puede ser usada después de tratamientos para propósitos alternativos, lo que debería reducir la necesidad de una calidad alta del agua. Las aglomeraciones urbanas sustentadas por un acuífero aluvial comúnmente comparten varias características: contaminación del agua más superficial; dependencia del agua suministrada a la ciudad; y crecientes niveles del agua subterránea debido a una disminución de la captación, así como fugas de la red presurizada del agua (Taylor et al, 2006).

A partir de los años ochenta, una vez que se ha realizado un notable avance en el conocimiento de los fenómenos ligados a la cantidad (caudales), se impulsa el estudio de los fenómenos ligados a la calidad (carga contaminante) del drenaje urbano. El interés de este nuevo enfoque ambientalista del estudio del drenaje urbano es motivado por los graves problemas de contaminación que pueden crear las aguas de escorrentía urbana que son vertidas por la red de alcantarillado a un determinado medio receptor (normalmente río o mar) en tiempo de lluvia (Dolz Ripolles, 2007). El agua subterránea no solo soporta todo tipo de actividades antropogénicas tales como suministro de agua potable o regadío, sino que también juega un papel importante en las reacciones biogeoquímicas del subsuelo (Huang, 2013).

Los procesos fundamentales que afectan a las aguas subterráneas en zonas urbanas no son muy diferentes a los que afectan al agua rural (Vázquez-Suñé, 2003), aunque sí se dan particularidades significativas. Algunos de estos procesos son los cambios que se producen sobre la calidad y cantidad de las aguas y que están relacionados con:

- El ciclo del agua subterránea directamente vinculado a la historia de la urbanización.
- Fluctuaciones del nivel de agua subterránea debidas a la actividad antropogénica.
- Fuerte contaminación del agua causada por actividades humanas.
- La presencia de estructuras subterráneas tanto permanentes como temporales.
- La cuantificación de los flujos y modelos del agua subterránea resultan difíciles principalmente por la falta de datos, falta de planificación y dificultades en la comunicación entre la comunidad científica y las administraciones.

Desde un punto de vista hidrológico y bajo la suposición de misma área, pendiente y forma, (Figura 3.3) una cuenca urbana (Jiménez, 1999) se diferencia de una rural por:

- Una mayor escorrentía superficial y velocidad de flujo.
- Una mayor infiltración y menor almacenamiento en depresiones
- Una menor, tiempo de escorrentía y de concentración
- Un mayor volumen de escorrentía
- Una mayor frecuencia y severidad de inundaciones
- Un mayor caudal punta que se ve incrementado en un factor de dos a cinco veces

La precipitación en forma de lluvia o nieve discurre por la superficie concentrándose en arroyos, ríos u océanos. La evaporación desde el océano y la evapotranspiración de las plantas envía agua a la atmósfera, comenzando de nuevo el ciclo. La parte de precipitación que no se ha evaporado se infiltra en el terreno y se denomina recarga. El agua del subsuelo en sus evoluciones cíclicas de llenado y vaciado del acuífero, experimenta ascensos y descensos que pueden alterar un gran número de elementos urbanos, que se sitúan en esa franja del terreno, como son las edificaciones, las redes de agua de abastecimiento, las acequias y hasta el propio cauce del río (Fábregas, 2000).

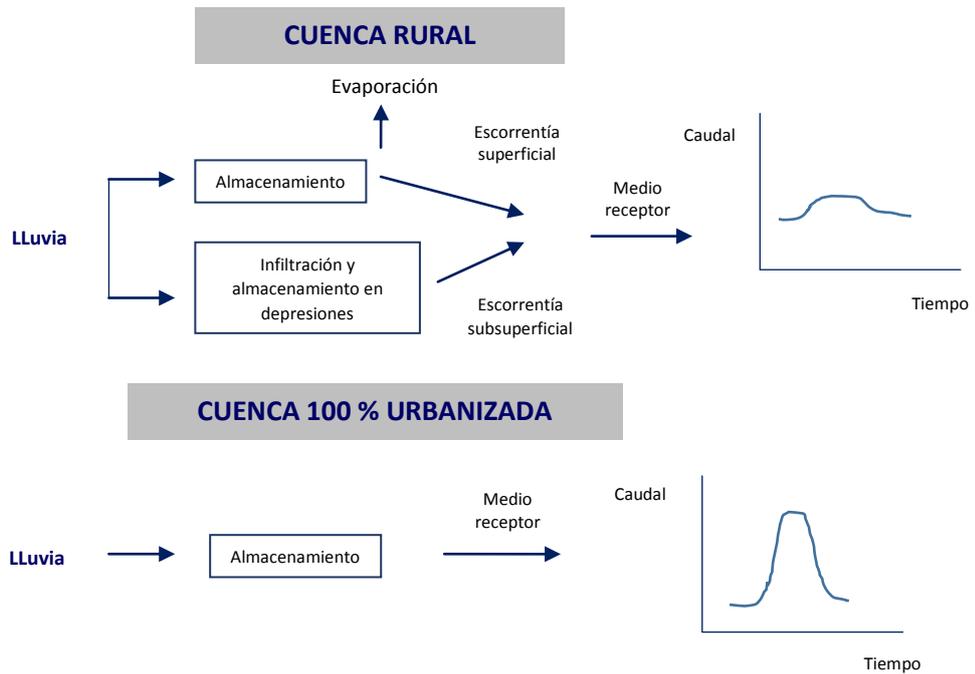


Figura 3.3 Comparación de cuencas rural y urbana (Jiménez 1999)

El ciclo hidrológico se altera en entornos urbanos, ya que los altos porcentajes de superficies de baja permeabilidad en las ciudades, como pavimento y suelos compactados, cambian la evapotranspiración, la escorrentía y la dinámica de recarga (Wong et al, 2012). La figura 3.4 representa un esquema del ciclo del agua en ambientes urbanos que afectan a la calidad del agua.

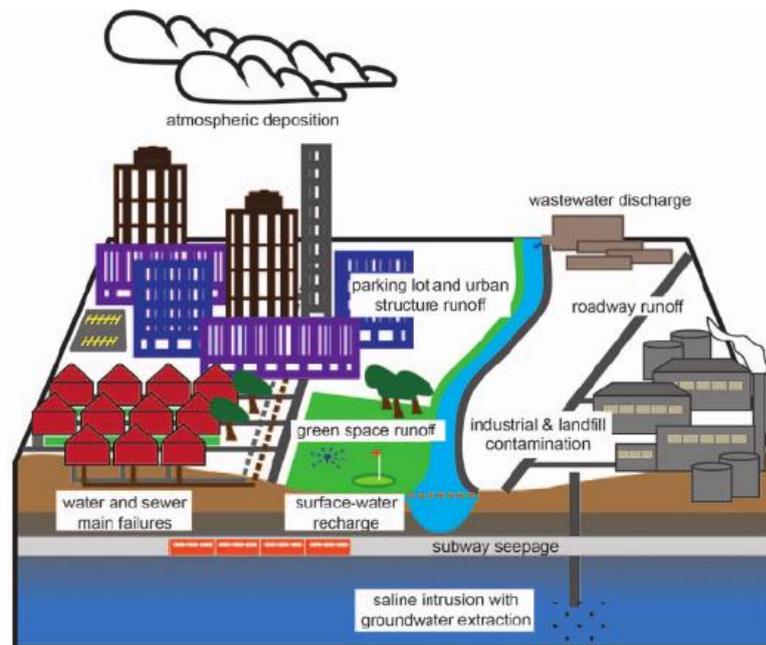


Figura 3.4 Ciclo del agua en ambientes urbanos que afectan a la calidad del agua (Wong et al, 2012)

Los principales impactos provocados por el aprovechamiento de las aguas subterráneas de los acuíferos son: extracción excesiva, fluctuación del nivel freático, subsidencias del terreno e intrusión de aguas salinas. Los bombeos de los acuíferos disminuyen los niveles de agua en los mismos y también los flujos de los ríos o manantiales a través de los que se produce su descarga, alcanzándose un equilibrio al cabo de cierto tiempo si los bombeos se mantienen constantes. El descenso de niveles puede producir el deterioro de la calidad del agua del acuífero por intrusión de agua del mar, o por la entrada de aguas subterráneas salinas o de calidad química deficiente, han dado lugar a daños importantes en estructuras lineales de comunicación, canales o edificios, y también a los mismos pozos que explotan el acuífero, y propicia una mayor inundabilidad del territorio afectado (Custodio, 2002; Schirmer et al, 2013; Tubau et al, 2017).

La explotación del acuífero supone en descenso del nivel piezométrico por la pérdida de caudal de las captaciones y el aumento del coste de obtención del agua (Custodio, 2004). En esta situación la excavación de estructuras subterráneas (sótanos, garajes, túneles...) puede hacerse sin necesidad de drenaje ni protecciones impermeables. Si decrece la explotación y aumenta de nuevo el nivel freático se pueden producir problemas en las estructuras enterradas o excavadas que pueden quedar inundadas temporal o permanentemente. Si los sedimentos son recientes puede darse subsidencia o hundimiento del terreno.

Las infraestructuras hidráulicas de las ciudades están constituidas por sistemas de abastecimiento de saneamiento y de drenaje de pluviales. El suministro de agua, saneamiento y drenaje son servicios claves en el proceso de urbanización (Foster, 2001). El abastecimiento de agua potable consiste en la captación y almacenamiento del agua bruta (azudes y obras de toma, estaciones de bombeo, balsas o embalses de regulación, etc.), la estación de tratamiento (ETAP), el almacenamiento del agua tratada mediante depósitos y la red de distribución mediante conducciones en alta o de abastecimiento domiciliario. La EDAR, los colectores, el alcantarillado o la reutilización de efluentes componen el sistema de saneamiento.

El sistema de drenaje de una población está compuesto por la red de drenaje enterrado y por la red superficial formada por las calles de la ciudad. La urbanización conlleva la alteración de las redes de drenaje natural y un incremento de las zonas impermeables en superficie (Dolz Ripolles, 2007). El sistema de alcantarillado tiene como objetivo la evacuación de las aguas residuales y pluviales. La urbanización incrementa los volúmenes de agua de escorrentía, por ello, las

conducciones artificiales para evacuar el agua son diseñadas con mayor capacidad que la que tienen las corrientes naturales existentes (CNA, 2007).

En ciudades en crecimiento, es común que el sistema de drenaje quede infradimensionado debido al aumento de área impermeable aguas arriba del sistema de drenaje. En estas situaciones el sistema alcanza rápidamente su máxima capacidad, pudiendo incluso funcionar a presión, en el caso de que sea subterráneo, y su línea piezométrica llegue a alcanzar la cota de terreno (Nanía Escobar, 2007). La inundación subterránea provocada por variaciones del nivel freático u otras causas, produce diferentes daños incluyendo la desestabilización de cimentaciones, filtraciones de agua en estructuras subterráneas y removilización de contaminantes responsables de grandes pérdidas económicas en todo el mundo (García Gil et al, 2015).

3.1.2 La Ciudad y las Aguas Subterráneas

La urbanización y la industrialización tienen efecto en el agua subterránea, lo cual está vinculado con el abastecimiento de agua y el desecho de efluentes de una manera compleja (Foster, 2001). En la figura 3.5 se muestra la interacción entre los servicios e instalaciones urbanos a través del sistema subyacente de aguas subterráneas.

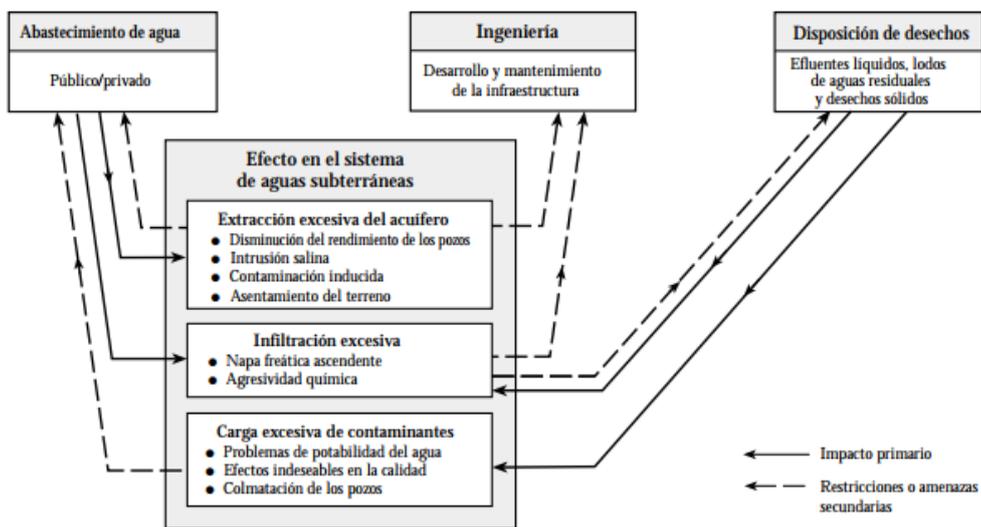


Figura 3.5 Interacción entre los servicios e instalaciones urbanos a través del sistema subyacente de aguas subterráneas (Foster et al, 2001)

La urbanización ejerce numerosas influencias sobre las aguas subterráneas infrayacentes. Dos áreas de interés emergente son el estudio del “karst urbano” y la evaluación de la recarga. El

subsuelo de las ciudades ostenta una intrincada red de túneles, zanjas, tuberías, cimientos, etc. Que proporciona porosidades y distribuciones de la conductividad hidráulica comparables a la de un sistema kárstico (García Fresca y Sharp, 2003). Se ha prestado mucha atención al efecto de la urbanización en las fuentes de agua superficial, especialmente en el incremento de la escorrentía y el deterioro de la calidad de los ríos. Sin embargo, también tiene efectos en el sistema de aguas subterráneas como son: cambios en los patrones y ritmos de la recarga del acuífero y por el impacto negativo en la calidad de la recarga. Dichos cambios no son fácilmente medibles directamente, son difíciles de cuantificar y estarán relacionados con el preexistente uso del suelo, con significativas diferencias entre el desplazamiento de los cultivos de regadío, la agricultura de secano o la vegetación natural (Foster, 2001). Hasta hace pocos años se aceptaba que las zonas urbanas reducían la cantidad de recarga al agua subterránea debido a la impermeabilización de las superficies. Sin embargo, las pérdidas de las conducciones de distribución de agua, de los drenajes pluviales pueden incrementar la alimentación a los acuíferos (Kruse et al, 2003).

Algunos procesos causan cambios radicales en la calidad de la recarga, esto es principalmente la causa de la destacada pero difusa contaminación del agua subterránea por compuestos de nitrógeno, incremento de la salinidad, elevada concentración de compuestos orgánicos disueltos (que pueden conducir a la movilización de Fe y/o Mn) o incluso contaminación por patógenos fecales. La intensidad del impacto en el agua varía con la vulnerabilidad del acuífero y con el modelo de desarrollo urbano (Foster et al, 1999). Se consideran tres tipos de recarga, de acuerdo con los procesos implicados y su distribución espacial: directa, indirecta y localizada. La primera proviene de la percolación del agua de lluvia a través de la zona no saturada. La recarga indirecta es la suma de la recarga desde los cuerpos de aguas superficiales (lagos y ríos) y las fugas en la red de distribución de agua, el sistema de alcantarillado y los pozos sépticos. La última tiene lugar a través de paisajes preferenciales (fracturas, contactos litológicos, fallas, conductos kársticos) y depende del material y estructura geológica, del suelo y de cada área en particular. La recarga artificial se origina aplicando agua artificialmente como ocurre en el caso de riego de parques o jardines (García Fresca, 2003).

Las fuentes potenciales de contaminación en áreas urbanas son muchas y variadas. Se agrupan en dos tipos: provenientes de un punto concreto o que tengan un impacto más difuso (Howard, 2002). La contaminación de los acuíferos aluviales parece estar originada por cuatro fuentes básicas de contaminación: infiltración de agua residual desde fosas sépticas en áreas urbanas, actividades agrícolas, a veces, asociadas al uso de agua superficial; infiltración de aguas residuales

de origen doméstico e industrial y contaminación puntual de origen industrial -zonas de relleno, suelos contaminados, etc- (Navarro y Carbonell, 2003).

La urbanización, al impermeabilizar la superficie, reduce la infiltración directa de las aguas pluviales y tiende a disminuir la evaporación y a aumentar y acelerar las escorrentías superficiales (figura 3.6). Los impactos de los procesos urbanos sobre las aguas se resumen en la tabla 3.1.

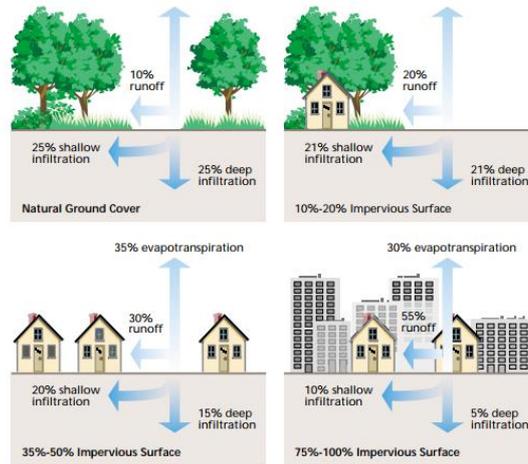


Figura 3.6 Relación entre la impermeabilización y el aumento de la escorrentía superficial (FISRWG, 2001)

Proceso de urbanización	Tasas	Efecto en la zona de infiltración	Base temporal	
Modificación del sistema natural	<i>Impermeabilización de la superficie y drenaje:</i>			
	-Absorción en sumideros de las aguas pluviales	Aumento	Extenso	Intermitente
	-Colectores de drenaje pluvial	Reducción	Extenso	Intermitente a continua
	-Canalización de las aguas superficiales	Reducción marginal	Lineal	Variable
	<i>Riego de zonas de esparcimiento*</i>	Aumento	Restringido	Estacional
Introducción de una red de agua potable	<i>Extracción local subterránea</i>	Mínima	Extenso	Continua
	<i>Pérdidas de las tuberías de agua importada</i>	Aumento	Extenso	Continua
	<i>Saneamiento in situ (sin alcantarillado)**</i>	Aumento importante	Extenso	Continua
	<i>Colectores de alcantarillado:</i>			
	-En zonas urbanas*	Algún aumento	Extenso	Continua
	-Agua abajo**	Aumento importante	Zonas ribereñas	Continua
*Tiene también un impacto menor en la calidad de las aguas subterráneas				
** Tiene también un impacto importante en la calidad de las aguas subterráneas				

Tabla 3.1 Impactos de los procesos urbanos en la infiltración a las aguas subterráneas (Foster et al, 2001)

Las influencias sobre la sostenibilidad del agua subterránea urbana (calidad y flujo natural del agua subterránea) incluyen sellado superficial, fugas de tuberías de alcantarillado y tanques de almacenamiento, fugas de depósitos artificiales y de depósitos, extracción de agua y riego de tierras urbanas, etc. Los contaminantes antropogénicos de diversas fuentes son también riesgos potenciales para la calidad del agua subterránea en áreas urbanas (figura 3.7). La tabla 3.2 recoge las fuentes de recarga y sus consecuencias en la calidad del agua subterránea.

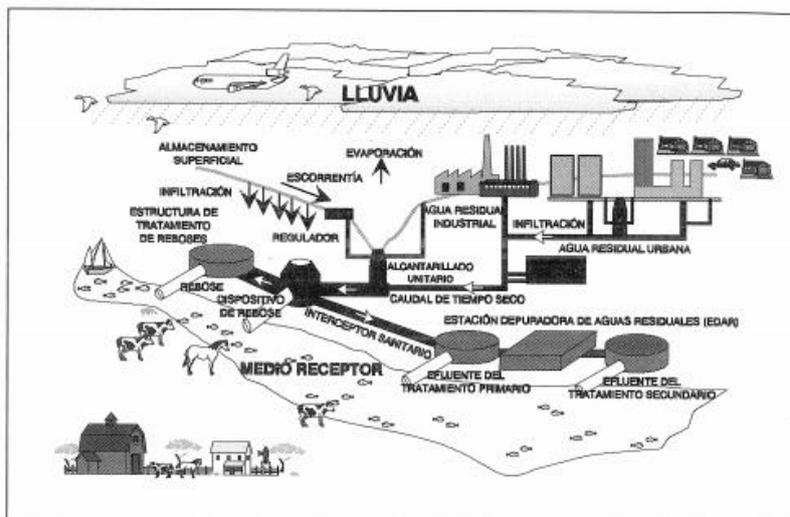


Figura 3.7 Interacciones entre las redes de alcantarillado, estación depuradora y el medio acuático receptor (Jiménez, 1999)

La gestión del agua subterránea en las zonas urbanas requiere un conocimiento detallado del sistema hidrogeológico y de las herramientas adecuadas para predecir la cantidad y evolución del agua subterránea. Se han publicado un gran número de estudios desde los años noventa que evalúan la recarga en las zonas urbanas, sin metodología específica. La mayoría de estos métodos muestran que generalmente hay mayores tasas de recarga en entornos urbanos que en entornos naturales. Tubau et al (2017), desarrollan una metodología aplicada a Barcelona que ayuda a estimar la recarga aérea de acuíferos urbanos. Se construyó un modelo de flujo transitorio de agua subterránea y transporte de soluto de los acuíferos urbanos de Barcelona como una herramienta para definir el programa de gestión. Este modelo fue calibrado frente a datos de carga hidráulica como de concentraciones de cloruro y se determinó que eran muy satisfactorios para ambas variables. El balance de masa y los parámetros hidráulicos fueron también consistentes con cálculos previos. Esta aplicación refleja la importancia de la evolución de la recarga en el balance de masa de los acuíferos como uno de las entradas más importantes (Tubau et al, 2017).

Fuente de recarga	Importancia	Calidad del agua	Indicadores de contaminación
Fugas de tuberías de agua potable	Importante	Buena	No hay generalmente indicadores obvios
Sistemas de saneamiento in situ	Importante	Deficiente	N,B,Cl ⁻ ,CF
Fugas de alcantarillas	Menor	Deficiente	N,B,Cl ⁻ ,CF, SO ₄ ²⁻ (Productos químicos industriales)
Drenaje del sumidero de las aguas pluviales	Escasa a Importante	Buena a deficiente	N,Cl ⁻ ,CF, HC,COD (Productos químicos industriales)
Infiltraciones de canales y ríos	Escasa a importante	Moderada a deficiente	N,B,Cl ⁻ ,SO ₄ ²⁻ , CF,COD (Productos químicos industriales)
B Boro			
Cl⁻ Cloruro y salinidad general			
COD (carbono orgánico disuelto)			
CF Coliformes fecales			
HC Combustibles de hidrocarburos			
N compuestos de nitrógeno (nitrato o amoniaco)			
SO₄²⁻ Sulfato			

Tabla 3.2 Fuentes de recarga y sus consecuencias en la calidad del agua subterránea (Foster et al, 2001)

Diversas zonas urbanas y las estructuras subterráneas se construyen sobre un sistema acuífero multicapa (Attard et al, 2016). Como se ilustra en la Fig. 3.8, esta estratificación, a menudo acompañada de contrastes de alta permeabilidad que contribuye a un gradiente vertical de la edad media del agua subterránea (a más profundidad mayor antigüedad). En estos sistemas hidrodinámicos se pueden proponer varias técnicas de diseño del sistema subterráneo de una ciudad. Las técnicas de diseño más comunes consisten en el lastrado de la estructura del subsuelo para resistir la presión hidrostática, o el drenaje de aguas subterráneas bajo la estructura con el fin de eliminar la presión hidrostática (Attard et al, 2016). Sostienen también que los datos de distribución espacial de la edad del agua subterránea son fundamentales para la gestión de recursos, ya que puede proporcionar indicadores de sostenibilidad operativa.

3.1.3 Proceso de evolución de la Urbanización y su efecto

Como ya se ha indicado, la expansión urbana altera el medio ambiente, a menudo con efectos en la calidad de aguas subterráneas. Por ello, con el fin de prevenir la escasez de agua y reducir la contaminación es crucial controlar las pérdidas de agua en las redes de suministro y alcantarillado. (Grimmesein et al, 2017). En los últimos años, una serie de nuevas investigaciones han desarrollado técnicas de monitoreo que tienen un alto potencial para desvelar claramente las

características de los sistemas hidrogeológico, hidroquímico y microbiológico en zonas urbanas. El alto flujo espacial y temporal de agua y la variabilidad de concentración de contaminantes es un problema importante para el monitoreo en aguas subterráneas urbanas (Schirmer et al, 2013).

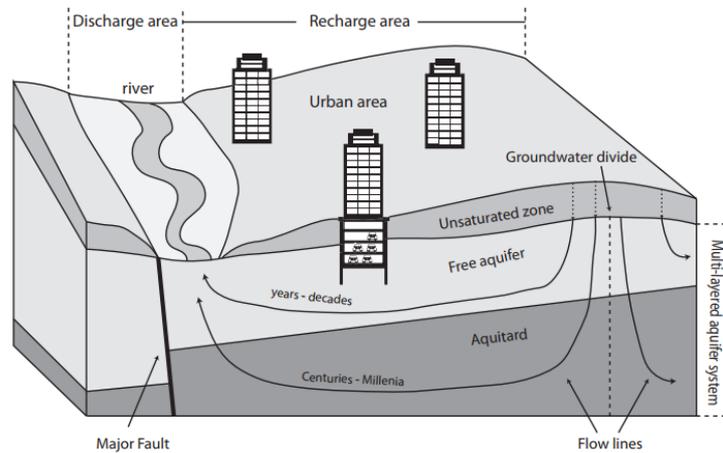


Figura 3.8 Ilustración de un sistema hidrogeológico con las diferentes trayectorias de flujo posibles desde la recarga hasta el área de descarga (Attard et al, 2016)

Con relación a la infraestructura urbana (Foster et al, 2001; León-Gómez y Dávila, 2011), los impactos que suelen presentarse se clasifican en:

- Nivel Freático descendente, daño físico a los edificios e instalaciones subterráneas tales como túneles, alcantarillado y tuberías de agua como resultado del hundimiento y asentamiento del terreno.
- Nivel freático ascendente, daño a las estructuras subsuperficiales ligeras como resultado del incremento del empuje ascendente hidrostático, inundación de instalaciones subterráneas, ingreso excesivo de aguas subterráneas en las alcantarillas y ataques químicos a los cimientos de hormigón, las instalaciones subsuperficiales y las estructuras subterráneas, cuando las aguas subterráneas están contaminadas con una acidez elevada o con altas concentraciones de sulfatos o compuestos orgánicos.

León-Gómez y Dávila (2011) describen la evolución del proceso de urbanización en las ciudades de acuerdo a las distintas etapas de crecimiento de una ciudad: ciudad preindustrial, ciudad preindustrial y ciudad postindustrial. En un principio, se perforan pozos poco profundos para autoabastecerse de agua y las aguas residuales se desechan en pozos negros y tanques sépticos en cada una de las residencias (Sanaham, 2009). El drenaje pluvial va al suelo o a un curso de agua. Se describe la ciudad industrial como una fase donde el desarrollo industrial y la demanda de agua

crecen por lo que la infraestructura de extracción de agua se consolida y los sistemas de suministro de agua potable y de alcantarillado son implementados (Sanaham, 2009; León –Gómez y Dávila, 2011). Todo ello provoca que el nivel freático descienda, que los pozos se profundicen, que las aguas subterráneas poco profundas en el centro de la ciudad se contaminen o incluso asentamiento del terreno si el acuífero es no consolidado e interestratificado. Esta situación se representa en la figura 3.9.



Figura 3.9 Sistema bajo la ciudad industrializada (León-Gómez y Dávila, 2011)

La figura 3.10, ilustra el modelo conceptual de cambios en la hidrogeología, las fuentes y la migración de contaminantes de un sistema acuífero en situación de intenso bombeo de agua para riego o consumo de agua de bebida.

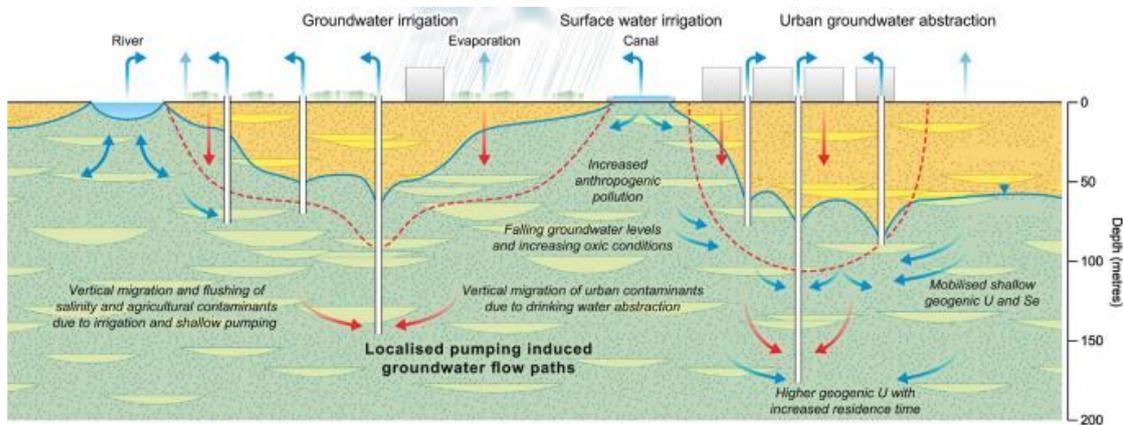


Figura 3.10 Cambios en la hidrología y en las fuentes y migración de contaminantes en condiciones intensas de bombeo de aguas subterráneas (Lapworth et al, 2017).

El subsuelo superficial en las zonas urbanas está siendo cada vez más utilizado por los sistemas de energía geotérmica como recurso de energía renovable y como medio refrigerante barato pero que en combinación con actividades antropogénicas adicionales da lugar a regímenes térmicos alterados en el subsuelo y al denominado efecto de la isla de calor urbana subterránea (Epting et al, 2017). En un estudio basado en trabajos previos ya publicados para dos masas de aguas

subterráneas urbanas en Basilea y Zaragoza, que cuenta con redes de monitoreo integral (hidráulica y temperatura) se han analizado modelos calibrados de flujo numérico y transporte térmico de alta resolución. El desarrollo de este tipo de energía pretende ayudar conseguir las metas de mitigación contra el cambio climático (IPCC, 2013; UNFCCC, 2015) para limitar calentamiento global antropogénico a $<2^{\circ}\text{C}$. La Agencia Internacional de Energías Renovables (IRENA) propuso aumentar los recursos de energía renovable como la geotérmica en todo el mundo (18% en 2010 a 36% en 2030) (García Gil et al, 2016). Señalan también que los sistemas de bombas de calor de aguas subterráneas (GWHP) no consumen agua, el agua es reinyectada generalmente en el acuífero después de realizar el intercambio de calor, sin embargo, la reinyección produce un aumento de nivel de agua subterránea localizado que, en ambientes urbanos, puede causar daño a la infraestructura subterránea como el de los fenómenos de inundación de las aguas subterráneas (García Gil et al, 2016).

3.2 El Término municipal de Burgos

3.2.1 Hidrología superficial y subterránea en el término municipal de Burgos

Por la ciudad discurre el río Arlanzón que recoge las aguas de sus afluentes. Destacan el río Ubierna y el Vena que ceden sus aguas por su margen derecha. Junto a estos, por el término municipal discurren una gran variedad de cauces como el Río Pico o el Cardeñadijo entre otros. El río Ubierna circula por el límite oeste del término, y no vierte sus aguas al cauce del Arlanzón hasta que éste prácticamente abandona el término municipal en las inmediaciones del núcleo urbano de Villalonquéjar y de la EDAR. El río Vena incorpora sus aguas dentro del propio núcleo urbano. La figura 3.11 muestra los cauces principales que discurren por el Término municipal de Burgos.

El río Arlanzón cuenta con obras de regulación superficial en la cabecera del cauce: los embalses de Uzquiza (con una capacidad de $75 \text{ hm}^3/\text{año}$) y Arlanzón (con una capacidad de $23 \text{ hm}^3/\text{año}$). La aportación media anual superficial, procedente de precipitación se estima en unos 301 hm^3 , a los que se añaden los 50 hm^3 procedentes de la aportación subterránea de los acuíferos. Las aguas superficiales se destinan principalmente al uso urbano (embalse de Uzquiza) y al regadío (Embalse del Arlanzón). La calidad de las aguas no es homogénea, siendo en el tramo anterior al paso por la ciudad de Burgos de mejor calidad, mientras que aguas abajo las propiedades fisicoquímicas del agua empeoran, a pesar del tratamiento depurador que reciben, las aguas superficiales presentan, en general, condiciones aceptables exceptuando algún foco de contaminación procedente de vertidos aislados. En lo referente al consumo humano, aunque se requieren tratamientos de

potabilización la calidad final del recurso es buena. Para el caso del regadío son aptas todas las aguas (PGOU, 2013).

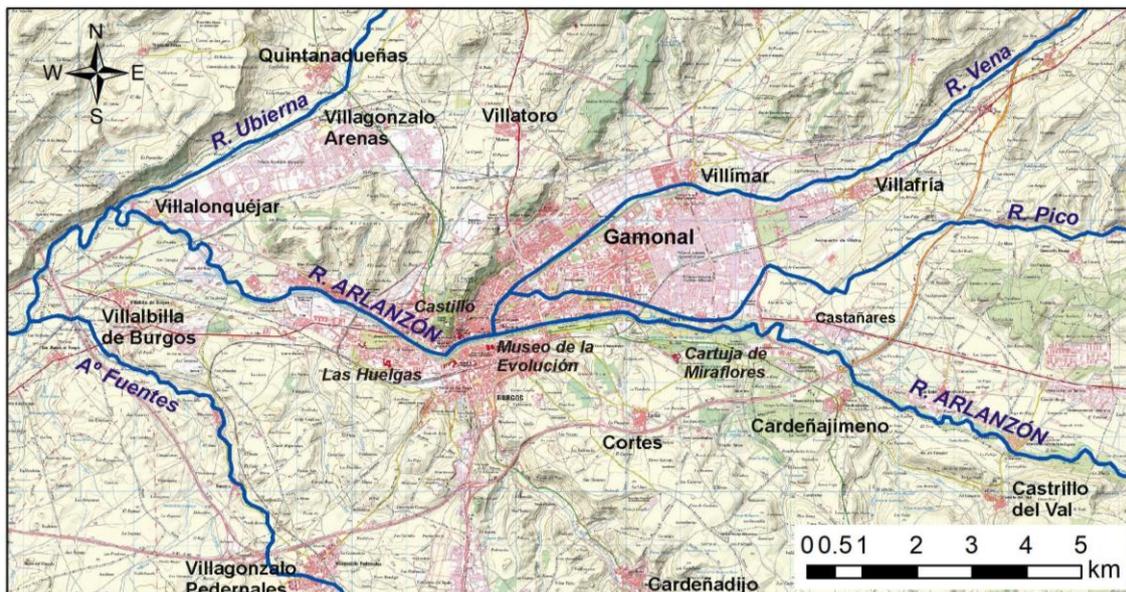


Figura 3.11 Principales cauces que discurren por el término municipal de Burgos

En lo referente a las aguas subterráneas, el municipio de Burgos se sitúa sobre un acuífero de naturaleza aluvial, constituido por formaciones de conglomerados, areniscas y arcillas del terciario. La descripción geológica del acuífero aluvial se ha desarrollado más detalladamente en el apartado 2.4.1 del capítulo 2.

Los datos de las masas de agua del río Arlanzón y de los ríos que le aportan sus aguas se recogen en la tabla 3.3 que muestra la longitud, superficie de la cuenca, y aportaciones media anual y específica.

La Red de Espacios Naturales Protegidos de Castilla y León (Red Natura 2000) señala la existencia un Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) denominado “Riberas del Río Arlanzón y Afluentes”. Este tipo de paisaje está constituido por el propio curso del río Arlanzón y los espacios situados en sus inmediaciones, constituidos por depósitos sedimentarios cuaternarios y escarpes. Resultan determinantes en la configuración de la unidad de paisaje los elementos artificiales que se disponen en torno al propio corredor natural: edificaciones, cultivos, infraestructuras de comunicación, puentes, etc. En lo que respecta al propio cauce –fuera del ámbito urbano, se debe destacar su alto grado de naturalidad. Se trata de un cauce variable en lo que a su anchura se

refiere, con dirección media de drenaje este-oeste y que se encuentra canalizado en la mayor parte de su cauce a su paso por el término municipal.

	Río VENA 1	Río VENA 2	Río UBIERNA	Río URBEL	Río ARLANZÓN
	Desde cabecera hasta aguas arriba de la localidad de Rubena y arroyo de San Juan	Desde aguas arriba de Rubena hasta aguas debajo de Villafría	Desde cabecera hasta confluencia con río Arlanzón	Desde cabecera hasta confluencia con río Arlanzón y arroyos Embid y San Pantaleón	A su paso por Burgos
Longitud (km)	14,45	6,03	36,39	56,6	17,9
Cuenca (km²)	90,38	151,33	353,79	328,01	693,52
Aportación media anual (hm³/año)	11,88	15,34	32,52	29,8	188,69
Aportación específica (l/m²/año)	131,46	101,4	91,92	90,84	272,07

Tabla 3.3 Datos de las masas de agua del río Arlanzón y de los ríos que le aportan sus aguas (CHD en 2017)

3.2.2 Población en el área urbana de Burgos

La dinámica poblacional del conjunto de la provincia de Burgos para el periodo de tiempo comprendido entre los años 1981 y 2016 se recoge en las figuras 3.12 a y 3.12 b, que describen la tendencia regresiva en los años 80 y su recuperación con tasas de crecimiento positivas en el siglo XXI y un cierto declive en la actualidad.

La evolución de la población de la ciudad de Burgos entre 2001 y 2016 permite afirmar que a pesar de haberse tratado de un municipio en expansión durante este tiempo se observa un pequeño descenso de la población en los últimos años.

Cercanos a la ciudad y situados en torno a la ribera del río Arlanzón, se concentran pequeños núcleos donde reside un pequeño porcentaje de la población total (Castañares, Cortes, Cótar, Villafría, Villagonzalo-Arenas, Villalonquéjar, Villatoro, Villayuda y Villímar) que se han visto muy alterados morfológica y funcionalmente por el crecimiento de la ciudad. Respecto a la evolución de los municipios que abarcan el área urbana de Burgos se ha observado un continuo descenso en la segunda mitad del siglo XX y una tendencia de crecimiento en 1991, tal y como se aprecia en la figura 3.12 c, que muestra el crecimiento poblacional de los núcleos del municipio. En estas zonas

se han construido urbanizaciones, generalmente de vivienda unifamiliar que han atraído a la población por diversos motivos: cercanía a la propia ciudad de Burgos, a carreteras importantes o a los Polígonos Industriales.

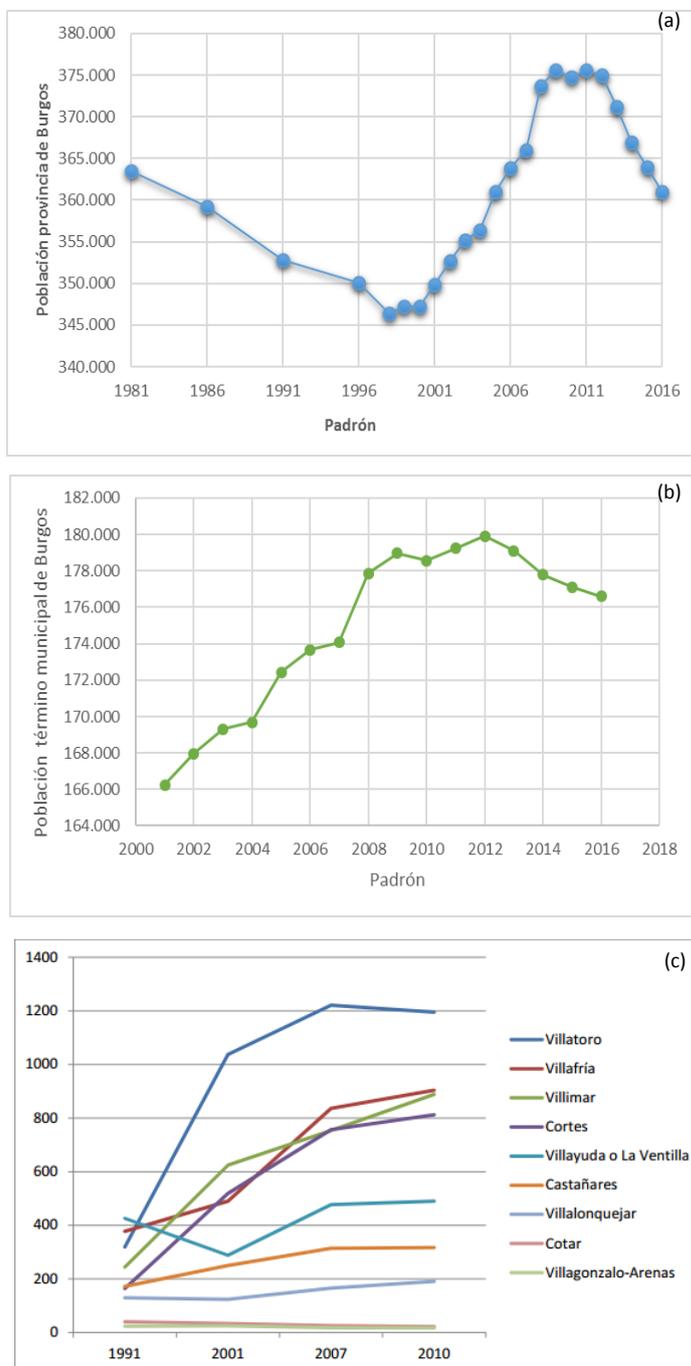


Figura.3.12

Figura 3.12 a) Evolución de la población en la provincia de Burgos (INE)
 b) Evolución de la población en el término municipal de Burgo (INE)
 c) Crecimiento poblacional de los núcleos del municipio (PGOU, 2013)

3.2.3 Infraestructuras de Abastecimiento y Saneamiento

I. Red de Abastecimiento de agua

La ciudad se abastece de las aguas acumuladas en los embalses de Arlanzón y de Úzquiza. Se dispone también de una captación de reserva de aguas subterráneas en el acuífero de Villaverde Peñahorada. Los embalses se localizan en el curso alto del Río Arlanzón que nace en la Sierra de la Demanda, y se sitúan a unos 30 km de la ciudad. El primero de ellos, con una superficie ocupada de 127 ha fue construido en 1933; el segundo del año 1989, ocupa un área de 313 ha. La tabla 3.4 y la figura 3.13 recogen los datos característicos de estos embalses y la evolución del agua embalsada a lo largo de un periodo de tiempo.

Embalse	Capacidad	Volumen embalsado hm ³			Datos semanales					Precipit. desde el inicio del año hidrológ. l/m ²
		Actual	Año anterior	Media 10 años anter.	Variac. hm ³	Pluv. lluvia l/m ²	Pluv. nieve l/m ²	Entrada media m ³ /s	Salida media m ³ /s	
BURGOS										
Arlanzón	22,0	16,9	19,5	19,7	-1,3	0,5	-	0,2	2,3	618,5
Úzquiza	75,0	35,1	61,2	62,7	-	0,4	-	2,1	2,1	460,8
TOTAL	97,0	52,0	80,7	82,4	-1,3					
% del TOTAL		53,6	83,2	84,9						

Tabla 3.4 Información sobre la situación de los embalses (CHD en 2017)

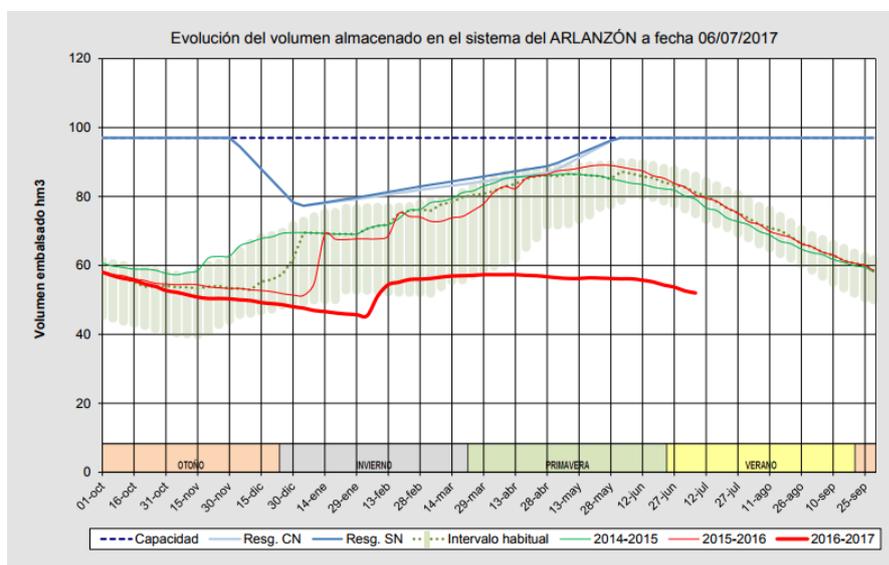


Figura 3.13 Información sobre la situación del embalse de Úzquiza (CHD en 2017)

La extensión de la red de abastecimiento, incluyendo la conducción y distribución de Aguas de Burgos es, a fecha de 2015, de 588.791 metros. La evolución de la red en los últimos años ha sido la reflejada en la figura 3.14.

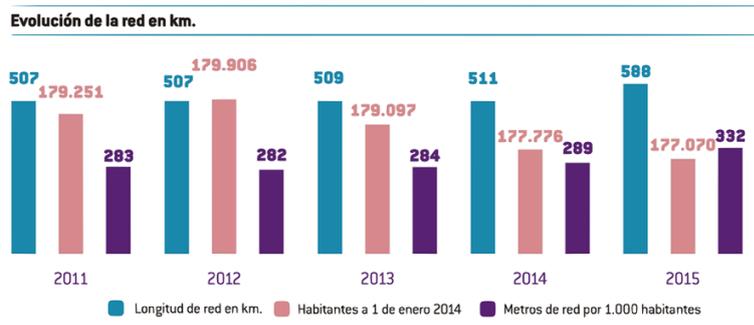


Figura 3.14 Evolución de la red de distribución de (Aguas de Burgos S.A, en 2017)

Por materiales, la red de distribución se descompone en fibrocemento (2,61%), polietileno (28,75 %), fundición gris (13,12 %), fundición dúctil (54,62 %) y otros (0,9 %) (Aguas de Burgos S.A en 2017). La red de tuberías de agua potable de la ciudad de Burgos se representa en el mapa de la figura 3.15.

El agua adquirida en Úzquiza se trata en origen en la Estación de tratamiento de Agua Potable (ETAP) situada en el municipio de Arlanzón. El agua obtenida del embalse de Úzquiza es demasiado blanda, contiene pocas sales en disolución, una vez captada llega a la Estación Tratamiento de Agua Potable de Arlanzón donde es tratada, remineralizada y potabilizada mediante dos sistemas diferentes: cloro y agua ozonizada. El total de agua bruta recibida en la ETAP fue de 25.543.761 m³, siendo el volumen tratado y enviado a las conducciones durante el año 2015 de 25.214.473 m³, lo que representa un caudal medio de 799 l/s.

Se dispone de depósitos de agua potable desde los que se suministra el agua a la ciudad de Burgos. Los depósitos distribuidos por distintas zonas de la ciudad son: depósito del Cerro de San Miguel, depósito de Villatoro, depósito de Villalonquéjar, depósito de Cortes y depósito del Cerro de San Bartolomé con una capacidad total de 65.850 m³. Fuera del núcleo de Burgos, se encuentran el depósito de reserva de Villaverde-Peñahorada con capacidad de 600 m³, situado junto a las captaciones de aguas subterráneas (Aguas de Burgos S.A, en 2017).

II. Red de Saneamiento

La red es ramificada, con dimensionamiento progresivo hasta alcanzar la Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR), ubicada al suroeste del polígono industrial de Villalonquéjar, junto a la desembocadura del Ubierna al Arlanzón, y que recientemente (2017) ha sido ampliada y mejorada. La EDAR, que entró en funcionamiento en febrero de 1984, ha ido incrementando

progresivamente los caudales tratados, tanto por el incremento de la población servida como por el aumento de suelo industrial que ha ido entrando en servicio, con sus correspondientes vertidos a depurar. La depuradora recibe las aguas de la ciudad y de los núcleos de población: Cótar, Cortes, Villagonzalo Arenas, Villagonzalo Pedernales (Polígono Industrial), Villatoro y Villalonquéjar (PGOU, 2013) Durante el año 2015 se trataron en la EDAR de Villalonquéjar un total de 29.989.738 m³ de agua bruta procedente de la ciudad de Burgos, así como de su alfoz, con concentraciones medias de 285 mg/l de SS y 483 mg/l de DBO₅ consiguiendo unos rendimientos medios de eliminación de carga contaminante del 97,7 % para SS y 95,4 % para DBO₅.

La red de saneamiento a finales de 2015 tenía una longitud total de 813.024 m y la red privada ascendía a 21.282 metros. Por materiales, la red de distribución se descompone en PVC y poliéster (64,61 %), hormigón (27,84 %) y resto (7,55 %) (Aguas de Burgos S.A, en 2017). Los mapas de las figuras 3.16 y 3.17 muestran, respectivamente, la red de colectores y la situación de los puntos analizados en este estudio respecto a la red de tuberías de la ciudad de Burgos. Se han realizado obras de ampliación que aumentan la capacidad de la EDAR existente hasta un caudal medio diario de 156.000 metros cúbicos de agua residual, lo que permite tratar las aguas residuales de más de 1 millón de habitantes equivalentes. Los trabajos se han desarrollado de acuerdo a las siguientes actuaciones principales (Aguas de Burgos S.A, en 2017): mejora de la línea de tratamiento actual, ampliación y mejora de la línea del colector general, tratamiento de tormentas, tratamiento terciario, mejora de la línea de fangos.

El Plan General de Ordenación Urbana de Burgos señala que en algunas áreas, bien por vejez de las conducciones, por deterioro o por deficiencias en la construcción, será preciso efectuar acciones de mejora y renovación de parte de la red actual, para evitar las fugas que en la actualidad puedan producirse, evitando que las aguas negras se infiltren al terreno, contaminando el subsuelo y, en última instancia, a la propia red hidrográfica, al discurrir subterráneamente estas aguas hasta alcanzar el lecho de los ríos. También hace referencia a las transformaciones de las ciudades que en general suponen una mayor impermeabilización de la zona, tanto por el aumento de la edificabilidad de los cascos antiguos, donde las casas bajas se transforman en edificios de altura y los viejos patios y huertos anexos a la vivienda desaparecen, como por la mayor impermeabilidad de los materiales constitutivos de las aceras y calzadas (para evitar que el agua absorbida se hiele y rompa el pavimento). Se concluye que el discurrir de las aguas es más rápido, disminuyendo así el tiempo de concentración de la cuenca vertiente, lo que unido al aumento del coeficiente de escorrentía (PGOU, 2013) se traduce en un incremento de los caudales de presentación.

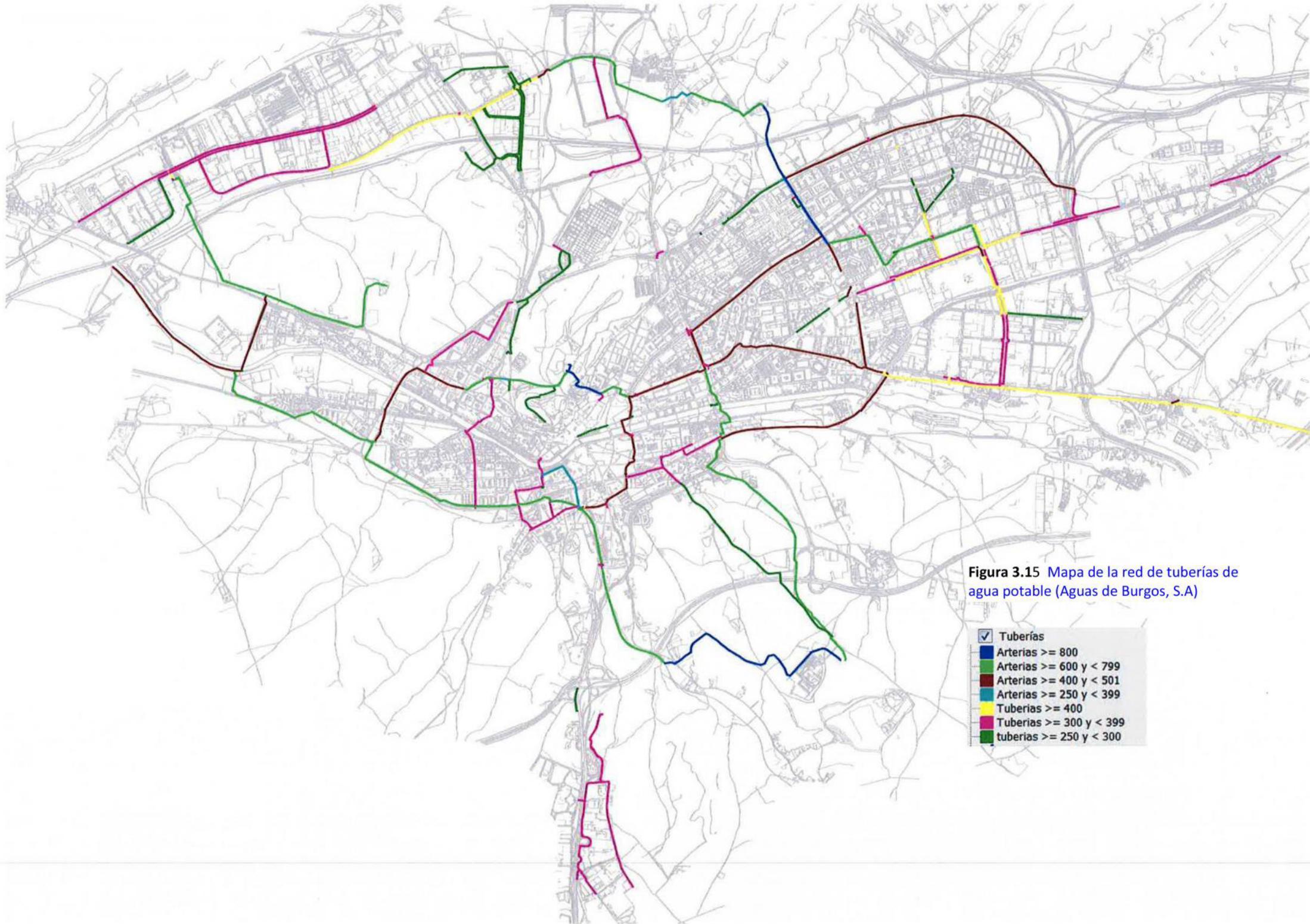


Figura 3.15 Mapa de la red de tuberías de agua potable (Aguas de Burgos, S.A)

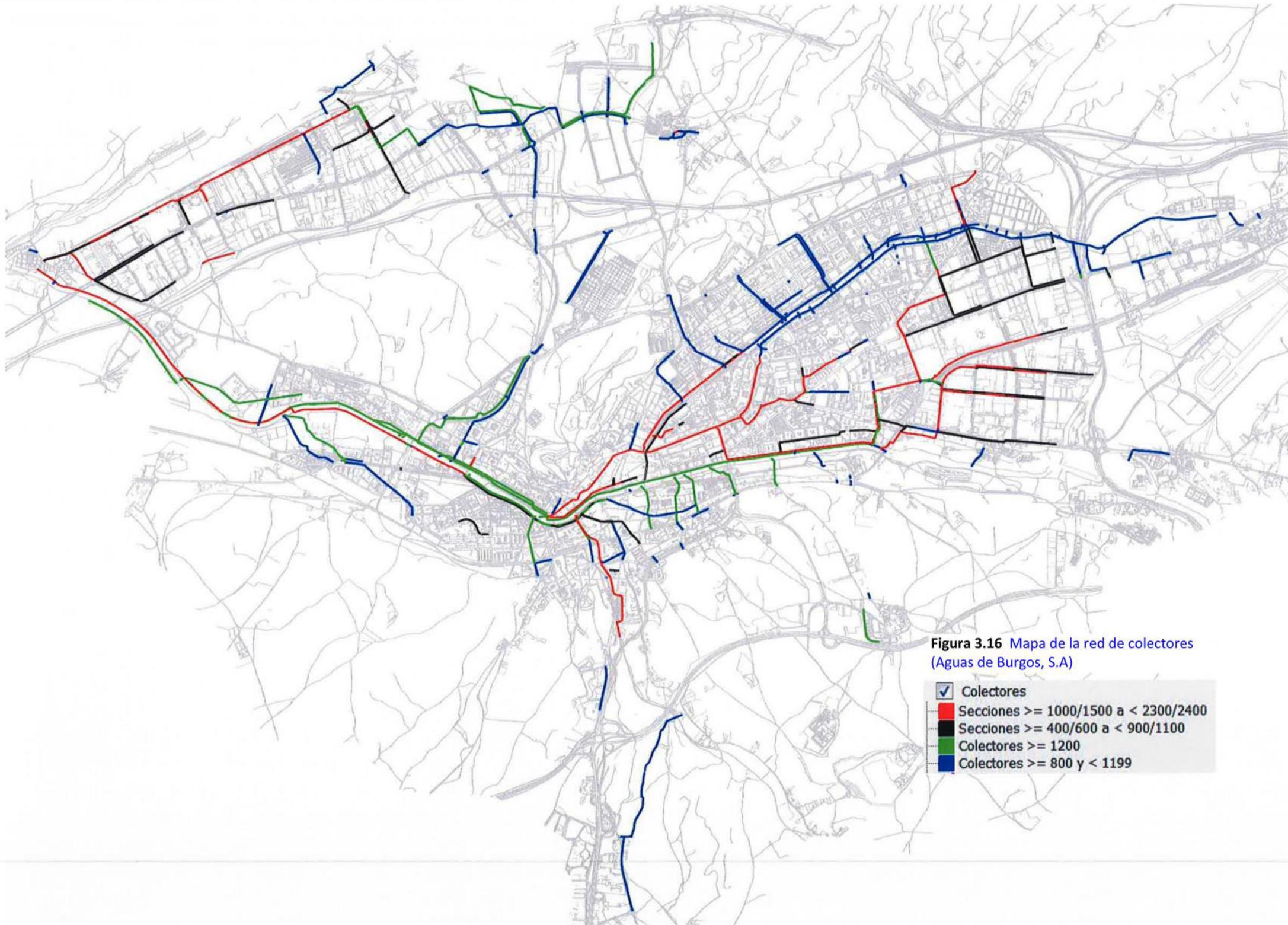
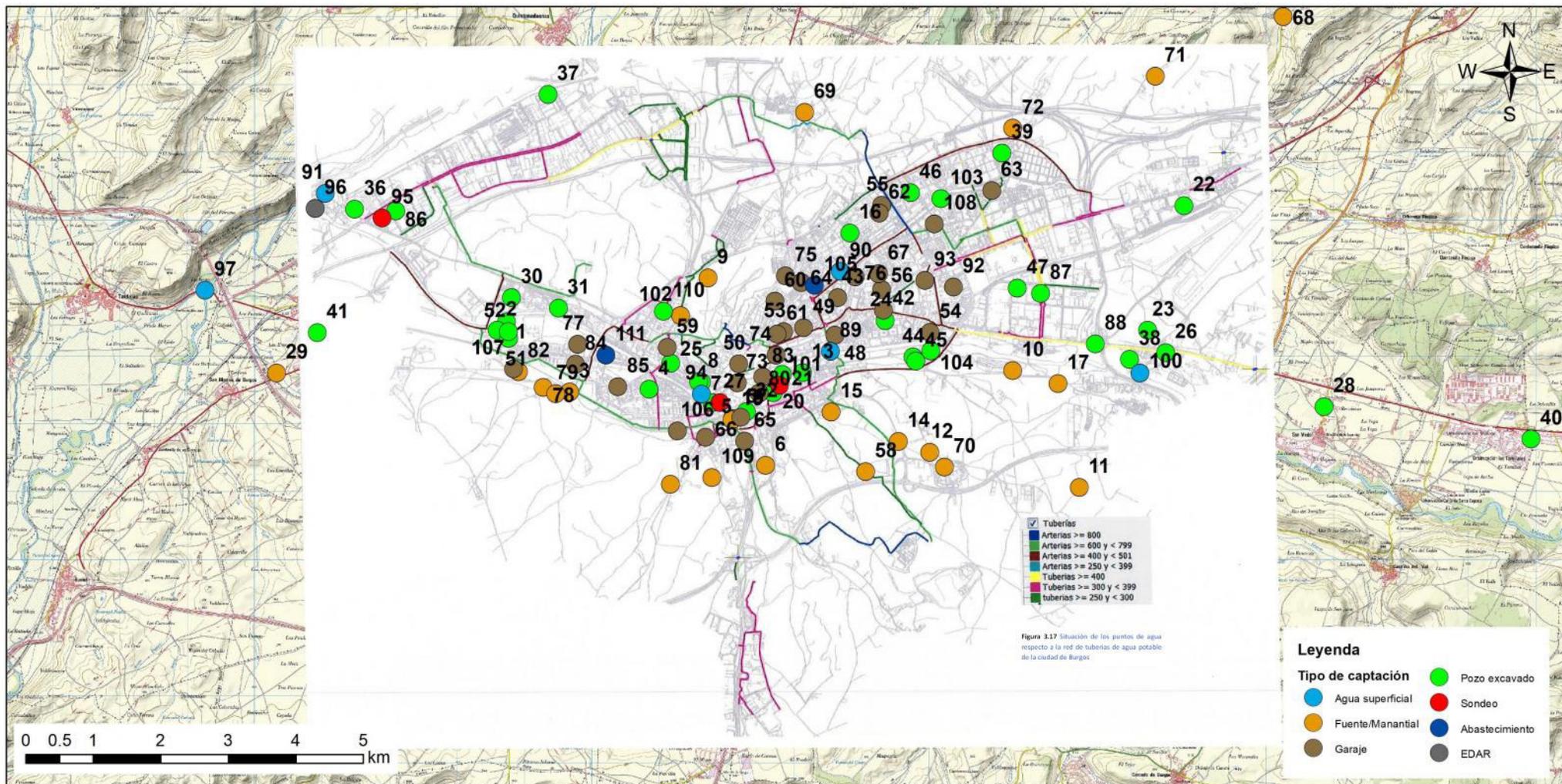


Figura 3.16 Mapa de la red de colectores
(Aguas de Burgos, S.A)



Capítulo 4

PROCEDIMIENTO DE MUESTREO Y ANÁLISIS INSTRUMENTAL PARA CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS

Capítulo 4

PROCEDIMIENTO DE MUESTREO Y ANÁLISIS INSTRUMENTAL PARA CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS

4.1 Introducción

El propósito fundamental de un análisis medioambiental, como el llevado a cabo en las aguas de la zona de estudio, es analizar las concentraciones de constituyentes químicos naturales así como evaluar la concentración de contaminantes en el medio y establecer comparaciones (Radojević y Bashkin, 1999). En este capítulo se expone la metodología utilizada para el análisis de las aguas.

Inicialmente se explica el procedimiento de muestreo y la conservación de muestras para los análisis químicos, isotópicos y microbiológicos de los distintos parámetros, se continúa con una breve descripción de los instrumentos portátiles para la medición en campo y se finaliza con las técnicas analíticas para la determinación en el laboratorio.

El muestreo y análisis de parámetros inestables en campo y la determinación de compuestos orgánicos volátiles se realizaron con el instrumental de la Escuela Politécnica Superior de Burgos. Tras la recogida y almacenamiento, las muestras fueron enviadas a los laboratorios del IGME (Instituto Geológico y Minero de España), del CEDEX (Centro de Estudios y experimentación de Obras Públicas) y del Servicio de Aguas de Burgos para que fuesen analizados los componentes químicos, isotópicos, AOX y microbiológicos.

4.2 Toma y Conservación de Muestras

La toma de muestras de aguas subterráneas, presenta una dificultad adicional que está condicionada tanto por la ubicación de este recurso en la corteza terrestre como por las características constructivas de las captaciones que permiten su aprovechamiento (Moreno et al, 2016). Durante la captación del agua se deberá tener en cuenta que la muestra sea representativa de un nivel acuífero, que provenga directamente de la formación acuífera y que no sea

contaminada o alterada por fenómenos de desgasificación, mezcla con el aire atmosférico, volatilización o adsorción entre otros fenómenos (López et al, 1997).

Se seleccionaron manantiales, pozos excavados, sondeos y puntos de agua centrados fundamentalmente en el Aluvial subyacente a la ciudad de Burgos, aunque también se tomaron muestras en el aluvial del tramo anterior y posterior así como en el Terciario y Mesozoico. Treinta y seis de los puntos de agua fueron muestreados en tres ocasiones. Las muestras de ríos se tomaron también en distintos periodos de tiempo, al objeto de analizar su evolución temporal. De todos los posibles sistemas de toma de muestras se optó por el más adecuado a las condiciones del campo y a los puntos de agua muestrear. Se recogieron en cada punto cinco muestras, cuatro de ellas destinadas al análisis químico e isotópico y una de ellas al análisis microbiológico.

Para el análisis de aniones se tomó un envase de 1 litro de capacidad de polietileno, limpio y homogeneizado con la muestra. Los procesos de oxidación, desgasificación y metabolismo bacteriano y fúngico fueron ralentizados conservando la muestra refrigerada hasta su análisis. El agua destinada a la determinación de cationes fue recogida en un recipiente de 0,5 litros, de polietileno, limpio y homogeneizado con la muestra. Estas muestras deberán ser acidificadas durante su transporte y almacenaje para evitar la precipitación de sales, óxidos e hidróxidos, así como la adsorción catiónica sobre las paredes internas del envase, por lo que se añadió 1ml de HNO_3 (c). Coletto y Maestro (1988 b) señalan que con la filtración se eliminan bacterias, sólidos en suspensión y los coloides de mayor tamaño, tanto del grupo de los oxihidróxidos metálicos como de los minerales de la arcilla, mejorando los resultados analíticos y garantizando una más correcta hidrogeoquímica (Coletto y Maestro (1988b)). Por esta razón, estas muestras fueron filtradas previamente a su análisis, utilizando filtros de celulosa de Millipore de 0,45 μm de tamaño de poro e inertes químicamente al paso del agua. Para el estudio del Tritio se recogió 1 litro y para el de isótopos estables 0,5 l. Como norma general, los envases recogidos para el posterior análisis químico se llenarán hasta el borde procurando no dejar una cámara de aire entre el agua y el tapón de cierre (López et al, 1997). El muestreo para la determinación del Deuterio y O-18, debe realizarse de forma que se eviten los procesos de evaporación y oxidación, es decir, en recipientes totalmente llenos y herméticamente cerrados (Moreno et al, 2016).

La muestra destinada al análisis microbiológico se recogió en un envase estéril modelo Anaclin de 1 litro de capacidad y de un solo uso. Las botellas deben estar abiertas el menor tiempo posible para evitar el contacto con microorganismos del aire o de las manos. Durante el llenado de los

envases se dejó una cámara de aire suficiente para poder agitar y homogeneizar la muestra evitando así contaminaciones accidentales (López et al, 1997). Las muestras se conservaron refrigeradas hasta su análisis en el laboratorio. En todos los casos la recogida ha de hacerse con las máximas condiciones de asepsia ya que se debe respetar la composición microbiana del agua captada (Orden de 27 de Julio de 1983). Los puntos de agua muestreados, el número de análisis fisicoquímicos, el tipo de captación y el acuífero del que forma parte se indican en las tablas 4.1a-4.1c. Al final del capítulo se muestra una recopilación de fotos de algunos de los puntos de agua analizados (figura 4.2).

4.3 Medición de Parámetros Inestables en Campo

Tanto la toma de muestras para las determinaciones posteriores a efectuar en el laboratorio, como el análisis de los constituyentes inestables se realizaron en campo (figura 4.1). Dado que ciertos parámetros como son la temperatura, el pH, la conductividad eléctrica, la alcalinidad y contenido en O_2 y CO_2 disuelto así como nitritos y turbidez, pueden verse alterados durante el transporte y almacenamiento de las muestras, es recomendado su análisis "in situ" (Custodio, 1988; Coletto y Maestro, 1988a). El material utilizado para este análisis se muestra en la figura 4.1.



Figura. 4.1 Equipos de medida de parámetros inestables en campo

Algunos de los medidores portátiles de parámetros químicos usados en hidrología subterránea proporcionan información de uso inmediato para tomar decisiones in situ y orientar o modificar la estrategia de la campaña sobre la marcha (Manzano, 2003).

4. Procedimiento de muestreo y análisis instrumental para caracterización de las aguas

ID PUNTO	TOPONIMIA	COORDENADAS (Datum ETRS89)		COTA m s.n.m.	TIPO CAPTACIÓN	ACUÍFERO	NÚMERO DE ANÁLISIS				
		X_UTM	Y_UTM				Fisicoquímico	Microbiológico	AOX	Estables	Tritio
1	Los Guindales I	438734	4688499	841	PEX	Q	3	1	1	3	2
2	Los Guindales II	438593	4688376	840	PEX	Q	1	1	1	1	
3	Fuente La Nogaleja	439674	4687468	848	FTE	T	1	1	1	1	
4	Convento Agustinos Recoletos	440853	4687507	849	PEX	Q	3	1	1	2	1
5	Seminario Menor	441779	4687310	853	PEX	Q	3	1	1	4	3
6	Fuente El Balconcillo	442576	4686388	875	FTE	T	3	1	1	3	1
7	Convento Salesas I	441626	4687613	853	PEX	Q	3	1	1	3	2
8	Convento Salesas II	441586	4687617	853	PEX	Q	1	1	1	1	
9	Fuente Palomarejos	441726	4689147	882	FTE	T	3	1	1	3	1
10	Fuente El Castaño	446245	4687780	873	FTE	T	3	1	1	3	1
11	Fuente Fuendorada	447231	4686064	913	FTE	T	3	1	1	3	1
12	Fuente La Pesquera	445008	4686579	916	FTE	T	1	1	1	1	
13	C/ Mateo Cerezo	443126	4687752	859	PEX	Q	1	1	1	1	
14	Fuente La Nava	444543	4686739	911	FTE	T	1	1	1	1	
15	Residencia Cortes	443550	4687175	883	FTE	T	3	1	1	2	1
16	C/ Condesa Mencía Nº 115	443829	4689806	867	PEX	Q	3	1	1	4	2
17	Fuente La Salud	446917	4687589	877	FTE	T	1	1	1	1	
18	Convento Santa Dorotea I	442085	4687076	856	PEX	Q	3	1	1	3	1
19	Convento Santa Dorotea II	442082	4687060	855	FTE	T	3	1	1	2	1
20	Convento Clarisas	442690	4687456	856	PEX	Q	3	1	1	3	1
21	Convento Trinitarias	442825	4687723	857	PEX	Q	3	1		3	1
22	Villafría	448778	4690211	893	PEX	Q	3	1		3	1
23	Castañares	448245	4688378	882	PEX	Q	3	1	1	4	3
24	Deportiva Militar	444347	4688518	864	PEX	Q	3	1	1	3	2
25	Convento Benedictinas	441173	4687892	851	PEX	Q	3	1	1	3	1
26	Castañares -Tableros Bon	448513	4688045	885	PEX	Q	3	1	1	4	2
27	Ed. Monte Carmelo C/ Padre Silverio	441900	4687310	854	SND	T	3	1	1	3	1
28	San Medel	450855	4687251	898	PEX	Q	1	1	1	1	
29	Granja de Pollos Villalbilla	435326	4687745	832	FTE	T	3	1	1	3	1
30	C / Costa Rica nº 112	438808	4688858	841	PEX	Q	1	1	1	1	
31	C/ Brasil 5	439503	4688701	843	PEX	Q	1	1	1	1	
32	Residencia San Agustín	442292	4687176	857	PEX	Q	3	1	1	3	1
33	Villaverde Peñahorada	445701	4702652	879	FTE	M	3	1	1	3	2
34	Hontoria de la Cantera	446868	4671080	927	FTE	M	3	1	1	3	2
35	Modúbar de San Cibrían	451999	4678774	941	FTE	M	1	1	1	1	1
36	Villalonguejar. Particular	436484	4690156	832	PEX	Q	3	1	1	2	
37	Villagonzalo Arenas	439348	4691853	837	PEX	Q	1	1	1	1	
38	Club Golf "El Soto"	447975	4687950	881	PEX	Q	3	1	1	3	1
39	Panadería Villimar	446083	4690985	879	PEX	Q	3	1	1	3	1
40	Urbanización Los Tomillares	453928	4686773	917	PEX	Q	1	1	1	1	1
41	C/ Estación Villalbilla	435927	4688338	848	PEX	T	3	1	1	2	1
42	Avd/ Constitución nº 9	444323	4688670	864	GAR	Q	3	1	1	2	2
43	C/ Juan de Padilla nº 10	443644	4688859	862	GAR	Q	3			3	2

Tabla 4.1 a Análisis realizados en los puntos de agua muestreados

4. Procedimiento de muestreo y análisis instrumental para caracterización de las aguas

ID PUNTO	TOPONIMIA	COORDENADAS (Datum ETRS89)		COTA	TIPO	ACUÍFERO	NÚMERO DE ANÁLISIS				
		X_UTM	Y_UTM	m s.n.m.	CAPTACIÓN		Fisicoquímico	Microbiológico	AOX	Estables	Tritio
44	Vivero Municipal I	444759	4687986	866	PEX	Q	1	1	1	1	1
45	Vivero Municipal II	444803	4687924	867	PEX	Q	1	1	1	1	1
46	Jovilma (S3)	444723	4690399	872	PEX	Q	1	1	1	1	1
47	Prosider	446311	4688997	874	PEX	Q	1	1	1	1	1
48	Hotel Puerta de Burgos	443604	4688304	861	GAR	Q	1	1	1	1	1
49	C/ Soria nº3	443138	4688412	860	GAR	Q	1			1	1
50	Aparcamiento Plaza Mayor	442180	4687882	855	GAR	Q	1	1	1	1	1
51	Centro Recuperación Animales I	438763	4688257	841	PEX	Q	1	1	1	1	1
52	Centro Recuperación Animales II	438759	4688355	841	PEX	Q	1	1	1	1	1
53	C/ Virgen del manzano nº 18	442843	4688355	859	GAR	Q	1	1	1	1	1
54	C/ Antonio García Martín nº 24	445017	4688347	867	GAR	Q	1			1	1
55	C/ Victoria Balfé nº 24	444296	4690213	871	GAR	Q	1			1	1
56	Aparcamiento Santa Bárbara	444299	4688978	864	GAR	Q	1			1	1
57	C/ Sara Borrell nº 1 - Río Cardeña	442211	4687094	857	GAR	Q	1			1	1
58	Valle María	444059	4686296	924	FTE	T	1	1	1	1	1
59	C/ Malatos	441118	4688122	853	GAR	Q	1	1	1	1	1
60	C/ Petronila Casado nº 28	442714	4688803	859	GAR	Q	1	1	1	1	1
61	C/ Guardia Civil nº 1	442748	4688322	859	GAR	Q	1			1	1
62	C/ Marqués de Berlanga nº 4	444263	4690102	869	GAR	Q	1			1	1
63	C/ Vela Zanetti nº 18	445931	4690430	874	GAR	Q	1			1	1
64	Avda. Cantabria nº 75	443103	4689080	861	GAR	Q	1			1	1
65	C/ Calleja y Zurita nº 15	442265	4686744	860	GAR	Q	1			1	1
66	C/ San Pedro y San Felices nº 26	441686	4686802	858	GAR	Q	1			1	1
67	C/ Severo Ochoa nº 22	444252	4689209	865	GAR	Q	1			1	1
68	Cótar	450253	4692999	909	FTE	T	1			1	1
69	Barrio Villatoro	443154	4691590	875	FTE	T	1			1	1
70	Barrio de Cortes	445227	4686364	935	FTE	T	1			1	1
71	San Esteban de los Olmos	448359	4692122	917	FTE	T	1			1	1
72	Río Viejo-Villimar	446246	4691351	876	FTE	T	1			1	1
73	Aparcamiento Plaza Vega	442156	4687602	855	GAR	Q	1			1	1
74	C/ Vitoria nº 36	442733	4688011	857	GAR	Q	1			1	1
75	Aparcamiento José Mª de la Puente	442873	4689175	866	GAR	Q	1			1	1
76	Avd/ Castilla y León nº 44	443904	4689159	863	GAR	Q	1			1	1
77	C/ Autónoma nº 3	439795	4688169	846	GAR	Q	1			1	1
78	Arroyo Villargámar	439277	4687536	855	FTE	T	1			1	1
79	Fuente Villargámar	439464	4687441	855	FTE	Q	1			1	1
80	C/ Progreso nº33	442482	4687454	856	GAR	Q	1			1	1
81	Fuente de la Paciencia	441168	4686109	897	FTE	T	1			1	1
82	El Pollo	438910	4687769	847	FTE	T	1			1	1
83	Museo de la Evolución Humana	442536	4687688	861	GAR	Q	1			1	1
84	C/ Hornillos nº23	439764	4687876	845	GAR	Q	1			1	1
85	C/ Las Infantas nº12	440389	4687547	848	GAR	Q	1			1	1
86	Matadero INCARSA	437090	4690131	834	PEX	T	1			1	1
87	Frío Burgos	446659	4688918	874	PEX	Q	1			1	1

Tabla 4.1 b Análisis realizados en los puntos de agua muestreados

4. Procedimiento de muestreo y análisis instrumental para caracterización de las aguas

ID PUNTO	TOPONIMIA	COORDENADAS (Datum ETRS89)		COTA m s.n.m.	TIPO CAPTACIÓN	ACUÍFERO	NÚMERO DE ANÁLISIS				
		X_UTM	Y_UTM				Fisicoquímico	Microbiológico	AOX	Estables	Tritio
88	Carretera Logroño- Castañares	447470	4688176	879	PEX	Q	1			1	1
89	Río Arlanzón (Cruz Roja)	443536	4688064	857	SUP		3			4	2
90	Río Vena (Politécnica)	443689	4689242	859	SUP		2			3	1
91	Río Ubierna (Villalonguéjar)	436046	4690389	829	SUP		3			7	4
92	C/ Luis Alberdi 44-46	445361	4689014	869	GAR	Q	1			1	
93	Plaza Roma	444937	4689112	866	GAR	Q	1			1	1
94	Río Arlanzón (Plaza Castilla)	441628	4687436	849	SUP		3			5	3
95	Sondeo Villalonguéjar	436890	4690031	834	SND	T	1			1	1
96	EDAR	435896	4690171	831	DEP		1			1	1
97	Río Ubierna+Arlanzón (Villalbilla)	434265	4688966	823	SUP		4			6	4
98	Cueva de Juarros	455786	4680797	958	FTE	M	1			1	1
99	Brieva de Juarros	464374	4681456	1040	FTE	M	1			1	1
100	Río Arlanzón (Castañares)	448128	4687748	879	SUP		2			4	2
101	Covento Carmelitas Descalzas	442785	4687563	858	SND	T	1			1	1
102	Fuente Bermeja	441317	4688593	867	FTE	Q	1			1	1
103	Edificio Mercurio.S4	445173	4690311	868	PEX	Q	1			1	1
104	Antigua Fábrica Pieles	445026	4688072	867	PEX	Q	1			1	1
105	Agua de Red. Politécnica	443302	4689038	861	ABTO		1			2	2
106	C/ Siervas de Jesús	441269	4686895	854	GAR	Q	1			1	1
107	C/ Rosalía de Castro	438839	4687806	853	GAR	Q	1			1	1
108	C/ Solidaridad nº 4	445077	4689943	872	GAR	Q	1			1	1
109	Fuente La Piluca	441782	4686208	883	FTE	T	1			1	1
110	C/ El Patillas nº 4	441063	4688653	858	PEX	Q	1			1	1
111	Residencia Camino de Santiago	440211	4688012	847	ABTO					1	
112	Cueva de Juarros II	455788	4680849	958	FTE	M				1	1
TOTAL =							181	54	52	194	122

TIPO CAPTACIÓN: SUP=Aguas superficiales; FTE=Fuente o manantial; GAR=Garaje; PEX=Pozo excavado; SND=Sondeo; ABTO=Abastecimiento; EDAR=Depuradora
ACUÍFERO: M=Mesozoicos; T=Terciarios; Q=Cuaternarios

*muestras COV's cualitativo: 5,7,10,11,15,22,29,32,36,37,38,40,41,42,47,49,74,82,102

Tabla 4.1 c Análisis realizados en los puntos de agua muestreados

La temperatura del agua afecta a la solubilidad de sales y gases y en general a todas sus propiedades químicas y a su comportamiento microbiológico. En aguas subterráneas, ya sea un manantial o extraída de una captación debe tomarse en el momento de la surgencia, antes de que se altere con la temperatura ambiente. Se midió con un termómetro clásico, de columna de mercurio, de precisión 0,1°C, dejando que la temperatura del instrumento se equilibrara con la del agua a muestrear.

La conductividad eléctrica nos informa sobre la presencia de iones disueltos en el agua. Permite determinar la facilidad del agua para conducir energía eléctrica, que se ve muy influenciada por la temperatura por lo que se determinó con un conductivímetro con corrección de temperatura. La precisión proporcionada es de 1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para las muestras con conductividad inferior a 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y de 10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para las muestras de mayor conductividad. Se ajustó el compensador de temperatura del aparato portátil a una temperatura estándar de 25°C, para poder comparar los distintos resultados obtenidos. Periódicamente se calibró el conductivímetro para comprobar que no existían desviaciones en las medidas efectuadas (Matia, 1988; Manzano, 2003)

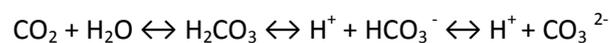
El pH, parámetro fisicoquímico que mide la acidez del agua, presenta gran variabilidad en las muestras de aguas subterráneas especialmente por su dependencia del equilibrio carbonatado. Para su determinación se utilizó un pHmetro con corrección de temperatura. La precisión proporcionada por el aparato es de 0,01 unidades de pH. La estabilización de la temperatura del pH con estos instrumentos suele ser larga, sobre todo en aguas subterráneas débilmente tamponadas, empleándose aproximadamente 10 minutos en conseguir una medida clara (Coletto y Maestro, 1988a; Matia, 1988). El valor del pH en aguas naturales oscila entre 5,5 y 8,5 y en aguas subterráneas habitualmente entre 6,5 y 8,5.

La presencia del oxígeno disuelto puede provenir de la absorción del oxígeno del aire o de la fotosíntesis de las plantas acuáticas. Su solubilidad es función de la temperatura, presión, presión de vapor del gas, salinidad y composición físico-química del agua. En las aguas subterráneas es un claro indicador de su estado redox, medido muy frecuentemente dada la dificultad de determinación del potencial redox Eh, aunque en muchas ocasiones, debido a la reoxigenación del agua subterránea a la salida del acuífero, los valores obtenidos deben ser tomados con cierta precaución. Los resultados del contenido de O_2 disuelto pueden expresarse en mg/l (ppm) o en % de saturación, que se define como el porcentaje de oxígeno disuelto en 1 litro de agua, respecto a la cantidad máxima de oxígeno disuelto que puede contener 1 litro de agua (Hanna, 2015). En este

trabajo la cantidad de oxígeno disuelto se ha expresado en mg/l. Para su determinación se utilizó un oxímetro. La medición de este parámetro junto a la conductividad eléctrica pueden informar sobre la existencia y extensión de posibles procesos de contaminación (Manzano, 2003).

La alcalinidad es una propiedad de las aguas naturales definida como su capacidad para neutralizar ácidos, cuantificándose como el número total de moles de iones de hidrógeno necesarios para llevar el pH del agua a un valor próximo a 4,3 unidades. En la mayor parte de las aguas subterráneas la alcalinidad es fundamentalmente debida al contenido en iones hidrogenocarbonato (HCO_3^-) y si el pH es suficientemente básico, pH superior a 8,2, al contenido en carbonatos (CO_3^{2-}) (Catalán, 1981). Este parámetro debe determinarse en campo, puesto que la alteración del equilibrio carbonatado por la desgasificación de las muestras al salir del medio geológico, suele provocar importantes variaciones en el valor de la alcalinidad. Se determina mediante valoración ácido-base con H_2SO_4 utilizando indicadores colorimétricos o potenciométricos del punto final. El indicador utilizado es Verde de Bromocresol-Rojo de Metilo, virando de un color verde inicial a un rosa débil en el punto final de la valoración, a un pH aproximado de 4,5 (APHA, 1992). Con anterioridad a la valoración se añadían unas gotas de fenolftaleína a la muestra, si el pH era superior a 8,2 adquiriría una coloración rosa fucsia, indicativo de la presencia en la muestra del anión carbonato, que debía ser valorado previamente hasta obtener una solución incolora. El cloruro puede interferir con el indicador por lo que se añaden a la muestra unas gotas de tiosulfato sódico 0,1N para eliminar dicha interferencia.

El dióxido de carbono es un parámetro esencial para el conocimiento de los procesos geoquímicos que tienen lugar en el seno del acuífero. Su determinación en campo se realiza para minimizar los procesos de desgasificación que esta sustancia sufre al ser extraída el agua del acuífero. El dióxido de carbono disuelto en agua da lugar al llamado equilibrio carbónico, de gran importancia en la química del agua:



El origen del CO_2 disuelto en el agua es variado, como la respiración de los organismos acuáticos, descomposición materia orgánica, disolución de carbonatos o agua de lluvia. Se determina mediante valoración ácido-base con disolución de NaOH diluida, utilizando fenolftaleína como indicador con viraje a incoloro a rosa persistente a un pH de equivalencia de 8,2.

La medida de nitrito se realizó con un espectrofotómetro, trabajando a una longitud de onda de 507 nm (APHA, 1992). El nitrito en la muestra reacciona con el ácido sulfanílico para formar una sal de diazonio intermedia. Esta sal se une al ácido cromatrópico para producir un complejo coloreado rosa que es proporcional a la cantidad de nitrito presente.

La turbidez del agua se debe a la presencia de diversas materias en suspensión. El aparato utilizado para su medida es un turbidímetro portátil. Mediante el método turbidimétrico se mide la atenuación de la radiación incidente a consecuencia de la dispersión producida por las partículas en suspensión.

Los medidores de pH, CE, temperatura, Eh, O₂, etc, proporcionan información sobre la marcha de la variabilidad espacial de las facies químicas del agua subterránea, así como de la posible existencia de flujos verticales o de mezclas de aguas distintas, ya sea como configuración de la red de flujo en el acuífero o inducidas por el diseño de los puntos de muestreo, (Manzano, 2003).

4.4 Análisis de Iones en laboratorio

Para determinar la composición química de las aguas estudiadas se utilizaron diversas técnicas que se describen en los siguientes apartados.

4.4.1 Cationes por Espectrometría Atómica

Los metales disueltos en el agua se han determinado mediante técnicas de espectrometría atómica. Las técnicas de espectrometría atómica se basan en dos mecanismos de operación: emisión atómica y absorción atómica que dependen de la energía térmica (Essington, 2003). Esto proporciona un método de análisis cualitativo (las longitudes de onda de las líneas del espectro atómico son específicas de cada elemento) y también de análisis cuantitativo (la intensidad de emisión o absorción varía con la concentración del elemento). La absorción atómica tiene mayor capacidad de detección para los elementos que emiten por debajo de los 300 nm debido a la gran energía térmica necesaria para excitar a los átomos por emisión a esas longitudes de onda, pero a longitudes de onda entre 300 y 400 nm cualquiera de los métodos puede tener capacidades comparables de detección, si bien la emisión de llama en general es superior en la región del visible (Christian, 2009). En cuanto a la técnica de absorción atómica, existen tres formas principales de provocar la atomización de la muestra como son atomización en llama (la más sencilla, sensibilidad media), atomización electromagnética (elevada sensibilidad, bajo consumo

de muestra) y basada en generación de vapores (para mercurio y arsénico entre otros, elevada sensibilidad) (Carmen y Pérez -Conde, 2011).

La espectrofotometría de absorción atómica AAS de llama es un método instrumental que está basado en la atomización del analito. En un atomizador de llama, una solución de la muestra se nebuliza mediante un flujo de oxidante gaseoso mezclado con un combustible también gaseoso y se lleva hacia una llama donde ocurre la atomización (Skoog, et al, 2008). La niebla atómica es desolvatada y expuesta a una energía a una determinada longitud de onda emitida ya sea por la dicha llama, ó una Lámpara de Cátodo Hueco construida con el mismo analito a determinar o una Lámpara de Descarga de Electrones (EDL). La radiación de la fuente que atraviesa el vapor atómico de la muestra, se absorbe selectivamente. La absorbancia es directamente proporcional a la concentración, esto es, se satisface la ley general de la absorción (Carmen y Pérez-Conde, 2011).

En la tabla 4.2 se indican los metales determinados mediante esta técnica y el límite de detección para cada uno de ellos.

LÍMITE DE DETECCIÓN	
CINC	$\geq 0,05$ mg/l
HIERRO	$\geq 0,1$ mg/l
COBRE	$\geq 0,05$ mg/l
MANGANESO	$\geq 0,05$ mg/l
CALCIO	≥ 1 mg/l
MAGNESIO	≥ 1 mg/l
SILICIO	$\geq 0,1$ mg/l

Tabla 4.2 Límites de Detección de Elementos determinados por espectrofotometría de absorción atómica de llama

La espectrometría de emisión atómica EA de llama es una herramienta clásica muy útil en el análisis de metales, ya que reúne una serie de características favorables tales como sensibilidad, selectividad, sencillez de operación, versatilidad y relativo bajo costo que la sitúa al alcance de todo laboratorio (Cámara y Pérez- Conde, 2011). Consiste en generar un vapor atómico a alta temperatura, con lo cual una fracción de los átomos pasan a estados excitados, siendo la base de la emisión atómica la medida de la luz emitida por los átomos excitados al pasar a estados inferiores de energía, normalmente el estado fundamental (Koirtjohann, 1991). La intensidad de las líneas de emisión depende fundamentalmente de dos factores: la concentración de átomos del elemento en el vapor metálico y la temperatura. Esta técnica es solo práctica para un pequeño

número de elementos, ya que los límites de detección (tabla 4.3) son menores que para absorción atómica (Essington, 2003).

Los metales disueltos analizados en la zona de estudio mediante el empleo de esta técnica se recogen en la tabla 4.3.

LÍMITE DE DETECCIÓN	
LITIO	$\geq 0,05$ mg/l
POTASIO	≥ 1 mg/l
SODIO	≥ 2 mg/l

Tabla 4.3 Límites de Detección de Elementos determinados por espectrofotometría de emisión atómica de llama

La técnica de espectrofotometría de absorción atómica sin llama (método del vapor frío) (CVAAS) se emplea para medir los niveles de mercurio. Merece especial atención por ser este el único elemento metálico que presenta una presión de vapor elevada en condiciones normales de presión y temperatura. Es de especial importancia debido a la toxicidad del elemento y a su presencia en gran número de muestras (Carmen y Pérez-Conde, 2011). Combinando las ventajas de la inyección de flujo y la detección por absorción atómica, esta técnica provee un sistema libre de interferencias ya que el mercurio es separado de la matriz por reducción química. El espectrómetro de alta sensibilidad lleva incorporada una lámpara de mercurio de alta intensidad y una celda de absorción larga lo que proporciona junto con el detector blindado a la luz excepcionales límites de detección (tabla 4.4) (Técnicas Instrumentales UVA, 2015).

LÍMITE DE DETECCIÓN	
MERCURIO	$\geq 0,5$ μ g/l

Tabla 4.4 Mercurio determinado por espectrofotometría de emisión atómica sin llama (vapor frío)

La espectrofotometría de absorción atómica con atomización electromagnética utiliza en la mayoría de los casos un pequeño tubo de grafito para el calentamiento por lo que se le llama espectrometría de absorción atómica con horno o cámara de grafito (GFAAS). Presenta algunas ventajas frente a la absorción atómica de llama, como mayor tiempo de exposición de la muestra a la radiación electromagnética, la muestra se sitúa directamente en el interior del atomizador, y se requiere menor volumen de muestra (Cámara y Pérez-Conde, 2011). Debido a su buena sensibilidad y selectividad, es un método de análisis comúnmente usado para ciertos elementos

traza en muestras acuosas (UVA, 2015). En la tabla 4.5 se indican los metales minoritarios presentes en las aguas analizadas mediante el uso de cámara de grafito.

LÍMITE DE DETECCIÓN	
ARSÉNICO	≥ 5 µg/l
CADMIO	≥ 0,5 µg/l
CROMO	≥ 2,5 µg/l
HIERRO	≥ 20 µg/l
MANGANESO	≥ 10 µg/l
PLOMO	≥ 5 µg/l
SELENIO	≥ 5 µg/l

Tabla 4.5 Elementos determinados por espectrofotometría de absorción atómica con cámara de grafito

La espectrometría de masas atómica de plasma acoplado inductivamente (ICP-MS) proporciona información multielemental en una gran variedad de muestras. El plasma de acoplamiento inductivo (ICP) es una fuente de ionización a presión atmosférica que junto a un espectrómetro de masas (MS) a vacío, constituye el equipo de ICP-MS. La muestra líquida es vaporizada e ionizada gracias a un plasma de Ar. Los iones una vez formados pasan al espectrómetro de masas donde son separados mediante un analizador y detectados (Fifield y Haines, 1996; UVA, 2015). Esta técnica presenta ventajas frente a los métodos ópticos atómicos al tener límites de detección de dos o tres órdenes de magnitud mejores que los de técnicas ópticas, espectros sencillos, y medidas muy rápidas, simultáneas o casi simultáneas (Cámara y Pérez- Conde, 2011). Mediante esta técnica se han analizado varios elementos (tabla 4.6). En ella, también se muestran algunos elementos analizados que también pueden determinarse por la técnica de AAS.

LÍMITE DE DETECCIÓN	
ALUMINIO	≥ 10 µg/l
ANTIMONIO	≥ 2 µg/l
BARIO	≥ 100 µg/l
BORO	≥ 100 µg/l
ARSÉNICO	≥ 5 µg/l
CADMIO	≥ 2 µg/l
COBRE	≥ 100 µg/l
CROMO	≥ 2 µg/l
HIERRO	≥ 100 µg/l
NÍQUEL	≥ 10 µg/l
MANGANESO	≥ 5 µg/l
PLOMO	≥ 5 µg/l
SELENIO	≥ 5 µg/l

Tabla 4.6 Elementos determinados por espectrometría de masas de plasma acoplado inductivamente

4.4.2 Aniones por Cromatografía Iónica

Muchos de los problemas analíticos ambientales pasan por la separación, identificación y cuantificación de un gran número de compuestos, algunos de los cuales están en muestras complejas en concentraciones prequeñas por lo que la técnica de cromatografía se ha convertido en uno de los métodos más importantes para el análisis de aniones y cationes (Sierra et al, 2010). En general, la cromatografía iónica se refiere a los métodos modernos y eficientes para separar y determinar iones en columnas con relativamente baja capacidad de intercambio iónico (Skoog et al, 2008). Se trata de un método físico de separación basado en la distribución de los componentes de una mezcla entre dos fases inmiscibles, una fija o estacionaria y otra móvil. Los diferentes componentes de la muestra a analizar en función de las diferentes afinidades que presentan por ambas fases, se mueven a diferentes velocidades y eluyen, por tanto, a diferentes tiempos. Una vez separada, la muestra pasa a través de un detector donde se registra la señal obtenida respecto al tiempo de retención. La representación gráfica de la señal obtenida en función del tiempo (o volumen) de elución se denomina cromatograma.

En la tabla 4.7 se señalan los aniones determinados mediante esta técnica analítica y sus límites de detección.

LÍMITE DE DETECCIÓN	
SULFATO	≥ 1 mg/l
BROMURO	≥ 1 mg/l
CLORURO	≥ 1 mg/l
NITRATO	≥ 0,5 mg/l
NITRITO	≥ 0,05 mg/l
FLUORURO	≥ 0,5 mg/l
FOSFATO	≥ 0,04 mg/l

Tabla 4.7 Elementos determinados por cromatografía aniónica

4.4.3 Carbono Orgánico Total

El Carbono Orgánico Total (COT) es un parámetro que aporta información sobre el contenido de materia orgánica en el agua: sustancias orgánicas disueltas y en suspensión del agua. Los contaminantes orgánicos se miden como el carbono orgánico total contenido en el agua, expresado como la suma de todo el carbón contenido en diferentes fracciones: COT hace referencia al carbono orgánico en el agua en sustancias disueltas o en suspensión; CT representa el carbono orgánica e inorgánico en el agua, incluido el carbono elemental; IC es la suma del carbono inorgánico que contempla CO₂ disuelto, carbonatos y bicarbonatos (Rouessac et al, 2007).

Se basa en la combustión y análisis del gas mediante analizador de infrarrojo no dispersivo (NDIR). Como producto de la combustión se genera agua que se vaporiza y se elimina mediante una posterior condensación. Otro producto de la combustión es el carbono (orgánico e inorgánico) que se oxida a CO₂. Este CO₂ se transporta empleando una corriente de aire y se mide mediante un detector de infrarrojos no dispersivo (NDIR). De esta forma se puede calcular el TC. El IC se obtiene por acidificación de la muestra con ácido fosfórico, proceso en el que se forma CO₂ y el cual es analizado por el NDIR. El TOC se puede obtener por diferencia de los anteriores (TC-IC) (ICRA, 2005)

4.4.4 Análisis cualitativo de Compuestos Orgánicos Volátiles por Cromatografía Gaseosa

El análisis de los compuestos orgánicos volátiles (COV's) se llevó a cabo por cromatografía de gases con detección por espectrometría de masas. El sistema de introducción de la muestra se realizó mediante un preconcentrador de purga y trampa. Tal y como se ha indicado en el apartado anterior la cromatografía permite separar los componentes de una muestra que se distribuyen en dos fases, una que permanece inmóvil (estacionaria) y otra móvil. En la CG la naturaleza de la fase móvil es gaseosa (Sierra et al, 2010). La cromatografía de gases es una técnica analítica de alta resolución, sin embargo, ha tenido serias limitaciones ya que no proporciona con suficiente sensibilidad ciertos análisis como los compuestos orgánicos volátiles (COV's) y la habilidad para detectar pequeños niveles de este tipo de compuestos es importante en los estudios ambientales (Keith, 1996). Otra limitación es que algunos cromatógrafos no toleran inyecciones directas con agua ya que las muestras deben vaporizarse rápidamente cuando son inyectadas en el cromatógrafo de gases. Para salvar estas limitaciones, se usa un método llamado concentrador con sistema de purga y trampa. Este método separa los COV's de la muestra.

Mediante el uso de esta técnica acoplada al cromatógrafo de gases, los COV's son extraídos de la muestra acuosa mediante una purga con gas inerte (He) y atrapados en un cartucho que contiene un material absorbente. Una vez finalizada la purga, los COV's se desorben del cartucho mediante un aumento rápido de la temperatura (desorción térmica) y pasan directamente a la columna del cromatógrafo. El sistema tiene un dispositivo de limpieza del cartucho absorbente, utilizando un flujo de gas inerte en contracorriente a alta temperatura (Bake) (Hewlett Packard, 1990). La totalidad de las sustancias químicas se determinan de modo cuantitativo salvo la evaluación de los componentes orgánicos de algunas de las aguas que se se realizará de forma cualitativa.

4.4.5 Análisis de Isótopos estables e inestables de las aguas

El análisis de las relaciones isotópicas, tanto en rangos de abundancia natural como mediante la adición de trazadores, ha demostrado ser una herramienta muy útil en numerosas áreas científico-técnicas (UAM, 2008). Para el estudio de la composición isotópica de las aguas se han realizado análisis de los isótopos estables de la molécula de agua (deuterio, ^2H o D y oxígeno-18 o ^{18}O), y de su isótopo radiactivo (tritio ^3H).

La técnica utilizada para la determinación ha sido la espectrometría de masas de relaciones isotópicas (IRMS). Los isótopos estables más estudiados son los correspondientes a los átomos ligeros (hidrógeno, carbono, nitrógeno y oxígeno), que son precisamente los mayoritarios de la naturaleza que no se descomponen con el tiempo. El espectrómetro de masas para la medida de relaciones isotópicas de isótopos estables en muestras gaseosas separa iones del elemento de interés en función de sus diferentes relaciones masa/carga (m/z). Las medidas realizadas dan información de la abundancia isotópica relativa (enriquecimiento o “delta”), que se define como el exceso en tanto por mil de una determinada especie isotópica en una muestra, comparada con una referencia o patrón (Díaz Teijeiro, 2009;UDC en 2017).

La técnica de espectrometría de centelleo líquido se ha utilizado para el análisis del isótopo radiactivo del agua. El paso de la radiación ionizante a través de determinados materiales fluorescentes excita a los átomos y moléculas, lo que produce la emisión de radiación infrarroja y visible desde éstas. Dicha radiación puede recogerse por medio de tubos fotomultiplicadores que, conectados a una cadena electrónica, permiten el análisis de la radiación ionizante inicial. Los espectrómetros de centelleo líquido tienen una alta eficiencia de recuento, que les hace particularmente interesantes en el análisis de radiación beta de baja energía (Díaz Teijeiro, 2009; US en 2017).

4.4.6 Análisis de AOX (Halógenos Orgánicos Adsorbibles)

El AOX es un parámetro analítico convencional cuyo resultado se usa con el fin de controlar la calidad del agua. Representa la suma de cloro, bromo y yodo (pero no de flúor) ligados orgánicamente que pueden adsorberse en carbón activo bajo condiciones definidas. Si la muestra no ha sido previamente filtrada, incluye los compuestos asociados a la materia en suspensión (Norma Europea EN 1485:1996 AENOR). Estos compuestos, que representan la cantidad de materia orgánica halogenada disuelta en una muestra son indicativo de contaminación química sintética e incluyen entre otros: Trihalometanos, disolventes orgánicos como tricloroetano,

tetracloroetano, y otros alcanos y alquenos halogenados; los pesticidas y herbicidas clorados y bromados; los bifenilos policlorados (PCB) compuestos aromáticos clorados como hexaclorobenceno y 2,4-diclorofenol; y las sustancias húmicas acuáticas parcialmente cloradas de elevado peso molecular (Varela et al., 2005). Los métodos específicos para cada compuesto como la cromatografía de gases, son más sensibles que la determinación de AOX, ya que se mide la cantidad total de halógenos orgánicos retenidos en el adsorbente carbón activo pero no informa de la naturaleza o estructura de los compuestos individuales.

La muestra de ensayo tomada para el análisis debe tener, en condiciones ideales, un valor de AOX situado en el rango óptimo de trabajo del instrumento que generalmente está comprendido entre 10 µg /l y 300 µg /l. La concentración de cloruros no debe ser superior a 1 g/l. Puede ser necesario diluir la muestra con agua acidificada para tener un pH <2 antes de comenzar el análisis. En el caso de que sea necesario diluir, no se usará menos de 5 ml de la muestra original y se anotará el factor de dilución. Si es mayor de 10 se diluirá en al menos dos etapas (Norma Europea EN 1485:1996). Dicho método consiste en poner en contacto la muestra de agua con carbón activo en agitación durante 1 hora y filtrar posteriormente con nitrógeno. A continuación, el carbón activo con la materia orgánica adsorbida se introduce en un horno a 1000 °C donde se piroliza el Carbono orgánico a CO₂ y los haluros a haluros de hidrógeno que se transportan en corriente de gas portador hasta la celda de situación microcolumbimétrica, donde se cuantifica la corriente de haluro producida (Varela et al, 2005).

4.4.7 Análisis Microbiológicos

Se han realizado estudios microbiológicos de 54 de las muestras. Los microorganismos determinados han sido los siguientes: B. aerobias a 22°C, Coliformes Totales, Coliformes fecales, E. Coli, Estreptococos fecales y Clostridium Sulfito reductores. La normativa que regula los métodos oficiales de análisis se aplicará a todos los tipos de aguas, cualquiera que sea su procedencia, ya sean de grifos, pozos, depósitos, lagos, ríos, manantiales, bocas de riego, etc. Los análisis realizados en este estudio se han basado en los recogidos en la Orden del 27 de julio de 1983 y en sus posteriores modificaciones. Los análisis se han hecho para un volumen de agua sembrada de 100 ml. Los resultados vienen expresados en UFC/100 ml.

Las *bacterias aerobias* a 22°C son todas las bacterias heterótrofas, aerobias y anaerobias facultativas, mesófilas y psicotróficas capaces de crecer en un medio de agar nutritivo. Su análisis se basa en contar el número de colonias desarrolladas en una placa de medio de cultivo sólido, al

que se ha sembrado un volumen conocido de agua. Las bacterias coliformes se han determinado en el análisis de las aguas estudiadas como *Coliformes Totales* en 100 ml y *Coliformes Fecales* en 100 ml. El procedimiento utilizado para su determinación es el descrito en el Método de los tubos múltiples (NMP número más probable) que consiste en la determinación del número de coliformes mediante siembra de distintos volúmenes del agua a analizar en series de tubos conteniendo medio de cultivo líquido lactosado y resiembra en medios de cultivo selectivos con incubación a temperaturas adecuadas. El procedimiento comprende las pruebas: presuntiva, de confirmación de coliformes totales y de confirmación de coliformes fecales. En la tabla 4.8 se indican los métodos para el análisis microbiológico de aguas.

Bacterias Aerobias 37°C, ufc/ml	UNE EN ISO 7899-2:2001
Bacterias Aerobias 22°C, ufc/ml	UNE EN ISO 7899-2:2001
B. Coliformes totales, ufc/100 ml	APHA 9222 B / ISO 9308-1:2000**
B. Coliformes fecales, ufc/100 ml	APHA 9222 B / ISO 9308-1:2000**
<i>Escherichia coli</i> , ufc/100 ml	APHA 9222 B / ISO 9308-1:2000**
<i>Streptococcus fecales</i> , ufc/100 ml	APHA 9230C / MAPA 4.3 / ISO 7899-2:2001
Esporas Clost. Sulfito Reductores, ufc/20 ml	MAPA 5
<i>Clostridium perfringens</i> , ufc/100 ml	Anexo IV RD 140/2003 de 7-2 (BOE 21-2-03)
<i>Clostridium perfringens</i> , ufc/100 ml	AOAC 15 th Ed. / ISO 7937

OBSERVACIONES:

APHA = Standard Methods of Examination for Water & Wastewater, American Public Health Association, 20th Ed.

MAPA = Métodos Oficiales de Análisis. Ministerio de Agricultura, P. Y A. 1ª Ed.,

**= Se aplica uno u otro método en función de su campo de aplicación (aguas no cloradas / aguas de red)

Tabla 4.8 Métodos para el Análisis Microbiológico en Aguas

La identificación de *Escherichia coli* se hace mediante la detección de microorganismos capaces de fermentar lactosa a 42º en presencia de un 2% de bilis y de cristal violeta. El método de los tubos múltiples (NMP número más probable) determina el número de *estreptococos fecales* mediante siembra de distintos volúmenes del agua a analizar en series de tubos conteniendo medio de cultivo líquido glucosado con agentes inhibidores selectivos e incubación a temperatura adecuada. El procedimiento comprende las pruebas: presuntiva y de confirmación de *estreptococos fecales*. La técnica de análisis de *clostridios sulfito reductores* se basa en contar el número de colonias de bacterias esporuladas y con capacidad sulfito reductora, desarrolladas en medio de cultivo sólido glucosado, conteniendo sulfito sódico y una sal de hierro.



Los Guindales I (nº 1)



La Nogaleja (nº 3)



El Balconcillo (nº6)



Convento Las Salesas I (nº 7)



Palomarejos (nº 9)



El Castaño (nº10)

Figura 4.2 a Fotografías del área de estudio



Fuendorada (nº11)



La Nava (nº14)



Residencia Cortes (nº 15)



Villafria (nº22)



Convento Benedictinas (nº 25)



Ed. Monte Carmelo (nº27)

Figura 4.2 b Fotografías del área de estudio



Granja de Pollos Villalbilla (nº29)



Residencia San Agustín (nº 32)



Villaverde Peñahorada (nº 33)



Hontoria de la Cantera (nº34)



Villalonquéjar (nº 36)



Club de Golf "El Soto" (nº38)

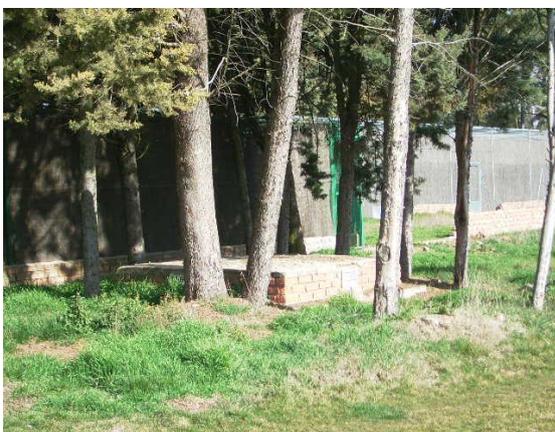
Figura 4.2 c Fotografías del área de estudio



C/ Estación Villalbilla (nº41)



Juan de Padilla (nº 43)



Centro de Recuperación de Animales I (nº 51)



Barrio de Cortes (nº 70)



Malgamar (nº 79)



La Paciencia (nº 81)

Figura 4.2 d Fotografías del área de estudio



El Pollo (nº 82)



Río Ubierna (Villalonquéjar) (nº 91)



Río Arlanzón (Plaza Castilla) (nº 94)



Río Ubierna + Arlanzón (Villalbilla) (nº 97)



Convento Carmelitas Descalzas (nº 101)



Fuente Bermeja (nº 102)

Figura 4.2 e Fotografías del área de estudio

Capítulo 5

HIDROQUÍMICA CLÁSICA

Capítulo 5

HIDROQUÍMICA CLÁSICA

5.1 Introducción

La calidad química de las aguas subterráneas está influenciada por la composición química de las rocas y la masa del suelo a través de la cual se mueve bajo diversas condiciones físico-químicas. El movimiento del agua suele ser muy lento en los depósitos subterráneos y por lo tanto, se tiene suficiente tiempo para la reacción con las rocas experimentando frecuentes cambios por fenómenos secundarios tales como intercambio, oxidación, reducción, etc., que pueden modificar su composición (Naik et al, 2009).

Los métodos geoquímicos, la estadística multivariante y los análisis y enfoques geoestadísticos se integran para conocer los factores y procesos que están influyendo en la composición geoquímica de las aguas subterráneas (André et al, 2004). Mediante el estudio de la hidrogeoquímica del agua se consiguen diferenciar familias hidroquímicas caracterizadas por rasgos comunes, establecer conexiones físico-químicas entre las familias diferenciadas, así como determinar la naturaleza y la importancia de los procesos que modifican la norma hidroquímica. Para ello, el tratamiento de datos engloba la realización de representaciones gráficas, cálculo de índices hidrogeoquímicos y tratamiento estadístico (Renau, 2010).

En este capítulo, con el fin de evaluar la calidad química de las aguas de la zona de estudio se procedió a realizar una descripción y una interpretación hidroquímica de los datos obtenidos mediante el análisis químico de las aguas estudiadas.

5.2 Plan de trabajo. Campaña de muestreo

Se han estudiado los análisis químicos, así como los parámetros de carácter físico-químico, en 110 muestras de agua, de las cuales, 71 pertenecen al Cuaternario, 26 al Terciario, 5 al Mesozoico y 8 corresponden a Ríos y a la Red de abastecimiento.

Sobre las 110 muestras tomadas, se hizo un seguimiento de 36 de ellas y se tomaron en dos ocasiones más. Las aguas fueron muestreadas durante varias campañas de campo distribuidas en tres años ya que debido a las características del acuífero estudiado, el desfase temporal, es un factor determinante en la composición química de las aguas. Los puntos de agua, el número de análisis fisicoquímicos realizados, el tipo de captación y el acuífero del que forman parte se detallan en la tabla 4,1 del capítulo 4.

De las muestras del Cuaternario, 36 corresponden a pozos excavados, 33 a garajes, 2 a fuentes o manantiales. Las muestras del Terciario se componen de 22 fuentes o manantiales, 3 sondeos y 1 pozo excavado. Las 5 muestras pertenecientes al Mesozoico son manantiales. Entre las 8 muestras analizadas de los ríos se incluye la tomada en la red de abastecimiento. Las tablas del Anexo II recogen de forma completa y exhaustiva los datos de partida concretos en que se basa la interpretación hidroquímica. En el mapa del Anexo I, se ubica la situación de cada uno de los puntos de agua muestreados, así como sus características más básicas.

Para el estudio hidroquímico se han tenido en cuenta 43 variables que incluyen constituyentes mayoritarios, constituyentes minoritarios, parámetros físico-químicos, parámetros hidrogeológicos, relaciones iónicas y medidas de carbono orgánico y total. Estas variables se han estudiado, tanto para el conjunto de la población de muestras considerada, como para cada una de las cuatro clases hidrogeológicas en que se han agrupado los puntos de agua: Cuaternario, Terciario, Mesozoico y Ríos.

En primer lugar, se ha procedido al análisis, por separado, de cada una de las variables estudiadas y se ha calculado el balance iónico (Bi) de estas muestras de agua para evaluar la existencia de errores. El valor de Bi para cada análisis es menor del 5%.

$$Error = \left[\frac{\sum an - \sum cat}{\sum an + \sum cat} \right] * 100$$

Posteriormente, se han utilizado técnicas gráficas, como los diagramas de Stiff, Piper y Schöeller para caracterizar las aguas y agruparlas e familias con rasgos comunes. Para elaborar estos trabajos estrictamente hidroquímicos se ha contado con el programa INAQUAS. El tratamiento estadístico univariante se ha realizado para cada una de las 43 variables consideradas utilizando las opciones de descripción estadística del programa STATGRAPHICS Centurión XVI.

5.3 Constituyentes Mayoritarios

Se han determinado las sustancias que aparecen con mayor frecuencia y en mayor cantidad en las aguas subterráneas, siendo, calcio, magnesio, sodio, potasio, hidrogenocarbonato, sulfato, cloruro y nitrato los cationes y aniones analizados respectivamente. En un agua natural dulce estos constituyentes aparecen por lo general en forma iónica (sales casi totalmente disociadas). Con menor frecuencia se presentan en forma molecular, parcialmente disociadas o como iones complejos de sustancias orgánicas o inorgánicas. Se han incluido también en este apartado otros parámetros mayoritarios o fundamentales como sílice, oxígeno y dióxido de carbono.

Las figuras 5.1.1-5.1.5 muestran los histogramas de distribución de cada una de las variables consideradas. Las figuras 5.2.1-5.2.5 representan los diagramas de cajas de cada variable para el total de las muestras, para las muestras tomadas una vez junto a los primeros muestreos de las aguas tomadas en más ocasiones y para cada una de las clases hidrogeológicas en las que se han agrupado las aguas. Por su parte, las tablas 5.1 a - 5.1 g recoge los parámetros estadísticos más comunes (promedio, desviación estándar, coeficiente de variación, mínimo, máximo rango, sesgo estandarizado y curtosis estandarizada) para cada una de las variables y clases hidrogeológicas en las que se ha dividido los puntos de agua de la zona de estudio.

5.3.1 Cationes

I. Calcio

Es el elemento más abundante de los metales alcalinotérreos presentes en la corteza terrestre, y su presencia en las aguas subterráneas, está controlada por la disponibilidad de especies minerales solubles que contengan este catión, por los equilibrios químicos en que participa el dióxido de carbono y, en menor medida, por la presencia de azufre en forma de sulfato. El calcio de las aguas subterráneas procede mayoritariamente de la disolución de carbonatos y de yeso, y en menor medida, de la aportación procedente de feldespatos cálcicos y filosilicatos que contienen esta especie (Hem, 1985; Appelo y Postma, 2005). En la zona de estudio la concentración del calcio parece seguir una distribución lognormal, tal y como es habitual en las aguas subterráneas.

II. Magnesio

En las aguas subterráneas, Las fuentes de magnesio se encuentran en la alteración de rocas ígneas, como el olivino, los piroxenos, los anfíboles o las micas oscuras, en los medios sedimentarios la mayor contribución a la presencia de magnesio en el medio hidrogeológico procede de la

disolución de los minerales carbonatados (Custodio y Llamas, 1983). Al igual que en el caso del calcio, los equilibrios de disolución/precipitación, y los procesos de intercambio iónico son los mecanismos más importantes a la hora de controlar la concentración de este catión alcalino-térreo en las aguas subterráneas. Tal y como se observa en los histogramas, la distribución del magnesio en las aguas estudiadas es lognormal.

III. Sodio

Su presencia está directamente relacionada con la hidrólisis de las plagioclasas, y con la disolución de rocas evaporíticas. Este catión, también es incorporado a las aguas subterráneas, por procesos de intercambio iónico, sobre todo en los flujos subterráneos de mayor recorrido (Appelo y Postma, 2005). Su comportamiento en el medio hidrogeológico, no se ve afectado ni por procesos redox ni por fenómenos de precipitación; sin embargo, en cuencas sedimentarias con importantes paquetes margosos y arcillosos, los efectos de membrana pueden jugar un destacado papel en la dinámica hidroquímica de este catión alcalino. Se evidencia una distribución lognormal de esta variable al observar los histogramas.

IV. Potasio

Las concentraciones de potasio en las aguas subterráneas suelen ser bajas a pesar de la abundancia de este elemento químico en las rocas ígneas (feldespatos y micas) y sedimentarias. Esto se debe por una parte a la dificultad de la alteración de los silicatos potásicos, y por otra parte, a la fuerte tendencia que manifiesta a ser incorporado en ciertos filosilicatos de neoformación mineral (Custodio y Llamas, 1983). La distribución de dicha variable al analizar el histograma es lognormal.

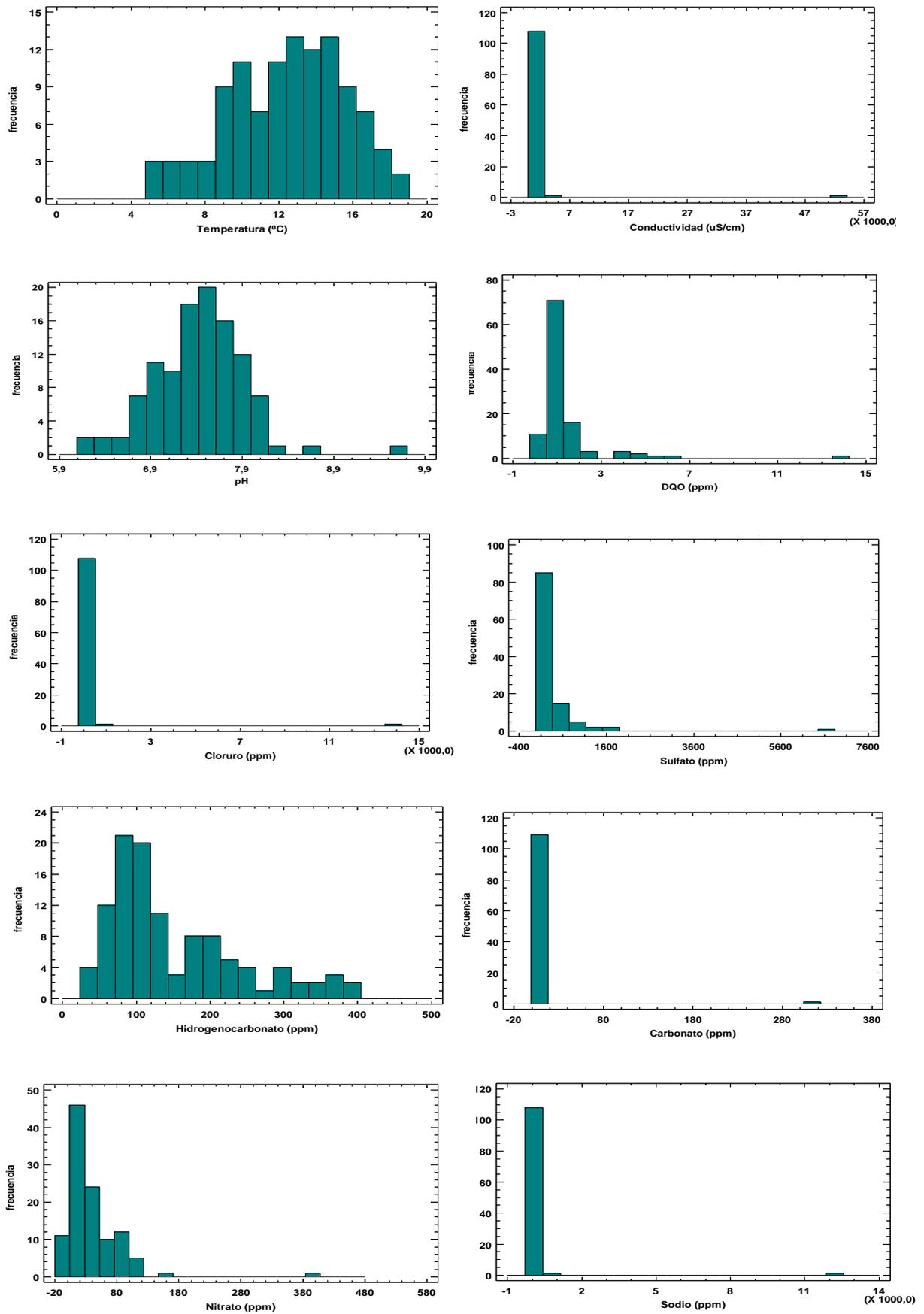


Figura 5.1.1 Distribución de frecuencias para T, Cond, pH, DQO, Cl⁻, SO₄²⁻, HCO₃⁻, CO₃²⁻, NO₃⁻, Na

5. Hidroquímica clásica

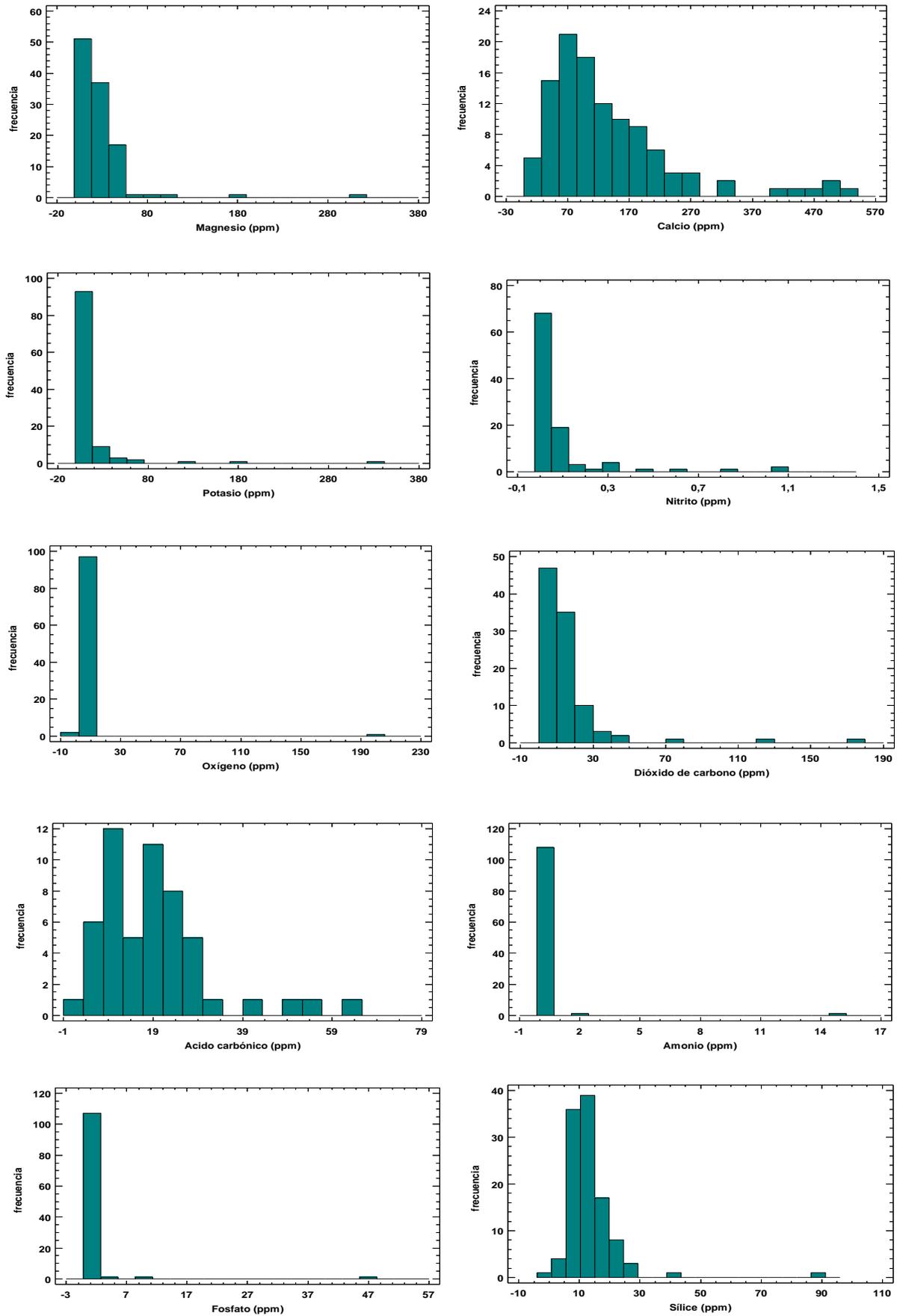


Figura 5.1.2 Distribución de frecuencias para las variables Mg, Ca, K, NO₂⁻, O₂, CO₂, H₂CO₃, NH₄⁺, PO₄³⁻, SiO₂

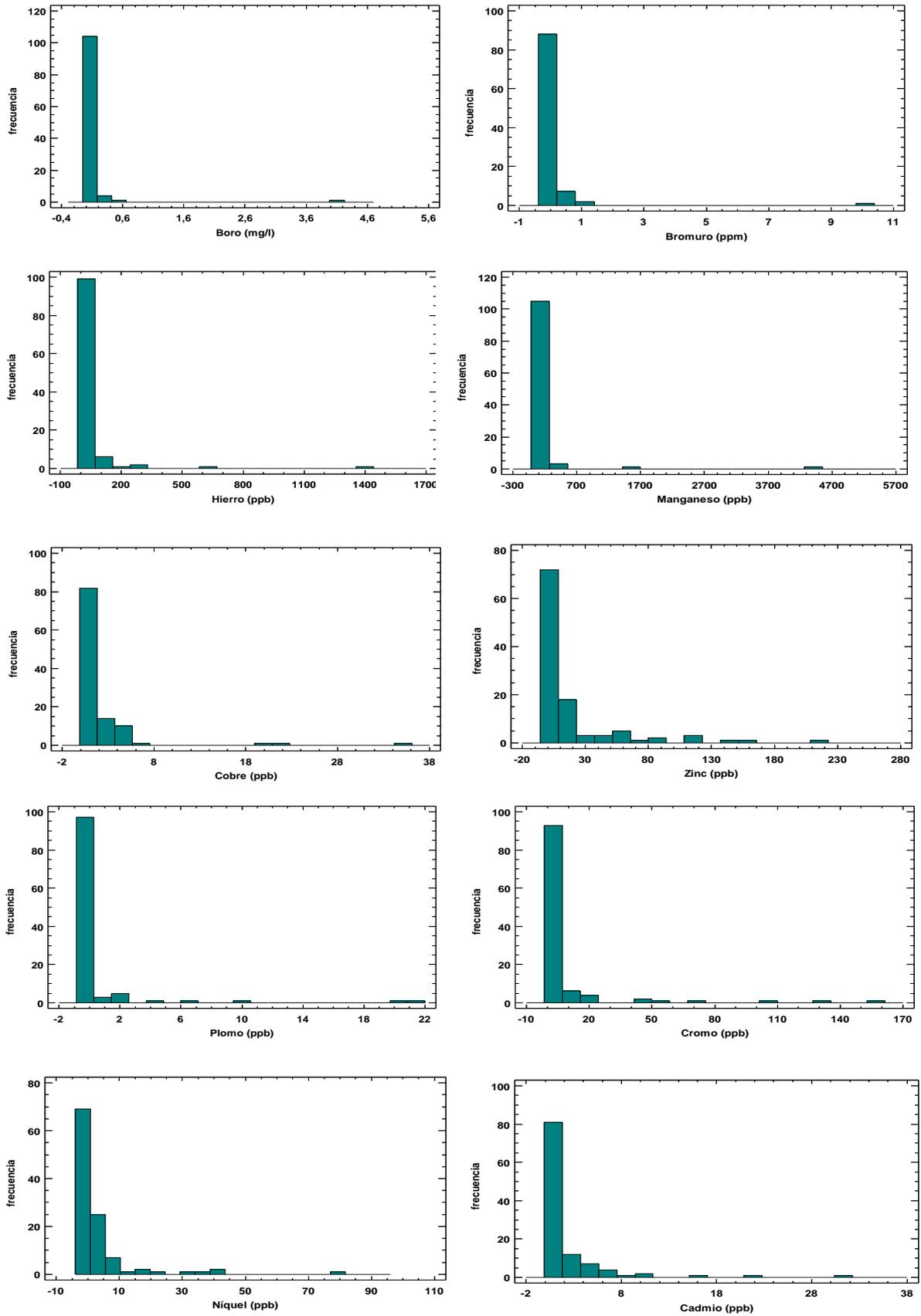


Figura 5.1.3 Distribución de frecuencias para las variables B, Br-, Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cr, Ni, Cd

5. Hidroquímica clásica

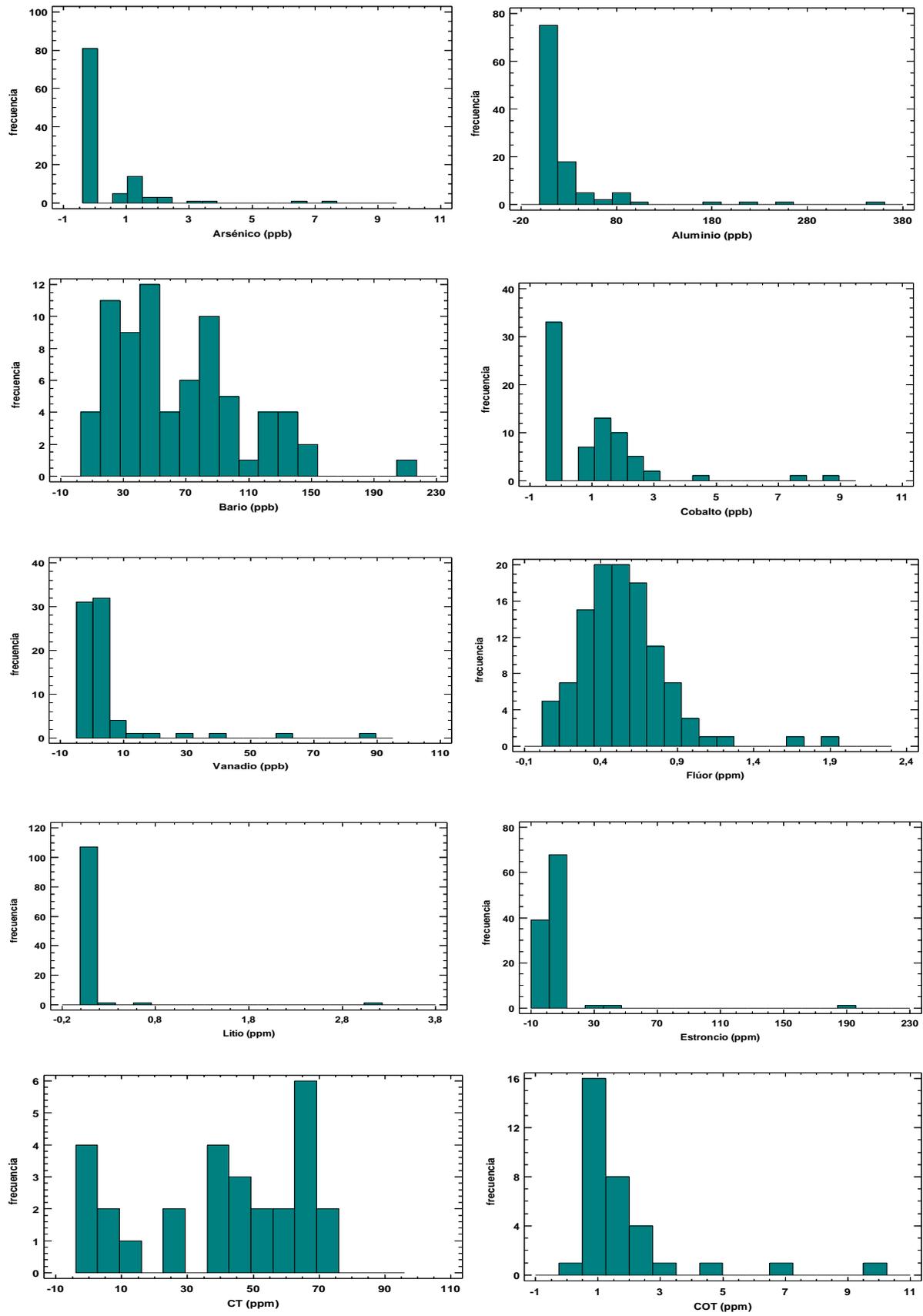


Figura 5.1.4 Distribución de frecuencias para las variables As, Al, Ba, Co, V, F⁻, Li, Sr, CT, COT

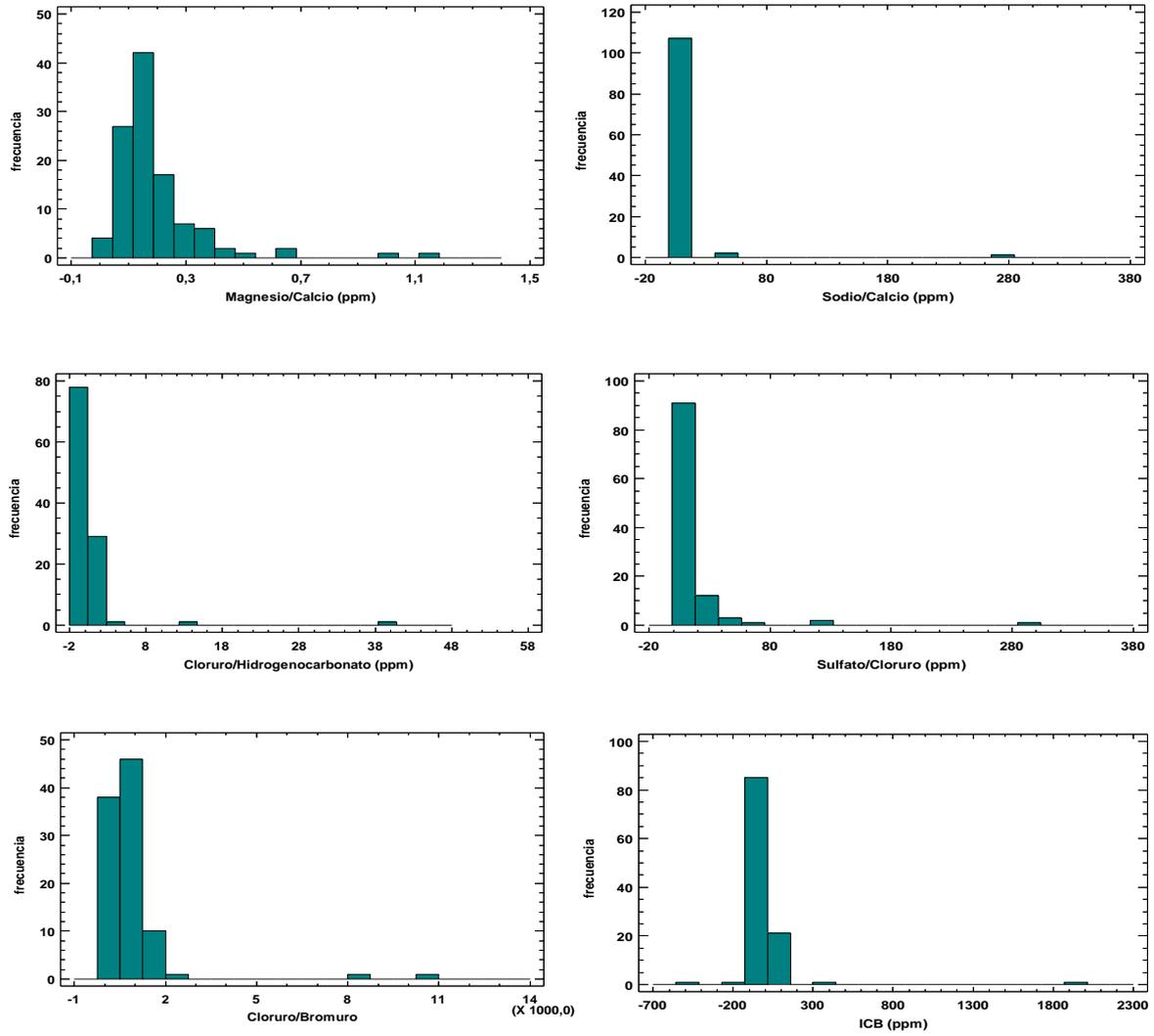


Figura 5.1.5. Distribución de frecuencias para las variables Mg^{2+}/Ca^{2+} , Na^+/Ca^{2+} , Cl^-/HCO_3^- , SO_4^{2-}/Cl^- , Cl^-/Br^- , ICB

5. Hidroquímica clásica

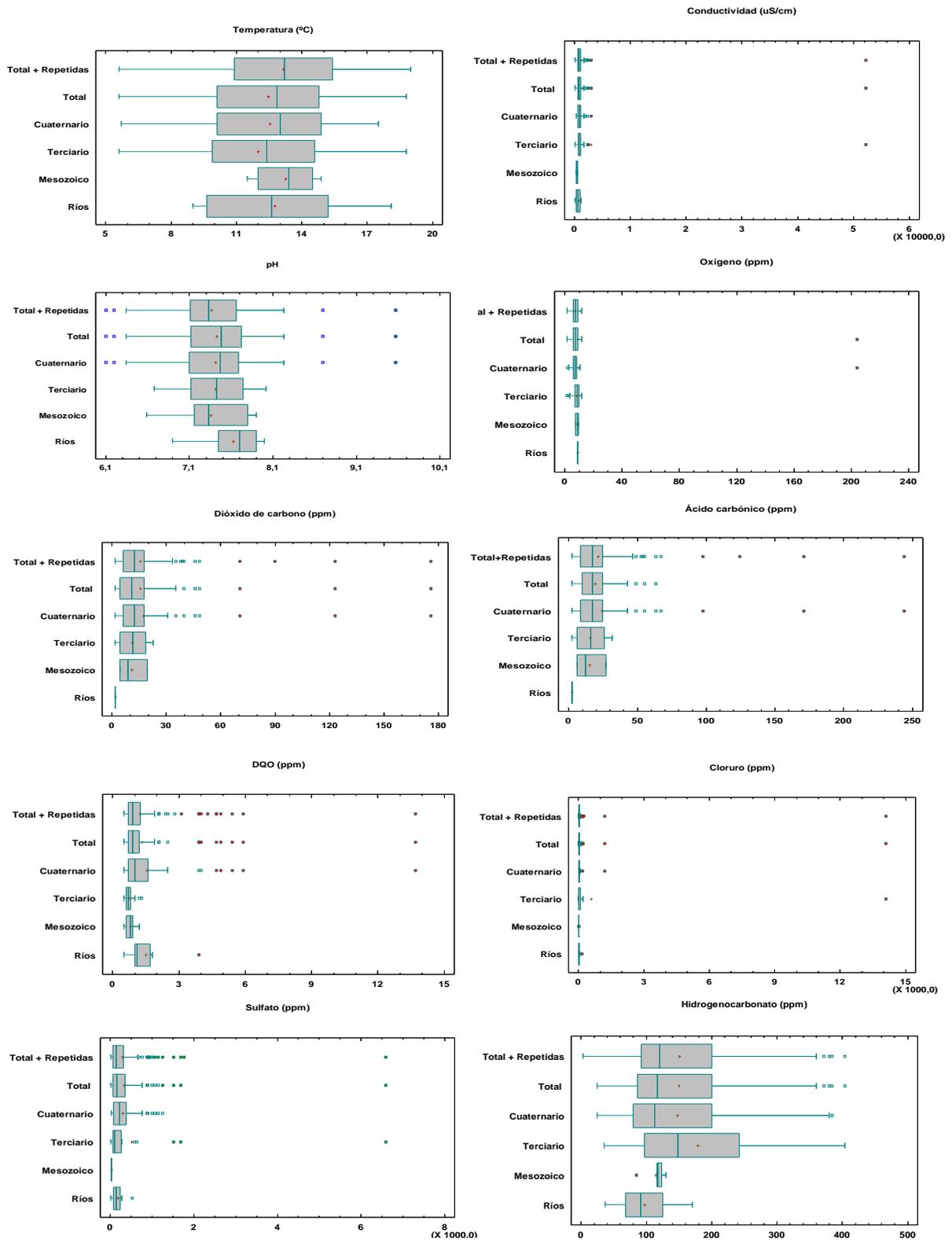


Figura 5.2.1 Diagramas de cajas para las variables T, Cond, pH, O₂, CO₂, H₂CO₃, DQO, Cl⁻, SO₄⁻, HCO₃⁻

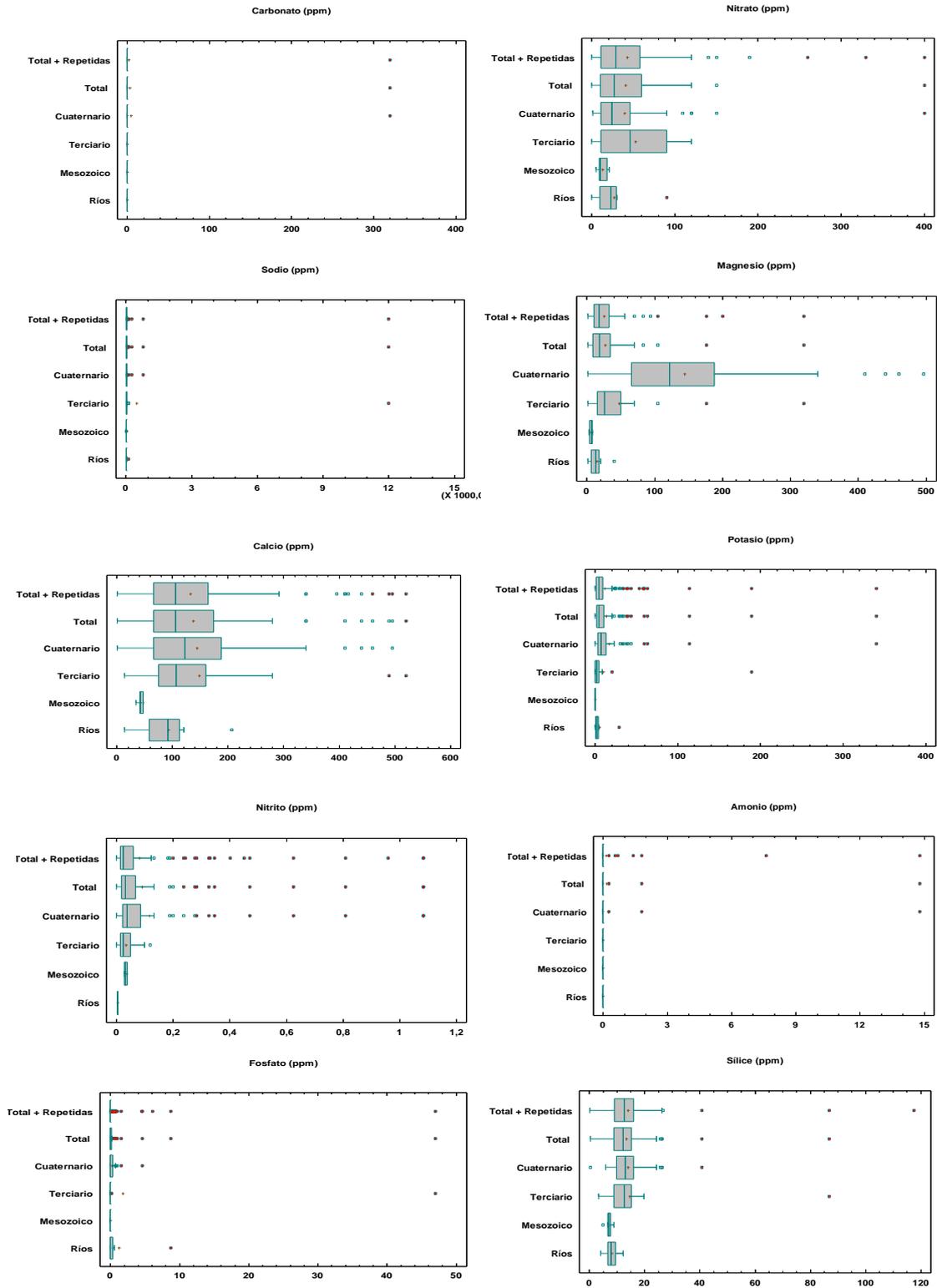


Figura 5.2.2 Diagramas de cajas para las variables CO_3^{2-} , NO_3^- , Na, Mg, Ca, K, NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , SiO_2

5. Hidroquímica clásica

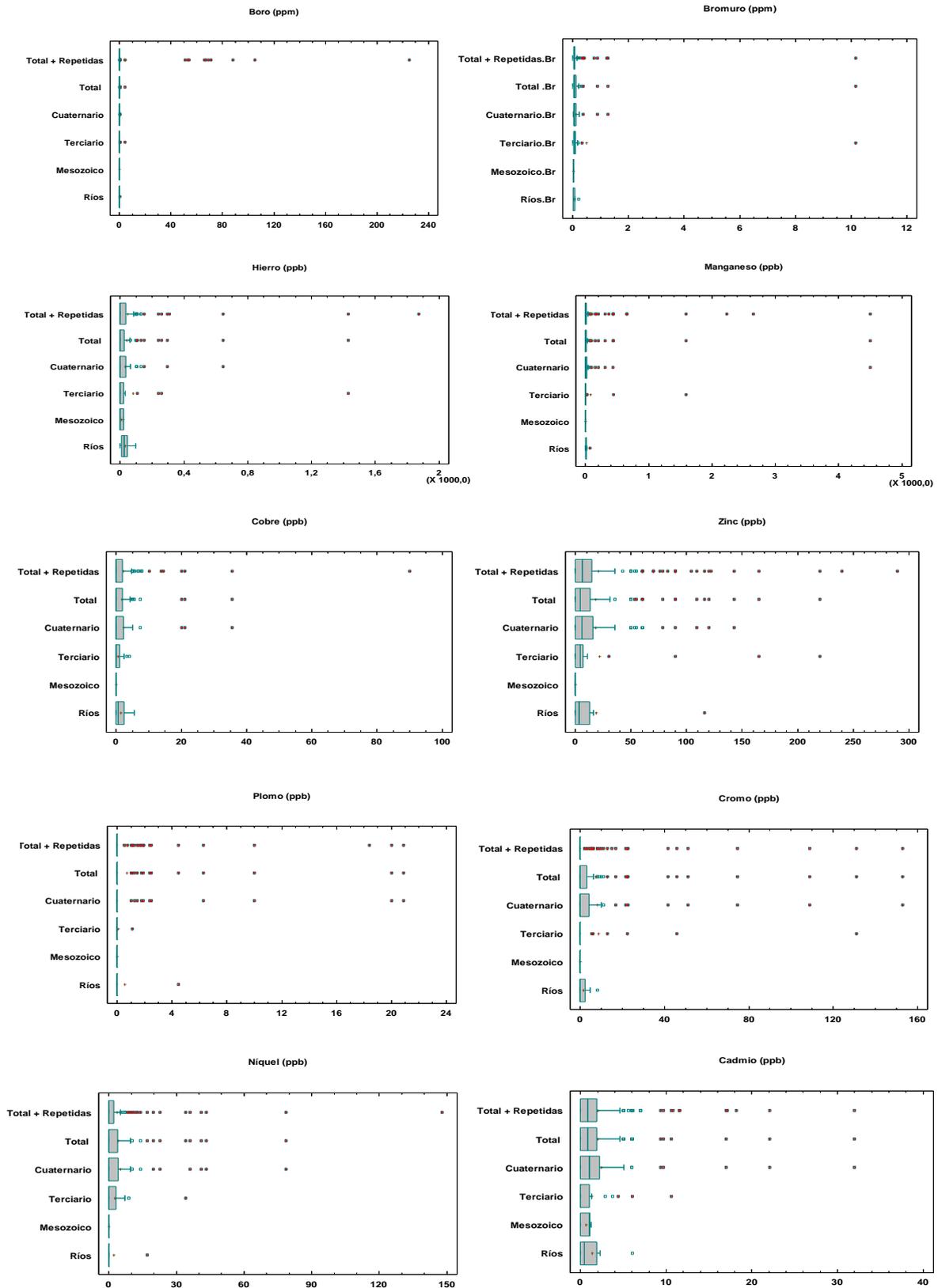


Figura 5.2.3 Diagramas de cajas para las variables B, Br, Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cr, Ni, Cd

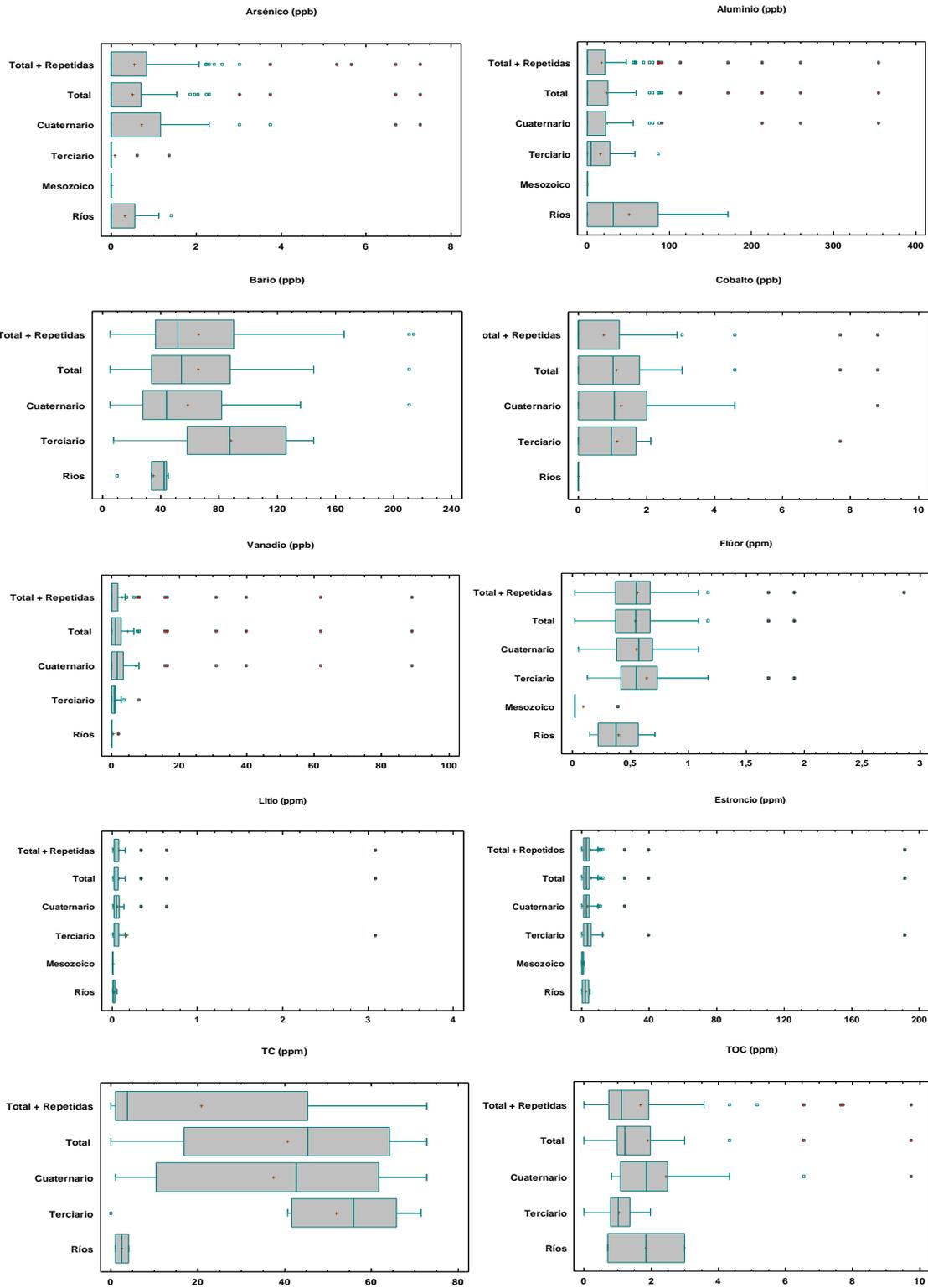


Figura 5.2.4 Diagramas de cajas para las variables As, Al, Ba, Co, V, F, Li, Sr, TC, TOC

5. Hidroquímica clásica

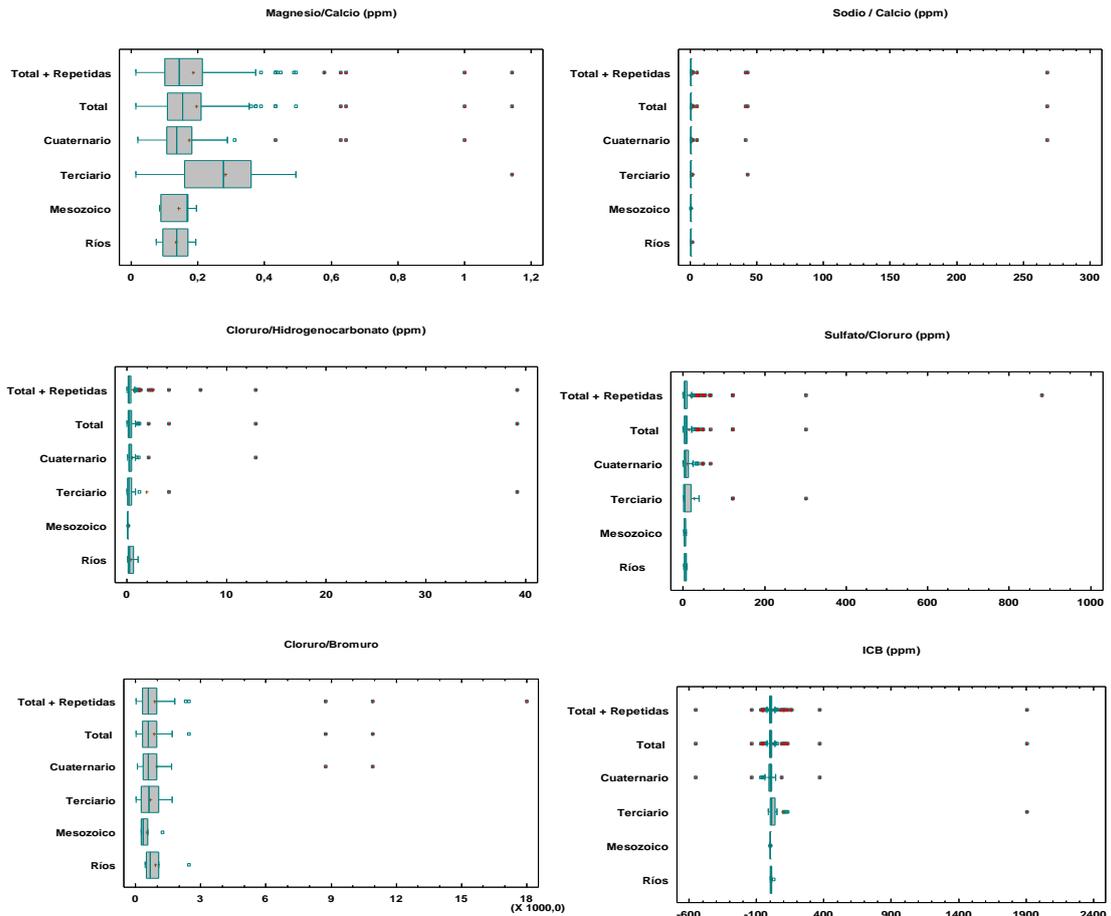


Figura 5.2.5 Diagramas de cajas para las variables Mg^{2+}/Ca^{2+} , Na^+/Ca^{2+} , Cl^-/HCO_3^- , SO_4^{2-}/Cl^- , Cl^-/Br^- , ICB

	MUESTRAS	RECUESTO	PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTÁNDAR	COEFICIENTE DE VARIACIÓN	MÍNIMO	MÁXIMO	RANGO	SESGO ESTANDARIZADO	CURTOSIS ESTANDARIZADA
Temperatura (°C)	Total + Repetidas	181	13,15	3,167	24,08%	5,6	19,0	13,4	-1,323	-1,455
	Total	110	12,46	3,126	25,08%	5,6	18,8	13,2	-1,233	-1,079
	Cuaternario	71	12,55	2,913	23,21%	5,7	17,5	11,8	-1,052	-1,217
	Terciario	26	11,99	3,836	32,01%	5,6	18,8	13,2	-0,457	-0,756
	Mesozoico	5	13,26	1,494	11,27%	11,5	14,9	3,4	-0,129	-1,167
	Ríos	8	12,75	3,468	27,20%	9,0	18,1	9,1	0,733	-0,526
Conductividad (uS/cm)	Total + Repetidas	181	1119,55	3843,580	343,31%	101	52215	52114	72,480	484,260
	Total	110	1311,43	4921,300	375,26%	101	52215	52114	44,267	230,943
	Cuaternario	71	877,41	464,358	52,92%	204	2910	2706	5,671	8,561
	Terciario	26	2891,77	10073,800	348,36%	101	52215	52114	10,568	26,895
	Mesozoico	5	372,60	101,916	27,35%	250	484	234	-0,342	-1,164
	Ríos	8	614,00	395,779	64,46%	102	1160	1058	0,277	-0,907
pH	Total + Repetidas	181	7,37	0,447	6,07%	6,10	9,57	3,47	2,816	7,961
	Total	110	7,43	0,505	6,80%	6,10	9,57	3,47	1,396	5,250
	Cuaternario	71	7,41	0,558	7,53%	6,10	9,57	3,47	1,696	4,401
	Terciario	26	7,41	0,378	5,11%	6,68	8,02	1,34	-0,415	-0,994
	Mesozoico	5	7,36	0,529	7,19%	6,59	7,90	1,31	-0,536	-0,208
	Ríos	8	7,63	0,362	4,74%	6,90	8,00	1,10	-1,372	0,777
Oxígeno (ppm)	Total + Repetidas	159	7,06	2,360	33,41%	1,33	11,8	10,47	-2,490	-1,019
	Total	100	9,10	19,809	217,72%	1,33	204,0	202,67	40,061	199,014
	Cuaternario	71	9,50	23,494	247,36%	1,77	204,0	202,23	28,679	120,379
	Terciario	25	8,05	2,636	32,72%	1,33	11,8	10,47	-1,976	0,876
	Mesozoico	3	8,40	1,053	12,53%	7,21	9,2	1,99	-1,029	
	Ríos	1	8,90			8,90	8,9	0,00		
Dióxido de carbono (ppm)	Total + Repetidas	160	15,47	19,317	124,84%	1,76	176	174,24	27,442	94,146
	Total	100	15,56	22,364	143,72%	1,76	176	174,24	20,976	64,549
	Cuaternario.	71	17,52	25,991	148,38%	1,76	176	174,24	15,314	39,561
	Terciario	25	11,12	6,735	60,55%	1,76	22,88	21,12	0,413	-1,367
	Mesozoico	3	10,85	7,688	70,84%	4,40	19,36	14,96	0,789	
	Ríos	1	1,76			1,76	1,76	0		
Ácido carbónico (ppm)	Total + Repetidas	160	21,45	26,780	124,84%	2,44	244,00	241,56	27,442	94,146
	Total	53	19,01	12,406	65,25%	2,44	63,44	61,00	4,714	4,891
	Cuaternario	71	24,28	36,033	148,38%	2,44	244,00	241,56	15,314	39,561
	Terciario	25	15,42	9,337	60,55%	2,44	31,72	29,28	0,413	-1,367
	Mesozoico.	3	15,05	10,659	70,84%	6,10	26,84	20,74	0,789	
	Ríos.	1	2,44			2,44	2,44	0,00		
DQO (ppm)	Total + Repetidas	180	1,24	1,322	106,82%	0,5	13,7	13,2	31,202	124,656
	Total	109	1,32	1,573	119,20%	0,5	13,7	13,2	22,599	77,547
	Cuaternario	71	1,54	1,868	121,15%	0,5	13,7	13,2	15,605	44,573
	Terciario	25	0,73	0,201	27,53%	0,5	1,3	0,8	2,957	2,138
	Mesozoico	5	0,80	0,274	34,23%	0,5	1,2	0,7	0,556	-0,061
	Ríos.	8	1,50	1,047	69,83%	0,5	3,9	3,4	2,387	2,822

Tabla 5.1a Parámetros estadísticos básicos

	MUESTRAS	RECUENTO	PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTÁNDAR	COEFICIENTE DE VARIACIÓN	MÍNIMO	MÁXIMO	RANGO	SESGO ESTANDARIZADO	CURTOSIS ESTANDARIZADA
Cloruro (ppm)	Total + Repetidas	181	123,35	1048,980	850,39%	1	14100	14099	73,011	488,776
	Total	110	177,96	1344,680	755,59%	1	14100	14099	44,415	231,861
	Cuaternario	71	54,25	139,252	256,67%	5	1190	1185	27,451	113,097
	Terciario	26	591,19	2756,010	466,18%	1	14100	14099	10,605	27,029
	Mesozoico	5	6,20	2,950	47,57%	3	11	8	1,128	1,156
	Ríos	8	40,25	48,673	120,93%	3	153	150	2,541	3,002
Sulfato (ppm)	Total + Repetidas	181	286,19	560,692	195,91%	7	6600	6593	45,951	247,501
	Total	110	326,58	682,262	208,91%	7	6600	6593	31,833	142,478
	Cuaternario	71	297,93	291,171	97,73%	20	1250	1230	5,290	3,335
	Terciario	26	510,39	1311,87	257,04%	7	6600	6593	9,068	21,112
	Mesozoico	5	19,20	6,05805	31,55%	14	28	14	0,836	-0,537
	Ríos	8	175,63	163,246	92,95%	7	522	515	1,728	1,571
Hidrogeno-carbonato (ppm)	Total + Repetidas	181	150,20	83,041	55,29%	3	404	401	5,465	1,118
	Total	110	149,48	90,254	60,38%	24	404	380	4,707	0,888
	Cuaternario	71	147,21	88,446	60,08%	24	384	360	3,872	0,899
	Terciario	26	178,58	104,980	58,79%	35	404	369	1,240	-0,714
	Mesozoico	5	114,40	17,300	15,12%	85	130	45	-1,537	1,520
	Ríos	8	97,00	43,121	44,45%	37	170	133	0,579	-0,086
Carbonato (ppm)	Total + Repetidas	181	1,77	23,7854	1345,36%	0	320	320	73,893	497,064
	Total	110	2,91	30,5108	1048,81%	0	320	320	44,907	235,496
	Cuaternario	71	4,51	37,977	842,62%	0	320	320	28,986	122,119
	Terciario	26	0,00	0	0	0	0	0		
	Mesozoico	5	0,00	0	0	0	0	0		
	Ríos	8	0,00	0	0	0	0	0		
Nitrato (ppm)	Total + Repetidas	181	42,481	50,974	119,99%	0	400	400	20,129	53,463
	Total	110	40,400	48,441	119,91%	0	400	400	17,566	58,081
	Cuaternario	71	39,437	53,866	136,59%	1	400	399	15,934	49,339
	Terciario	26	52,615	38,851	73,84%	0	120	120	-0,068	-1,367
	Mesozoico	5	12,600	6,656	52,82%	5	21	16	0,319	-0,925
	Ríos	8	26,625	27,846	104,59%	0	90	90	2,279	2,720
Sodio (ppm)	Total + Repetidas	181	95,84	892,141	930,87%	2	12002	12000	73,3493	491,997
	Total	110	143,57	1143,8	796,67%	2	12002	12000	44,5871	233,159
	Cuaternario	71	42,15	96,0789	227,92%	6	785	779	24,0214	91,1118
	Terciario	26	483,19	2349,56	486,26%	3	12002	11999	10,6119	27,0525
	Mesozoico	5	4,00	1,87083	46,77%	2	7	5	1,04561	0,912871
	Ríos	8	27,13	39,2371	144,65%	3	122	119	2,98352	3,99747
Magnesio (ppm)	Total + Repetidas	181	25,13	33,0616	131,55%	1	320	319	30,1024	111,841
	Total	110	26,64	36,4857	136,98%	1	320	319	23,9309	86,6781
	Cuaternario	71	144,27	106,523	73,84%	1	496	495	5,01428	3,81858
	Terciario	26	47,15	66,5545	141,14%	1	320	319	6,76121	12,2483
	Mesozoico	5	6,00	2,34521	39,09%	3	8	5	-0,530795	-1,19956
	Ríos	8	14,25	12,1273	85,10%	1	40	39	1,6482	1,64016

Tabla 5.1b Parámetros estadísticos básicos

	MUESTRAS	RECuento	PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTÁNDAR	COEFICIENTE DE VARIACIÓN	MÍNIMO	MÁXIMO	RANGO	SESGO ESTANDARIZADO	CURTOSIS ESTANDARIZADA
Calcio (ppm)	Total + Repetidas	181	132,28	98,6759	74,60%	1	520	519	9,98885	10,1653
	Total	110	136,82	107,117	78,29%	1	520	519	7,51406	7,10858
	Cuaternario	71	144,27	106,523	73,84%	1	496	495	5,01428	3,81858
	Terciario	26	148,15	120,915	81,61%	13	520	507	4,48677	4,84162
	Mesozoico	5	42,20	5,35724	12,69%	34	47	13	-0,821124	0,217055
	Ríos	8	93,00	57,7457	62,09%	13	206	193	0,911396	0,954916
Potasio (ppm)	Total + Repetidas	181	11,36	31,337	275,74%	0	340	340	42,838	200,993
	Total	110	13,79	38,903	282,09%	0	340	340	28,047	105,560
	Cuaternario	71	17,15	42,722	249,03%	0	340	340	22,484	82,705
	Terciario	26	9,92	36,770	370,55%	0	189	189	10,396	26,257
	Mesozoico	5	0,00	0,000		0	0	0		
	Ríos	8	5,13	9,746	190,16%	0	29	29	3,136	4,342
Nitrato (ppm)	Total + Repetidas	160	0,081	0,1742	215,52%	0	1,084	1,084	21,346	48,137
	Total	100	0,091	0,1878	206,73%	0	1,084	1,084	16,245	34,601
	Cuaternario	71	0,115	0,2179	189,17%	0	1,084	1,084	11,357	19,376
	Terciario	25	0,032	0,0309	95,05%	0	0,118	0,118	2,873	1,601
	Mesozoico	3	0,031	0,0050	16,41%	0,026	0,036	0,01	0,414	
	Ríos	1	0,003			0,003	0,003	0		
Amonio (ppm)	Total + Repetidas	181	0,150	1,245	831,22%	0	14,8	14,8	57,048	314,845
	Total	110	0,153	1,420	926,95%	0	14,8	14,8	43,971	228,396
	Cuaternario	71	0,237	1,766	744,18%	0	14,8	14,8	28,375	118,376
	Terciario	26	0,000	0,000		0	0	0		
	Mesozoico	5	0,000	0,000		0	0	0		
	Ríos	8	0,000	0,000		0	0	0		
Fosfato (ppm)	Total + Repetidas	181	0,47	3,599	763,90%	0	47,00	47,00	67,224	432,748
	Total	110	0,66	4,560	692,91%	0	47,00	47,00	42,232	214,983
	Cuaternario	71	0,22	0,601	267,36%	0	4,62	4,62	20,399	71,748
	Terciario	26	1,81	9,216	508,33%	0	47,00	47,00	10,614	27,061
	Mesozoico	5	0,00	0,000		0	0,00	0,00		
	Ríos	8	1,16	3,057	263,55%	0	8,71	8,71	3,239	4,559
Silice (ppm)	Total + Repetidas	181	13,95	10,963	78,62%	0,2	117,60	117,40	35,439	149,381
	Total	110	13,31	9,125	68,54%	0,4	86,80	86,40	22,069	83,068
	Cuaternario	71	13,88	6,198	44,64%	0,4	40,70	40,30	4,898	6,927
	Terciario	26	14,61	15,282	104,59%	3,2	86,80	83,60	9,399	22,869
	Mesozoico	5	7,00	1,471	21,02%	4,8	8,80	4,00	-0,537	0,508
	Ríos	8	7,96	2,504	31,45%	4	12,10	8,10	0,172	0,131
Boro (ppm)	Total + Repetidas	181	4,737	22,648	478,14%	0	225,000	225,000	36,157	146,577
	Total	110	0,071	0,397	561,92%	0	4,120	4,120	42,503	217,805
	Cuaternario	71	0,039	0,060	153,86%	0	0,296	0,296	7,348	9,971
	Terciario	26	0,183	0,811	442,20%	0	4,120	4,120	10,299	25,849
	Mesozoico	5	0,000	0,000		0	0,000	0,000		
	Ríos	8	0,031	0,086	282,84%	0	0,244	0,244	3,266	4,619

Tabla 5.1c Parámetros estadísticos básicos

	MUESTRAS	RECuento	PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTÁNDAR	COEFICIENTE DE VARIACIÓN	MÍNIMO	MÁXIMO	RANGO	SESGO ESTANDARIZADO	CURTOSIS ESTANDARIZADA
Bromo (ppm)	Total + Repetidas	164	0,152	0,805	528,58%	0	10,170	10,170	62,837	391,785
	Total	98	0,194	1,031	530,95%	0	10,170	10,170	38,625	188,345
	Cuaternario	61	0,108	0,194	179,16%	0,004	1,258	1,254	15,032	38,957
	Terciario	25	0,479	2,020	421,59%	0	10,170	10,170	10,185	25,440
	Mesozoico	5	0,015	0,008	54,77%	0,009	0,024	0,015	0,556	-1,521
	Ríos	7	0,052	0,074	141,05%	0,005	0,213	0,208	2,401	2,791
Hierro (ppb)	Total + Repetidas	177	47,13	186,249	395,16%	0	1874	1874	43,518	190,149
	Total	110	41,45	154,779	373,38%	0	1432	1432	31,719	133,663
	Cuaternario	71	30,22	87,115	288,31%	0	644	644	19,278	63,049
	Terciario	26	81,70	283,909	347,52%	0	1432	1432	9,700	23,577
	Mesozoico	5	8,20	11,234	137,00%	0	21	21	0,560	-1,509
	Ríos	8	31,19	31,559	101,19%	0	96	96	1,502	1,127
Manganeso (ppb)	Total + Repetidas	181	88,54	441,674	498,83%	0	4500	4500	41,624	177,332
	Total	110	76,64	456,262	595,30%	0	4500	4500	37,934	179,226
	Cuaternario	71	87,64	535,531	611,04%	0	4500	4500	28,289	117,986
	Terciario	26	80,51	318,899	396,12%	0	1586	1586	9,589	22,855
	Mesozoico	5	0,00	0,000	0	0	0	0		
	Ríos	8	14,39	23,264	161,64%	0	70	70	2,857	3,707
Cobre (ppb)	Total + Repetidas	181	2,30	7,658	332,92%	0	90,0	90,0	49,958	269,808
	Total	110	1,68	4,493	267,13%	0	35,6	35,6	23,277	74,049
	Cuaternario	71	2,21	5,444	246,18%	0	35,6	35,6	15,510	39,535
	Terciario	26	0,63	1,132	178,56%	0	4,0	4,0	3,746	2,582
	Mesozoico	5	0,00	0,000	0	0	0,0	0,0		
	Ríos	8	1,44	2,071	144,18%	0	5,6	5,6	1,686	0,695
Zinc (ppb)	Total + Repetidas	181	20,44	42,360	207,20%	0	290	290	19,767	42,557
	Total	110	18,30	37,372	204,19%	0	220	220	13,058	22,261
	Cuaternario	71	18,32	30,796	168,06%	0	143	143	7,821	8,733
	Terciario	26	21,69	53,954	248,70%	0	220	220	6,258	8,919
	Mesozoico	5	0,00	0,000	0	0	0	0		
	Ríos	8	18,52	39,822	214,99%	0	116	116	3,129	4,317
Plomo (ppb)	Total + Repetidas	181	0,56	2,702	484,90%	0	20,90	20,90	35,263	117,432
	Total	110	0,68	2,982	438,10%	0	20,90	20,90	24,897	76,137
	Cuaternario	71	0,98	3,648	373,62%	0	20,90	20,90	16,282	39,369
	Terciario	26	0,04	0,216	509,90%	0	1,10	1,10	10,615	27,062
	Mesozoico	5	0,00	0,000	0	0	0,00	0,00		
	Ríos	8	0,56	1,573	282,84%	0	4,45	4,45	3,266	4,619
Cromo (ppp)	Total + Repetidas	181	4,53	18,790	414,81%	0	153	153	32,589	104,848
	Total	110	7,28	23,696	325,43%	0	153	153	19,559	47,391
	Cuaternario	71	7,96	24,633	309,50%	0	153	153	15,143	36,162
	Terciario	26	8,59	26,879	313,05%	0	131	131	8,712	19,451
	Mesozoico	5	0,00	0,000	0	0	0	0		
	Ríos	8	1,58	3,057	193,82%	0	8	8	2,074	1,303

Tabla 5.1d Parámetros estadísticos básicos

	MUESTRAS	RECuento	PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTÁNDAR	COEFICIENTE DE VARIACIÓN	MÍNIMO	MÁXIMO	RANGO	SESGO ESTANDARIZADO	CURTOSIS ESTANDARIZADA
Níquel (ppb)	Total + Repetidas	181	3,60	13,834	383,83%	0	148,0	148,0	42,211	195,425
	Total	110	4,07	10,731	263,89%	0	78,7	78,7	19,264	51,820
	Cuaternario	71	5,09	12,475	244,95%	0	78,7	78,7	13,913	32,443
	Terciario	26	2,64	6,824	258,26%	0	34,0	34,0	8,753	20,135
	Mesozoico	5	0,00	0,000		0	0,0	0,0		
	Ríos	8	2,13	6,010	282,84%	0	17,0	17,0	3,266	4,619
Cadmio (ppb)	Total + Repetidas	181	2,02	4,103	203,36%	0	32,00	32,00	22,349	57,319
	Total	110	2,00	4,345	217,01%	0	32,00	32,00	19,482	53,835
	Cuaternario	71	2,44	5,114	209,51%	0	32,00	32,00	13,958	32,361
	Terciario	26	1,27	2,489	196,49%	0	10,60	10,60	5,513	7,930
	Mesozoico	5	0,66	0,607	91,91%	0	1,20	1,20	-0,499	-1,480
	Ríos	8	1,34	2,081	155,75%	0	6,04	6,04	2,323	2,478
Arsénico (ppb)	Total + Repetidas	181	0,54	1,134	211,11%	0	7,28	7,28	18,504	38,933
	Total	110	0,50	1,152	231,10%	0	7,28	7,28	16,209	38,044
	Cuaternario	71	0,71	1,367	192,72%	0	7,28	7,28	10,654	19,853
	Terciario	26	0,08	0,285	380,53%	0	1,35	1,35	8,565	18,168
	Mesozoico	5	0,00	0,000		0	0,00	0,00		
	Ríos	8	0,31	0,586	186,81%	0	1,40	1,40	1,749	0,278
Aluminio (ppb)	Total + Repetidas	181	16,80	42,373	252,24%	0	355	355	27,191	83,972
	Total	110	22,86	51,704	226,21%	0	355	355	17,773	43,586
	Cuaternario	71	24,05	58,839	244,67%	0	355	355	14,012	31,329
	Terciario	26	15,40	21,587	140,18%	0	86	86	3,756	3,735
	Mesozoico	5	0,00	0,000		0	0	0		
	Ríos	8	50,80	62,095	122,23%	0	171	171	1,437	0,423
Bario (ppb)	Total + Repetidas	123	66,06	40,871	61,87%	5,02	214,00	208,98	4,9381	3,1405
	Total	73	65,69	41,926	63,82%	5,02	211,00	205,98	3,1933	1,2239
	Cuaternario	46	58,38	39,857	68,27%	5,02	211,00	205,98	4,3110	4,7848
	Terciario	22	87,99	41,427	47,08%	7,52	145,00	137,48	-0,4907	-0,6752
	Mesozoico									
	Ríos	5	34,79	14,675	42,18%	9,75	44,80	35,05	-1,6369	1,4208
Cobalto (ppb)	Total + Repetidas	124	0,735	1,325	180,38%	0	8,80	8,80	15,539	36,757
	Total	74	1,114	1,572	141,06%	0	8,80	8,80	9,747	18,529
	Cuaternario	46	1,253	1,578	126,01%	0	8,80	8,80	7,393	15,055
	Terciario	22	1,129	1,689	149,59%	0	7,70	7,70	5,674	10,716
	Mesozoico									
	Ríos	5	0,000	0,000		0	0,00	0,00		
Vanadio (ppb)	Total + Repetidas	123	3,01	10,770	357,32%	0	89,10	89,10	27,712	93,784
	Total	73	4,78	13,725	287,39%	0	89,10	89,10	16,308	41,513
	Cuaternario	46	7,00	16,914	241,80%	0	89,10	89,10	10,133	19,675
	Terciario	22	1,14	1,850	162,76%	0	8,08	8,08	5,390	9,010
	Mesozoico									
	Ríos	5	0,37	0,827	223,61%	0	1,85	1,85	2,041	2,282

Tabla 5.1e Parámetros estadísticos básicos

	MUESTRAS	RECuento	PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTÁNDAR	COEFICIENTE DE VARIACIÓN	MÍNIMO	MÁXIMO	RANGO	SESGO ESTANDARIZADO	CURTOSIS ESTANDARIZADA
Fluoruro (ppm)	Total + Repetidas	111	0,563	0,363	64,40%	0	2,86	2,84	12,798	33,628
	Total	110	0,542	0,290	53,42%	0	1,91	1,89	6,239	11,674
	Cuaternario	71	0,554	0,210	37,83%	0	1,09	1,04	0,531	-0,586
	Terciario	26	0,641	0,412	64,27%	0	1,91	1,78	3,893	3,942
	Mesozoico	3	0,020	0,000	0	0	0,02	0,00	0,000	0,000
	Ríos	8	0,398	0,202	50,83%	0	0,71	0,56	0,364	-0,736
Litio (ppm)	Total + Repetidas	113	0,08	0,294	348,30%	0	3,088	3,083	42,194	215,324
	Total	110	0,08	0,298	355,53%	0	3,088	3,083	41,143	207,255
	Cuaternario	71	0,06	0,086	133,49%	0	0,64	0,635	16,879	52,024
	Terciario	26	0,17	0,596	347,49%	0	3,088	3,083	10,528	26,752
	Mesozoico	3	0,01	0,000	0	0	0			
	Ríos	8	0,02	0,016	73,03%	0	0,053	0,047	1,092	0,018
Estroncio (ppm)	Total + Repetidas	114	5,23395	18,2226	348,16%	0	191,27	191,22	42,070	214,519
	Total	110	5,37882	18,5372	344,63%	0	191,27	191,22	40,623	203,529
	Cuaternario	71	3,47521	3,65743	105,24%	0	25,30	25,25	11,387	29,953
	Terciario	26	12,4192	37,2872	300,24%	0	191,27	191,22	9,953	24,512
	Mesozoico	3	0,616667	0,558957	90,64%	0	1,24	1,08	0,864	
	Ríos	8	2,35625	1,99363	84,61%	0	4,87	4,82	0,130	-1,250
TC (ppm)	Total + Repetidas	68	20,8482	26,0405	124,91%	0	72,79	72,79	2,807	-1,743
	Total	28	40,6736	25,3948	62,44%	0	72,79	72,79	-1,076	-1,304
	Cuaternario	15	37,4547	25,0616	66,91%	1,06	72,79	71,73	-0,325	-1,064
	Terciario	11	52,0009	20,3368	39,11%	0	71,47	71,47	-2,453	2,726
	Mesozoico									
	Ríos	2	2,515	2,05768	81,82%	1,06	3,97	2,91		
TOC (ppm)	Total + Repetidas	73	1,67082	1,83473	109,81%	0	9,75	9,75	8,782	12,550
	Total	33	1,8903	1,8597	98,38%	0	9,75	9,75	7,044	12,206
	Cuaternario	19	2,43474	2,24545	92,23%	0,81	9,75	8,94	4,341	5,494
	Terciario	12	1,03583	0,513038	49,53%	0	1,98	1,98	-0,221	0,603
	Mesozoico									
	Ríos	2	1,845	1,61927	87,77%	0,7	2,99	2,29		
Magnesio/ Calcio	Total + Repetidas	181	0,18	0,146	79,34%	0,013	1,143	1,130	17,455	41,373
	Total	110	0,19	0,165	84,59%	0,013	1,143	1,130	14,114	30,953
	Cuaternario	71	0,17	0,146	84,06%	0,019	1,000	0,981	12,411	27,939
	Terciario	26	0,28	0,216	76,80%	0,013	1,143	1,130	5,291	10,166
	Mesozoico	5	0,14	0,051	36,13%	0,085	0,195	0,110	-0,360	-1,330
	Ríos	8	0,13	0,044	33,00%	0,075	0,194	0,119	-0,159	-0,765
Sodio/ Calcio	Total + Repetidas	181	2,20	20,349	924,40%	0,018	268,00	267,98	69,220	451,250
	Total	110	3,48	26,069	749,55%	0,018	268,00	267,98	42,053	213,603
	Cuaternario	71	4,68	32,074	685,84%	0,018	268,00	267,98	28,049	116,281
	Terciario	26	1,84	8,372	455,70%	0,018	42,86	42,85	10,597	27,001
	Mesozoico	5	0,10	0,062	62,14%	0,049	0,21	0,16	1,623	1,578
	Ríos	8	0,28	0,357	125,64%	0,117	1,16	1,05	3,200	4,475

Tabla 5.1f Parámetros estadísticos básicos

	MUESTRAS	RECuento	PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTÁNDAR	COEFICIENTE DE VARIACIÓN	MÍNIMO	MÁXIMO	RANGO	SESGO ESTANDARIZADO	CURTOSIS ESTANDARIZADA
Cloruro / Hidrogenocar- bonato	Total + Repetidas	181	0,66	3,106	469,73%	0,003	39,167	39,164	61,022	368,285
	Total	110	0,82	3,910	476,71%	0,003	39,167	39,164	38,944	187,324
	Cuaternario	71	0,52	1,528	294,06%	0,029	12,935	12,906	27,164	111,349
	Terciario	26	1,92	7,641	397,64%	0,003	39,167	39,164	10,426	26,358
	Mesozoico	5	0,06	0,041	69,49%	0,024	0,129	0,105	1,639	1,658
	Ríos	8	0,38	0,363	94,56%	0,065	1,070	1,005	1,398	0,211
Sulfato / Cloruro	Total + Repetidas	181	16,80	70,109	417,24%	0,017	880,00	879,98	59,878	358,584
	Total	110	13,68	33,593	245,58%	0,017	302,00	301,98	28,143	110,607
	Cuaternario	71	10,16	12,687	124,89%	0,017	66,25	66,23	8,288	10,797
	Terciario	26	27,71	64,691	233,45%	0,239	302,00	301,76	7,326	14,064
	Mesozoico	5	3,94	2,620	66,47%	1,273	7,67	6,39	0,681	-0,528
	Ríos	8	5,40	2,940	54,49%	1,216	9,79	8,57	0,198	-0,423
Cloruro / Bromuro	Total + Repetidas	163	882,97	1747,770	197,94%	3,077	18000,00	17996,90	39,693	170,650
	Total	97	859,56	1391,390	161,87%	3,077	10917,40	10914,40	23,911	77,781
	Cuaternario	61	954,58	1706,880	178,81%	62,798	10917,40	10854,60	16,073	41,854
	Terciario	24	671,04	485,664	72,37%	3,077	1688,89	1685,81	1,199	-0,673
	Mesozoico	5	522,22	410,792	78,66%	250,000	1222,22	972,22	1,624	1,405
	Ríos	7	918,87	701,170	76,31%	437,500	2444,44	2006,94	2,423	2,836
ICB	Total+ Repetidas	181	870,25	1560,230	179,29%	3,07700	1909	2460	56,708	359,939
	Total	110	20,60	195,217	947,66%	-551,00000	1909	2460	35,411	176,852
	Cuaternario	71	-5,06	84,036	-1662,00%	-551,00000	366	917	-9,668	52,696
	Terciario	26	98,08	371,663	378,95%	-15,00000	1909	1924	10,406	26,312
	Mesozoico	5	2,20	1,095	49,79%	1,00000	4	3	1,181	1,331
	Ríos	8	8,00	8,367	104,58%	0,00000	26	26	1,812	1,737

Tabla 5.1g Parámetros estadísticos básicos

5.3.2 Aniones

I. Hidrogenocarbonato

Este valor determina fundamentalmente la alcalinidad de las aguas subterráneas y en las pocas muestras que superan el valor de 8,3 unidades de pH, también al contenido en carbonatos. En el presente estudio, dado el escasísimo número de muestras con valores de pH más alcalinos que el comentado, se ha expresado la alcalinidad en mg/l de hidrogenocarbonatos, facilitando con ello la interpretación hidroquímica. La presencia del anión hidrogenocarbonato en las aguas subterráneas, es claramente dependiente de la cantidad de dióxido de carbono que incorporan en su infiltración y en su paso por la zona no saturada. Posteriormente, los equilibrios de disolución y precipitación de los carbonatos de calcio y magnesio, así como el valor del pH, son los fenómenos más importantes que condicionan la concentración de carbonatos e hidrógenocarbonatos en los medios hidrogeológicos (Freeze y Cherry, 1979; Appelo y Postma, 2005). La distribución de esta variable se ajusta a una distribución normal. Respecto al carbonato, todos los valores son nulos excepto en una muestra con un elevado pH.

II. Sulfato

La oxidación de los sulfuros metálicos, contenidos tanto en las rocas ígneas como en las sedimentarias, por acción del agua en medios oxidantes es una de las causas de la presencia de sulfatos en las aguas subterráneas. En las cuencas sedimentarias donde se han depositado sales evaporíticas, la disolución de los minerales de sulfato de calcio, y en casos especiales de sulfato de sodio, son una fuente muy importante de aporte de este anión al medio hidrogeológico (Appelo y Postma, 2005). Al observar el histograma de la variable se evidencia una distribución lognormal.

III. Cloruro

El cloro se presenta en las aguas subterráneas en forma de anión cloruro. Es el halógeno más abundante en la corteza terrestre y aunque el cloruro forma parte de ciertos minerales que conforman las rocas ígneas, sea como elemento característico o como impureza, normalmente no son fuente suficiente que justifique las cantidades presentes de este anión en las aguas subterráneas. Las rocas sedimentarias, especialmente las evaporíticas, suelen constituir una contribución importante de cloruro al medio hidrogeológico (Hem, 1985); su dinámica en estos entornos se caracteriza por la solubilidad de sus sales y su inercia a sufrir transformaciones redox. La distribución correspondiente a esta variable se ajusta a una lognormal.

IV. Nitrato

El nitrógeno existente en el medio subterráneo puede encontrarse en diversos estados de oxidación (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-), siendo el nitrato la especie normalmente más abundante. El nitrógeno presente en las aguas subterráneas puede proceder de la degradación biológica de la materia orgánica existente en los suelos, de algunos minerales que contienen este elemento y, fundamentalmente, de la contaminación procedente de la infiltración de vertidos de aguas residuales y de los excedentes de la fertilización nitrogenada de los cultivos agrícolas (Hem, 1985; Porras et al, 1985). El histograma de esta variable evidencia una distribución lognormal.

5.3.3 Otros parámetros mayoritarios

I. Sílice

El silicio es el segundo elemento más abundante de la corteza terrestre, dando lugar al conjunto de minerales más variado y abundante, los silicatos. La alteración de los silicatos presentes en las rocas ígneas y sedimentarias, como los feldespatos, el cuarzo y las micas, provoca la neoformación de nuevas especies minerales, así como la liberación de cantidades variables de óxido de silicio, SiO_2 , que en parte se mantiene en solución (Appelo y Postma, 2005; Gutiérrez, 2008). La química de la sílice en las aguas subterráneas está controlada por la solubilidad de los silicatos de neoformación y de las distintas especies minerales del SiO_2 (cuarzo, calcedonia y sílice amorfa), por la temperatura y por el valor que adopte el pH. La distribución de esta variable en aguas estudiadas se ajusta a una normal.

II. Dióxido de carbono disuelto

El dióxido de carbono disuelto en agua y los diversos compuestos que forma en ella tienen un papel importante en la química del agua. Este compuesto se disuelve en el agua en función de su presión parcial ($p\text{CO}_2$). Una parte permanece en disolución en forma de gas mientras otra reacciona con el agua para dar ácido carbónico (H_2CO_3) que se disocia parcialmente para dar iones carbonato y hidrogenocarbonato. La presencia de dióxido de carbono disuelto en las aguas subterráneas, está condicionada por los fenómenos de oxidación de la materia orgánica y por los equilibrios de disolución y precipitación del sistema carbonatado (Appelo y Postman, 2005). La temperatura, pH y condiciones redox son variables que determinarán la concentración que este gas puede alcanzar en el medio hidrogeológico. La distribución de dicha variable en la zona de estudio es lognormal.

III. Oxígeno disuelto

El contenido en oxígeno disuelto sirve como indicador de las condiciones bioquímicas del agua en un lugar y momento determinado. El oxígeno es aportado a las aguas subterráneas a través de la recarga, reaccionando a lo largo del sistema de flujo con los materiales orgánicos e inorgánicos, de carácter reducido, que encuentre en su camino. Su presencia depende de la temperatura, de la naturaleza litológica de la fase sólida del acuífero y de la velocidad de flujo de las aguas subterráneas (Custodio y Llamas, 1983). El histograma muestra una distribución lognormal.

5.4 Constituyentes Minoritarios

Se han analizado tanto las sustancias que aparecen con menor frecuencia o en concentraciones inferiores en las aguas subterráneas como los constituyentes traza. En algunos casos los límites de detección de las técnicas analíticas utilizadas son del orden de magnitud de las concentraciones realmente existentes.

5.4.1 Aniones

I. Fluoruro

El anión fluoruro se encuentra presente en minerales abundantes como la fluorita y el apatito; asimismo muchos silicatos contienen cantidades significativas de este halógeno, que reemplaza al anión hidróxido de ciertas posiciones. Además, son frecuentes contenidos altos de fluoruro en aguas relacionadas con sedimentos salinos. La dinámica de este anión en las aguas subterráneas, está condicionada por el valor de pH, la solubilidad de sus sales, la formación de complejos con determinados cationes, su adsorción sobre fases coloidales con carga superficial positiva, y su sustitución por el anión OH^- en los precipitados de dióxidos metálicos (William, 1997). La distribución de dicha variable en los puntos muestreados es lognormal.

II. Fosfato

El fósforo presente en las aguas subterráneas suele manifestar concentraciones inferiores a 1 mg/l debido a la bajísima solubilidad de sus sales cálcicas, férricas y alumínicas, además de ser frecuentemente captado como nutriente por los microorganismos existentes tanto en el suelo como en el subsuelo geológico. Suele presentarse bajo la forma de fosfato, siendo bastante común en rocas ígneas y sedimentarias, además de ser incorporado a la geosfera a través de las aguas residuales y de los fertilizantes fosforados. Su química en el medio hidrogeológico dependerá de las concentraciones de los cationes con los que forma sales de baja solubilidad y del valor que

adopte el pH (Appelo y Postma, 2005). Del análisis del histograma correspondiente se evidencia para este anión una distribución lognormal.

III. Bromuro

Su comportamiento es muy parecido al cloruro pero es mucho menos abundante. Estos dos iones que están disueltos en el agua son trazadores muy próximos al comportamiento del trazador ideal, dado su carácter hidrófobo y el pequeño radio iónico (Custodio y Alcalá García, 2003). La distribución de dicha variable en la zona de estudio es lognormal.

IV. Nitrito

La presencia de nitrito en el agua subterránea viene condicionada por los equilibrios de oxidoreducción existentes con la especie nitrogenada inorgánica mayoritaria en las aguas que es el nitrato. En condiciones anóxicas, las concentraciones de nitrito pueden llegar a ser elevadas, del orden de 2 a 10 ppm (Appelo y Postma, 2005). El nitrito en las aguas de estudio evidencia una distribución lognormal.

5.4.2 Cationes

I. Amonio

Por regla general, el amonio NH_4^+ aparece sólo como trazas en aguas subterráneas naturales, aumentando su concentración cuando el medio es fuertemente reductor. Este compuesto es el producto final de la reducción de sustancias orgánicas o inorgánicas nitrogenadas que naturalmente se incorporan al agua subterránea. Dado que la presencia de amonio favorece la multiplicación microbiana su detección en cantidad significativa en el agua se considera como indicación de contaminación reciente probable (Porrás et al, 1985). El histograma de este parámetro manifiesta una distribución lognormal.

II. Hierro

La concentración de este metal en las aguas subterráneas es generalmente pequeña a pesar de ser uno de los elementos metálicos más abundantes de la corteza terrestre. Son numerosos los minerales presentes en las rocas ígneas que contienen hierro, especialmente en su forma reducida. Tras la alteración hídrica de estos minerales, precipita el hierro en forma de especies sedimentarias de neoformación mineral: pirita, en medios reductores con azufre, siderita, en medios reductores sin azufre, u oxihidróxidos de hierro (III) si el medio es oxidante (Hem, 1985). El comportamiento químico de este catión en los medios hidrogeológicos, depende fuertemente de

las condiciones redox y de los valores que adopte el pH, siendo asimismo muy sensible a la formación de determinados complejos y a ciertos procesos bacterianos. La distribución de esta variable en los puntos muestreados es lognormal.

III. Manganeso

El manganeso puede encontrarse como sustituto del hierro, magnesio y calcio en algunas estructuras silicatadas; de igual forma, pequeñas cantidades de manganeso son frecuentes en calizas y dolomías. Tras la alteración de los minerales que incluyen manganeso, se genera Mn^{2+} , la especie soluble de este metal más abundante en las aguas subterráneas, así como depósitos sedimentarios de MnO_2 . La hidroquímica del manganeso en el medio hidrogeológico, se ve además influida por las condiciones redox del entorno, así como por procesos de complejación orgánica (Appelo y Postma, 2005). En las aguas analizadas el histograma de esta variable evidencia distribución lognormal.

IV. Litio

El litio es un elemento alcalino relativamente infrecuente en el medio geológico; algunos minerales como la espodumena, $LiAl(Si_2O_3)$, la ambligonita, $(Li,Na)Al(PO_4)(F,OH)$, o la lepidolita $K_2Li_3Al_3(OH,F)_4(AlSi_3O_{10})_2$, son posibles fuentes de litio. Su química en las aguas subterráneas está condicionada por los procesos de intercambio iónico, y las concentraciones más altas de este elemento (entre 1-10 mg/l) se encuentran en aguas salinas de elevada concentración en iones disueltos (William, 1997). La distribución de este parámetro en la zona es lognormal.

V. Estroncio

La química del estroncio es similar a la del calcio, siendo un elemento relativamente común en la geosfera, que reemplaza, en pequeñas cantidades, al calcio y al potasio en los minerales de las rocas ígneas. En los medios sedimentarios, tanto la estroncianita, $SrCO_3$, como la celestina $SrSO_4$, son relativamente frecuentes, aunque la relación Sr/Ca en la mayoría de las calizas suele ser inferior a 1/1.000. El comportamiento hidrogeoquímico de este alcalino-térreo está condicionado por las concentraciones de los aniones carbonato y sulfato en las aguas, aunque normalmente los contenidos en estroncio están por debajo de los límites de solubilidad tanto de la estroncianita como de la celestina (William, 1997). El histograma evidencia una distribución lognormal en las aguas estudiadas.

VI. Cobre

El cobre presente en las aguas subterráneas procede de la alteración de algunos minerales que contienen este metal -calcopirita, calcosina, cuprita, malaquita y azurita-. La geoquímica de este elemento en las aguas subterráneas, está condicionada por la baja solubilidad de sus hidróxidos y carbonatos a pH neutro o ligeramente alcalino, lo cual unido a la tendencia del Cu^{2+} a la adsorción y coprecipitación junto a los oxihidróxidos de hierro (III), provoca que, habitualmente, las concentraciones de cobre en el medio hidrogeológico sean inferiores a 10 mg/l . Por otra parte, el Cu^{2+} muestra una clara tendencia a la formación de complejos con numerosos ligandos, de tal forma que a valores básicos del pH la forma $\text{Cu}(\text{OH})_3^-$ puede ser la especie predominante (Hem, 1985; Porras et al, 1985). Se observa una distribución lognormal en el área estudiada.

VII. Zinc

El zinc de las aguas subterráneas tiene su origen natural en la alteración de minerales como la blenda -ZnS- o la smithsonita - ZnCO_3 -. Su dinámica química en las aguas está condicionada por los equilibrios de precipitación de su carbonato, de su hidróxido y de su silicato -willemita-. Otros factores que pueden limitar la presencia de zinc en las aguas subterráneas son los fenómenos de adsorción, cambio iónico y coprecipitación (Appelo y Postma, 2005). El zinc en las aguas de estudio sigue una distribución lognormal.

5.4.3 Constituyentes traza

I. Aluminio

Su origen en el medio hidrogeológico hay que buscarlo en la alteración de rocas ígneas que contienen aluminosilicatos, así como en los aportes procedentes de minerales sedimentarios, como los oxihidróxidos y los filosilicatos del grupo mineralógico de las arcillas. Aunque el aluminio es el tercer elemento en abundancia en la corteza terrestre, su presencia en las aguas subterráneas suele ser inferior a 1 mg/l salvo en medios especialmente ácidos. Su dinámica en las aguas subterráneas está condicionada por su tendencia a formar complejos, la baja solubilidad de algunos de sus compuestos y su dependencia del valor del pH (Langmur, 1997). El aluminio en las aguas muestreadas sigue una distribución lognormal.

II. Plomo

El plomo es un metal comparable al cobalto en cuanto a su abundancia en las rocas naturales, sin embargo su movilidad es muy baja, por una tendencia a formar sales de baja solubilidad, a ser adsorbido sobre los complejos de cambio orgánicas e inorgánicas y por coprecipitación con óxidos

de manganeso. La presencia del plomo en las aguas subterráneas, viene condicionado en la mayor parte de las ocasiones por fenómenos de contaminación antrópica ya sea debido a las emisiones de los vehículos de motor, al uso de tuberías de plomo o al vertido de plomo industrial. La distribución de dicha variable en las aguas analizadas es lognormal.

III. Cadmio

Es un elemento de grandes similitudes con el zinc en el ámbito geológico, aunque es mucho menos frecuente. Determinadas aplicaciones humanas relacionadas con los pigmentos y la metalurgia son responsables de la liberación al medio hídrico de ciertas cantidades de cadmio, metal extraordinariamente tóxico para las plantas, los animales, y el hombre. La distribución de esta variable en las aguas analizadas es lognormal.

IV. Níquel

Es un metal relativamente abundante en el medio geológico, manifestándose en el medio hídrico bajo la forma de especie Ni^{2+} . Las actividades humanas, urbanas e industriales son asimismo responsables de una elevada emisión de compuestos de níquel al medio natural (Appelo y Postma, 2005). La distribución de dicha variable en la zona de estudio es lognormal.

V. Cobalto

Las concentraciones de cobalto en la corteza terrestre es similar a la del litio. Es un elemento esencial en la nutrición de las plantas y animales. En el medio suele presentarse bajo los estados de oxidación +II y +III y su concentración en las aguas naturales viene controlada por los fenómenos de adsorción y coprecipitación que sufre junto a los óxidos de hierro y manganeso (Hem, 1985). Se evidencia una distribución lognormal en los puntos de agua analizados.

VI. Cromo

Es un mineral relativamente frecuente en la corteza terrestre con una presencia similar a la del vanadio, y en estado de oxidación mayoritariamente +III. Sin embargo, en determinadas circunstancias el cromo puede encontrarse en forma de cromo hexavalente, formando cromatos de elevada toxicidad que generalmente evidencian un origen antrópico (Langmuir, 1997). La distribución de dicha variable en la zona de estudio es lognormal.

VII. Vanadio

Se usa en la actividad industrial por lo que no se descarta que su presencia pueda estar asociada a vertidos tanto sólidos como líquidos procedentes de actividades metalúrgicas o industrial. La distribución de dicha variable en las aguas analizadas es lognormal.

VIII. Boro

El boro es un constituyente minoritario en la mayoría de las aguas. Es esencial en pequeñas cantidades para el crecimiento de las plantas. En concentraciones excesivas es perjudicial tanto en los suelos como en las aguas de riego pudiendo ser tóxico para ciertas plantas en concentraciones relativamente bajas. Procede de la alteración de rocas ígneas, gases volcánicos, agua marina, terrenos evaporíticos y de detergentes (Porrás et al, 1985). La distribución de dicha variable en la los puntos muestreados es lognormal.

IX. Arsénico

En las aguas naturales el arsénico presenta un rango de concentraciones amplio, aunque en las aguas subterráneas es donde generalmente se encuentran las concentraciones más altas. Las interacciones agua-roca controlan la presencia de este en el ambiente y las condiciones físico-químicas facilitan su movilización (Renau, 2010). El Arsénico puede ser encontrado de forma natural en los suelos y minerales en pequeñas concentraciones, pudiendo introducirse en el aire, agua y tierra a través de las tormentas de polvo y las aguas de escorrentía (PRTR en 2017). La distribución de dicha variable en el área estudiada es lognormal.

X. Bario

El bario está presente como oligoelemento en las rocas ígneas y sedimentarias. El bario en agua proviene principalmente de fuentes naturales. La solubilidad de los compuestos de bario aumenta al disminuir el valor del pH. Si se encuentran niveles altos en aguas de bebida es probable que se asocien con aguas subterráneas de bajo pH, procedentes de rocas ígneas o de rocas sedimentarias ricas en manganeso. Por lo tanto, se espera que las concentraciones sean relativamente estables. La concentración de iones de bario en los sistemas acuáticos naturales es limitada por la presencia de aniones de origen natural y posiblemente también por adsorción de estos iones sobre óxidos e hidróxidos metálicos (WHO, 2004). El histograma de esta variable muestra en las aguas estudias una distribución lognormal.

5.5 Parámetros físico-químicos y otros parámetros

I. pH

La actividad del ión hidrógeno en las aguas subterráneas está controlada por aquellas reacciones que consumen o aportan iones H^+ . El pH juega un papel importante en muchos procesos químicos y biológicos de las aguas subterráneas naturales. La disolución del CO_2 , los equilibrios de disolución/precipitación de los carbonatos, las reacciones de alteración de los silicatos, y los procesos redox en que intervienen sulfuros y sulfatos son procesos que condicionan los valores que adoptará el pH en el medio hidrogeológico. Los valores del pH más habituales en las aguas subterráneas se encuentran entre 3,0 y 8,5 (Hem, 1985). La distribución de dicha variable en la zona de estudio es normal.

II. Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica de un agua subterránea, es un indicador muy claro de la concentración de sales disueltas que posee. Los valores que adopta este parámetro fisicoquímico son orientativos de la presencia o ausencia de sales evaporíticas, estando también relacionados con algunas características del flujo hidrogeológico (Custodio y Llamas, 1983). La distribución de la conductividad se ajusta a una lognormal.

III. Temperatura

Es un parámetro poco variable en las aguas subterráneas pero son significativas las variaciones en las aguas superficiales de los ríos al verse más afectadas por la temperatura ambiente. Es un parámetro básico para los estudios hidrogeológicos, ya que está relacionada con el tiempo de permanencia del agua en el acuífero, con la profundidad del flujo subterráneo, con la existencia de posibles mezclas de aguas, con la existencia de anomalías geotérmicas y con la temperatura del agua de recarga. Por ello, la temperatura del agua subterránea ejerce una notable influencia sobre los equilibrios químicos y sobre la actividad biológica que se desarrolla en las aguas subterráneas (Hem, 1985). La distribución de la temperatura se ajusta a una normal.

IV. Carbono Total (CT), Carbono Orgánico Total (COT)

Estos parámetros proporcionan información sobre la cantidad de carbono presente en el agua (Hervas, 1991). El carbono total (CT) está referido al carbono procedente de materia orgánica como de sustancias inorgánicas. Al valor de COT, carbono orgánico total, contribuyen tanto compuestos de origen natural (ácido húmicos y fúlvicos) como sintéticos (detergentes, plaguicidas...) y se suele usar como parámetro indicador de contaminación de aguas. El carbono

inorgánico (Cl) contempla básicamente dióxido de carbono disuelto, carbonatos e hidrogenocarbonatos (ICRA en 2017). La distribución de dicha variable se ajusta a una normal.

V. DQO

La demanda química de oxígeno, DQO, mide la capacidad de un agua para consumir oxidantes en procesos químicos (materia orgánica oxidable. Fe^{2+} , Mn^{2+} , NH_4^+ ...etc.). En aguas naturales el valor usual de DQO varía desde 1 a 15 m/l (Porrás et al, 1985). La distribución de dicha variable en los puntos muestreados es lognormal.

VI. Profundidad

La profundidad sobre el nivel del terreno a la que se encuentran las aguas subterráneas, es un dato relacionado sólo de forma indirecta con la hidroquímica. La vinculación, existente en ocasiones, entre la profundidad, la posición en el sistema de flujo hidrogeológico y la edad de las aguas puede tener trascendencia sobre el quimismo de las aguas subterráneas. Más evidente es, sin embargo, la relación que hay entre la profundidad y la temperatura, y la profundidad y la existencia de condiciones anóxicas, variables de indudable importancia geoquímica (Hem, 1985). La mayor parte de los pozos muestreados son excavados, con profundidades que oscilan entre los 5 y los 20 metros. Se han muestreado algunos sondeos con mayores profundidades.

VII. Caudal

El caudal de un punto de descarga, natural o artificial, de las aguas subterráneas que no manifiesta a priori relación con el quimismo de las aguas. Aun así, parece claro que puntos con caudales grandes, serán más representativos del medio hidrogeológico, y mostrarán además, una relación positiva con formaciones de alta transmisividad y con acuíferos de grandes dimensiones.

VIII. Carga hidráulica

La carga hidráulica, h , que poseen las aguas subterráneas, es un parámetro fundamental para comprender su situación dentro del esquema de flujo. A su vez, saber si una muestra, una zona de recarga, descarga o intermedia, es un conocimiento de extraordinario interés para una correcta interpretación de sus características hidroquímicas (Custodio y Llamas, 1983). Debido a que el flujo en el terciario no es horizontal, las equipotenciales no son paralelas entre sí, y el nivel del agua en un mismo pozo, variará con la profundidad. Ello implica que la validez de un estudio descriptivo estadístico, como el realizado para otras variables, no sea totalmente adecuada. La práctica

totalidad de los puntos de agua muestreados lo son en acuíferos libres, con un espesor de la zona no saturada comprendida entre los 2 y los 6 metros.

5.6 Relaciones iónicas

La relación iónica Relación Mg^{2+}/Ca^{2+} varía en las aguas subterráneas entre 0,3 y 1,5. Los valores más altos de este índice hidrogeoquímico indican terrenos dolomíticos o ricos en silicatos magnésicos. Un aumento de esta relación iónica a lo largo de una línea de flujo puede indicar precipitación de calcita, contaminación marina -en el agua de mar la relación Mg^{2+}/Ca^{2+} es de 5-, fenómenos de intercambio iónico o procesos de reducción de sulfatos (Custodio y Llamas, 1983).

La Relación Na^+/Ca^{2+} tiene interés para seguir posibles procesos de cambio de bases en el acuífero, aunque fenómenos de precipitación o disolución de sales de calcio modificarán este índice geoquímico sin que se produzcan intercambios iónicos (Custodio y Llamas, 1983).

Dado que el contenido en HCO_3^- es un valor relativamente constante en las aguas subterráneas, la Relación Cl^-/HCO_3^- iónica es de interés para seguir el proceso de concentración de sales en el sentido del flujo hidrogeológico. No obstante, es preciso considerar otros fenómenos geoquímicos que pueden alterar esta relación sin concentración salina, como son: la reducción de sulfatos, aportes de CO_2 , o la precipitación de calcita (Custodio y Llamas, 1983). En cuencas sedimentarias continentales, en que las sales solubles son muy escasas, este índice hidrogeoquímico no se modifica prácticamente en el sentido del flujo.

En aguas subterráneas de cierta salinidad, el contenido en sulfatos tiende a hacerse constante, pudiendo servir la Relación SO_4^{2-}/Cl^- para estudiar el proceso de concentración de sales en el sentido del flujo (Custodio y Llamas, 1983). Fenómenos como la reducción de sulfatos pueden interferir en este tipo de interpretaciones.

La Relación Cl^-/Br^- es un indicador del de efecto urbano e industrial a través de la incorporación de aguas residuales o lixiviados de residuos. Aunque en el terreno hay procesos fisicoquímicos que pueden afectar a sus concentraciones absolutas (dilución, evaporación, mezclas), no se modifica el valor de su relación. Por el contrario, las sales disueltas guardan razonable memoria de la composición de la materia soluble que ha dado origen a la presencia a su presencia en las aguas (Custodio y Alcalá-García, 2003).

El índice de cambio de bases, I.C.B, es una relación iónica que indica el desequilibrio entre cloruros y metales alcalinos. Un aumento de esta relación indica un intercambio iónico hacia el endurecimiento del agua, mientras que una disminución del I.C.B. muestra un proceso de ablandamiento en las aguas (Custodio y Llamas, 1983).

5.7 Hidroquímica clásica

Para el estudio e interpretación de datos derivados de los análisis hidroquímicos se han utilizado los diagramas de Stiff, Piper y Schoeller que vienen incorporados en el programa INAQUAS.

5.7.1 Interpretación de los Diagramas de Stiff

Los diagramas de Stiff están formados por tres ejes horizontales que muestran los intervalos de iones, los cationes están situados verticalmente a la izquierda y los aniones verticalmente a la derecha. En el mapa del Anexo IV se recogen los Diagramas de Stiff para cada una de las muestras de agua estudiadas, ubicados en su correspondiente situación geográfica dentro de la zona de estudio. Del total de las muestras analizadas se van a considerar para este estudio, las muestras que únicamente se han tomado una vez y los primeros muestreos de las aguas analizadas en más ocasiones.

Se han coloreado los mencionados diagramas, asignando un color a cada muestra procedente del Cuaternario, del Terciario, del Mesozoico o Ríos y abastecimiento. De la interpretación de los diagramas de Stiff se concluye que las muestras objeto de estudio se agrupan en siete familias (A a G) con características diferentes entre ellas, tres sulfatadas, tres hidrógenocarbonatas y una clorurada.

I. Familia Sulfatado Hidrogenocarbonatado Cálcica (Familia A)

Agrupada a 9 muestras (1, 4, 7, 8, 32, 48, 52, 75 y 92) pertenecientes al Cuaternario de facies química claramente sulfatado hidrogenocarbonatado cálcica y a 2 puntos de agua (89 y 94) pertenecientes a los Ríos que también muestran este carácter. Las 5 muestras (2, 16, 20, 23 y 31) del Cuaternario y las 4 muestras (9, 71, 81, 82) del Terciario constituyen un subgrupo que presenta contenidos destacables de magnesio. En esta familia se aprecia un subgrupo formado por 2 muestras (25 y 51) pertenecientes al Cuaternario que evidencian una mayor cantidad de magnesio y sodio. Finalmente 3 muestras (42, 54 y 61) del Cuaternario muestran un carácter cálcico sódico.

En los puntos de agua asociados al cuaternario los sulfatos representan entre el 40,55 % y 66,75 % del total de meq aniónicos, el hidrógenocarbonato oscila entre el 18,66 % y el 40,642 % del total de meq aniónicos y el calcio supone entre el 56,28 % y 75,16 % del total de meq catiónicos. En las muestras con niveles mayores de magnesio y sodio, se alcanza el 24,00 y 23,30 % del total de meq catiónicos respectivamente.

Su mineralización es media-alta con conductividades que alcanzan los 1320 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Los contenidos en magnesio y sodio tienen valores de 24,42 y 26,16 mg/l de media respectivamente. Los niveles medios de cloruro e hidrogenocarbonato son de 37,42 y 199,68 mg/l. El valor del pH está comprendido entre 6,10 y 7,98. Asimismo los constituyentes minoritarios tienen una concentración de 0,29 mg/l de media para el fosfato y el bromuro entre 0,02 y 1,258 mg/l. Los nitratos se sitúan entre 5,0 y 90,0 mg/l. La sílice adquiere un valor medio para estas muestras de 12,54 mg/l, el potasio de 59,37 mg/l y el dióxido de carbono de 13,34 mg/l. La relación $\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+}$ tiene un valor medio de 0,20, mientras que la relación $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ es de 0,16 . La relación $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ está comprendida entre 3,61 y 19,62, y la relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$ posee un valor medio de 0,22. Los valores de la relación Cl^-/Br^- oscilan entre 0,02 y 1,258. El ICB adquiere un valor medio de 1,89.

Respecto a las cuatro muestras pertenecientes al Terciario los sulfatos representan entre el 32,48 y 43,79 del total de meq aniónicos, el hidrogenocarbonato oscila entre el 24,73 % y el 40,89 % del total de meq aniónicos y el calcio supone entre el 53,51 % y 62,20 % del total de meq de cationes. El carácter magnésico de estas muestras se evidencia en los niveles comprendidos entre 30,76 y 43,54 % del total de meq catiónicos.

La conductividad es media comprendida entre 631 y 947 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Los contenidos en magnesio y sodio tienen valores de 35,00 y 9,50 mg/l de media respectivamente. Los niveles medios de cloruro e hidrogenocarbonato son de 23,25 y 155,50 mg/l respectivamente. El valor del pH está comprendido entre 6,91 y 7,80. Asimismo, los constituyentes minoritarios tienen una concentración de 0,05 mg/l de media para el bromuro y el bario entre 57,90 y 145,00 $\mu\text{g}/\text{l}$.

Los nitratos se sitúan entre 90,00 y 120,00 mg/l. La sílice adquiere un valor medio para estas muestras de 14,48 mg/l, el potasio de 7,00 mg/l y el dióxido de carbono de 9,9 mg/l. La relación $\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+}$ tiene un valor medio de 0,12 mientras que la relación $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ es de 0,39. La relación $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ está comprendida entre 2,42 y 18,43, y la relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$ posee un valor medio de

0,21. Los valores de la relación Cl^-/Br^- oscilan entre 208,96 y 603,1. El ICB adquiere un valor medio de 6,75.

En las muestras de los Ríos se observa que los sulfatos representan entre el 48,86 % y 55,13 % del total de meq aniónicos, y el calcio supone entre el 70,09 % y 75,70 % del total de meq de cationes. Son aguas de mineralización baja con una conductividad que adquiere un valor medio de 365 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Los contenidos en magnesio y sodio tienen valores de 11,00 y 12,00 mg/l de media respectivamente. Los niveles medios de cloruro e hidrogenocarbonato son de 21,50 y 99,00 mg/l respectivamente.

El valor del pH está comprendido entre 7,50 y 7,80. Así mismo los constituyentes minoritarios tienen una concentración de 0,015 mg/l de media para el bromuro y el manganeso entre 5,04 y 12,00 $\mu\text{g}/\text{l}$. Los nitratos se sitúan entre 13,00 y 18,00 mg/l. La sílice adquiere un valor medio para estas muestras de 7,8 mg/l, el potasio de 1,5 mg/l. La relación $\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+}$ tiene un valor medio de 0,15 mientras que la relación $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ es de 0,14. La relación $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ está comprendida entre 0,20 y 0,24, y la relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$ posee un valor medio de 0,22. Los valores de la relación Cl^-/Br^- oscilan entre 1050 y 2444,44. El ICB adquiere un valor medio de 8.

II. Familia Sulfatado Hidrogenocarbonatado Clorurada (Familia B)

Agrupada a 5 muestras (28, 56, 63, 73, 110) pertenecientes al Cuaternario de facies química claramente sulfatado hidrógenocarbonatado clorurada. Todas ellas muestran niveles destacables de calcio. En la muestra que evidencia un carácter cálcico magnésico el contenido de magnesio representa el 22,98 % del total de meq catiónicos. En las muestras sódicas el sodio oscila entre el 20,89 y 23,74 % del total de meq catiónicos. Respecto a la muestra con contenidos elevados de magnesio y sodio, el magnesio y el sodio constituyen el 24,28 % y el 16,50 % del total de meq catiónicos. Una de las muestras evidencia un mayor carácter clorurado con un nivel de cloruro que representa el 23,93 % del total de meq aniónicos.

Su mineralización es media-alta, con una conductividad que alcanza los 1426 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En los puntos de agua los sulfatos representan entre el 34,80 % y 48,07 % del total de meq aniónicos, el hidrogenocarbonato oscila entre el 21,96 % y el 34,61 % del total de meq aniónicos y el calcio supone entre el 52,87 % y 67,46% del total de meq catiónicos. Los niveles de cloruro e hidrogenocarbonato son de 56,6 y 126,2 mg/l respectivamente. El valor del pH está comprendido entre 7,22 y 7,96. Asimismo los constituyentes minoritarios tienen una concentración de 0,13 mg/l

de media para el fosfato, y el bario entre 21,30 y 95,59 $\mu\text{g/l}$. Los nitratos se sitúan entre 21,00 y 150,00 mg/l . La sílice adquiere un valor medio para estas muestras de 18,8 mg/l , el potasio de 12,4 mg/l y el dióxido de carbono de 26,62 mg/l . La relación $\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+}$ tiene un valor medio de 0,33, mientras que la relación $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ es de 0,16. La relación $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ está comprendida entre 2,29 y 3,60 y la relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$ posee un valor medio de 0,45. Los valores de la relación Cl^-/Br^- oscilan entre 184,49 y 1208,33. El ICB adquiere un valor medio de 11,4.

III. Familia Sulfatado Cálcida (Familia C)

Agrupada a 10 muestras (39, 43, 44, 45, 49, 50, 53, 60, 64, 103) pertenecientes al Cuaternario, de facies química claramente sulfatado cálcico. Un subgrupo de esta familia lo constituyen las muestras que evidencian un carácter magnésico como se observa en las 7 muestras del Cuaternario (46, 47, 55, 59, 62, 76, 87), las 5 muestras (29, 41, 72, 78, 101) del Terciario y los 2 puntos de agua (90, 91) asociados a los Ríos. Las muestras pertenecientes al Cuaternario (57, 85, 106) presentan a su vez niveles más elevados de sodio. Otro subgrupo de esta familia lo forman las muestras que presentan un carácter clorurado (26, 40, 80) del Cuaternario y 86 del Terciario.

En las muestras del Cuaternario el sulfato representa entre el 16,85 % y 90,11 % del total de meq aniónicos, y el calcio supone entre el 40,61 % y 86,07 % del total de meq catiónicos. En las muestras cloruradas el valor del cloruro alcanza el 22,52 % del total de meq aniónicos. La conductividad oscila entre 204 y 2280 $\mu\text{S/cm}$. Los contenidos en magnesio y sodio tienen una media de 33,70 y 30,7 mg/l respectivamente, El pH está comprendido entre 6,70 y 8,12. Los constituyentes minoritarios tienen una concentración de 0,02 mg/l de media para el fosfato, y el manganeso posee un valor medio de 229,00 $\mu\text{g/l}$. Los nitratos se sitúan entre 1,00 y 400,00 mg/l . La sílice adquiere un valor medio para estas muestras de 15,34 mg/l , el potasio de 15,09 mg/l y el dióxido de carbono 14,23 mg/l . La relación $\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+}$ tiene un valor medio de 0,18, mientras que la relación $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ es de 0,18. La relación $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ está comprendida entre 1,80 y 66,25, y la relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$ posee un valor medio de 0,54. El ICB de media toma el valor de -5,39.

En las muestras del Terciario el sulfato representa entre el 43,95 % y 93,59 % del total de meq aniónicos, y el calcio supone entre el 47,15 % y 873,73% del total de meq catiónicos. En la muestra clorurada el valor del cloruro alcanza el 233,81% del total de meq aniónicos. La mineralización de esta agua es alta, situándose la conductividad entre 711 y 2470 $\mu\text{S/cm}$. Los contenidos en magnesio y sodio tienen una media de 73,83 y 28,00 mg/l respectivamente, El pH está comprendido entre 6,84 y 7,96. Los constituyentes minoritarios tienen una concentración de 0,01

mg/l de media para el fosfato, y el manganeso posee un valor medio de 80,02 $\mu\text{g/l}$. Los nitratos se sitúan entre 0,00 y 60,00 mg/l. La sílice adquiere un valor medio para estas muestras de 27,48 mg/l, el potasio de 2,83 mg/l y el dióxido de carbono 7,77 mg/l. La relación $\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+}$ tiene un valor medio de 0,19 meq/l, mientras que la relación $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ es de 0,26. La relación $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ está comprendida entre 1,80 y 302,0, y la relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$ posee un valor medio de 0,40. Los valores de la relación Cl^-/Br^- oscilan entre 238,10 y 974,19. El ICB de media toma el valor 9,16.

En las muestras pertenecientes a los ríos, los sulfatos representan entre el 71,65 % y el 76,29 % del total de meq aniónicos, y el calcio supone entre el 68,75 % y el 72,20 % del total de meq catiónicos. En estas muestras de carácter magnésico el magnesio alcanza hasta el 22,01 % del total de meq aniónicos. La mineralización de esta agua es alta, situándose la conductividad entre 805 y 1100 $\mu\text{S/cm}$. Los contenidos en magnesio y sodio tienen una media de 30 y 22 mg/l respectivamente, El pH está comprendido entre 7,40 y 7,90. La sílice adquiere un valor medio para estas muestras de 9,00 mg/l, el potasio de 2,50 mg/l. La relación $\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+}$ tiene un valor medio de 0,13, mientras que la relación $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ es de 0,18. La relación $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ está comprendida entre 0,467 y 0,776, y la relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$ posee un valor medio de 9,32. Los valores de la relación Cl^-/Br^- alcanza un valor de 437,50. El ICB de media toma el valor 19.

Se trata en general de aguas cuyo quimismo se ve fundamentalmente condicionado por los procesos de disolución de minerales yesíferos, que conforman buena parte del sustrato geológico Terciario de la zona de estudio, aunque sin llegar a la saturación, aunque los significativos contenidos de sodio, cloruro y nitrato evidencian una importante contribución de fenómenos antrópicos de contaminación a la mineralización del agua.

IV. Familia Hidrogenocarbonatado Sulfatado Cálcica (Familia D)

Agrupada a 7 muestras (13, 18, 24, 30, 38, 93, 104) pertenecientes al Cuaternario de facies química claramente hidrogenocarbonatado sulfatado cálcica y a 2 puntos de agua (97, 100) pertenecientes a los Ríos que también muestran este carácter. Las 5 muestras (3,6,10,27,68) del Terciario, las 2 muestras (65,79) asociadas al Cuaternario y 1 muestra (98) del Mesozoico, constituyen un subgrupo que presenta contenidos destacables de magnesio. En esta familia se aprecia también un subgrupo formado por 5 muestras (36, 37, 66, 83, 107) pertenecientes al Cuaternario que evidencian un carácter sódico. Finalmente 3 muestras (21, 74, 77) del Cuaternario y 4 muestras (14, 15, 19, 70) asociadas al Terciario muestran niveles más elevados de cloruro.

En las muestras del Cuaternario con valores inferiores de cloruro, los hidrógenocarbonatos representan entre el 34,95 % y 74,91 % del total de meq aniónicos, los sulfatos entre el 20,03 % y el 40,22 % de meq aniónicos, y el calcio supone entre el 44,64 % y 82,30 % del total de meq catiónicos. En las muestras de mineralización media –baja la conductividad oscila entre 274 y 793 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En las muestras con mineralización mayor el nivel de conductividad llega a 1320 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En las muestras con niveles más elevados de cloruro, su valor llega a alcanzar de media el 19,34 % del total de meq aniónicos. Son muestras de mineralización baja con valores de conductividad comprendidos entre 214 y 418 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Los contenidos en magnesio y sodio tienen una media de 10,65 y 24,65 mg/l respectivamente. El valor del pH está comprendido entre 6,20 y 8,70. Los constituyentes minoritarios tienen una concentración de 0,24 mg/l de media para el fosfato. Los nitratos se sitúan entre 2,00 y 80,00 mg/l. La sílice adquiere un valor medio para estas muestras de 12,76 mg/l, el potasio de 13,00 mg/l y el dióxido de carbono de 19,63 mg/l. La relación $\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+}$ tiene un valor medio de 0,55, mientras que la relación $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ toma el valor de 0,16. La relación $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ está comprendida entre 1,36 y 7,20 y la relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$ posee un valor medio de 0,17. Los valores de la relación Cl^-/Br^- oscilan entre de 114,38 y 1647,00. El ICB adquiere un valor medio de -9,35.

Respecto a la muestra perteneciente al Terciario, los hidrogenocarbonatos representan el 48,05 % del total de meq aniónicos, los hidrogenocarbonatos el 25,96 % del total de meq aniónicos, y el calcio supone entre el 66,71 % del total de meq catiónicos. En una de las aguas con carácter clorurado el cloruro llega a alcanzar el 28,73 % del total de meq aniónicos. Su mineralización es media-alta, con una conductividad media de 717,14 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Los contenidos en magnesio y sodio presentan un valor de 26,43 mg/l y 12,43 mg/l de media respectivamente. El pH toma un valor de 7,40 y 7,82. Las concentraciones de nitrato son de media 54,86 mg/l .

La sílice adquiere un valor medio de 11,07 mg/l, el potasio de 14,08 mg/l. La relación $\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+}$ tiene un valor de 0,10 meq/l, mientras que la relación $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ es de 0,27. La relación $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ presenta un valor de 21,37 y la relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$ posee un valor de 0,14. Los valores de la relación Cl^-/Br^- oscilan entre de 3,07 y 959,30. El ICB adquiere un valor medio de 21,14. En las muestras asociadas al Terciario que presentan un carácter más clorurado que sulfatado el cloruro llega a representar de media el 30,44 % del total de meq aniónicos.

La muestra del Mesozoico evidencia un carácter magnésico. En ella el magnesio representa el 20,99 % del total de meq catiónicos. Se trata de un agua de mineralización débil con una conductividad de 280 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En las muestras de los Ríos, claramente sulfatado cálcicas, el sulfato representa el 32,34 % del total de meq aniónicos y el calcio el 76,46 % del total de meq catiónicos.

El quimismo de estas aguas es una mezcla de dos fenómenos geoquímicos, la disolución de carbonatos, característica de las aguas del aluvial, fruto de la infiltración del agua de lluvia, y la disolución de yesos, generado en los ambientes del Terciario yesífero subyacente. Respecto a la situación espacial de las aguas de esta familia, se observa que están ubicadas tanto al norte como al sur del curso del río.

La química natural de estas aguas está condicionada por la disolución de carbonatos y sulfatos de calcio, pero donde los fenómenos de contaminación antrópica, aportes de sodio y cloruro son de consideración.

V. Familia Hidrogenocarbonatado Cálcica (Familia E)

Agrupar a 2 muestras (33,34) pertenecientes al Mesozoico de facies química claramente hidrogenocarbonatado cálcica y a 3 puntos de agua (5, 69, 105) asociadas al Cuaternario, Terciario y Abastecimiento respectivamente que también muestran este carácter.

Las 2 muestras (35, 99) del Mesozoico, las 2 muestras (11, 17) asociadas al Terciario y 1 muestra (102) del Cuaternario, constituyen un subgrupo que presenta contenidos destacables de magnesio. En esta familia se aprecia también un subgrupo formado por 1 muestra (67) perteneciente al Cuaternario y 1 muestra (12) del Terciario que evidencian a su vez un carácter clorurado sódico.

En las muestras con contenidos más bajos en magnesio, el hidrogenocarbonato representa el 69,48 % del total de meq y el calcio el 76,77 % del total de meq. Su mineralización es baja, con conductividades entre 101 y 484 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Los contenidos en magnesio y sodio tienen una media de 2,4 y 5,2 mg/l respectivamente. El valor del pH está comprendido entre 6,43 y 8,02.

Los nitratos se sitúan entre 0,00 y 18,00 mg/l. La sílice adquiere un valor medio para estas muestras de 5,00 mg/l y el potasio de 0,6 mg/l. La relación $\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+}$ tiene un valor medio de 0,019, mientras que la relación $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ toma el valor de 0,08. La relación $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ está comprendida

entre 1,27 y 2,67 y la relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$ posee un valor medio de 0,09. Los datos obtenidos de la relación Cl^-/Br^- oscilan entre de 250 y 1222,00. El ICB adquiere un valor medio de 0,6.

Respecto a la muestras con mayor carácter magnésico, el hidrogenocarbonato representa el 73,78 % del total de meq aniónicos, el calcio el 71,16% del total de meq catiónicos, y el magnesio supone entre el 24,77 % del total de meq catiónicos. Su mineralización es baja-media, con una conductividad comprendida entre 250 y 863 $\mu\text{S}/\text{cm}$. El sodio presenta un valor de 4,6 mg/l. El pH toma valores entre 7,32 y 7,90. Las concentraciones de nitrato oscilan entre 4,00 mg/l y 120,0 mg/l. La sílice adquiere un valor para esta muestra de 10,24 mg/l, el potasio de 0,4 mg/l.

VI. Familia Hidrogenocarbonatado Sódica (Familia F)

En la zona de estudio, 1 muestra (84) perteneciente al Cuaternario evidencia una facies claramente bicarbonatado sódica. En ella el hidrogenocarbonato representa el 31,67 % y el carbonato el 54,24 % del total de meq aniónicos. El sodio supone el 56,86 % del total de meq catiónicos. Los valores de los distintos parámetros analizados se pueden consultar en las tablas del Anexo II.

VII. Familia Clorurada (Familia G)

Todas las muestras pertenecientes a esta familia muestran un carácter claramente clorurado. En 2 muestras (22, 88) asociadas al Cuaternario, 2 muestras (95, 109) asociadas al Terciario y 1 punto de agua (96) perteneciente a los Ríos los niveles de sulfato e hidrogenocarbonato son destacables. En esta familia se observa también un subgrupo de 2 muestras (58, 108) del Terciario y Cuaternario respectivamente en el que predomina el sodio.

En las muestras con carácter más sulfatado hidrogenocarbonatado, los cloruros representan el 52,88 % del total de meq aniónicos para las muestras del Cuaternario. Dicho valor supone el 58,01 % y 36,01 % para las muestras del Terciario y Ríos. El sodio representa el 59,29 % del total de meq catiónicos y supone el 51,38 % y 42,36 % en las muestras asociadas al Terciario y Ríos respectivamente.

Su mineralización es media alta, con conductividades por encima de 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. El valor del pH está comprendido entre 6,71 y 7,94. Los nitratos se sitúan entre 0,00 y 109,00 mg/l y el bromuro toma un valor medio de 1,81 mg/l. La sílice adquiere un valor medio para estas muestras de 10,52 mg/l. En esta familia las concentraciones de constituyentes mayoritarios de una de las

muestras pertenecientes al Terciario son muy elevadas. La relación $\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+}$ tiene un valor medio de 9,38 mientras que la relación $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ toma el valor de 0,38. La relación $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ está comprendida entre 0,47 y 1,22 y la relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$ posee un valor medio de 8,55. La El ICB adquiere un valor medio de 409. Los valores de la relación Cl^-/Br^- oscilan entre de 718,31 y 1909,00.

En las muestras con menor presencia de sulfatos y hidrogenocarbonatos, el cloruro representa el 63,84 % y 94,19 % del total de meq aniónicos para las muestras del Terciario y Cuaternario respectivamente. El sodio supone un 47,83 % y 94,38 % del total de meq catiónicos para las muestras del Terciario y Cuaternario respectivamente. La muestra del Terciario evidencia un mayor carácter cálcico, alcanzando el calcio el 46,95 % del total de meq catiónicos.

Su mineralización es alta, la conductividad posee un valor medio de 1917 $\mu\text{S}/\text{cm}$. El contenido en magnesio es de media 3,5 mg/l respectivamente. El valor del pH está comprendido entre 7,58 y 7,94. Respecto a los parámetros minoritarios, el valor medio del hierro es 64,95 mg/l, el del Bario 87,4 $\mu\text{g}/\text{l}$ y el bromuro 0,15 mg/l. Los nitratos se sitúan entre 9,00 y 90,00 mg/l. La sílice adquiere un valor medio para estas muestras de 7,7 mg/l. La relación $\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+}$ tiene un valor medio de 21,24 mientras que la relación $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ toma el valor de 0,05. La relación $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ está comprendida entre 0,02 y 0,24 y la relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$ posee un valor medio de 8,56. Los valores de la relación Cl^-/Br^- poseen un valor medio de 6015,78. El ICB adquiere un valor medio de 233,5.

5.7.2 Interpretación de los Diagramas de Piper

El diagrama de Piper se utiliza principalmente para caracterizar las facies de las aguas subterráneas ayudando así a comprender los numerosos procesos geoquímicos que tienen lugar a lo largo de toda la trayectoria del flujo de aguas subterráneas. Está formado por triángulos equiláteros donde se representan los cationes y aniones mayoritarios. Las aguas geoquímicamente similares quedan agrupadas en áreas bien definidas.

Las figuras 5.3.1 a 5.3.3 representan la ubicación de las muestras de agua analizadas en los diagramas triangulares de Piper. En la figura 5.3.1 se sitúan el total de las muestras para cada una de las cuatro clases hidrogeológicas en que se han agrupado los puntos de agua. La figura 5.3.2 recoge las muestras tomadas una vez y el primer muestreo de los puntos de agua analizados en dos ocasiones más y finalmente en la figura 5.3.3 se representan las muestras que se han

analizado tres veces en distintos periodos de tiempo, cuyo significado se explicará en el capítulo destinado a valorar la evolución temporal del quimismo de las aguas subterráneas estudiadas.

El reparto porcentual entre aniones y cationes mayoritarios, que en esencia es la información que proporciona este tipo de diagramas, confirma que las aguas subterráneas del Terciario son fundamentalmente hidrogenocarbonatadas y/o sulfatado cálcicas, determinando su quimismo, de forma hegemónica, especialmente a medida que las aguas son más mineralizadas, por la disolución de yesos presentes en el subsuelo terciario de la zona de estudio.

Las muestras procedentes de los aluviales cuaternarios son mucho más heterogéneas en lo que respecta a su agrupamiento familiar. Así, dentro de las aguas de los minerales cuaternarios, coexisten muestras sulfatado cálcicas, con clara influencia de la disolución de los yesos, con agua hidrogenocarbonatada cálcica, donde la disolución de carbonatos tras la infiltración del agua de lluvia es el proceso mayoritario y con aguas donde el importante porcentaje de sodio y de cloruro evidencian una importante contaminación antrópica, característica de los acuíferos muy vulnerables sobre los que se asienta la actividad urbana.

Respecto a las aguas procedentes de acuíferos mesozoicos, cuyo grupo es bastante homogéneo en lo que a su composición química se refiere, se percibe un quimismo claramente hidrogenocarbonatado cálcico de baja mineralización.

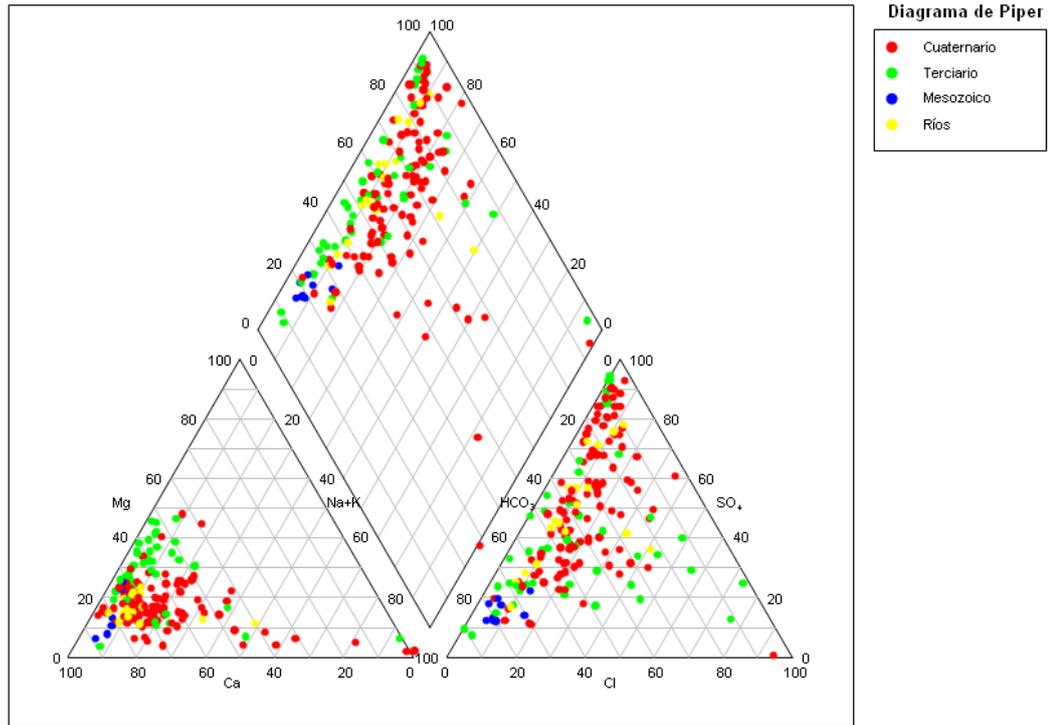


Figura 5.3.1 Diagrama de Piper. Total de las muestras para cada clase hidrogeológica

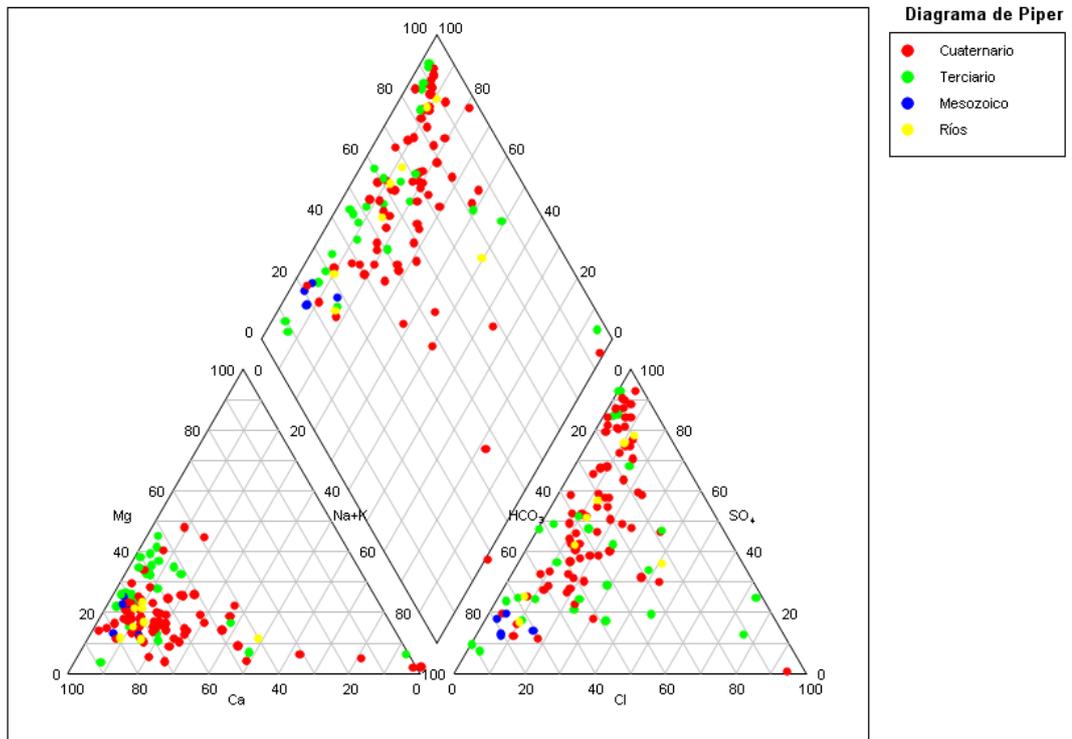


Figura 5.3.2 Diagramas triangulares de Piper. Muestras tomadas una vez y el primer muestreo de los puntos analizados en dos ocasiones más

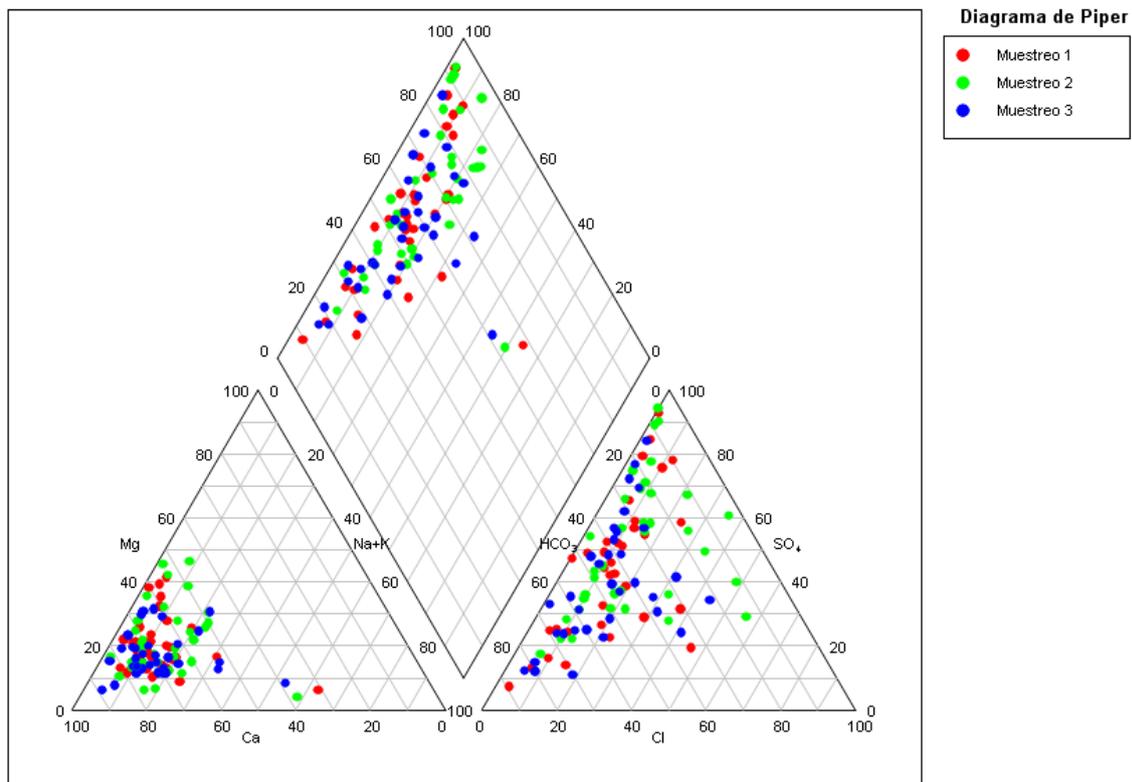


Figura 5.3.3 Diagramas triangulares de Piper. Conjunto de las muestras.
Muestras tomadas en tres ocasiones en distintos periodos de tiempo

5.7.3 Interpretación de los Diagramas de Schoeller

En los Diagramas de Schoeller o de Columnas Verticales se representa el valor los distintos aniones, cationes o una suma de ellos, utilizando una escala logarítmica. Las figuras 5.4.1 y 5.4.2 exhiben su representación para los datos hidroquímicos de esta Tesis Doctoral. Su interpretación confirma las afirmaciones realizadas a la hora de realizar la interpretación del quimismo de las aguas subterráneas estudiadas mediante los Diagramas de Piper y de Stiff.

En general las aguas subterráneas de niveles cuaternarios son más complejas químicamente, presentan una mineralización mayor y su pluralidad química también es más extensa. Son aguas con contenidos elevados en hidrogenocarbonatos y sulfatos, pero con importante presencia de cloruros y nitratos, probablemente de origen antrópico de forma mayoritaria. Desde el punto de vista catiónico, son claramente cálcicas, pero con significativas presencias de sodio y magnesio.

Las aguas subterráneas procedentes de niveles terciarios son también hidrogenocarbonatadas y/o sulfatadas en lo que respecta a sus contenidos aniónicos, aunque con mineralizaciones medias

inferiores a las precedentes del Cuaternario. El peso del cloruro y del nitrato en su quimismo es menor. Respecto a los cationes, dominan el calcio y el magnesio, con presencias menos relevantes del sodio y del potasio que en el caso del Cuaternario.

Las aguas del Mesozoico son de baja mineralización, homogéneas, hidrogenocarbonatado cálcicas y con presencias poco relevantes del resto de aniones y cationes mayoritarios. Las aguas superficiales, algo más mineralizadas que las del Mesozoico son también hidrogenocarbonatado cálcicas pero con presencia mucho más significativa de magnesio y sodio, entre los cationes, y del sulfato, nitrato y cloruro entre los aniones.

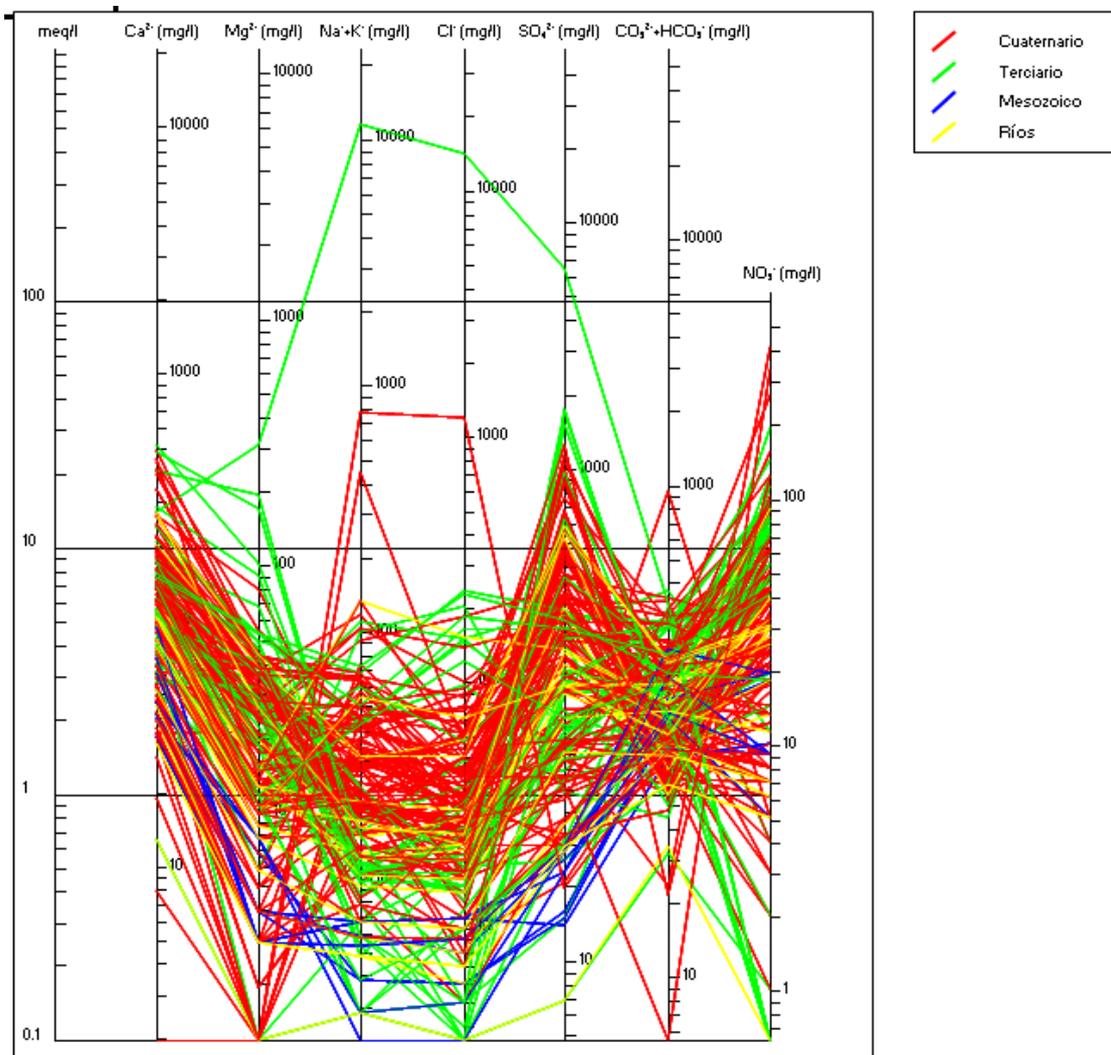


Figura 5.4.1 Diagrama de Schoeller. Total de las muestras para cada clase hidrogeológica

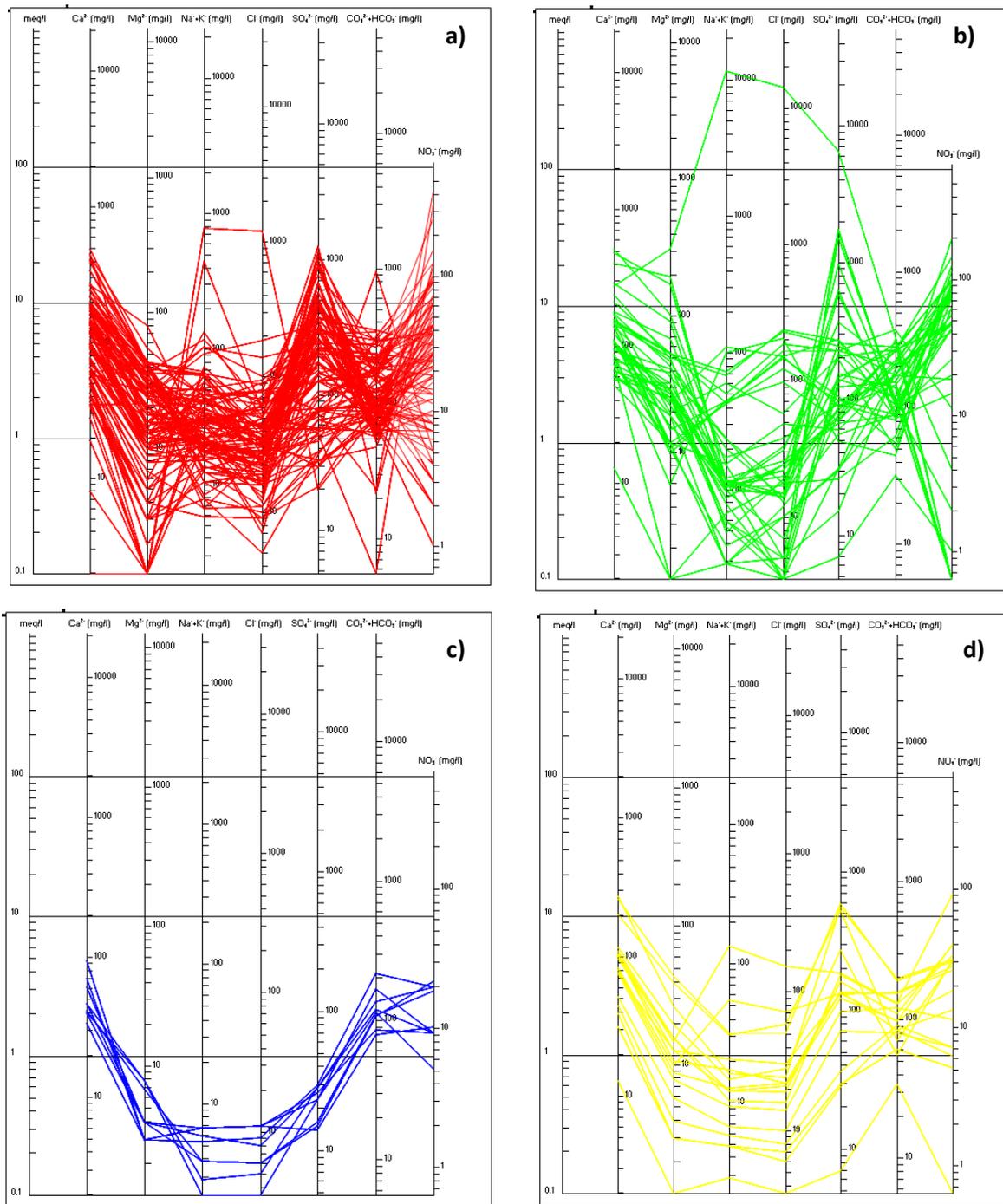


Figura 5.4.2 Diagramas de Schoeller para cada clase hidrogeológica
a) Cuaternario b) Terciario c) Mesozoico d) Ríos y Abastecimiento

Capítulo 6

CARACTERIZACIÓN DE ISÓTOPOS EN EL AGUA

Capítulo 6

CARACTERIZACIÓN DE ISÓTOPOS EN EL AGUA

6.1 Introducción

La caracterización isotópica del agua subterránea constituye un importante complemento al análisis hidroquímico porque además de ayudar a interpretar los procesos geoquímicos que tienen lugar, aporta información relevante para el estudio de flujo hidrogeológico. El presente capítulo se centra en la investigación de los isótopos ambientales de la molécula del agua en el sistema hídrico de la ciudad de Burgos. Para realizar el estudio se han analizado isótopos estables (oxígeno-18, ^{18}O , y deuterio, ^2H), que ayudarán a trazar el agua en distintos componentes del ciclo, y el isótopo radiactivo, inestable (tritio, ^3H) que permite la datación relativa de aguas jóvenes y que, cada vez más, se utiliza como trazador (Gusyev et al, 2014).

Existe una gran variedad de técnicas isotópicas establecidas o en desarrollo que aportan extraordinaria información para la comprensión y la gestión eficaz del impacto de la urbanización sobre las aguas subterráneas. Estos datos, integrados en investigaciones multidisciplinarias, pueden aportar una información más completa al estudio de los sistemas acuíferos de las áreas urbanas. La figura 6.1 resume las técnicas isotópicas y sus aplicaciones.

MAIN APPLICATIONS							
Tracer/Approach	Source water labelling and masss water	Groundwater dating	Infiltration leakage/artificial recharge	Landfill- leachate/sewage	Industrial pollution	Biogeochemical processes	Prediction
$\delta\text{O}-18$, δD	✓		✓		x4		
$\delta\text{C}-13$			✓	✓		✓	
$\delta\text{N}-15$			✓	✓	✓	✓	
$\delta\text{S}-34$						✓	
T, CFC s	✓	x1					
Ar-39	✓	x2					
C-14	✓	x3					
Chemistry	✓		✓	✓	✓	✓	
Modelling							✓

1. Dating of recent recharge

2. Dating of recharge of 10^2 - 10^3 years old.

3. Dating of recharge of 10^3 - 10^4 years old.

4. Refers to $\delta^{18}\text{O}$ in sulphate and carbonate

Tabla 6.1 Técnicas isotópicas en acuíferos urbanos (IAEA 2002)

Con las técnicas isotópicas se puede determinar el origen y evolución de las aguas superficiales y subterráneas, así como sus relaciones, y obtener información, a veces muy difícil o imposible de obtener por otros métodos. No obstante, para conseguir interpretaciones correctas deberán ser integrados con datos químicos, hidrológicos e hidrogeológicos (Alcorlo et al, 2008). La utilidad de los cambios en la composición isotópica en el ciclo hidrológico para los estudios hidrológicos es evidente. Cuando el agua discurre por el acuífero su composición isotópica se mantiene constante en unas mismas condiciones, pero si estas cambian, como a altas temperaturas, la interacción con otras aguas o con la roca puede alterar su composición isotópica. Estos cambios en el agua de la atmósfera, en las aguas superficiales y subterráneas, en el suelo o en la biosfera se utilizan para poder caracterizar sistemas hidrológicos o como indicadores paleoclimatológicos (Gat, 1996). Las aplicaciones de los isótopos como herramienta para resolver problemas medioambientales está en creciente desarrollo, permitiendo incluso monitorizar la biodegradación en los acuíferos contaminados (Meckenstock et al, 2004; Baskaran, 2012).

6.2 Los isótopos estables y el isótopo radiactivo de la molécula del agua

La aplicación de técnicas isotópicas al estudio de sistemas hidrogeológicos es de gran interés ya que permite complementar o contrastar hipótesis establecidas mediante otro tipo de métodos. Dentro de los isótopos estables, la utilización de oxígeno-18 (^{18}O) y deuterio (D o ^2H) es muy común, ya que al formar parte de la molécula de agua son muy buenos trazadores del movimiento de la misma y de algunos de los procesos que la afectan. El uso de estos isótopos, cuyas variaciones son debidas a procesos naturales y no antrópicos, permite conocer las condiciones ambientales en que se infiltró el agua en el acuífero, diferenciar aguas de distintos orígenes o determinar las posibles fuentes de alimentación que recargan el acuífero.

Aunque la química clásica considere que apenas hay diferencias en las moléculas con distintos isótopos, si se dispone de medidas suficientemente precisas se pueden observar variaciones en el comportamiento tanto físico como químico entre compuestos isotópicamente diferentes, como ocurre en el agua. El fenómeno que hace que estas diferencias se produzcan se denomina fraccionamiento (Mook, 2002). El fraccionamiento isotópico del agua se produce, fundamentalmente, en los cambios de evaporación y condensación que experimenta el agua a lo largo del ciclo hidrológico. Se trata de un fenómeno físico complejo que se debe a la fuerza de enlace de los isótopos implicados en la molécula de agua y a sus presiones de vapor, siendo mayor el enlace de los isótopos pesados (^{18}O y D) por lo que tienden a ser más difícilmente movilizados (Alcorlo et al, 2008).

La presencia de tritio (T), el isótopo radiactivo del hidrógeno, está relacionada con la recarga del acuífero debida a la precipitación. Este isótopo se produce de forma natural en la alta atmósfera debido a la radiación cósmica, y se incorpora a las precipitaciones en forma de agua tritiada (THO), en concentraciones muy pequeñas pero detectables (Díaz-Teijeiro et al, 2009). Debido al corto periodo de semidesintegración del tritio ($12,33 \pm 0.02$ años) su uso en hidrología e hidrogeología se centra en la investigación de procesos en los que intervienen aguas procedentes de precipitaciones recientes (Plata, 2006). Con anterioridad a la década de 1950, el agua de lluvia contenía tritio de origen natural, pero a partir de esa fecha los ensayos termonucleares provocaron un aumento de sus valores en la atmósfera. Con su estudio se puede concluir si el agua es anterior o no a la época en la que se iniciaron las pruebas termonucleares, pero debido a las grandes variaciones espaciales o temporales del tritio introducido en la atmósfera, algunos autores consideran que su uso plantea problemas de precisión (Fetter, 2001).

La distribución global de los isótopos en las precipitaciones se obtiene a través de una red de observación (Red Global de Isótopos en Precipitación, GNIP en sus siglas en inglés), creada a principios de la década de 1960, coordinada por Agencia Internacional de la Energía Atómica de Viena (AIEA) y la Organización Meteorológica Mundial (OMM). La Red Española de Vigilancia de Isótopos en Precipitación (REVIP), creada en el año 2000 y gestionada por el CEDEX en colaboración con la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), aporta información de referencia sobre la composición isotópica de la precipitación en España para el desarrollo de estudios y proyectos de investigación de hidrología e hidrogeología. Su objetivo final es dar apoyo con estos trabajos a la gestión de recursos hídricos, principalmente para la delimitación de masas de agua, desarrollo de modelos para la evaluación de recursos hídricos, protección frente a la contaminación, y gestión de infraestructuras hidráulicas (fugas de embalses). La REVIP forma parte de la GNIP, y sus datos están disponibles en <http://www.cedex.es>.

El contenido isotópico de las precipitaciones depende de la historia del agua desde que se evapora en el océano y en especial de la acción combinada de cuatro factores: distancia al océano, temperatura, intercambio isotópico con el vapor atmosférico durante la precipitación y evaporación. De todos ellos, el más importante es la temperatura (Dansgaard, 1964), que es una magnitud determinante en procesos como la evaporación o la condensación. Variaciones geográficas de la temperatura, como su descenso de valor con el incremento de la latitud o la altura, originan también que al aumentar éstas se incrementen relativamente también los isótopos más ligeros frente a los más pesados, en los conocidos como “efectos” latitud y altitud.

El estudio de la composición isotópica de las aguas meteóricas ha permitido establecer una correlación lineal entre los contenidos de ^{18}O y ^2H de dichas aguas (Craig, 1961). Esta relación se expresa mediante la ecuación:

$$\delta ^2\text{H} = 8 \delta ^{18}\text{O} + 10$$

y se denomina recta o línea meteórica mundial (LMM). La pendiente de esta recta está controlada por la relación entre los factores del fraccionamiento isotópico del oxígeno-18 y del deuterio, que son, como se ha dicho, dependientes principalmente de la temperatura.

Las desviaciones en las tendencias isotópicas de esa línea de referencia permite interpretar diferentes procesos que han afectado al agua desde la precipitación que la originó (Figura 6.1).

Un parámetro relacionado con la línea meteórica mundial es el exceso de deuterio (Dansgaard, 1964), definido como $d = \delta ^2\text{H} - 8 \delta ^{18}\text{O}$, donde $\delta ^2\text{H}$ y $8 \delta ^{18}\text{O}$ deben pertenecer a la misma muestra. Geométricamente corresponde al corte en ordenadas de la línea paralela a la línea meteórica mundial que pasa por la muestra en el gráfico $\delta ^{18}\text{O} - \delta ^2\text{H}$. Por ello, la línea meteórica mundial tiene un exceso de deuterio de 10‰. Valores superiores al 10‰, del orden de 22‰, se han observado para humedades inferiores al 70%, situación normal en las precipitaciones cuyo origen está en mares con defecto de humedad relativa como es el caso del mar Mediterráneo oriental (Gat y Dansgaard, 1972), por lo que puede ser un indicador de la génesis del vapor que origina las precipitaciones (Rindsberger et al, 1983), aunque en muchas ocasiones se emplea exclusivamente como indicador de evaporación.

6.2.1 Isótopos de las aguas subterráneas

Aunque las aguas subterráneas, atendiendo a su origen, pueden clasificarse en aguas de origen meteórico o poco profundas, paleoaguas, aguas geotermales, aguas salinas o aguas de formación, la composición isotópica de las aguas subterráneas es debida principalmente a la infiltración de las precipitaciones que se introducen en el terreno y alcanzan el nivel saturado (Alcorlo, 2008). El carácter integrador de los acuíferos hace que las composiciones isotópicas sean similares a las de las precipitaciones medias locales (Clark y Fritz, 1997).

Los isótopos estables, junto al tritio del agua y la composición química permite también estudiar la contribución de los ríos a la recarga de los acuíferos, y viceversa. Los primeros basan su potencial en el hecho de que las aguas de los ríos proceden de zonas lejanas a donde se encuentra

el acuífero, por lo que puede tener una composición isotópica diferente a la de las precipitaciones locales, ya sea por el efecto altitud, si proceden de cotas elevadas, o porque en su recorrido por la superficie la evaporación también modifica su composición isotópica (Plata, 2006). El análisis de tritio aporta información sobre la presencia de aguas infiltradas en el acuífero con posterioridad al año 1950, y, si tiene aguas anteriores a esta fecha, también podrá aportar datos cuantitativos o semicuantitativos de la contribución del río a la recarga (Fetter, 2001; Plata, 2006).

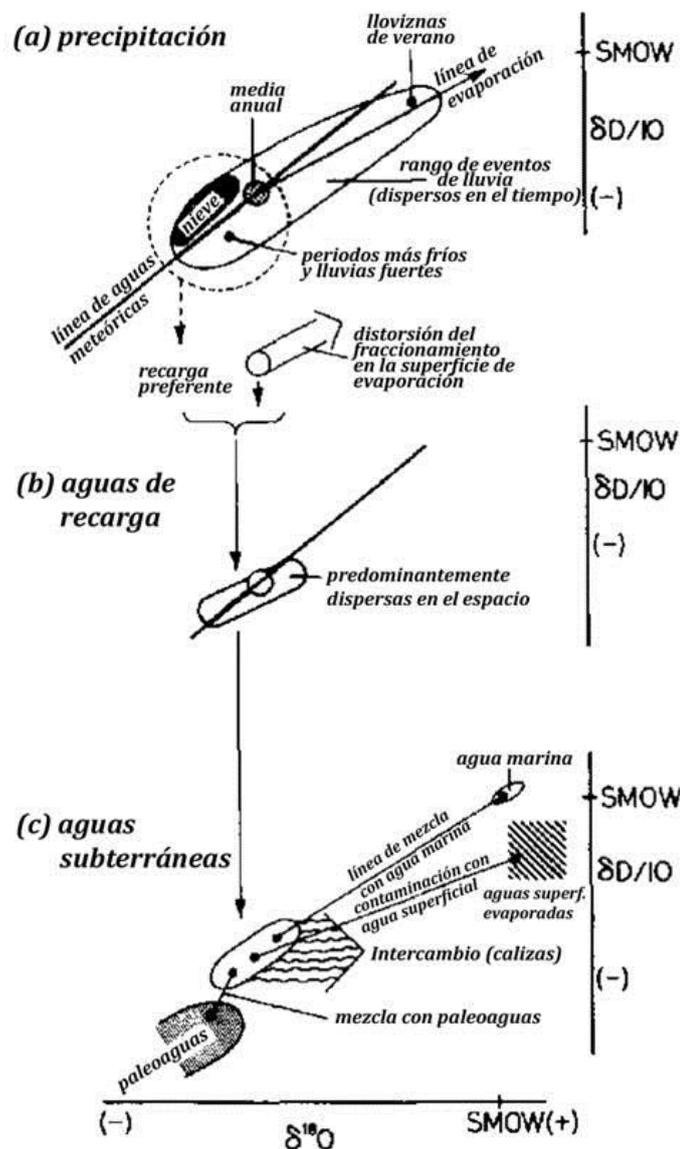


Figura 6.1 Posibles variaciones en la composición isotópica de las aguas subterráneas por efecto de fraccionamientos y mezcla de aguas (modificado de IAEA, 1981)

6.3 Plan de trabajo

Se realizaron análisis de isótopos ambientales (oxígeno-18, deuterio y tritio) en muestras de agua procedentes de 112 puntos correspondientes a fuentes, pozos, garajes, sondeos, ríos y agua de abastecimiento, en alguno de los cuales se analizaron en varias fechas. La tabla 4.1 del capítulo 4, recoge la información sobre el número de análisis fisicoquímico e isotópicos realizados en cada punto de agua. Las determinaciones analíticas se realizaron en el Laboratorio de Aplicaciones Isotópicas (LAI) del Centro de Experimentación de Obras Públicas (CEDEX). Los resultados obtenidos se muestran en la tabla correspondiente del Anexo III.

Debido a que tanto el ^{18}O como el ^2H se encuentran en la naturaleza en pequeñas proporciones, por convenio, los resultados analíticos de ambos parámetros se expresan en valores relativos de desviación (δ) del contenido de una muestra respecto a un patrón, en ‰, el primero de los cuales se denominó SMOW (Standard Mean Ocean Water) (Fetter, 2001).

Los resultados analíticos se han expresado como desviación isotópica de la muestra δ_m , con respecto a la escala de patrones VSMOW (Viena-Standard Mean Ocean Water-Standard Light Antarctic Precipitation), la cual viene dada por la siguiente expresión:

$$\delta = \frac{R_{(muestra)} - R_{(V-SMOW)}}{R_{(V-SMOW)}} \times 1000$$

donde R representa la relación entre el número de moléculas pesadas (moléculas del tipo $^2\text{H}^1\text{H}^{16}\text{O}$ o $^1\text{H}_2^{18}\text{O}$) y ligeras ($^1\text{H}_2^{16}\text{O}$) existentes en la muestra o en el patrón (Díaz Teijeiro et al, 2009). Si la muestra tiene un valor mayor que el patrón daría como resultado un $\delta > 0$, lo que implicaría que la muestra tiene mayor concentración del isótopo pesado correspondiente (^{18}O o ^2H) que en el patrón. Por el contrario, si el valor de la muestra es menor que el patrón resultará un $\delta < 0$ y la muestra presentará menor concentración del isótopo pesado.

La concentración de tritio se expresa en unidades de tritio (UT). La unidad de tritio equivale a una relación T/H igual a 10^{-18} en número de átomos de ^3H respecto a ^1H . Las equivalencias de 1UT con otras unidades de radiactividad como $\mu\text{Ci}/\text{m}^3$ y Bq/l , son $3,1927 \cdot 10^{-3}$ y 0,11813 respectivamente.

6.4 Isótopos estables y tritio de las aguas de la zona de estudio

La interpretación de los resultados se ha realizado esencialmente con el apoyo de soporte gráfico, mediante la comparación de los isótopos del agua con otras variables de apoyo, con el fin de obtener una información complementaria que apoye o confirme conclusiones que se pueden obtener mediante el análisis de los datos químicos. La mayor parte de la tipología gráfica utilizada se puede encontrar en Mook (2002).

6.4.1 Variación de los isótopos estables del agua $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$

Como se ha comentado, el análisis conjunto de los valores y tendencias de los isótopos del agua $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$, en comparación con la línea de las aguas meteóricas o los valores de las precipitaciones locales y regionales puede proporcionar información sobre los procesos que ha sufrido el agua su ciclo terrestre desde que cae como lluvia hasta el punto de muestreo. Se supone que la composición en isótopos ligeros del agua subterránea permanece inalterada una vez que alcanza el nivel freático. Sin embargo, procesos como permanencia en contacto con la atmósfera, como la evaporación, cambiarán las relaciones isotópicas después de las precipitaciones o en zonas próximas a la superficie del suelo. La interacción entre aguas superficiales y subterráneas, que provoca que el agua se ponga en contacto en distintas situaciones con la atmósfera, puede también crear intensos cambios en las composiciones isotópicas. Finalmente, las mezclas de aguas de distintos orígenes modificarán también las relaciones isotópicas.

Por lo que se refiere a las muestras analizadas en la presente Tesis, en la Tabla 6.2 aparece un resumen con las medianas y desviaciones típicas de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ en los distintos grupos en los que se han separado. Cabe mencionar que casi todos los valores medianos se sitúan en un intervalo relativamente reducido de $\delta^{18}\text{O}$, entre -8 y, salvo para las muestras de pozos excavados en el Terciario, cuya mediana es inferior a -9‰, aunque en este caso, el número de muestras es muy reducido y dos de ellas pertenecen al mismo punto (41). También se separan las fuentes y manantiales del Mesozoico, más ligeras que el resto de los grupos, salvo el mencionado de los pozos del Terciario. Para el resto de los grupos no hay grandes diferencias significativas.

Captación	Edad Materiales	Número muestras	Mediana $\delta^{18}\text{O}$ (‰)	Mediana $\delta^2\text{H}$ (‰)	Desviación típica $\delta^{18}\text{O}$	Desviación típica $\delta^2\text{H}$
Abastecimiento		3	-8.23	-56.75	0.30	1.45
EDAR		1	-8.18	-56.76		
Aguas superficiales		29	-8.42	-57.40	0.32	2.35
Garaje	Cuaternario	36	-8.27	-56.09	1.00	7.20
Pozo Excavado	Cuaternario	72	-8.46	-58.26	0.44	2.99
Pozo Excavado	Terciario	3	-9.60	-68.02	0.78	7.09
Sondeo	Terciario	5	-8.51	-61.05	0.60	3.14
Fuente	Cuaternario	2	-8.23	-56.98	0.26	1.42
Fuente	Terciario	33	-8.58	-59.80	0.20	2.19
Fuente	Mesozoico	10	-8.96	-60.98	0.11	1.52

Tabla 6.2 Medianas y desviaciones típicas para los valores de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ en función del tipo de captación y de los materiales en los que se sitúa

Un rápido cálculo permite comprobar que una serie de grupos, el de aguas superficiales, garajes, pozos excavados en el Cuaternario y las fuentes del Mesozoico, tienen un exceso de deuterio, calculado con las medianas, del orden de 10‰, similar al de la línea meteórica mundial, a pesar de que en algunos de ellos, como las aguas superficiales, las variaciones en la composición isotópica deben ser grandes por su posible respuesta a los eventos en las precipitaciones. Sin embargo, quizá el efecto de mezcla de estos eventos que se produce en los embalses de cabecera y de las descargas reguladas naturalmente de acuíferos aguas arriba de la ciudad de Burgos puedan ser la causa de ese valor. Los análisis de aguas de abastecimiento y de la EDAR presentan un exceso de deuterio ligeramente inferior al de las aguas superficiales, quizá debido al contacto con la atmósfera de las aguas en los procesos de potabilización, transporte y depuración, aunque las diferencias no son muy grandes. Sorprendentemente, el exceso de deuterio más bajo es el de los sondeos que perforan parte de materiales terciarios, un grupo muy reducido y heterogéneo cuyas características no son muy conocidas.

Sin embargo, la representación de las frecuencias de valores de los isótopos estables, como las del $\delta^{18}\text{O}$ en la figura 6.2 (la representación de frecuencias de $\delta^2\text{H}$ es similar), muestran que los distintos grupos sí presentan algunas diferencias en cuanto a su distribución.

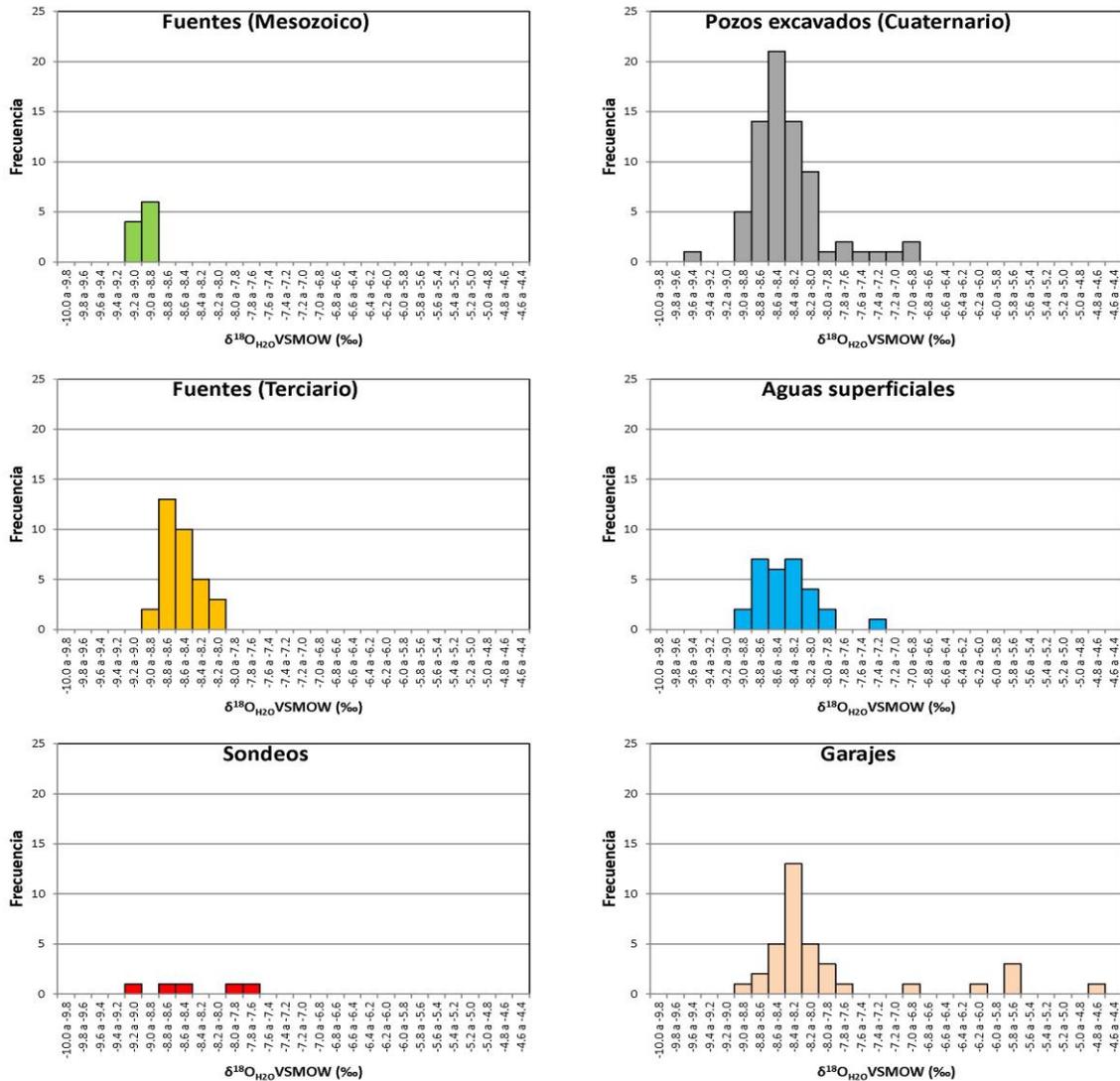


Figura 6.2. Histogramas de los valores de $\delta^{18}\text{O}$ para los valores de muestras del agua de la ciudad de Burgos y su entorno

Así casi todos los grupos presentan una mayor concentración de valores cercanos a la mediana, siendo los más homogéneos los correspondientes a las fuentes del Mesozoico y del Terciario, a pesar de las primeras tienen mayor dispersión geográfica. Por el contrario, las aguas de garajes presentan una moda destacada entre -8,4 y -8,2‰, y una cola significativa y dispersa hacia valores pesados. Una distribución similar presentan los valores de los pozos excavados en el Cuaternario,

aunque su moda es más ligera y su cola es más continua y no alcanza valores tan pesados como los de los garajes.

En cuanto a las aguas superficiales, a pesar de su relativa dispersión geográfica y las diferencias en la regulación del agua en los distintos puntos de muestreo, no presenta grandes diferencias en las frecuencias a pesar de la relativa dispersión de sus valores. Esta dispersión coincide con los valores de mayor concentración de los resultados analíticos de las muestras de los pozos del Cuaternario.

En lo que respecta a la representación conjunta de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$, aparece en la figura 6.3, junto con las medias ponderadas respecto a la precipitación de contenidos isotópicos en las estaciones REVIP de León, Valladolid y Santander (las más cercanas a la ciudad de Burgos) para los años de muestreo (2006, 2007 y 2008) en la figura 6.3a, y diferenciando las muestras por tipo de captación en la figura 6.3b. Los valores ponderados resultarían más similares a los encontrados en los acuíferos, ya que se da más peso a los valores isotópicos de las precipitaciones más cuantiosas.

AÑO	LEÓN				VALLADOLID				SANTANDER			
	$\delta^{18}\text{O}_p(\text{‰})$	$\delta^2\text{H}_p(\text{‰})$	d(‰)	T(UT)	$\delta^{18}\text{O}_p(\text{‰})$	$\delta^2\text{H}_p(\text{‰})$	d(‰)	T(UT)	$\delta^{18}\text{O}_p(\text{‰})$	$\delta^2\text{H}_p(\text{‰})$	d(‰)	T(UT)
2006	-8,54	-59.46	8.87	4.09	-7.81	-56.01	6.46	4.25	-5.43	-32.03	11.42	3.34
2007	-8,69	-60.02	9.52	5.89	-6.99	-50.08	5.80	5.68	-5.86	-35.55	11.36	4.34
2008	-9,26	-64.58	9.53	5.22	-8.19	-58.55	7.01	5.83	-5.45	-29.44	14.16	3.46

Nota: El subíndice "p" indica valores ponderados con la precipitación.

Tabla 6.3 Valores isotópicos de las precipitaciones en León, Valladolid y Santander en los años 2006, 2007 y 2008, obtenidos a partir de los datos de la red REVIP.

En general, casi todas las aguas se agrupan en intervalos concretos de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$, y se ajustan a las lluvias meteóricas, sin apenas efecto de la evaporación, como ya parecían poner de manifiesto los valores de medianas y frecuencias. Además, los datos isotópicos se aproximan bastante bien a los valores de la precipitación de León y Valladolid, no así a los de Santander, en general más pesadas debido al efecto latitud (Díaz Teijeiro et al, 2009), todos ellos referidos a los años de muestreo.

Sólo hay dos muestras que son tan pesadas como las lluvias de Santander, 67 y 77 (muestreadas ambas en enero de 2008). Esa similitud seguramente sea casual, ya que al alejarse del mar y por el incremento de la cota las lluvias deberían ser más ligeras. Habría que ver los dos casos particulares (situación de los puntos, tipo de captación muestreada, posible mezcla de aguas de distintos

acuíferos, etc.). Estas muestras pertenecen al grupo de muestras de garaje, correspondiendo a la cola más pesada del grupo en la figura 6.2.

Las aguas más ligeras de todo el conjunto corresponden a la muestra 41, situado en Villalbilla de Burgos, y perteneciente, como se ha mencionado, al grupo de los pozos excavados en el Terciario. Dado que este punto se muestreó en dos fechas distintas y los resultados son muy similares, casi seguramente se podría asegurar que su cota de recarga es mucho más elevada que la del punto o que se ha recargado en un período más frío. También presenta valores muy ligeros las aguas del punto 32, que corresponde a un pozo excavado en materiales cuaternarios; sin embargo, en este caso, el resto de muestras de este punto son más pesadas.

El grupo más homogéneo corresponde a las fuentes y manantiales del Mesozoico, con las aguas más ligeras, salvo las ya mencionadas, debido a que corresponden a recargas realizadas a mayor cota que el resto.

En este sentido, cabe mencionar que las aguas del río, almacenadas en los embalses de Arlanzón y Úzquiza, con cotas de coronación de 1144 y 1104 m s.n.m. respectivamente, y que recogerían aguas de cotas superiores, son más pesadas que las de los manantiales del Mesozoico analizadas. Por tanto, entre los embalses y la ciudad de Burgos se producen procesos modificadores que provocan que las aguas del Arlanzón se vayan haciendo cada vez más pesadas, sin intervención aparente de la evaporación, y que seguramente se deba a aportes de aguas de tributarios con aguas precipitadas a cotas más bajas.

Si se hace evidente la mezcla de aguas en el Arlanzón en los tramos muestreados en el presente trabajo (figura 6.4). Así, y teniendo en cuenta la variabilidad isotópica propia de las aguas superficiales por el efecto de la variabilidad propia de los isótopos en la precipitación, el agua del Arlanzón en Castañares (punto 100) es relativamente ligera y sus valores se mantienen prácticamente iguales en el puente de la Avenida de Cantabria (89), mientras que en Villalbilla (97) el agua del río es más pesada. A ello contribuyen, además de los posibles aportes de aguas subterráneas y procesos modificadores urbanos, los aportes del río Vena (89) y del río Ubierna (91), con valores más pesados, ya que sus cuencas presentan cotas menores. Con ello, en el punto de la Plaza de Castilla (94) los valores son mayores que los del punto 89 por los aportes del Vena y menores que los del 97 por los correspondientes al Ubierna.

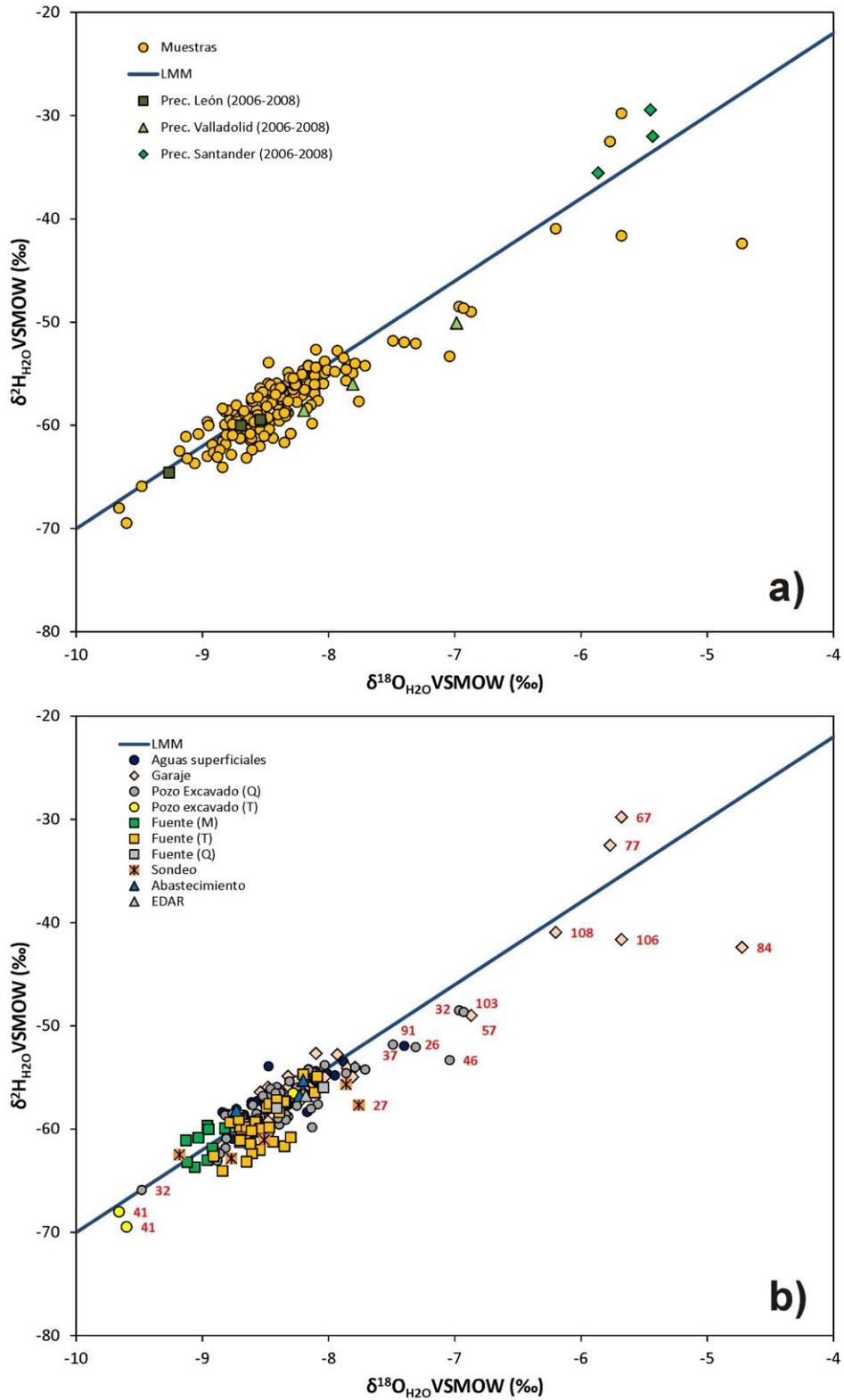


Figura 6.3 Representación de todos los resultados analíticos de isótopos estables del agua en el entorno de la ciudad de Burgos. a) Comparación con los valores de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ de las muestras de agua con los ponderados con la precipitación en León, Valladolid y Santander, según los datos de la Red Española de Isótopos en Precipitación (REVIP) b) Comparación con los valores de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ de las muestras de agua diferencias por tipología de captación.

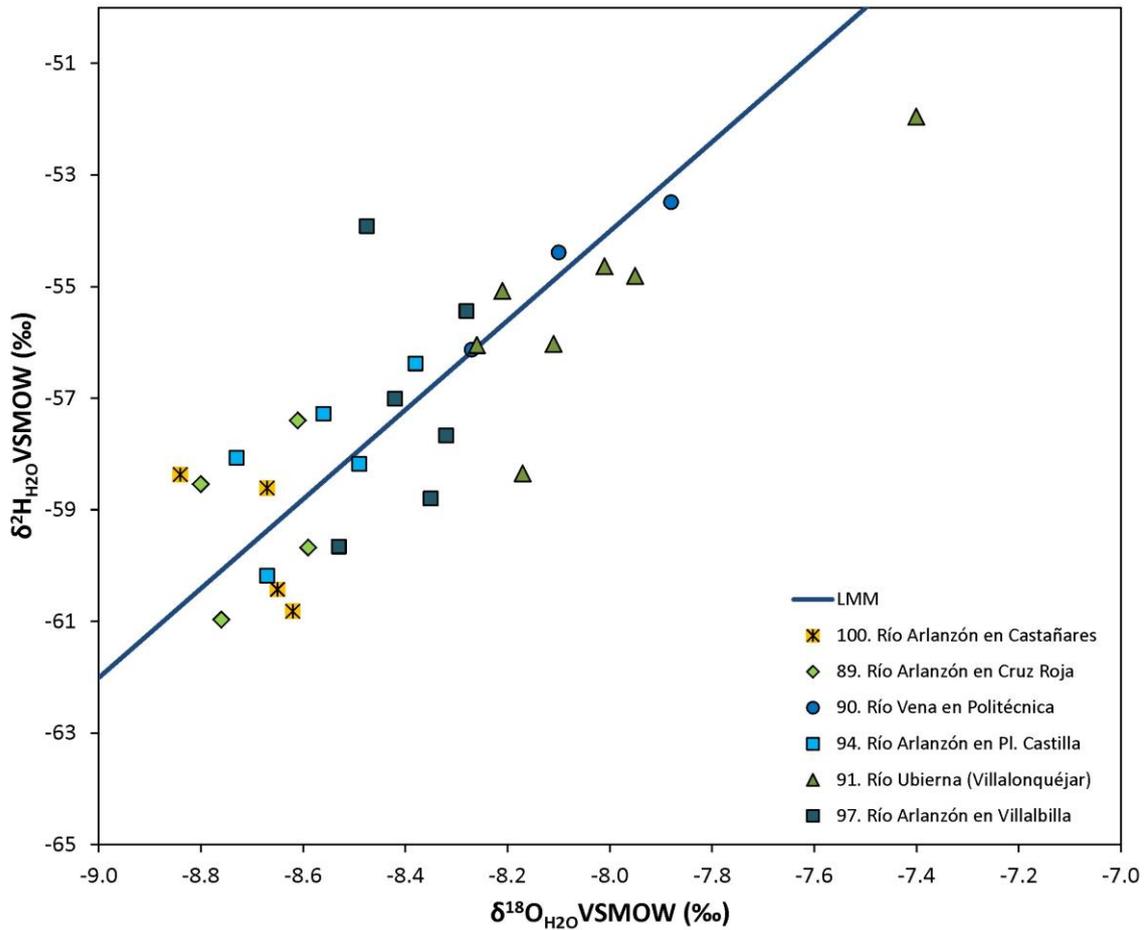


Figura 6.4 Comparación con los valores de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ de las muestras de los ríos Arlanzón, Vena y Ubierna.

El entorno del aluvial del Arlanzón debe representar una zona de descarga de un conjunto complejo de unidades acuíferas de edad terciaria, por lo que se deben producir mezclas de diferentes tipos de aguas. Además el propio aluvial es un acuífero que actúa como colector de esas descargas, de las pérdidas de las redes de suministro, pluviales y saneamiento, y de la interacción entre todas esas aguas y las aguas superficiales. Dadas estas características, la composición isotópica de las aguas subterráneas puede mostrar huellas de todas esas circunstancias.

De los conjuntos de aguas subterráneas con más datos, el de los manantiales y fuentes del Terciario es el que presenta una mayor homogeneidad, al presentar zonas de descarga desligada del aluvial. Sus aguas son algo más pesadas que las de los manantiales del Mesozoico. La mayor parte de las muestras se sitúan en la línea meteórica mundial o con un exceso de deuterio entre 8 y 10%, aunque un grupo relativamente amplio tiene valores algo mayor a 6‰, correspondiendo a los muestreos de 2006 (por ejemplo, en los puntos 6, 9, 10, 11, 12 y 29), quizá reflejando

precipitaciones de origen diferente a las más frecuentes en la zona (en la tabla XXX, aparece que las precipitaciones de Valladolid para el período 2006-2009 tienen exceso de deuterio entre 6 y 7‰, mientras que el de las precipitaciones de León lo tienen entre 9 y 10‰).

La mayor parte de las aguas de los pozos excavados en el Cuaternario y los garajes se sitúan en los mismos valores que las aguas superficiales. Sin embargo, cuentan con aguas relativamente pesadas, especialmente los garajes, en unos rangos difícilmente explicables con los valores de las precipitaciones actuales. Estas infraestructuras tienen unas dimensiones que sobrepasan la profundidad del aluvial del Arlanzón y cortarán materiales terciarios de diferente naturaleza, además de ser barreras al flujo subterráneo de las formaciones a las que cortan. Por su parte, los pozos excavados en el cuaternario, además de presentar algunos valores de aguas más pesadas que las de las aguas superficiales, tienen otras aguas más ligeras que éstas. Todo ello parece indicar que las descargas y el flujo en y hacia el aluvial son muy heterogéneos espacialmente.

También en estos dos grupos, y especialmente en el de los garajes se encuentran valores “anómalos” de exceso de deuterio, como el del punto 84, que llega a -5‰. Ese valor solo parece explicable si el agua ha sufrido una evaporación intensa previa a la toma de la muestra o durante su almacenamiento.

Por otro lado, en la figura 6.5 se han representado la evolución de los valores de exceso de deuterio y $\delta^{18}\text{O}$ respecto al estado piezométrico del aluvial, considerando la variación de los niveles del agua en los puntos 1 (Los Guindales I) y 26 (Castañares). Aunque hay una evidente variación en los valores isotópicos, no se aprecia, a grandes rasgos, una relación entre los niveles del agua en el aluvial y los valores isotópicos. Únicamente cabe destacar la posibilidad de que el punto 32 presente valores elevados de $\delta^{18}\text{O}$ en aguas bajar y valores bajos con el aluvial en recuperación.

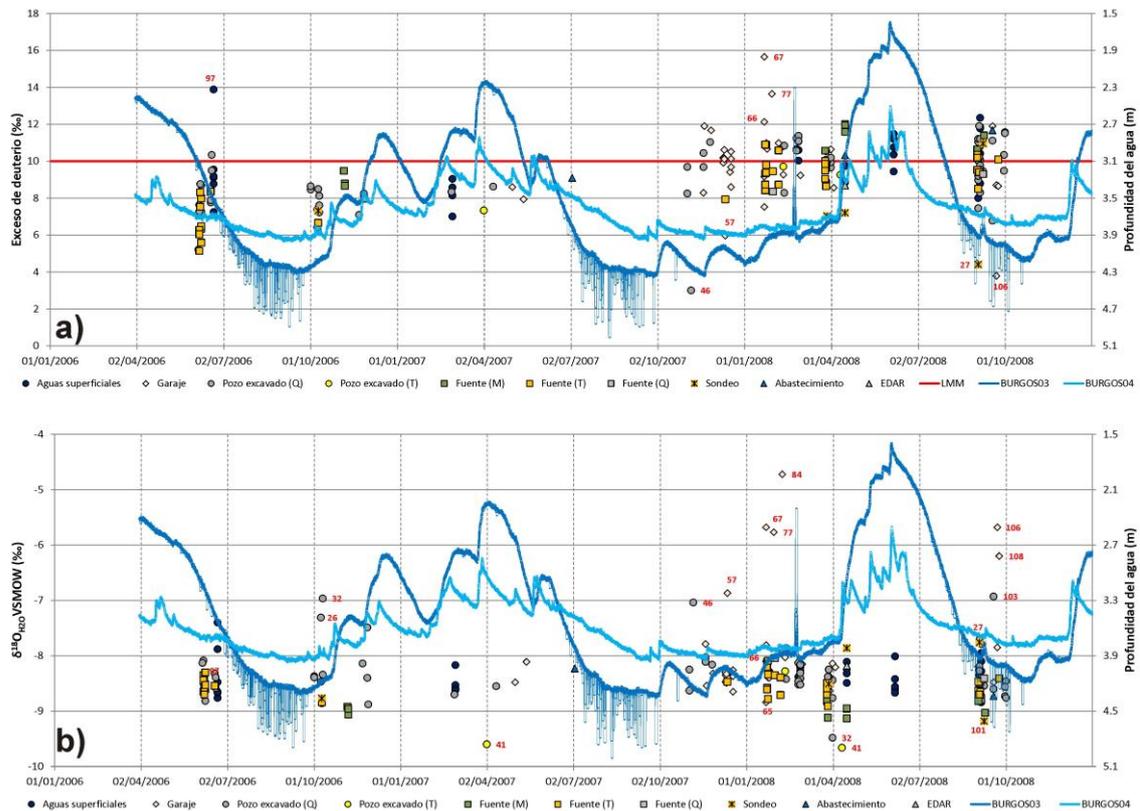


Figura 6.5 Valores de exceso de deuterio y $\delta^{18}\text{O}$ en el tiempo y para los distintos tipos de captaciones, comparados con los cambios en el nivel freático en los pozos excavados de Castañares (CTD BURGOS03), y Los Guindales I (CTD BURGOS04).

6.4.2 Relación isótopos estables-conductividad eléctrica

La comparación de los valores de isótopos estables del agua ($\delta^{18}\text{O}$ o $\delta^2\text{H}$) en un conjunto de muestras con alguno de los indicadores de salinización de las aguas (total de sólidos disueltos, residuo seco, conductividad eléctrica) se ha utilizado para diferenciar muestras que han podido sufrir procesos de salinización por disolución, evaporación o mezcla de aguas (Mook, 2002; figura 6.6a).

En el caso de la zona de estudio, se han comparado los valores de $\delta^{18}\text{O}$ y de conductividad eléctrica de laboratorio, representándose en la figura 6.6b (en escala semilogarítmico para poder representar la muestra salina 95, correspondiente al sondeo geotérmico de Villalonquéjar) y 6.6c en las que aparecen todas las demás.

De esa representación gráfica se desprende que los resultados isotópicos de las muestras presentan una realidad más compleja que el modelo mostrado en la figura 6.6a. Por una parte, es complejo considerar un grupo de referencia como origen de los procesos de evaporación o mezcla,

porque, como se ha comentado, el sector corresponde esencialmente a una zona de descarga local y, en niveles más profundos, a una zona de tránsito hacia otras zonas de descarga de la Cuenca del Duero. Por otra parte, la escasa diferencia de valores entre complejo diferenciar esos posibles grupos de origen de procesos.

Aún así, es posible resaltar que podría existir un cierto proceso de salinización directamente de las aguas de origen en muestras relacionadas con el río Arlanzón, con el aluvial de este río (en pozos y algunos garajes), y con las de las fuentes del Terciario, manteniendo su composición isotópica por el escaso efecto de la evaporación. Es el posible caso de los puntos 39, 45, 59 y 75 para el caso del Cuaternario, o del punto 29 para las aguas del Terciario.

Aparentemente también existe un proceso de evaporación de las aguas del cuaternario, dada la escasa conductividad eléctrica y alto valor de $\delta^{18}\text{O}$ de algunas muestras, como ocurre con las de los puntos 32, 57, 67 y 77. Sin embargo, su situación, no refleja claramente un fraccionamiento cinético por evaporación, por lo que su origen no parece ser, en conjunto, el de la mayor parte de las muestras del Cuaternario.

Un número significativo de muestras parecen representar mezclas de agua de distinto origen y paso por distintos materiales, como se hace muy evidente en puntos como 103, 106, 108 y quizá los puntos 26 y 46.

Finalmente, existen otras muestras claramente diferenciables del grupo mayoritario en la zona de estudio, como son las de las fuentes del Mesozoico, el punto 41, o la muestra más ligera del punto 42. También son diferenciables las muestras de abastecimiento, por su baja conductividad, que deja en evidencia que alguna muestra, como la 69, tomada en una fuente con un origen aparente en el Terciario, pertenece claramente al sistema de abastecimiento urbano.

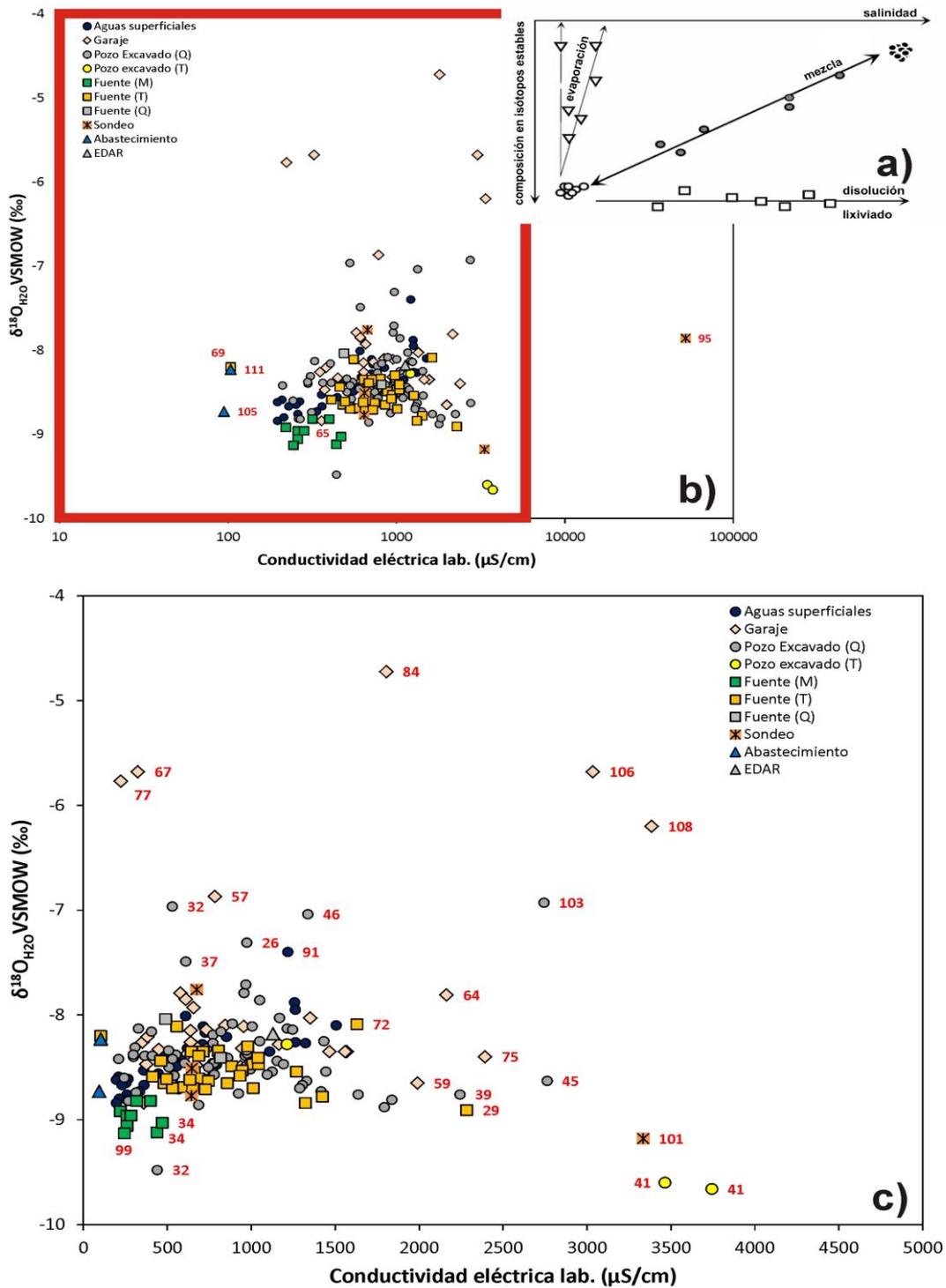


Figura 6.6 Relación de $\delta^{18}\text{O}$ y la conductividad eléctrica de laboratorio en muestras de agua del entorno de la ciudad de Burgos, diferenciadas por el tipo de captación. a) Diferenciación ideal de procesos de salinización frente a evaporación usando $\delta^{18}\text{O}$ y conductividad eléctrica (modificado de Mook, 2002). b) Comparación de todas las muestras, en escala semilogarítmica. c) Detalle del anterior en escala aritmética.

6.4.3 Relación isótopos estables-cota

El efecto cota, es decir, el hecho de que las precipitaciones son cada vez más ligeras al incrementarse la cota por el efecto combinado de la distancia al origen del vapor y el descenso de las temperaturas, también puede ser utilizado para estimar las cotas aproximadas de recarga de las aguas subterráneas y así acotarlas espacialmente. Esta estimación es más eficiente si se apoya en estudios hidrogeológicos específicos (Mook, 2002).

En la figura 6.7 se han representado los valores de $\delta^{18}\text{O}$ frente a las cotas en las que se sitúan los puntos de muestreo, tomadas del modelo digital del elevación LIDAR del Instituto Geográfico Nacional. Igualmente, como referencia, se ha representado la línea aproximada de relación $\delta^{18}\text{O}$ -Cota obtenida para precipitación en la España peninsular a partir de los datos de la red REVIP por Díaz-Teijeiro et al. (2009). Esta línea tiene una validez limitada ya que pueden existir variaciones isotópicas locales, evaporación, mezclas y también puede existir el efecto los eventos que dejan una huella significativa en el agua, lo cual puede ser muy evidente en las aguas superficiales.

A la vista de la figura, existe una notable complejidad para asignar una cota de recarga a las muestras de agua analizada, sobre la base de su contenido isotópico, ya que hay una gran dispersión de valores de $\delta^{18}\text{O}$ en el conjunto de muestras, especialmente en el intervalo correspondiente a las cotas de la ciudad de Burgos, donde se tomó la mayoría de las muestras. Ello es especialmente notable en el grupo de muestras de garajes, y en el de los pozos excavados en el Cuaternario, en los que, como se ha venido comentando, se encuentran algunos valores especialmente elevados de $\delta^{18}\text{O}$ sin existir aparentemente evaporación. Quizá su explicación se deba a mezcla de aguas de distinta naturaleza y edades.

Sin embargo, la mayor parte de las muestras de garajes y pozos del Cuaternario, así como las de las aguas superficiales se encuentran próximas o ligeramente a la izquierda de la línea teórica planteada, por lo que su zona de recarga se llevaría a cabo a una cota similar o poco superior a la de referencia para el punto muestreado. Cabe señalar, sin embargo, que hay algunos pozos y garajes con aguas relativamente ligeras (como el punto 65) que podrían responder a recarga a cotas muy elevadas, pero que seguramente correspondan a mezclas con un importante aporte de aguas recargadas en épocas más frías.

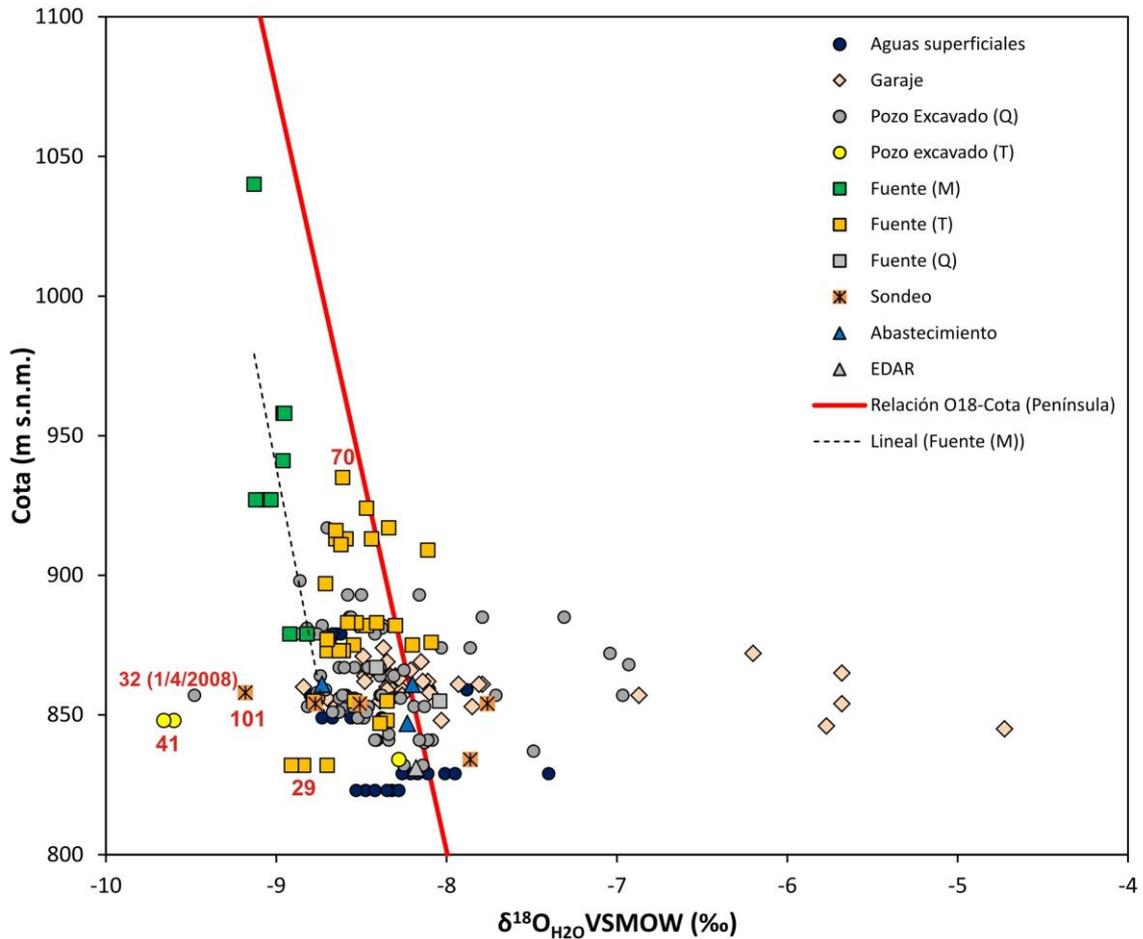


Figura 6.7 Variación del valor de $\delta^{18}\text{O}$ con la altura en muestras de agua del entorno de la ciudad de Burgos, diferenciadas por el tipo de captación.

El grupo de las fuentes del Terciario es relativamente heterogéneo en este apartado, ya que la composición isotópica se mantiene para casi todas las cotas, estando en el entorno de la recta teórica para las cotas más altas. Así, la cota de recarga sería parecida para todos los puntos y estaría cercana a la de los manantiales más elevados, o hasta unos 50-100 m más elevados. El punto 29, cercano a Villalbilla de Burgos, que presenta la cota más baja, tiene aguas relativamente ligeras dentro del grupo de las fuentes del Terciario, por lo que presentaría la cota de recarga más elevada o una cierta mezcla con aguas más ligeras.

Las fuentes del Mesozoico, en general, presentan aguas ligeras a cotas más elevadas y su tendencia es similar a la de la recta teórica peninsular obtenida con los datos de la red REVIP, con un gradiente parecido ($-0,35\text{‰}/100\text{m}$ para la recta teórica y $-0,32\text{‰}/100\text{m}$ para las fuentes del Mesozoico).

Finalmente, y como se ha indicado en apartados anteriores, el punto 41, con una cota baja dentro de la zona de estudio, presenta las aguas más ligeras, lo que plantearía una recarga a cotas muy elevadas o bien que aparecen aguas recargadas en épocas más frías a las actuales.

6.4.4 Interpretación de los resultados de tritio

El tritio ^3H es el isótopo inestable (radiactivo) de la molécula del agua. Esta característica, como se ha comentado, ha sido utilizada para datar las aguas, especialmente a partir de la década de 1950 cuando las pruebas termonucleares incrementaron notablemente el contenido de tritio atmosférico, sobre todo en el hemisferio norte, que pasó a las precipitaciones. El fin de las pruebas nucleares atmosférica en 1963 originó un descenso progresivo del tritio en la precipitación hasta alcanzar los valores naturales previos a 1950. La combinación de este hecho con el corto período de semidesintegración del isótopo origina que la capacidad de datación sea relativamente escasa, y apenas sobrepasa los 60 años, es decir, aguas recientes, aunque con escasa precisión. Sí es útil como datador relativo y también actualmente, como trazador. De todos modos, los valores reducidos que se registran actualmente provocan que sólo las medidas realizadas con precisión, con concentración el isótopo, como las de este trabajo, sean útiles. Por otro lado, las mezclas de agua de distintos contenidos en tritio pueden resultar en un valor es este isótopo del que se deduzca una edad muy diferente a cualquiera de sus componentes.

La comparación de los valores de tritio de todas las muestras del estudio con la evolución de los valores de tritio en las precipitaciones de Madrid, la localidad con más medidas en la España peninsular y cuyo registro ha sido reconstruido por Plata (2006), y los datos de la red REVIP de León, Valladolid y Santander se han representado en la figura 6.8. En la figura 6.8a se ha representado el período 1950-2014 por lo que están comprendidos tanto el período del incremento del tritio termonuclear en las precipitaciones como los valores de las precipitaciones actuales. La figura 6.8b se limita al período 1990-2014. Los valores de tritio anual para las precipitaciones de León, Valladolid y Santander aparecen en la tabla 6.3.

A partir de las figuras, se puede observar que las muestras analizadas se encuentran, en su inmensa mayoría, en el ámbito de valores de tritio de las precipitaciones actuales (3,5 a 6 U.T.). Existen, sin embargo, algunos puntos con muestras cuyos valores son claramente inferiores a los de las precipitaciones actuales, y algunos aparentemente más altos que los de las lluvias.

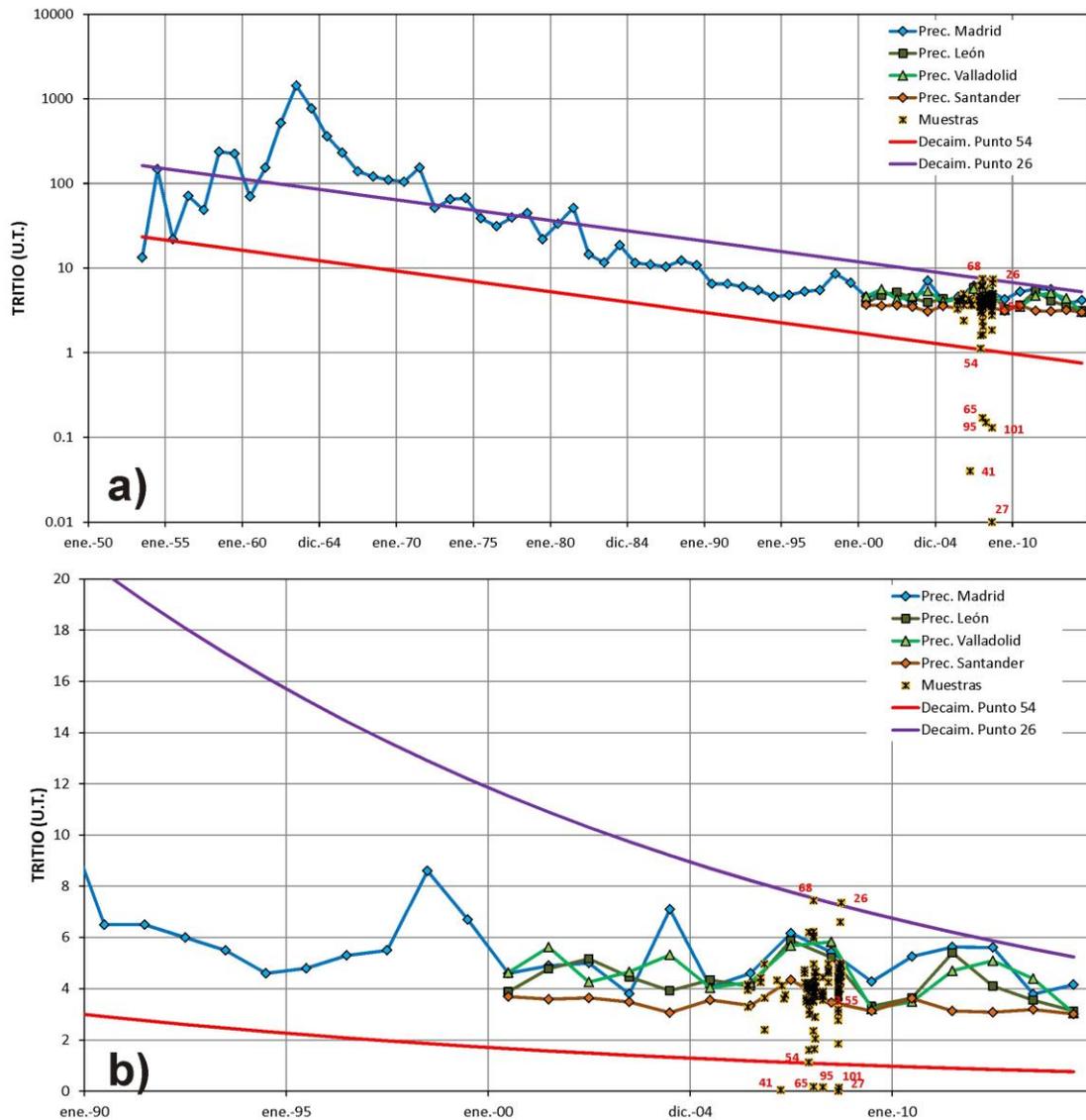


Figura 6.8 Valores del contenido en tritio en las muestras de las aguas del entorno de la ciudad de Burgos en comparación con la evolución temporal de los valores anuales de tritio en las estaciones REVIP de Madrid, León, Valladolid y Santander. a) Período 1950-2014, en escala semilogarítmica. b) Período 1990-2014, en escala aritmética.

En un tratamiento sencillo de esa información, se han seleccionado algunos puntos con esos valores más bajos y más elevados, y se ha reconstruido su curva de decaimiento, con el fin de obtener fechas teóricas para su recarga, suponiendo que no existe mezcla de aguas, y que el flujo subterráneo es de tipo “pistón”. En la figura 6.8 se han representado los decaimientos de muestras de los puntos 54 y 26. La correspondiente al punto 54 corta la línea de la precipitación de Madrid en la década de 1950, al comienzo del período del tritio termonuclear. Por tanto, los valores de tritio inferiores a esa fecha corresponderían a aguas anteriores a 1950, de los puntos 41

(pozo excavado en el Terciario), 65 (garaje), y 27, 95 y 101 (sondeos), que registrarían fundamentalmente aguas del Terciario.

Por lo que se refiere al decaimiento de la muestra del punto 26 con fecha de 30 de septiembre de 2008, corta al contenido del tritio en la precipitación de Madrid en varios puntos, el más reciente a comienzos de la década de 1980, casi 30 años antes de su recogida, y en pleno descenso del tritio en la precipitación. Solo la muestra del punto 68 se encuentra en una situación similar.

Los valores de tritio de las muestras 54 y 26 se han utilizado como referencia aproximada (y ficticia) para diferenciar relativamente las muestras correspondientes al período prenuclear, al período termonuclear y aquéllas en las que es complejo diferenciar si proceden de precipitación reciente o son del período termonuclear. El valor mínimo asumido para separar aguas netamente termonucleares ha sido 2 U.T., ya que al reconstruir el decaimiento del tritio para valores superiores a principios del período de muestreo, se cortan las líneas de precipitación en pocos años.

En la figura 6.9 se han representado los valores de U.T. de las muestras analizadas frente al exceso de deuterio. En la figura 6.9a se tienen en cuenta, además, los valores anuales de tritio en la precipitación de León, Valladolid y Santander en los años 2006, 2007 y 2008. En la figura 6.9b se han separado las muestras por tipo de captación. En ambas se han representado también los valores de referencia mencionados.

De ambos gráficos se desprende que todas las muestras de las fuentes del Mesozoico, de las aguas superficiales y de las fuentes del Cuaternario, y la mayor parte de las muestras de los pozos excavados en el Cuaternario, de las fuentes del Terciario y de los garajes se sitúan en el intervalo definido para las aguas de precipitación reciente o del período termonuclear difícilmente diferenciables por su contenido en tritio. De las muestras de las fuentes del Mesozoico, la de Modúbar de San Cibrián (35) tiene un contenido en tritio relativamente bajo, que muestra un flujo de agua de mayor recorrido que el resto de las muestras de su grupo. Algo similar podría ocurrir con las muestras 67 y 83 que corresponden a garajes, aunque dada la naturaleza de estas infraestructuras es posible que estas muestras correspondan a mezcla de aguas de distintas edades y composición isotópica.

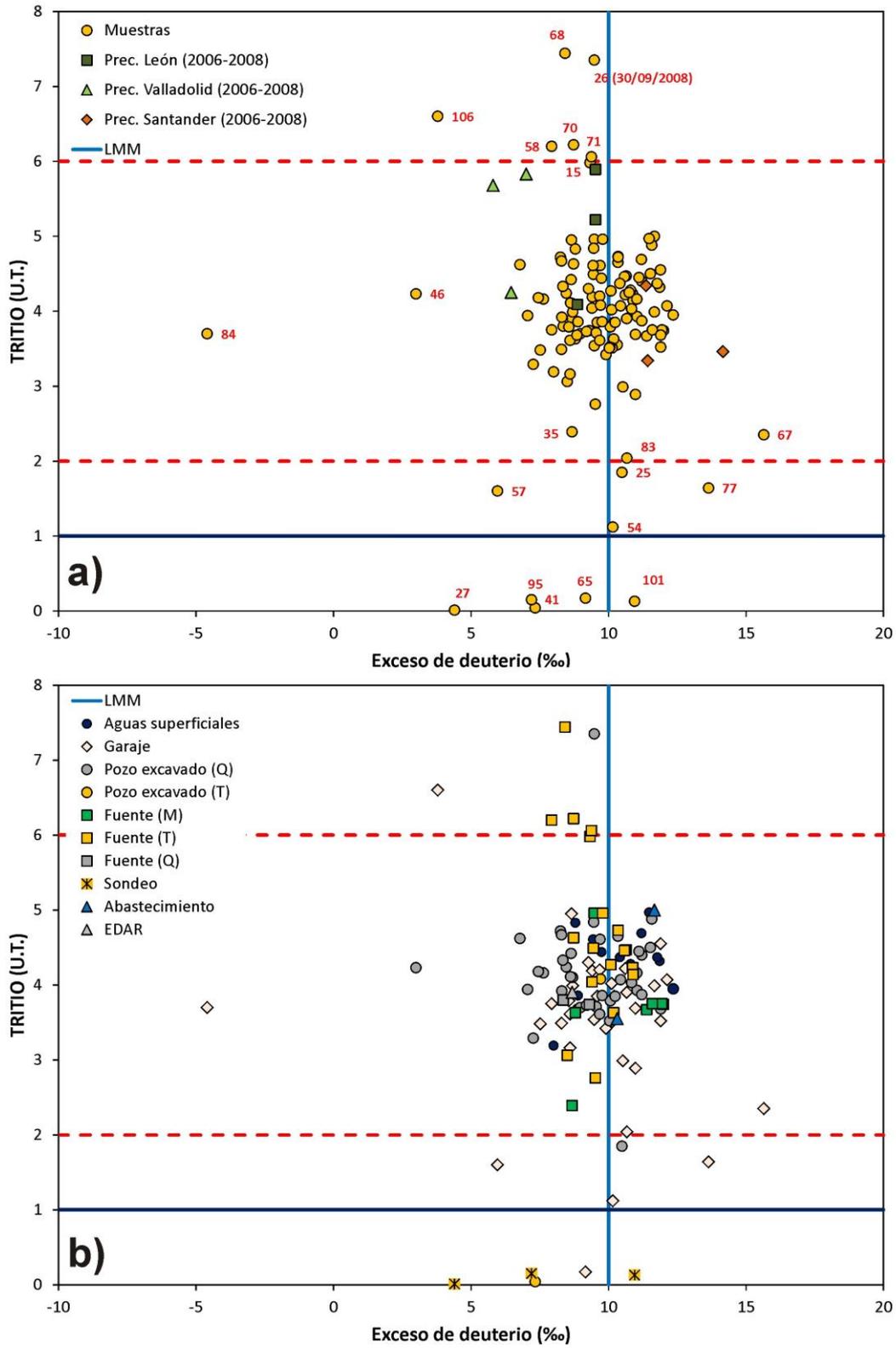


Figura 6.9 Relación entre el exceso de deuterio y el contenido en tritio de las aguas del entorno de Burgos. a) Todas las muestras en comparación con los valores de tritio en la precipitación de las estaciones REVIP de León, Valladolid y Santander. b) Diferenciación de los puntos de muestreo por tipo de captación.

Anteriormente, ya se enumeraron las muestras con bajo contenido en tritio, correspondientes a aguas mayoritariamente anteriores a 1950, y que correspondían, sobre todo, sondeos, aunque también se incluía un garaje y un pozo excavado en el Terciario.

Los valores con un contenido de tritio inferior a 2 U.T. al principio del período de muestreo corresponderían con muestras recargadas en la década de 1950 o mezclas de aguas antiguas con otras más recientes, ya que son garajes (54, 57 y 77) y un pozo excavado en el Cuaternario (25). Algunas de estas muestras son aguas pesadas, que podrían representar condiciones de precipitación diferentes a las actuales.

En cuanto a las muestras de contenido en tritio más elevadas, la del punto 68 correspondería con agua con algunas décadas de estancia en el acuífero, mientras que las del punto 26 (de septiembre de 2008) y 106 a mezclas de agua con cierta influencia de aguas antiguas, dado que corresponden a un pozo excavado en el Cuaternario y a un garaje.

Finalmente, existen un conjunto de muestras de fuentes del Terciario (15, 58, 70 y 71) que podrían corresponder también a aguas del período termonuclear, más recientes que las del punto 68, pero la proximidad de los valores ponderados anuales de tritio en la precipitación de León y Valladolid (figura 6.9b) parecen indicar una escasa estancia en el acuífero.

Capítulo 7
MICROBIOLOGÍA

Capítulo 7

MICROBIOLOGÍA

7.1 Introducción

El estudio de la actividad microbiana de las aguas estudiadas permite complementar los resultados obtenidos mediante análisis químicos ya descritos en otros capítulos, y cuando se combinan con datos hidrológicos puede ofrecernos información relevante sobre los procesos que tienen lugar en el acuífero. Como señalan Sirisena et al (2013), un estudio realizado en Nueva Zelanda revela que “la hidroquímica tiene más influencia en la diversidad bacteriana de muestras de agua que los factores geológicos y el impacto humano que tienen una influencia secundaria” (Siresena, et al, 2013). En el artículo publicado sobre las comunidades microbianas en acuíferos de UK, se establece que “El estudio de los microorganismos podría proporcionar comprensión del impacto de la contaminación, el cambio climático o la intervención humana en los ecosistemas” (Gregory et al, 2014). Smith et al, concluyen que “la naturaleza de los microorganismos que habitan los acuíferos sigue siendo poco estudiados. Para su conocimiento y comprensión y para el mantenimiento de las reservas de agua subterránea, es importante identificar los microorganismos y conocer la función bioquímica dentro del acuífero” (Smith et al, 2012).

Danielopol y Griebler describen la evolución y desarrollo de la disciplina de la ecología de las aguas subterráneas que empezó a desarrollarse a finales del siglo XIX con observaciones de la historia natural sobre los organismos que viven en hábitats subterráneos accesibles a humanos. Sin embargo, no fue hasta la realización de trabajos por parte de J. Schwoerbel durante la década de 1960 sobre las capas superficiales de grava y arena a lo largo de ríos y arroyos cuando se allanó el camino para el nacimiento de la moderna ecología de las aguas subterráneas. Al mismo tiempo, los aspectos ecológicos de la fauna de las cuevas fueron estudiados en condiciones experimentales en laboratorios. A pesar de que los microorganismos constituyen el grupo principal de organismos en las aguas subterráneas, tanto en términos de biomasa como de actividad, la investigación microbiológica sobre el agua subterránea y el subsuelo subterráneo se ha desarrollado más lentamente (Danielopol y Griebler, 2008).

La calidad microbiológica del agua subterránea urbana es muy desconocida debido a la dificultad asociada a los métodos de muestreo y al alto coste de análisis rutinarios. Sin embargo, se asume que la contaminación se restringe a poca profundidad debido a la suposición de que las bacterias y virus son rápidamente atenuadas en la matriz del acuífero por procesos de filtración, adsorción e inactivación (Powell et al, 2003; Cullimore, 2008).

El estudio de los ecosistemas acuíferos ha cambiado en los últimos años desde una perspectiva hidrogeoquímica a una más ecológica. Existen estudios de acuíferos superficiales pero no hay muchos estudios con un amplio alcance espacial y temporal (Velasco, 2009). El efecto importante de los microorganismos sobre el funcionamiento y los servicios del ecosistema, incluida la purificación del agua y la degradación de los contaminantes, dio forma a la microbiología subsuperficial y la convirtió en una ambiciosa, innovadora y moderna disciplina científica (Danielopol y Griebler, 2008).

Diversos estudios revelan que los acuíferos están habitados por una gran diversidad de microorganismos y pequeños invertebrados que en el pasado se consideraban independientes, pero que están relacionados. “Los acuíferos son así considerados como ecosistemas con una específica biocenosis adaptada” (Goldscheider et al, 2006).

Hasta épocas recientes, no se le ha prestado suficiente atención al ecosistema microbiológico de las aguas subterráneas (Zhou et al, 2012). Sin embargo, “la contaminación de estos ecosistemas es una problemática que se presenta en la actualidad, debido al constante vertido de residuos domésticos e industriales que constituyen una fuente de deterioro del medio ambiente. El control de la calidad microbiológica del agua de consumo y de vertido, requiere de análisis dirigidos a determinar la presencia de microorganismos patógenos” (Larrea et al, 2013). Es de esperar que algún cambio en la composición química del agua del acuífero cause un cambio en la estructura de la comunidad microbiológica subterránea (Sirisena, et al, 2013). La visión tradicional de los acuíferos como medio libre de patógenos es cuestionada y hay evidencia de que bacterias fecales entéricas y bacterias fecales humanas difundidas en bajas concentraciones pueden viajar por los acuíferos (Gregory et al, 2014).

Los microbiólogos empezaron a analizar los procesos en los acuíferos tras las investigaciones de los años 80 sobre la capacidad de los microorganismos de degradar contaminantes, reconociendo así, la función de los microorganismos en el agua y sus respuestas a las presiones antropogénicas

(Cozzarell y Weiss, 2007). Flynn et al, destacan su importancia como mediadores de muchas reacciones químicas que controlan la química del agua subterránea. “Está comprobado que en medios cercanos a la superficie, los microorganismos descomponen contaminantes antropogénicos; controlan la solubilidad, la biodisponibilidad de metales tóxicos, la concentración de hierro y otros aspectos de la calidad del agua” (Flynn et al, 2008). Es conveniente conocer o poder predecir cómo los impactos antropogénicos pueden afectar a la diversidad microbológica y cómo los cambios en la biodiversidad pueden afectar a procesos biogeoquímicos y al flujo de energía y materia en un hábitat particular (Glieber y Lueders et al, 2009).

Foster junto a Lawrence y Morris concluyen en su artículo sobre aguas subterráneas y desarrollo urbano que el problema más inmediato de los sistemas de saneamiento es el riesgo de migración directa de bacterias y virus patógenos a los acuíferos subyacentes y las fuentes cercanas de aguas subterráneas. “Las calizas kársticas y otros acuíferos muy fisurados son especialmente vulnerables a los organismos patógenos. En algunas condiciones hidrogeológicas, sobre todo cuando hay un lecho de roca fracturada cerca de la superficie y/o el nivel freático es muy poco profundo, el uso de unidades de saneamiento in situ de diseño estándar plantea un alto riesgo de contaminación de las fuentes cercanas de agua subterránea con bacterias y virus patógenos” (Foster et al, 2001). Se deben diferenciar los microorganismos que de manera natural forman parte de un sistema acuático y los que están presentes sin ser parte de él. Este sería el caso (Espinosa et al, 2004) de aguas residuales, con un alto contenido de microorganismos, que son descargadas a cuerpos de agua naturales.

Un estudio realizado por Smith et al, en el que se comparan metagenómicamente las comunidades microbianas metanogénicas que habitan en acuíferos confinados y no confinados concluye que los ambientes subterráneos terrestres incluidas las aguas subterráneas, son el depósito de un gran número de microorganismos. En este estudio indican, que debido a la ausencia de luz y de aportación de nutrientes y energía desde fuentes externas, estas comunidades de microorganismos son en gran medida responsables del movimiento de energía y materia que conforma el marco de la cadena alimentaria subterránea (Smith et al, 2012). Dichas comunidades también influyen en la calidad del agua subterránea y en su posterior disponibilidad como agua potable.

Existen modelos experimentales y modelos matemáticos que permiten a los ecólogos microbianos desarrollar hipótesis respecto a la función de los microorganismos en el ecosistema y las interacciones entre las diferentes poblaciones microbianas. Estos se han aplicado incluso a la

eliminación de residuos y al control de patógenos. La comprensión de la función global del sistema permite predecir las consecuencias de una perturbación en cualquier parte del sistema (Atlas y Bartha, 2008).

7.2 Microbiología en los medios hidrogeológicos

7.2.1 Condiciones ambientales en el interior del acuífero

Los ambientes de aguas subterráneas se caracterizan por la heterogeneidad hidrológica, química y geológica. La estratificación vertical es única en cada acuífero y puede ser muy compleja. Sin embargo, en las diferentes zonas las condiciones pueden ser muy estables. La falta de luz, baja disponibilidad de carbono orgánico y nutrientes y la baja y constante temperatura en la superficie cerca del acuífero hace que sea catalogado como hábitat extremo (Griebler y Lueders, 2009).

Un acuífero puede ser considerado como un grupo heterogéneo de hábitats separados a macro y micro escala, proporcionando una gran variedad de condiciones (Goldscheider et al, 2006). Los sedimentos subterráneos, con frecuencia, contienen una mezcla heterogénea de minerales adecuados para la colonización de poblaciones microbiológicas del agua subterránea, aunque no siempre por igual (Boyd et al, 2007).

Hay diferentes tipos de hábitats bajo la superficie disponibles para los organismos y el espacio físico disponible en los acuíferos limita su presencia y distribución. En muchas rocas consolidadas el espacio de poros en la roca matriz puede ser demasiado pequeño para los microorganismos, por lo tanto, los ecosistemas del agua subterránea se desarrollan principalmente en los espacios más permeables (Gregory et al, 2014).

Las zonas de transición entre suelos, la zona no saturada (vadosa), sedimentos acuáticos y la zona saturada albergan una gran diversidad y actividad biológica que regula la transferencia de nutrientes, partículas, organismos y energía entre compartimentos (Griebler y Lueders, 2009). Se considera que los acuíferos tienen condiciones físico químicas estables, mantenidas por una combinación de superficie del suelo y sedimentos saturados e insaturados. Sin embargo, están aumentando las evidencias que muestran que cambios en sistemas estacionales superficiales o kársticos afectan a la composición de las comunidades de microorganismos (Gregory et al, 2014). Respecto a las variables, la temperatura puede ser un importante factor que controla la distribución microbiológica del acuífero (Velasco, 2009).

Los hábitats subterráneos, que se caracterizan por la ausencia de luz, la limitada disponibilidad de nutrientes y por el tamaño del poro y grietas del acuífero comparte con otros hábitats unos requerimientos para la vida como son: agua líquida y fuentes de carbón, nitrógeno, fósforo y sulfuro, ciertas trazas de elementos y tanto dadores como aceptores de electrones (Gregory et al, 2014). Los donadores de electrones (sustancias que pueden ser oxidadas) puede ser materia orgánica, o -en el caso de quimioautótrofos que obtienen su energía de fuentes inorgánicas- sustancias tales como hidrógeno molecular, amonio, sulfuros o ion hierro (II), mientras que los aceptores de electrones (sustancia que puede reducirse) incluyen oxígeno molecular, sulfato, nitrato, ion hierro (III), dióxido de carbono y componentes orgánicos simples.

En la figura 7.1 se muestra un esquema de los hábitats acuáticos superficiales y subterráneos recogido de un estudio sobre diversidad microbológica en aguas subterráneas realizado por Griebler y Lueders. En ella, las flechas representan el flujo de agua transportando energía y materia hacia la superficie con cajas junto a las flechas que muestran los tiempos de residencia. Los círculos destacan las zonas de transición entre los distintos hábitats. Las llaves indican como se distribuyen los diferentes grupos de microorganismos en el subsuelo. La variabilidad microbológica de las aguas naturales abarca numerosos organismos. Los grupos de microorganismos encontrados en agua subterránea incluyen bacteria, archaea, protozoos y hongos (Griebler y Lueders, 2008).

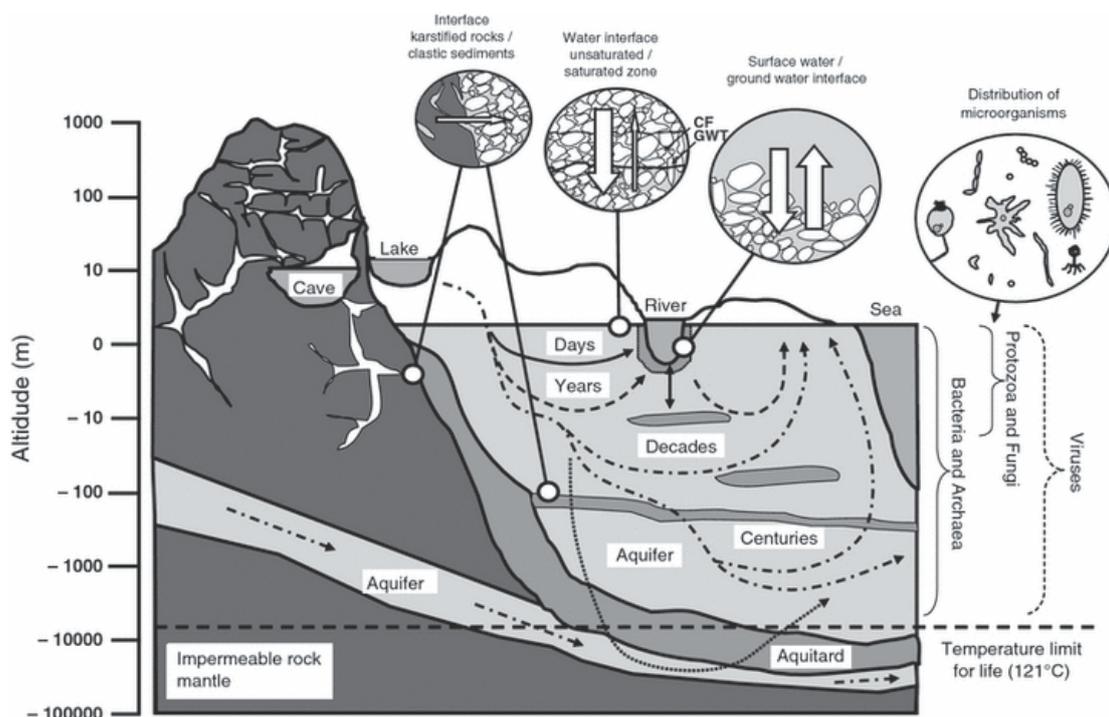


Figura 7.1 Esquema de hábitats superficiales y subterráneos (Griebler y Lueders, 2009)

Los acuíferos no confinados están conectados a la superficie por un espacio de poro abierto y por tanto pueden recibir aportaciones externas de los alrededores. Son sensibles a la filtración de la precipitación a través del suelo y están directamente afectados por el impacto humano (Smith et al, 2011). La recarga estacional tiene gran impacto en locales sistemas de flujo y llevan carbono disuelto y electrones aceptores como oxígeno, nitrato y sulfato en el acuífero, incrementándose así la actividad microbológica (Cozarelli y Weiss, 2007). La actividad biológica aquí contribuye a la atenuación natural de la contaminación del agua superficial que se infiltra en el acuífero (Goldscheider et al, 2006).

Los acuíferos confinados, que suelen presentarse a mayor profundidad, se encuentran bajo una capa impermeable y la aportación a ellos tiene lugar solo por fuentes alejadas de recarga debido a flujos lentos y pueden estar aislados durante cientos o miles de años (Cozarelli y Weiss, 2007). Tanto el transporte de carbono como de electrón aceptores del suelo es despreciable, resultando así un metabolismo microbiano lento porque en la mayoría de los acuíferos la base de la cadena trófica es principalmente el carbono transportado al acuífero desde ambientes cerca de la superficie combinado con la aportación de nutrientes desde los minerales del interior del acuífero (Gregory et al, 2014).

Por regla general, el carbono orgánico disuelto es bajo en los acuíferos. La mayoría del carbono microbológico disponible es oxidado en el suelo antes de la recarga del acuífero. La baja concentración da como resultado una baja presencia de microorganismos y una irregular distribución espacio-tiempo (Golscheider et al, 2006). La escasez de carbono y otras fuentes de energía química en acuíferos no contaminados hace a la comunidad de microorganismos especialmente susceptible a cambiar como consecuencia de la energía aportada por los contaminantes orgánicos porque los microorganismos originarios están adaptados a vivir en condiciones bajas de nutrientes (Gregory et al, 2014). La contaminación en medios subterráneos con poco carbono disponible estimula los microorganismos. Sin embargo, incluso en ausencia de material orgánico degradable, los microorganismos autóctonos pueden ser activos (Cozarelli y Weiss, 2007).

En las aguas subterráneas, el carbono orgánico disuelto (DOC) con frecuencia representa más del 90% del carbono orgánico total (TOC). Su presencia suele estar comprendida entre 20 y 200 mg/l. Una amplia cantidad de DOC es degradado en el suelo, mientras que solo una pequeña parte llega al agua subterránea. Dentro del acuífero las concentraciones de carbono orgánico disuelto disminuyen con el aumento de la profundidad y con el tiempo de recorrido mientras que el carbono orgánico más resistente a la descomposición aumenta. En aguas jóvenes y superficiales las magnitudes del DOC están entre 0,5 y 2 mg/l. Las aguas profundas y más antiguas están libres de DOC.

La Figura 7.2 representa los diferentes mecanismos energéticos que los microorganismos llevan a cabo en el sistema acuífero, y muestra el papel central que juegan las comunidades microbianas en las transformaciones entre las diferentes formas químicas de los principales nutrientes en las aguas subterráneas de Doñana (Velasco , 2009).

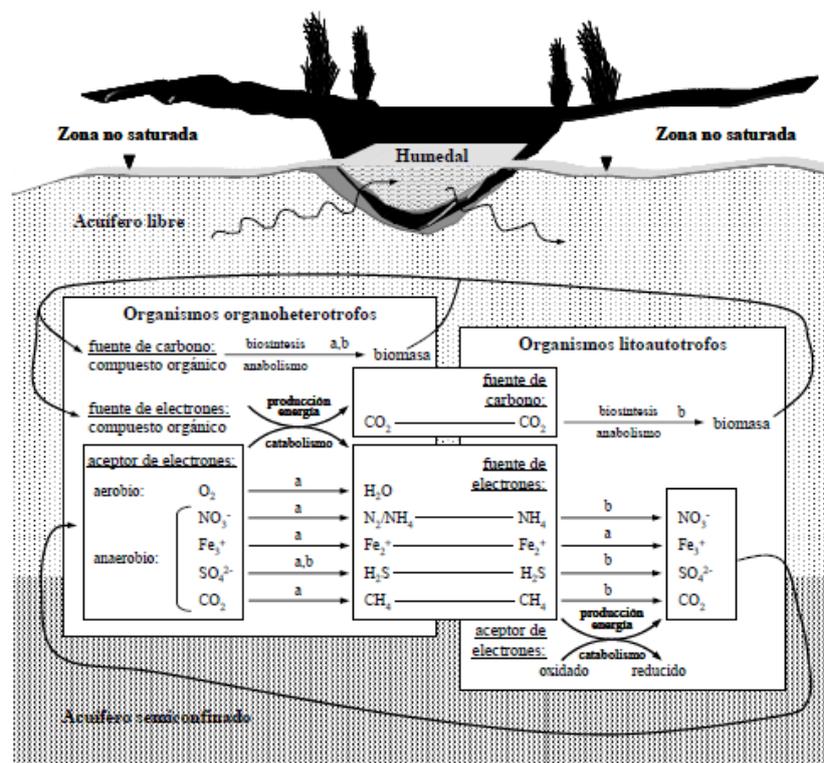


Figura 7.2 Mecanismos energéticos en medios subterráneos con microorganismos (Velasco, 2009)

De acuerdo a Chapelle, los cambios en la química de las aguas dependen de la abundancia relativa entre donantes y receptores de electrones (Chapelle H, 2000), influyendo su contaminación:

- En muchos acuíferos no contaminados donde el metabolismo de los microorganismos está limitado por la disponibilidad de donantes de electrones (normalmente materia orgánica), el carbono inorgánico disuelto, se acumula lentamente a lo largo de las líneas de flujo y los receptores de electrones se consumen sucesivamente en el siguiente orden: oxígeno disuelto>nitrato>Fe(III)>sulfato>CO₂ (metanogénesis).
- En los acuíferos con contaminación antrópica existe un exceso de carbono orgánico disponible y entonces el metabolismo de los microorganismos se encuentra limitado por la disponibilidad de receptores de electrones. Además de los cambios de la química de las aguas, los procesos microbianos afectan también a la matriz sólida del acuífero; la producción de CO₂ y de ácidos orgánicos puede dar lugar a una mayor solubilidad mineral, lo que supone un aumento en la porosidad secundaria y permeabilidad.

El oxígeno es un parámetro que controla la vida microbiana. Los contenidos en el agua subterránea oscilan entre 0 y 100 % saturación (11 mg/ a 10 °C). Los acuíferos oligotróficos con bajo contenido de carbono orgánico disuelto y nutrientes son con frecuencia aeróbicos. Los valores más altos se observan en acuíferos superficiales y no confinados y acuíferos directamente conectados a aguas aeróbicas superficiales. Algunos elementos necesarios para el crecimiento microbiano están presentes en cantidades suficientes en acuíferos no contaminados, como el Ca, Mg y K, mientras que la disponibilidad de otros podría ser un factor limitante (N, S, P, Fe...).

Los microorganismos contribuyen activamente a la alteración mineral, y de ese modo también liberan los elementos esenciales para su metabolismo (Goldscheider et al, 2006). Atekwana et al, describen los efectos microbiológicos en las propiedades geofísicas de un subsuelo superficial. El papel de los microorganismos en la alteración de los sistemas ambientales está bien documentado en muchos estudios biogeoquímicos. Es notable el papel de los microorganismos en las interacciones agua-roca (Atekwana et al, 2006). Observaciones de campo y experimentos de laboratorio sugieren que las bacterias pueden acelerar la erosión de silicatos tanto por contacto directo con minerales o por producir ácidos orgánicos e inorgánicos que aumentan la disolución de silicatos. Así, los microorganismos pueden alterar directamente la química de la superficie del mineral y la química del agua capilar en recorridos cortos o a escala geológica temporal.

Como ya se ha indicado, los microorganismos juegan un papel importante en la erosión de minerales de silicatos en los medios subterráneos, pero no se conoce con seguridad si los minerales juegan un papel en la ecología microbiana. Los silicatos contienen nutrientes necesarios

para el crecimiento del microorganismo, pero no está tan claro si los microorganismos se benefician de ello (Roberts y Bennett, 2004). Experimentos de campo en un acuífero contaminado con petróleo muestra que la alteración de silicatos es acelerada en la zona contaminada, revelando que los silicatos con fósforo, y hierro fueron colonizados y alterados preferentemente, mientras que los que no contenían estos elementos tenían ausencia de colonización de microorganismo, corroborando así otros estudios en los que se usaban feldespatos (Roberts y Bennett 2004). De acuerdo a Chapelle H, los procesos microbianos pueden dar lugar a la producción de carbonato, ion ferroso y sulfuro, precipitando calcita o pirita y reduciendo la porosidad primaria y la permeabilidad (Chapelle H, 2000).

7.2.2 Microorganismos adheridos y en suspensión

Para caracterizar correctamente la comunidad microbiológica de un acuífero será necesario muestrear los organismos suspendidos en el agua subterránea y los adheridos a las fases sólidas del acuífero (Flynn et al, 2008). La Figura 7.3 representa un esquema de los hábitats microbianos existentes en los medios hidrogeológicos, adheridos o en suspensión, tanto a macro escala como a micro escala (Goldscheider et al, 2006.)

La investigación microbiológica solo con aguas subterráneas puede no ser representativa de la actividad microbiológica, un estudio sobre la comunidad microbiana en UK, señala que hay diferencias entre la diversidad de bacterias planctónicas (de libre flotación) y las comunidades de bacterias adheridas en un acuífero contaminado con fenol. Se indica también que el análisis de las muestras de biopelículas capturan la colonia estable y reciente de organismos mientras que las muestras planctónicas capturan solamente las poblaciones en tránsito que estaban presentes en la época del muestreo (Gregory et al, 2014). Según concluyen Boyd et al, la mayoría de la biomasa microbiana del subsuelo está asociada a la superficie de los minerales y otros constituyentes de la fase sólida que conforman el sustrato geológico. Nuestro actual conocimiento de la estructura y diversidad microbiana asociada con la fase sólida está basado en gran medida en análisis de material que es geológicamente heterogéneo (Boyd et al, 2007).

Las concentraciones de microorganismos varían con el tiempo y el espacio pero aumentan su frecuencia con la profundidad coincidiendo con heterogeneidades geológicas como fisuras y bandas (Powell et al, 2003). No está claro si la heterogeneidad geológica a esta escala ejerce influencia en la diversidad asociada a la fase sólida porque es difícil aislar los efectos del sustrato de otras variables presentes en el sistema (Boyd et al, 2007). Muchos estudios han confirmado las

diferencias en el número de bacterias, composición, y actividad entre el agua subterránea y las muestras de sedimentos. La mayoría concluyen (Cozarelli y Weis, 2007) que en los sistemas acuíferos es mayor el porcentaje de bacterias adheridas que en suspensión, incluyendo acuíferos no contaminados o contaminados con derivados del petróleo, lixiviados de vertedero o aguas residuales.

Las bacterias en suspensión están fuertemente afectadas en su composición por las condiciones hidrológicas, exhibiendo pronunciados cambios según la estación. Sin embargo, el acuífero ambientalmente dinámico, parece mantener estable y resistente la comunidad de bacterias adheridas que difícilmente están influenciadas por el ciclo hidrológico estacional (Zhou et al, 2012). Se ha demostrado que la mayoría de procariotas en acuíferos están adheridos al sedimento, superficie de la roca y detritos formando microcolonias y delgadas biopelículas. Este medio de adherencia es ventajoso en medios con poco carbono y nutrientes y las superficies de sedimentos son geoquímicamente más diversa y ofrece más nichos microbiológicos que el agua subterránea por sí mismo. La ratio entre microorganismos suspendidos y adheridos en acuíferos depende ampliamente de la disponibilidad de carbono orgánico disuelto y nutrientes, la distribución granulométrica y la mineralogía de los sedimentos (Griebler y Lueders, 2008)

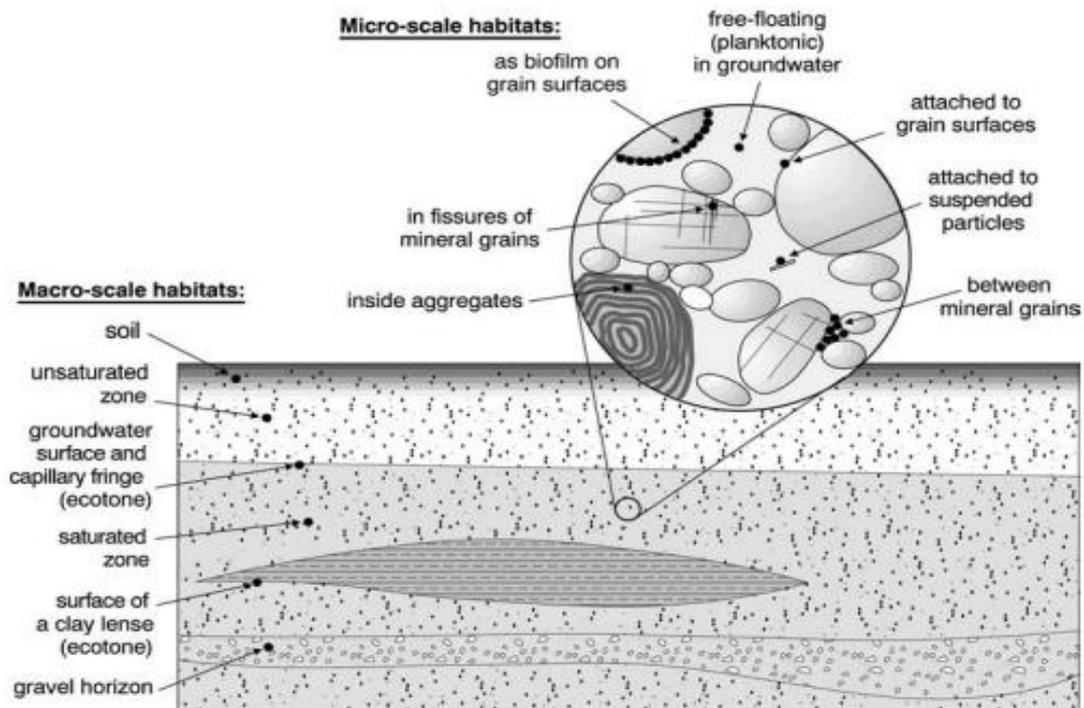


Figura 7.3 Micro y Macro Hábitat microbiano subterráneo (Goldscheider et al, 2006)

7.2.3 Biodiversidad en ambientes subterráneos

El suelo, al ser con frecuencia un hábitat favorable para la proliferación de microorganismos, pueden desarrollarse microcolonias en los agregados que lo forman (Atlas y Bartha, 2008). En las comunidades, (conjuntos de poblaciones microbianas que viven e interactúan en una determinada localización llamada hábitat), existen funciones específicas llamadas nichos que son ocupadas por los miembros autóctonos de la comunidad. Por regla general, los microorganismos alóctonos que intentan invadir un ecosistema son eliminados porque no son los mejor adaptados para ocupar los nichos de la comunidad.

Un acuífero suele contener muchos microorganismos individuales que pueden ser agrupados en poblaciones de microorganismos que pertenecen a la misma especie (Flynn et al, 2008). Pueden agruparse en función de su relación filogenética o en términos de su capacidad funcional. Esta clasificación dependerá del uso, enfoque o de las técnicas utilizadas para su estudio. En la tabla 7.1 se exponen los organismos que podrían encontrarse en acuíferos (Gregory et al, 2014).

Microorganism	Phylum or subphylum	Examples of species	Potential role of interest in aquifers
Prokaryote (Bacteria)	β -Proteobacteria	<i>Rhodospirillum rubrum</i>	Iron reduction
Prokaryote (Bacteria)	β -Proteobacteria	<i>Gallionella</i> spp.	Iron oxidation and creation of iron deposits that inhibit flow
Prokaryote (Bacteria)	γ -Proteobacteria	<i>Escherichia coli</i>	Pathogenic bacteria
Prokaryote (Bacteria)	Actinobacteria	<i>Rhodococcus</i> spp.	Degradation of hydrocarbons and polychlorinated biphenyls
Prokaryote (Archaea)	Crenarchaeota	<i>Nitrosopumilus maritimus</i>	Ammonia oxidation
Prokaryote (Archaea)	Euryarchaeota	<i>Methanosaeta</i> spp.	Methanogenesis
Eukaryotic (Protists)	Rhizaria	<i>Cercomonas</i> spp.	Grazing bacterial biofilms
Virus	Group IV virus (N.B. not a phylum)	Hepatitis A virus	Pathogenic virus

Tabla 7.1 Tipos de microorganismos presentes en acuíferos (Gregory et al, 2014)

Los microorganismos bacterianos predominan en el subsuelo y están acompañados de un pequeño número de microorganismos eucariotas como formas latentes de protozoos y hongos. Los flagelos y amebas son los principales protozoos encontrados en las aguas subterráneas aunque protistas ciliados han sido también detectados en acuíferos. Los protozoos están ampliamente distribuidos en la naturaleza y son importantes componentes del ecosistema acuático y son usados como indicadores de la calidad del agua. Estas características muestran por ello, la necesidad de su estudio (Fusconi y Leal, 1999).

La mayoría de las investigaciones microbiológicas se han centrado en las bacterias (Gregory et al, 2014). El número total de bacterias encontradas en el agua subterránea puede variar de 10^2 a 10^6 células por cm^3 de agua subterránea y de 10^4 a 10^8 células por cm^3 (Glieber y Lueders, 2008). Sin

embargo, la comunidad de microorganismos también incluye arqueobacterias, hongos, otros organismos microeucariotas y virus. Están menos estudiadas, pero se estima que las arqueobacterias rondan el 20 % de las células contadas y para los protozoos puede ser de 10^8 células por cm^3 -pero es probable que estén restringidas a la zonas superiores aeróbicas del acuífero- (Gliieber y Lueders, 2008).

Las comunidades de microorganismos están reguladas por la química y física natural del agua subterránea. Interceden en las reacciones redox para obtener la energía para sobrevivir, de este modo controlan la concentración de elementos disueltos como hierro, manganeso, nitrato o sulfuro y muchos otros (Sirisena, 2013).

En los acuíferos detríticos como el acuífero objeto de este estudio, compuestos de grava, arena limo y arcilla, los organismos viven en el espacio entre la arena y los granos de grava. En los acuíferos de rocas duras como granito o pizarra, los organismos viven en las fracturas dentro de la roca. En acuíferos kársticos, con mayor número de espacios vacíos que se forman por disolución en los que las fisuras se van haciendo cada vez más grandes, llegan a formarse conductos y cuevas que constituyen un hábitat para microorganismos e invertebrados más grandes como Amphipoda, Isopoda, Syncarida, Copeopoda (Gregory et al, 2014). Todos ellos contribuyen al ciclo biogeoquímico y afectarán a los microorganismo presentes en las aguas subterráneas, aunque no se comprenden bien las interacciones entre la comunidad de invertebrados y la comunidad de microorganismo.

7.3 Muestreo y detección de microorganismos en aguas subterráneas

Para la toma de muestras de microorganismos de los diversos ecosistemas se emplean distintos métodos. De acuerdo a Atlas y Bartha, los procedimientos de muestreo deben asegurar que no se vean afectados el número de microorganismos ni su actividad si se quiere obtener información ecológica significativa sobre las poblaciones microbianas de las muestras. Algunas técnicas, como las de enterrar portaobjetos y tubos capilares se emplean para la recogida directa de microorganismo. Sin embargo, en el caso de muestras ambientales suelen usarse procedimientos de cultivo en placa o métodos de observación directa.

En las muestras de agua, la recuperación de microorganismos es compleja por la necesidad de recoger muestras a distancias remotas (grandes profundidades...) sin contaminar las muestras, y sin que mueran los microorganismos autóctonos. La biomasa suspendida puede ser muestreada

de forma fácil y poco costosa por filtración del agua bombeada de un pozo, sin embargo, obtener una muestra representativa de la comunidad adherida presenta una dificultad especial, el proceso es caro, lleva tiempo, e incluso en controladas situaciones puede haber algún tipo de contaminación. Por ello, diversos estudios sobre las comunidades adheridas y en suspensión han sido cualitativos y basados en biomarcadores microbianos presentes en baja concentración o enfocados a comparar acuíferos contaminado o no contaminados. Dada la simplicidad y los bajos costes de la filtración del agua, ha sido usado como el único método de muestreo en muchos casos, en la mayoría de los estudios de microorganismos de un acuífero (Flynn et al, 2008)

Las bacterias adheridas, por ejemplo, desarrollan biocapas con condiciones redox y por ello la comunidad de microorganismos puede diferir significativamente de la encontrada en la mayor parte de la masa de agua subterránea. Los microorganismos adheridos a los sedimentos del acuífero pueden tener mejor acceso a los nutrientes que los suspendidos y las bacterias hierro-reductoras dependen del acceso a hierro férrico en los sedimentos podría creerse que está poco presente en la comunidad suspendida (Flynn et al, 2008).

Pronk et al, encontraron que un grupo principal de microorganismos estaban presentes estacionalmente en acuíferos kársticos de Suiza. Este grupo se complementó con organismos de tránsito provenientes de las zonas más superficiales durante el aporte de altos caudales. Por lo tanto, las estrategias de muestreo cuyo objetivo es la comprensión de las características microbiológicas en acuíferos poco profundos o kársticos necesitan tener en cuenta estos patrones temporales (Pronk et al, 2009).

Una vez recuperados los microorganismos pueden detectarse por análisis fenotípico, bioquímico inmunológico o molecular. Además de detectar poblaciones también se emplean diferentes métodos clásicos y moleculares para determinar el número de microorganismos y la biomasa en muestras ambientales. El recuento de microorganismo puede ser directo o por procedimientos que cuentan el número de microorganismos viables y que emplean una gran variedad de medios de cultivo y de condiciones de incubación (Atlas y Bartha, 2008).

La mayoría de las bacterias son viables, pero no cultivables. Por tanto, las técnicas de cultivo aportan un cuadro incompleto de biocenosis mientras que los métodos de microbiología molecular aportan señales genéticas de toda la comunidad. Existen diferentes métodos analíticos para contar microorganismos, identificar especies, caracterizar diversidad microbiana y medir

actividad (Goldscheider et al, 2006). En épocas recientes, los métodos moleculares han revelado la gran diversidad de comunidad de microorganismos (Flynn et al, 2012).

Los análisis filogenéticos comúnmente muestran una gran variedad de grupos funcionales que constituyen significativas partes del conjunto de la comunidad microbiana en el acuífero, independientemente de cómo se clasifica el agua según un criterio geoquímico (Flynn et al, 2012). Estudios recientes de poblaciones de microorganismos del agua normalmente aplican técnicas de cultivo tales como enriquecimiento y el recuento del número más probable (MNP), y las interpretaciones son ampliamente reservadas a la comparación y evaluación de todas las células y la actividad general estimada (Griebler y Lueders, 2008).

Actualmente los métodos de detección de muchos patógenos en agua son normalmente imprecisos, caros y llevan tiempo por lo que los microorganismos indicadores son usados para determinar la presencia de microorganismos fecales en agua (Powell et al, 2003).

7.4 Microbiología del acuífero aluvial del Arlanzón

Debido a la falta de conocimiento de las aguas subterráneas urbanas, un rango de microorganismos procedentes de aguas residuales se seleccionan para analizar su incidencia y persistencia dentro de estos ambientes (Powell et al, 2003). En el control de la calidad de agua de consumo (SINAC, 2015) se utilizan como parámetros indicadores las Bacterias coliformes, cuya presencia está relacionada con el mantenimiento incorrecto de la red de distribución y/o instalación interior, y el Recuento a 22°C. Otros parámetros microbiológicos son Escherichia Coli, Coliformes fecales, Estreptococos Fecales, Enterococo intestinal, Clostridios Sulfito reductores, clostridium perfringers.

Un microorganismo muy abundante en heces humanas y de animales es la Escherichia coli, que aparece en aguas naturales y aguas tratadas que han tenido una contaminación fecal reciente o un tratamiento de desinfección ineficaz o insuficiente (SINAC, 2015). Otro microorganismo de origen fecal es el Enterococo intestinal que debido a su mayor persistencia en el agua, es utilizado como indicador suplementario de la eficacia del tratamiento del agua. Gracias a la resistencia a la desecación que presenta, resulta de gran utilidad en los controles de rutina para la puesta en marcha de nuevas canalizaciones o tras obras en la red de distribución (SINAC, 2015). Finalmente, el Clostridium perfringens, es un microorganismo anaerobio esporulado que está presente en las heces en menor proporción que la E. coli y que también puede provenir de otras fuentes

ambientales. Sus esporas pueden resistir los procesos de desinfección y sobrevivir en el agua mucho más tiempo que los coliformes. Es un estupendo indicador del funcionamiento de la planta de tratamiento, su presencia puede significar que el proceso de filtración y/o desinfección han resultado deficientes; también nos indica una deficiente limpieza de la tubería o depósito de agua (SINAC, 2015).

El propósito de este estudio ha sido determinar la presencia de contaminantes microbiológicos bajo la ciudad de Burgos, establecer sus posibles relaciones entre sí y su vinculación con otros parámetros físico químicos de las aguas.

Se tomaron muestras de aguas subterráneas y se analizaron mediante las técnicas analíticas descritas en el capítulo 4, un total de 54 muestras. En las tabla 7.2 a y 7.2 b se recogen los datos obtenidos para cada uno de los microorganismos analizados, que fueron: Bacterias Aerobias, Coliformes Totales, Coliformes Fecales, Escherichia Coli, Estreptococos y Clostridios Sulfito Reductores.

En general se percibe que, a pesar de ser una zona con una elevada presión urbana e industrial, y de acuíferos superficiales, de alta permeabilidad y significativa vulnerabilidad a la contaminación, la mayor parte de las muestras estudiadas microbiológicamente presentan una contaminación por agentes bacterianos baja o nula.

La mitad de las muestras estudiadas (un total de 27) exhiben baja presencia microbiana. Un total de 13 muestras tienen contenidos en Bacterias Aerobias comprendido entre 50 y 200 unidades/ml, con presencia significativa de algunos otros agentes microbiológicos en dos casos (Estreptococos: 25 y 67 unidades/100 ml), cuatro casos (Coliformes Totales: 24, 55, 79 y 140 unidades/100 ml), o un caso (Coliformes Fecales: 24 unidades/100 ml, y Escherichia Coli: 24 unidades/100 ml y Clostridium Sulfito Reductores: 510 unidades/100 ml).

De este grupo de muestras de agua con modesta presencia microbiológica, hay 8 con niveles bacterianos insignificantes, asociadas a descargas de manantiales con zonas poco o nada afectadas por actividades humanas, en áreas periurbanas de la ciudad de Burgos.

Del total de 54 muestras analizadas, por el contrario a lo expresado en el apartado anterior, hay un total de 12 muestras (casi el 2% del total) que manifiestan un elevado grado de contaminación microbiológica, superando en todos los casos los valores de 2.500 unidades/ml de Bacterias

Aerobias, en siete casos las 450 unidades/100 ml de Coliformes Totales, en seis casos las 200 unidades/100 ml de Coliformes Fecales, en seis casos las 100 unidades/100 ml de Escherichia Coli, en ocho casos las 100 unidades de Estreptococos por 100 mL y en seis casos las 100 unidades/100 ml de Clostridium Sulfito Reductores.

En una situación de contaminación intermedia se encuentran las 14 muestras de aguas subterráneas restantes, con niveles de Bacterias Aerobias comprendidas entre 200 y los 2.500 unidades/ml y concentraciones significativas en uno o varios grupos familiares bacterianos más.

Las aguas subterráneas que muestran contaminaciones microbiológicas medias o altas, se sitúan habitualmente en pozos excavados del área urbana de Burgos, con bajos niveles de uso o abandonados, o en fincas con aprovechamientos agrícolas (huertas) o ganaderos (granjas) o con vertidos o depósitos de residuos agropecuarios urbanos en sus inmediaciones.

ID PUNTO	TOPONIMIA	B. aerobias ufc/ml	Coli totales ufc/100 ml	Coli fecales ufc/100 ml	E.coli ufc/100 ml	Estreptococos ufc /100 ml	Clostr. Sulfito Reductores/100 ml
1	Los Guindales I	417	4	0	0	13	6
2	Los Guindales II	860	30	1	0	10	30
3	Fuente La Nogaleja	28	0	0	0	0	0
4	Convento Agustinos Recoletos	406	0	0	0	10	4
5	Seminario Menor	125	2	2	2	25	0
6	Fuente El Balconcillo	12	0	0	0	0	0
7	Convento Salesas I	92	1	0	0	4	0
8	Convento Salesas II	56	6	0	0	0	0
9	Fuente Palomarejos	13	0	0	0	0	0
10	Fuente El Castaño	67	0	0	0	0	0
11	Fuente Fuendorada	21	0	0	0	0	0
12	Fuente La Pesquera	159	1	1	1	2	0
13	C/ Mateo Cerezo	286	85	62	62	138	24
14	Fuente La Nava	16	0	0	0	0	0
15	Residencia Cortes	2550	49	33	33	66	19
16	C/ Condesa Mencía Nº 115	336	34	0	0	1	0
17	Fuente La Salud	63	0	0	0	0	0
18	Convento Santa Dorotea I	103	2	0	0	1	8
19	Convento Santa Dorotea II	0	1	0	0	0	0
20	Convento Clarisas	incontables	110	0	0	0	2
21	Convento Trinitarias	incontables	2300	1700	1700	1600	30
22	Villafría	incontables	incontables	10000	10000	1800	200000
23	Castañares	320	344	120	115	176	22
24	Deportiva Militar	0	0	0	0	0	0
25	Convento Benedictinas		24000	8100	Ausencia		
26	Castañares -Tableros Bon		800	40	40		
27	Ed. Monte Carmelo C/ Padre Silverio	840	0	0	0	0	470

Tabla 7.2a Resultados Microbiológicos de las muestras de aguas subterráneas de la zona de estudio

ID PUNTO	TOPONIMIA	B. aerobias ufc/ml	Coli totales ufc/100 ml	Coli fecales ufc/100 ml	E.coli ufc/100 ml	Estreptococos ufc /100 ml	Clostr. Sulfito Reductores/100 ml
28	San Medel	273	800	30	30	16	2
29	Granja de Pollos Villalbilla	7240	16000	3500	3500	568	125
30	Bda Yagüe C/ Costa Rica nº 112	Incontables	Incontables	200	100	1500	12000
31	Bda Yagüe C/ Brasil 5	10840	15000	151	151	312	>1000
32	Residencia San Agustín	4160	2300	4	4	38000	1000
33	Villaverde Peñahorada	0	3	0	0	0	0
34	Hontoria de la Cantera	5	0		0	1	510
35	Modúbar de San Cibrán	15	79	1	1	2	1
36	Villalmonjejar. Particular	0	140	0	0	3	0
37	Villagonzalo Arenas	8120	450	220	220	310	2900
38	Club Golf "El Soto"	105	2	0	0	1	1
39	Panadería Villimar	710	240	180	180	23	19
40	Urbanización Los Tomillares	101	0	0	0	2	
41	C/ Estación Villalbilla	99	0	0	0	6	0
42	Avd/ Constitución nº 9	0	55	24	24	4	0
44	Vivero Municipal I	63	16	1	0	2	0
45	Vivero Municipal II	33	8	0	0	4	0
46	Jovilma (S4)	4880	10	0	0	0	0
47	Prosider	28000	2	0	0	0	0
48	Hotel Puerta de Burgos	630	890	5	5	33	26
50	Aparcamiento Plaza Mayor	340	64	7	5	63	0
51	Centro Recuperación Animales I	134	6	2	2	67	0
52	Centro Recuperación Animales II	30900	6700	1500	1200	4800	5500
53	C/ Virgen del manzano nº 18	1270	0	0	0	1	2
58	Valle María	211	0	0	0	0	0
59	C/ Malatos	2980	92	46	12	97	1
60	C/ Petronila Casado nº 28	31	24	0	0	1	

Tabla 7.2b Resultados Microbiológicos de las muestras de aguas subterráneas de la zona de estudio

En lo que respecta a las relaciones existentes entre las concentraciones de microorganismos en las aguas subterráneas y otro tipo de parámetros físicos o químicos de las muestras analizadas, podemos extraer de las tablas 7.2a y 7.2b, y de las tablas que recogen la información analítica de esta Tesis Doctoral, las siguientes evidencias:

- Existe una correlación muy alta y un grado de agrupación de variables también muy elevado en el caso de los contenidos de Coliformes Fecales, Escherichia Coli y Clostridium Sulfito Reductores, lo que debe interpretarse como que la causa de la presencia de estos contaminantes biológicos en las aguas es común, posiblemente vinculado a la presencia de aguas residuales urbanas, pérdidas de colectores, escapes de fosas sépticas, etc... en las inmediaciones de los pozos o manantiales afectados.
- También existe una correlación alta entre los contenidos de las variables microbiológicas mencionadas anteriormente y los contenidos en Coliformes Totales y –en un nivel menor- con los contenidos en Bacterias Aerobias, lo cual puede indicar la presencia de otros procesos

físicos en el medio que también contribuyen a la introducción de estos agentes bacterianos en las aguas subterráneas.

- No hay correlación significativa entre los contenidos de *Streptococos* en las aguas subterráneas estudiadas y los otros cinco parámetros microbiológicos estudiados, lo cual indica que la vía de presencia de estas bacterias en las aguas estudiadas no es la mayoritaria que facilita la introducción de los otros agentes microbiológicos.
- Sin embargo existe una curiosa correlación entre los contenidos en *Streptococos* en las Aguas Subterráneas objeto del estudio microbiológico y los niveles de Isótopos estables (Deuterio y ¹⁸O) lo cual relaciona esta contaminación microbiológica fundamentalmente con la longitud y tiempo de los flujos subterráneos en los acuíferos.
- Las Bacterias Aerobias y las Coliformes Totales, muestran un cierto grado de relación con el pH, de tal forma que sus contenidos son mayores en las aguas más básicas estudiadas.
- El contenido en Bacterias Aerobias también muestra una correlación negativa con los contenidos en hidrogenocarbonatos.
- No se detectan vinculaciones hidroquímicas significativas entre el resto de las variables hidroquímicas estudiadas y los contenidos microbiológicos de las Aguas Subterráneas estudiados en el presente capítulo de la Tesis Doctoral.

Capítulo 8

CONTAMINANTES ORGÁNICOS Y AOX

Capítulo 8

CONTAMINANTES ORGÁNICOS Y AOX

8.1 Introducción

El agua subterránea normalmente contiene compuestos orgánicos disueltos de forma natural, asociados a los ácidos húmicos y fúlvicos y a sus productos de descomposición. Sin embargo, los compuestos orgánicos relacionados con la contaminación, en algunos casos son resistentes a la degradación biológica, y tendrán un origen antropogénico. Los contaminantes orgánicos en el agua pueden provenir de diversas fuentes tales como, uso de plaguicidas en actividades agrícolas, transporte, fugas en colectores de aguas residuales, pérdidas en depósitos subterráneos, filtraciones de vertederos, inapropiada construcción y mantenimiento de pozos, etc.

En este capítulo se analiza la contaminación orgánica de las aguas de la zona de estudio mediante la determinación cuantitativa de la cantidad total de halógenos orgánicos adsorbibles (AOX) y cualitativa de compuestos orgánicos volátiles (COV's), de las aguas de los acuíferos sobre los que se localiza la ciudad de Burgos.

La vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea de un acuífero, es en gran parte función de la susceptibilidad de su área de recarga a la infiltración. Los acuíferos no confinados, como el caso del acuífero de la zona de estudio, que no poseen una capa superior de material impermeable, son fácilmente vulnerables. Para proteger los pozos contra la contaminación, es importante aprovechar la protección natural del suelo, manteniendo asimismo una adecuada separación entre los pozos y las fuentes potenciales de contaminación (Laws, 2000).

Diversos estudios han mostrado que las sustancias orgánicas en las aguas subterráneas van en aumento (Jiménez, 1999). Los efectos combinados de dilución, actividad biológica y reacciones químicas son mucho menos eficaces en reducir la concentración de sustancias contaminantes en el agua subterránea que en la superficial. Debido a ello, las concentraciones de algunas sustancias en aguas subterráneas son consideradas potencialmente más peligrosas que en las aguas superficiales.

Los compuestos más abundantes encontrados en las aguas subterráneas son los hidrocarburos aromáticos, los hidrocarburos clorados y los plaguicidas. Los dos primeros grupos muestran propiedades comunes; son parcialmente solubles en agua, volátiles y algunos pueden presentar resistencia a la biodegradación, mientras que las propiedades de los plaguicidas son tan variables que no es posible asignarles características generales. Aunque los hidrocarburos alifáticos están también contenidos en combustibles, no presentan un problema de contaminación de las aguas subterráneas tan importante porque son menos solubles en agua y generalmente son biodegradables. Navarro et al, señalan que la presencia de contaminantes orgánicos, como los disolventes halogenados en aguas subterráneas, es uno de los procesos de contaminación más graves y frecuentes en los acuíferos de todo el mundo desarrollado (Navarro et al, 2001).

Además de los contaminantes ya indicados, están apareciendo nuevas sustancias sin efectos inmediatos claros, los Contaminantes Orgánicos Emergentes (COE's). Es importante considerar estos nuevos contaminantes en los programas de monitoreo y en las políticas de protección de las aguas subterráneas, ya que sus efectos pueden afectar a las generaciones futuras. La legislación sobre calidad del agua no ha abordado sistemáticamente los contaminantes emergentes por varias razones, por la falta de conocimiento de las fuentes y vías de contaminación, de las propiedades o de los efectos y técnicas de detección analítica. En los últimos años los avances en análisis químico ha permitido detectar estas sustancias en masas de agua en concentraciones muy bajas (Stuart y Lapworth 2013; Lamastra et al, 2016).

Preocupa la presencia en el medio acuático de estos productos por sus posibles efectos adversos para la salud ecológica y humana. La lista de estas sustancias incluye compuestos activos farmacéuticos (PhACs), compuestos industriales, plaguicidas, drogas de abuso (DAs), estrógenos y productos de cuidado personal, que probablemente entren al acuífero principalmente a través de los efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales y está presente en las aguas subterráneas en concentraciones de ng/l a µg/l (Jurado et al, 2012; Alidina et al, 2014). Es importante mencionar que en comparación con otras masas de agua, como ríos, el agua subterránea está mucho menos contaminada, lo que puede ser indicativo de la capacidad de atenuación natural de los acuíferos. Sin embargo, a veces se han detectado en niveles más altos de concentración en el acuífero que en los ríos, lo que establece la necesidad de investigar más para entender su comportamiento en los acuífero (Jurado et al, 2012; Stuart y Lapworth, 2012).

Jurado et al, estudian las aguas de acuíferos urbanos (Barcelona) para determinar la presencia de uno de estos grupos de contaminantes ambientales emergentes, los filtros UV, que son compuestos químicos que mitigan la efectos nocivos de la luz solar sobre las personas y los bienes y que son producidos y utilizados en grandes cantidades en el mundo (Jurado et al, 2014a). Dado que algunas de estas sustancias son resistentes a los procesos de tratamiento biológicos convencionales de aguas residuales, pueden ser detectados en el agua superficial, agua subterránea y agua potable. Los llamados compuestos farmacéuticamente activos (PhAC) y sus metabolitos se han convertido también en un motivo de preocupación ya que pueden entrar en aguas superficiales y subterráneas a través de diversas vías, especialmente de aguas negras y tratamiento de aguas residuales. Uno de estos compuestos más frecuentemente encontrado en las aguas subterráneas es la carbamazepina (CBZ) (Jurado et al, 2014b). La tabla 8.1 recoge los principales contaminantes orgánicos en las aguas residuales que pueden afectar a los medios hidrogeológicos.

Main organic wastewater contaminants.

Compound group	Compound class
Pharmaceuticals	Veterinary & human antibiotics; analgesics, anti-inflammatory & anti-histamine drugs; psychiatric drugs; lipid regulators; β -blockers & antihypertensives; X-ray contrasts; steroids & hormones; blood-viscosity affecting agents; antidiabetics; antidepressants; abuse drugs; stimulants
Personal-care products	Fragrances; sun-screen agents; insect repellents; antiseptics, biocides; moth repellents; surfactants
Pesticides	Insecticides, fungicides, herbicides, nematocides, biocides
Food additives	Antioxidants, sweeteners
Manufacturing additives	Corrosion inhibitors; flame retardants; gas propellants, plasticisers, plastic additives; stain repellents; surfactants, antioxidants, solvents, paraffin
Biocides	Biocides

Tabla 8.1 Principales Contaminantes Orgánicos en Aguas residuales (Lamastra, 2016)

Se suelen distinguir dos tipos de procesos contaminantes de las aguas subterráneas: los puntuales, que afectan a áreas muy localizadas y los difusos que provocan contaminación dispersa en zonas amplias en los que no es fácil identificar un foco puntual principal. La mayoría de las fuentes de contaminación de las aguas subterráneas con frecuencia son el resultado de las actividades humanas. Entre las fuentes que pueden provocar contaminación puntual encontramos los lixiviados de vertederos de residuos urbanos así como fugas de las conducciones de aguas residuales debido a la calidad de los materiales o al escaso mantenimiento que reciben. Las estaciones de servicio, representan otro problema ambiental recurrente en los núcleos urbanos debido a que las fugas de hidrocarburos han afectado a la calidad del agua (Jiménez, 1999).

El camino para hacer una evaluación global de impactos urbanos en la calidad del agua es obtener valores con un seguimiento a largo plazo de aguas inalteradas bajo las mismas condiciones

hidrogeológicas. En áreas con alta densidad de población, industria, agricultura y bosques es difícil obtener valores fiables. Si los niveles permitidos por aguas potables o las guías de la OMS se usan para evaluación de datos, las características específicas del área deben también considerarse (valores de fondo, antecedentes, entradas de agua de otras áreas o acuíferos e interacciones agua subterránea y superficial) (Grischekl, 1996).

Se dispone de una gran variedad de métodos de clasificación de zonas contaminadas que permiten plantear procesos prioritarios de descontaminación. Se incluyen así métodos empíricos de evaluación (sistema de categoría de riesgos, metodología de calificación de emplazamientos, sistema numérico de calificación DRASTIC) y estándares de calidad del agua. Aspectos como cuantificar la entrada de contaminantes, vulnerabilidad del acuífero, contaminación del agua subterránea, movilidad, degradación y toxicidad de contaminantes, direcciones y velocidad de flujo, uso del agua, y otras necesidades pueden incluirse en el análisis de la evaluación de riesgos (Grischekl et al, 1996).

8.2 Contaminantes orgánicos en el agua subterránea

Bajo el término hidrocarburos se engloba cualquiera de las sustancias presentes en el petróleo o derivados como gasolina, diesel o fuel-oil, los cuales representan una importante fuente de contaminación orgánica en el agua. Estos compuestos se clasifican en los siguientes grupos; hidrocarburos saturados (alcanos o parafinas), insaturados (principalmente olefínicos), cicloalcanos o nafténicos y compuestos aromáticos (mono y polibencénicos). De los hidrocarburos que componen el petróleo, se consideran los más contaminantes, solubles y móviles al benceno, tolueno, etilbenceno y los isómeros del xileno (orto, meta y para). La persistencia de los hidrocarburos en el agua es variable (William, 1997), así el tolueno y xileno pueden decrecer hasta niveles bajos de detección mientras que el benceno y etilbenceno pueden permanecer durante más tiempo.

La existencia de halogenados se atribuye a focos de contaminación de origen industrial o agrícola. Tienen carácter persistente, tóxico, acumulativo y poco biodegradable. Son a su vez poco solubles y más densos que el agua y aparecen en concentraciones bajas, debido posiblemente a su baja solubilidad. En relación a los microcontaminantes orgánicos en las aguas subterráneas, se ha visto que a pesar de que los compuestos orgánicos (como ocurre con hidrocarburos y derivados halogenados) son menos solubles que los inorgánicos, en su conjunto se disuelven en agua y pueden afectar a la salinidad de esta (Gómez et al, 1996). La presencia de estos compuestos está

relacionada con el uso del suelo, la litología y con el tiempo de permanencia del agua en los acuíferos.

Estos compuestos orgánicos halogenados son considerados los más perjudiciales contaminantes del agua subterránea por su movilidad y persistencia en el subsuelo, su amplio uso y sus efectos sobre la salud. Los compuestos orgánicos clorados tanto alifáticos como aromáticos se ha venido usando como disolventes en una gran variedad de aplicaciones industriales (Laws, 2000) y como resultado de esta gran producción, transporte, uso y vertidos, estos compuestos están presentes comúnmente en las aguas subterráneas. Se incluyen principalmente al tetracloroetano, tricloroetano y derivados clorados del benceno. La contaminación de las aguas subterráneas con disolventes tales como tricloroetileno (TCE) y tetracloroetileno (PCE) se ha convertido en uno de los más graves problemas en el medio ambiente acuático, especialmente en áreas urbanas (Miyake et al, 2003; Jho et al, 2010; Mattes et al, 2010). El tricloroetileno (TCE) es el que se encuentra con más frecuencia y en más alta concentración como resultado generalmente de una inadecuada eliminación de residuos (Wilmanski y Breemen, 1990). Este compuesto, alcanza altos valores debido principalmente a las pocas posibilidades de desorción y biodegradación en el suelo.

Los compuestos orgánicos volátiles detectados en aguas subterráneas pueden agruparse según tres fuentes generales como son: las de origen atmosférico natural, los de origen atmosférico antropogénico y contaminante antropogénico (Plummer et al, 2008). La presencia generalizada de organohalogenados se debe en gran medida a la halogenación natural de la materia orgánica (Grimvall et al, 1991) y si no son degradados o alterados serán detectados en las aguas. El agua subterránea con altos niveles de carbono orgánico disuelto es indeseable para el agua de bebida debido a consideraciones estéticas, al riesgo de crecimiento bacteriano en el sistema de suministro, y a la alta probabilidad de formación de trihalometanos si es tratada por cloración. Las cantidades habituales de carbono orgánico disuelto en agua subterránea oscilan entre 1mg/l y 5 mg/l. La filtración, así como la liberación de materia orgánica de los sedimentos son considerados fuentes de sustancias húmicas en las aguas subterráneas (Grøn et al, 1996).

El parámetro Halógenos Orgánicos Adsorbibles (AOX) incluye todos los compuestos halogenados orgánicos adsorbibles de la muestra de agua. La ventaja del análisis de AOX es que se incluye un amplio rango de contaminantes (Grischeck et al, 1996). Asplund et al, estudiaron los AOX presentes en muestras de suelo y agua y concluyeron que las aguas superficiales, las aguas subterráneas y el suelo, incluso en áreas alejadas de las actividades industriales, contienen

cantidades medibles de halógenos orgánicos adsorbibles (AOX). Aunque las concentraciones son relativamente bajas, las concentraciones de AOX en el medio ambiente son considerables. El hecho de que se pudieran detectar organohalogenados (230 -370 µg/l) en ácidos fúlvicos aislados de aguas subterráneas antiguas (1300, 4600 y 5200 años) indica una producción natural de organohalogenados (Asplund et al, 1989).

8.3 Comportamiento de los contaminantes orgánicos en el acuífero

8.3.1 Transporte y destino de los contaminantes

La dirección que sigue el flujo de agua del subsuelo influye de forma muy importante en determinar en qué lugares los pozos tendrán agua contaminada y en cuáles no. Puede suceder que en un lugar cercano al foco contaminante el agua no presente niveles altos de contaminantes porque la corriente subterránea aleja estas sustancias de ese lugar. De acuerdo a Navarro et al, “la contaminación de las aguas subterráneas, se suele producir por acción de la recarga que traslada a la zona saturada los contaminantes disueltos en la zona no saturada (o en forma de saturación irreductible), por interacción de los contaminantes en fase vapor con el nivel saturado, o por migración del contaminante en fase inmisible, cuando el vertido supera la saturación irreductible y/o no encuentra niveles poco permeables intermedios que dificulten su tránsito. También, en acuíferos libres con oscilaciones del nivel freático, este fenómeno de subida y bajada del nivel, llamado “lavado piezométrico” es capaz de movilizar contaminantes hacia la zona saturada” (Navarro et al, 2001).

La solubilidad, la presión de vapor y el coeficiente de reparto de un compuesto determina su concentración y tiempo de residencia en el agua y desde aquí la secuencia de procesos en dicha fase acuosa. El movimiento de un compuesto orgánico en el medio hidrogeológico depende de las interacciones físico-químicas con otros compuestos del medio acuático, con la matriz sólida del acuífero y con los seres vivos que allí actúan. La cubierta de suelo superior ofrece la primera protección contra la contaminación del agua subterránea por lo que las bacterias, sedimentos y otras formas insolubles de contaminación son atrapados en los poros del suelo. Algunas sustancias químicas son adsorbidas o reaccionan químicamente con los constituyentes del suelo (Schwarzenbach, 1995).

Los denominados líquidos de fase no acuosa, NAPL (Nonaqueous phase liquids) se identifican a menudo con problemas de contaminación asociados a tanques de almacenamiento subterráneos.

Los NAPLs pueden ser de dos tipos: fase líquida ligera no acuosa menos densa que el agua (LNAPLs) (por ejemplo gasolina y gasóleo) y una fase densa líquida no acuosa (DNAPLs) más densa que el agua (por ejemplo, tricloroetileno, percloroetileno) (Martínez Alfaro, et al, 2005; Howard, 2007). Aunque las propiedades químicas y las condiciones del área afectada varían de un lugar a otro, los principios básicos que rigen el destino y el transporte de los NAPL son los mismos. Estos principios pueden utilizarse para comprender el problema de la contaminación y evaluar la remediación (Mercer y Cohen, 1990). Los líquidos de fase no acuosa (NAPL) se comportan de manera diferente a los solutos disueltos en la subsuperficie. Este comportamiento depende de las propiedades de los fluidos, tales como la tensión interfacial, la viscosidad y la densidad.

Los compuestos clorados constituyen la fase líquida densa no acuosa (DNAPL), que se desplaza a través de la zona no saturada del acuífero y pueden adherirse a la materia orgánica y minerales, o volatilizarse parcialmente. Al ser una fase más densa que el agua, podrá pasar a través del nivel freático en el agua subterránea y acumularse en la base del acuífero. El líquido residual que permanece en la zona no saturada puede volatilizarse y comenzar a degradarse dando lugar a nuevos productos. Estos gases son más densos que el aire y pueden migrar lateral y verticalmente por los huecos hasta la parte superior del nivel freático (British Geological Survey, 2008). Por lo tanto, la fase líquida ligera no acuosa (LNAPL) se acumulará en el nivel freático, mientras que la fase densa no acuosa (DNAPL) lo hará en una zona menos permeable, en la base del acuífero. Algunos componentes de la LNAPL pueden ser solubles en agua y pasan directamente disueltos al agua subterránea y se mueven con ella sujetos a las mismas leyes que cualquier otro contaminante (Martínez Alfaro et al, 2005). El movimiento de los compuestos orgánicos se puede retardar por la adsorción en los sólidos orgánicos de la zona no saturada del acuífero (Wunderlich, 1992).

La contaminación de las aguas por sustancias halogenadas se produce habitualmente a partir del vertido sobre el terreno de dichos compuestos, favoreciéndose su penetración y migración por las propiedades físicas y químicas de dichas sustancias. Entre ellas cabe señalar las siguientes: elevada volatilidad, alta densidad ($1,2-1,7 \text{ g/cm}^3$) en relación con la del agua (1 g/cm^3), baja viscosidad y tensión superficial que facilitan la penetración vertical en el terreno, y una solubilidad relativa que en algunos casos puede favorecer su disolución, cuando la sustancia alcanza la zona saturada (Navarro et al, 2001).

La figura 8.1 muestra el modelo conceptual de destino y transporte de los NAPL en medios subterráneos, y cómo el muro del acuífero, los cambios de fases, el nivel freático y la dirección de

flujo del agua subterránea, afectan a su movilidad, persistencia y degradación en los sistemas hidrogeológicos.

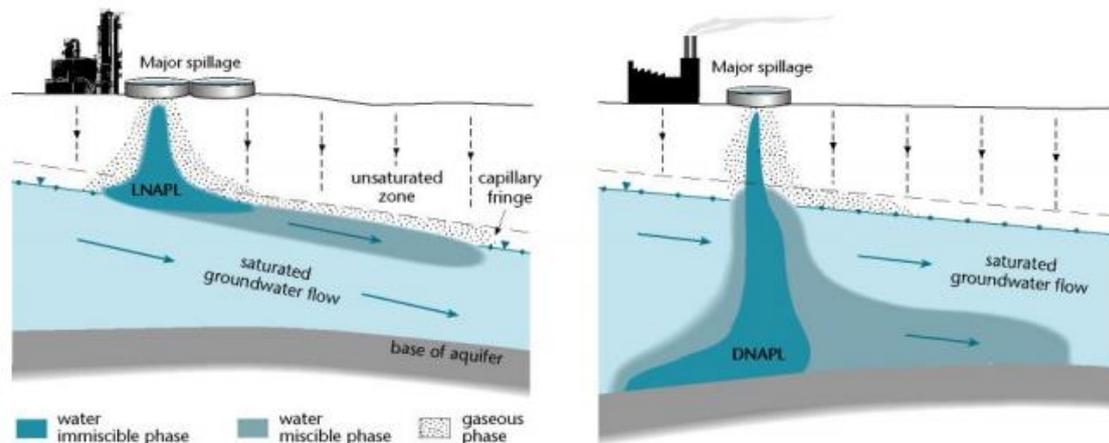


Figura 8.1 Comportamiento de LNAPL y DNAPL en las aguas subterráneas (British Geological Survey, 2008)

8.3.2 Procesos fisicoquímicos y biogeoquímicos

Una vez que un acuífero se ha contaminado, es difícil determinar y aislar completamente el contaminante y extremadamente costoso eliminarlo. Incluso después que la fuente de contaminación haya sido eliminada, un acuífero puede permanecer contaminado durante intervalos de tiempo que pueden ser de unos pocos años a cientos de años. Sin embargo, los acuíferos tienen una cierta capacidad de autodepuración, por lo que las sustancias contaminantes que avanzan entre las partículas del subsuelo pueden sufrir procesos químicos o biológicos que las degradan. Cuando la estructura geológica del terreno facilita una zona amplia de aireación, los procesos de depuración son más eficaces. También es muy favorable la abundancia de arcillas y de materia orgánica (William, 1997). La mayoría de los contaminantes orgánicos son susceptibles de sufrir una degradación química y biológica en determinadas condiciones. Los hidrocarburos del petróleo suelen degradarse bajo condiciones aeróbicas mientras que los compuestos clorados lo hacen en condiciones reducidas, aunque pueden ser degradados en condiciones aerobias con un sustrato apropiado.

La concentración, comportamiento y destino definitivo de compuestos orgánicos en el agua está determinado por una serie de procesos físico-químicos y biogeoquímicos. Estos procesos incluyen adsorción/desorción, volatilización y transformación química y biológica. Como consecuencia de estos procesos de autodepuración y dependiendo de la capacidad y del grado de contaminación, el acuífero puede recuperar la calidad del agua tras el impacto de un vertido.

Las alteraciones químicas de un compuesto orgánico en el medio ambiente podrían deberse a una o más de las siguientes reacciones: comportamiento redox, hidrólisis, halogenación y/o dehalogenación y ruptura fotoquímica. El modo con el que un compuesto orgánico se rompe en moléculas sencillas para formar parte de los procesos biológicos naturales determinará su persistencia o toxicidad. Algunas de estas transformaciones pueden convertir un compuesto en otro derivado más peligroso y persistente, de este modo, los efectos medioambientales de los compuestos orgánicos aumentan con las transformaciones (Moore y Ramamoorthy, 1984).

En relación con los procesos de adsorción, éstos dependen de las propiedades físicas y químicas de los contaminantes disueltos, de los sólidos y de la solución acuosa, siendo también destacables las propiedades específicas del sistema, tales como pH, temperatura, concentración de materia orgánica disuelta natural, concentración de disolventes y/o surfactantes (en casos de descontaminación) y contenido de humedad (en la zona no saturada) (Navarro et al, 2001). En general, el compuestos orgánicos más hidrofóbico es el más fácilmente adsorbido en el sedimento (Wilmanski, 1990).

Un segundo proceso físico-químico a considerar es la volatilización, referido al transporte de un compuesto desde el líquido a la fase vapor y que puede ser importante para compuestos con alta presión de vapor y baja solubilidad (Langmuir, 1997). La evaporación depende de la presión de vapor, difusión (generalmente aumentando inversamente con el peso molecular del compuesto, y proporcional a la turbulencia), dispersión de emulsiones, solubilidad y temperatura.

Una de las transformaciones químicas más importantes es la halogenación de compuestos aromáticos y de hidrocarburos alifáticos, que ocurre principalmente en condiciones sintéticas o medioambientales drásticas. Son posibles reacciones leves de halogenación en aguas naturales en zonas de mezcla de diferentes efluentes o mezclas de aguas industriales y urbanas que contengan residuos clorados. Las reacciones de dehalogenación que tienen lugar en las aguas, podrían ser debidas a la combinación de reacciones de hidrólisis y reacciones de desproporción. Grbic-Galic señala que en condiciones anóxicas, se produce la dehalogenación que da lugar a la formación de productos como 1,1-dicloroetano, y cloruro de vinilo. Sin embargo, en presencia de oxígeno, los compuestos clorados son oxidados e hidrolizados dando lugar a compuestos intermedios tales como ácido dicloroacético y ácido fórmico y finalmente productos estables como CO_2 , H_2O , y Cl^- . Estos compuestos inorgánicos pueden incorporarse a las fases minerales (Grbic-Galic, 1990).

Los compuestos orgánicos también pueden sufrir rupturas fotoquímicas producidas por la acción de la radiación electromagnética en la zona cercana al ultravioleta visible, lo que provoca cambios estructurales en la molécula. Sin embargo, en las aguas subterráneas este proceso es poco significativo por la falta de luz.

Respecto a la degradación bacteriana, indicar que se producen reacciones metabólicas porque muchos microorganismos desarrollan resistencia a la mayoría de los compuestos orgánicos y los transforman en compuestos que no son tóxicos para ellos mismos, pero que pueden serlo para el resto del medio (Alloway, 1997). Es importante identificar la materia orgánica disuelta porque si es muy resistente a la degradación bacteriana puede no estimular el crecimiento bacteriano y como consecuencia la descomposición de contaminantes orgánicos (Barber et al, en 1988). Hasta principios de los ochenta, se consideró que PCE y TCE eran persistentes en los ambientes acuáticos y que eran resistentes a la degradación microbiana. Sin embargo, algunos estudios demostraron que el TCE es oxidado por las bacterias metilotróficas (Kaster et al, 1991).

En muchos casos se observa que el total de compuestos orgánicos disueltos disminuye con la distancia desde el punto de vertido debido a la biodegradación natural que está limitando la migración de los hidrocarburos y sus derivados (Eganhouse et al, 1993). En las proximidades del vertido, la materia orgánica oxidable consume el oxígeno disponible, esta zona anaeróbica tiende a movilizar metales, particularmente Fe y Mn en el acuífero, situación que se da si el acuífero no tiene la suficiente capacidad para mantener condiciones oxidantes. Sin embargo, lejos del vertido, la biodegradación de compuestos orgánicos es más efectiva, siendo más rápida la metabolización de los compuestos orgánicos no clorados por parte de las bacterias aeróbicas. Al producirse asimismo un aumento del potencial redox, aumenta la saturación de ciertos óxidos metálicos, el Fe y Mn precipitan, por lo que disminuye su concentración en el agua subterránea.

Se aprecia también que en la zona anóxica se puede producir un aumento de la concentración de sílice debido a la formación de complejos de silicio con ligandos orgánicos y que puede provocar la solubilidad de minerales silicatados, principalmente feldespato y cuarzo (Bennet, 1993). Cuando los ligandos orgánicos se van consumiendo, la solubilidad de los minerales de sílice disminuyen y el nivel de sílice disuelto en agua decrece. En cambio, la cantidad de aluminio no sufre un aumento destacable debido a la formación de precipitados que contienen aluminio.

Davis y Carpenter examinaron la degradación del ^{14}C etiquetado de cloruro de vinilo en muestras recogidas de un acuífero superficial. Bajo condiciones aeróbicas fue fácilmente degradado. La biotransformación del cloruro de vinilo bajo condiciones metanogénicas se había estudiado, pero se consideraba lenta e incompleta. El cloruro de vinilo se degrada por condiciones aeróbicas rápidamente. Esta investigación es la primera sobre la aeróbica biodegradación de muestras ambientales. Ha habido otros estudios pero han dependido de la adición, para favorecer la degradación, de nutrientes externos como metano (Davis y Carpenter, 1990)

Grischeck et al publicaron en 1996 estudios de aguas subterráneas en Dresde (Alemania), evaluando la calidad del agua usando el parámetro Halógenos Orgánicos Adsorbibles (AOX). El problema principal del área era la contaminación por tetracloroetano y tricloroetano. Estudiaron el impacto urbano en el acuífero arenisco cuaternario incorporando información básica hidrogeológica, geohidráulica, recarga de agua subterránea y datos de calidad de agua subterránea. En todos los pozos el tetracloroetano (PCE) es detectado por encima del límite de detección, también se observa altos valores de tricloroetano (TCE). En Dresden la mayoría del agua es aeróbica y debido a la baja carga orgánica del material del acuífero (gruesos de arenas y gravas), no tiene lugar una significativa degradación (Grischeck et al, 1996).

Semprini et al, estimaron la distribución de hidrocarburos alifáticos clorados (CAH's) en un acuífero arenoso y concluyeron que las concentraciones de CAH variaron significativamente con la profundidad y se correlacionaron con las concentraciones de sulfato y metano. Existen condiciones acuíferas anóxicas con metano presente a concentraciones relativamente altas en profundidad; las altas concentraciones de TCE corresponden a la ausencia o baja concentración de metano, mientras que los productos de deshalogenación de TCE están asociados con mayores concentraciones de metano y bajas concentraciones de sulfato (Semprini et al, 1995).

8.4 Contaminantes orgánicos en las aguas de la zona de estudio

8.4.1 AOX (Halógenos orgánicos adsorbibles)

Con el fin de facilitar el seguimiento del gran número de organohalogenados parcialmente no identificados en el medio ambiente, se han desarrollado procedimientos analíticos para parámetros de grupo. Uno de estos procedimientos mide la cantidad total de halógenos orgánicos adsorbibles (AOX) en agua. La materia orgánica en la muestra de agua se adsorbe sobre carbón activado y los halógenos son detectados a través de la valoración de la combustión y microcoulométrica con plata iónica (Asplund et al, 1989).

El valor de AOX se expresa en $\mu\text{g Cl}^-/\text{l}$. Esta expresión hace fácil calcular el posible valor de AOX para concentraciones conocidas de hidrocarburos clorados y así controlar los resultados analíticos (Griseck et al, 1996). La ventaja del análisis de AOX es que se incluye un amplio rango de contaminantes.

De los 110 puntos de agua en los cuales se ha realizado el muestreo hidroquímico para realizar el presente trabajo, se procedió a seleccionar un conjunto de 52 puntos de agua representativos del conjunto para realizar análisis adicionales de AOX. Las aguas estudiadas, el número de análisis fisicoquímicos realizados, el tipo de captación y el acuífero del que forman parte se indican en la tabla 4.1 del capítulo 4.

Los resultados se muestran en las tablas 8.2a y 8.2b, indicando el número de muestra, la denominación toponímica del punto de agua, la concentración del anión cloruro en la muestra (expresada en mg/l), la concentración obtenida de AOX en cada una de las tres determinaciones que se realizaron sobre cada muestra (expresada en microgramos de cloruro por litro de agua), la media aritmética de las tres y el valor medio elegido en función de los valores de las tres medidas.

De los datos expuestos en las tablas 8.2 y 8.3 podemos extraer las siguientes conclusiones relativas a la presencia de compuestos organohalogenados adsorbibles (AOX) presentes en las aguas subterráneas de la zona de estudio de esta Tesis Doctoral:

- En general la mayor parte de las muestras (nada menos que el 81% del total) exhiben unas concentraciones en AOX inferiores a $25 \mu\text{g Cl}^-/\text{l}$ lo cual indica que a pesar de tratarse de un medio hidrogeológico muy antropizado y fuertemente afectado por acciones humanas (urbanas, industriales, servicios, agropecuarias, etc...) la calidad de la mayor parte de las aguas subterráneas en este sentido no ha sufrido un deterioro importante.
- Se detectan sin embargo tres muestras con valores superiores a los $50 \mu\text{g Cl}^-/\text{l}$ de AOX (exactamente con valores de 82, 107 y $147 \mu\text{g Cl}^-/\text{l}$) que evidencian una significativa y elevada contaminación del acuífero por estos compuestos, que se corresponden con una finca de fuerte aplicación de productos fitosanitarios, con un pozo que se emplea para rellenar una piscina y puede estar contaminado por las sustancias cloradas desinfectantes utilizadas y con otro pozo lindante con actividades industriales de naturaleza química, en el Polígono Industrial de Villalónquérjar. Otras siete muestras (el 16,67% del total) exhiben valores de

AOX comprendidos entre los 25 y los 50 $\mu\text{g Cl}^-/\text{l}$ lo cual refleja una contaminación evidente pero no excesiva por estos compuestos.

- Entre las muestras que muestran valores más bajos de AOX hay que destacar especialmente aquellas con valores inferiores a 12 $\mu\text{g Cl}^-/\text{l}$, que serían prácticamente el fondo natural para aguas poco mineralizadas y de bajísima carga orgánica natural, que son 23 muestras, que representan el 44% del total y que se asocian básicamente a manantiales de descarga del Mesozoico y del Terciario en zonas sin actividad antrópica significativa o a pozos excavados con un buen mantenimiento y uso, que igualmente se ubican en terrenos sin actividad contaminante visible en sus inmediaciones.

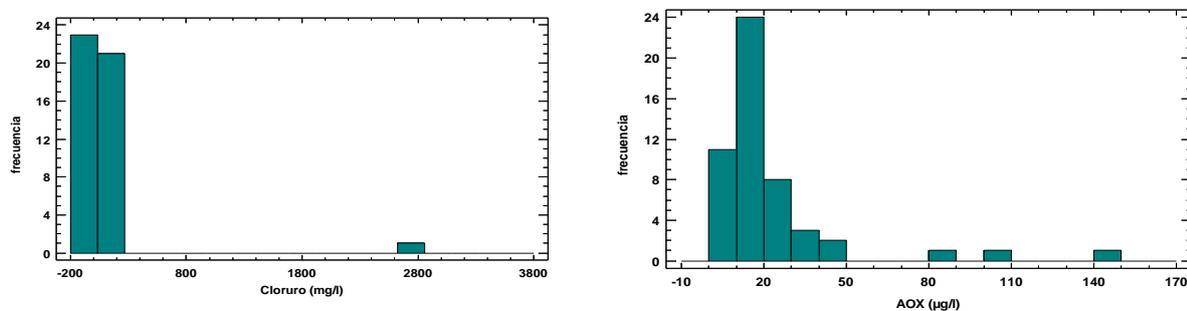
ID PUNTO	TOPONIMIA	Cl- mg/l	AOX			AOX Media	AOX Media
			μgCl^- valor 1	μgCl^- valor 2	μgCl^- valor3		
1	Los Guindales I	42	87,4	21,1	76,3	81,9	81,9
2	Los Guindales II	60	22,0	24,4		23,2	23,2
3	Fuente La Nogaleja	12	10,7	11,6		11,1	11,1
4	Convento Agustinos Recoletos	44	33,3	21,3	17,8		17,8
5	Seminario Menor	14	28,3	33,0		30,7	30,7
6	Fuente El Balconcillo	27	15,5	18,6		17	17
7	Convento Salesas I	38	34,5	19,0	12,3		12,3
8	Convento Salesas II	34	29,8	17,8	33,4		33,4
9	Fuente Palomarejos	18	39,5	16,8	23,0		23,0
10	Fuente El Castaño	18	12,5	20,6	10,8		10,8
11	Fuente Fuendorada	11	13,1	12,5		12,8	12,8
12	Fuente La Pesquera	92	21,7	26,3	23,2		23,2
13	C/ Mateo Cerezo	42	20,2	18,1		19,2	19,2
14	Fuente La Nava	49	19,8	15,0		17,4	17,4
15	Residencia Cortes	170	18,2	58,4	36,2		36,2
16	C/ Condesa Mencía Nº 115	34	10,2	15,3		12,6	12,6
17	Fuente La Salud	5	11,3	12,6		11,9	11,9
18	Convento Santa Dorotea I		16,3	18,7			17,5
19	Convento Santa Dorotea II		54,0	29,6			41,8
20	Convento Clarisas		14,5	24,0			19,25
23	Castañares	23	10,8	11,02		10,9	10,9
24	Deportiva Militar	7	111	104		107,4	107,4
25	Convento Benedictinas	39	16	14,9		15,4	15,4
26	Castañares -Tableros Bon	31	14,3	14,4		14,4	14,4
27	Ed. Monte Carmelo C/ Padre Silverio		11,8	10,7		11,3	11,3

Tabla 8.2a Valores obtenidos de AOX.

ID PUNTO	TOPONIMIA	Cl- mg/l	AOX			AOX Media	AOX Media
			µgCl ⁻ valor 1	µgCl ⁻ valor 2	µgCl ⁻ valor3		
28	San Medel	27	12,5	17,5		14,9	14,9
29	Granja de Pollos Villalbilla	16	7,4	12,6		10	10
30	Bda Yagüe C/ Costa Rica nº 112	13	17,9	13,1		15,5	15,5
31	Bda Yagüe C/ Brasil 5	25	24,7	26,5		25,6	25,6
32	Residencia San Agustín	33	22,8	16,9		19,9	19,9
33	Villaverde Peñahorada	15	8,36	3,75		6,1	6,1
34	Hontoria de la Cantera	13	6,2	7,9		7,1	7,1
35	Modúbar de San Cibrán	13	2,75	5,78		4,3	4,3
36	Villalondejar. Particular	100	177	117		147	147
37	Villagonzalo Arenas	20	28,3	29,6		29,0	29,0
38	Club Golf "El Soto"	16	6,9	8,5		7,7	7,7
39	Panadería Villimar	29	8,48	8,83		8,7	8,7
40	Urbanización Los Tomillares	238	47,5	35,7		41,6	41,6
41	C/ Estación Villalbilla	2836	5,53	5,41		5,5	5,5
42	Avd/ Constitución nº 9	78	6	4,74		5,37 NSD < 10	5,37 NSD < 10
44	Vivero Municipal I	103	22,3	15,7		19	19
45	Vivero Municipal II	113	15,3	18,6		17	17
46	Jovilma (S4)	39	6,1	8,3		7,2	7,2
47	Prosider	117	8	10,2		9,1	9,1
48	Hotel Puerta de Burgos	60	7,01	8,45		7,7	7,7
50	Aparcamiento Plaza Mayor	71	9,74	9,29		9,5	9,5
51	Centro Recuperación Animales I	89	11,32	12,65		12	12
52	Centro Recuperación Animales II	71	30,23	22,73		26,48	26,48
53	C/ Virgen del manzano nº 18	74	9,29	12,05		10,67	10,67
58	Valle María					20,6	20,6
59	C/ Malatos					25,4	25,4
60	C/ Petronila Casado nº 28					11	11

Tabla 8.2b Valores obtenidos de AOX.

En la Figura 8.2 se representan los Histogramas de los valores de Cl⁻ (mg/l) y AOX (µg Cl⁻/l) de las muestras analizadas.

Figura 8.2 Histograma de los valores de Cl⁻ (mg/l) y AOX (µg Cl⁻/l) de las aguas analizadas en la zona de estudio

En cuanto a la vinculación entre este tipo de contaminantes, los AOX, y el resto de los parámetros hidroquímicos estudiados, cabe destacar las siguientes consideraciones:

- No se aprecia correlación alguna, estadísticamente significativa, entre los parámetros hidroquímicos mayoritarios clásicos y los AOX lo que demuestra que el origen de estos compuestos organohalogenados en las aguas subterráneas estudiadas no tiene relación geoquímica con los procesos hidrogeológicos naturales y que su origen hay que buscarlo en interacciones antrópicas.
- Las mayores vinculaciones entre los contenidos en AOX y otros compuestos, se muestran en su relación con la presencia de algunos metales pesados como el cromo y el níquel principalmente, y en menor medida con el contenido en cadmio. Estos hechos corroboran la hipótesis de la contaminación urbana e industrial como cause principal de la presencia de AOX en los medios hidrogeológicos estudiados.
- Existen correlaciones evidentes, sin elevada significación estadística, entre los contenidos de AOX, los valores bajos del pH (acidez), la DQO, los contenidos en hidrogenocarbonatos (a su vez relacionados con la acidez), los valores de los isótopos estables (que nos hablan del tiempo de residencia de las aguas en el acuífero) y los niveles de Boro y Hierro.

8.4.2 COV's (Compuestos orgánicos volátiles)

Para completar el estudio de los compuestos orgánicos presentes en las aguas subterráneas de la zona de trabajo, se incluye este apartado que reúne las determinaciones cualitativas de Compuestos Orgánicos Volátiles realizados en los acuíferos aluviales urbanos del Arlanzón a su paso por Burgos con motivo de la realización de la Tesis de licenciatura de Vázquez (2005), que muestrea algunos de los puntos de agua de la presente Tesis Doctoral, aunque –obviamente- las fechas no son las mismas.

Las aguas de la zona de estudio han sido analizadas para determinar mediante cromatografía gaseosa con detección de masas y de forma cualitativa cuáles son los compuestos orgánicos volátiles más abundantes. Los resultados encontrados evidencian que la mayoría de los compuestos son los esperados inicialmente teniendo en cuenta la zona de estudio y las posibles fuentes de contaminación que han podido afectar.

En las figuras 8.3a-8.3b y 8.4a-8.4b se representan los cromatogramas y los espectros respectivamente de las especies más abundantes para las muestras estudiadas. Los compuestos

orgánicos principales también se indican en el pie de la figura 8.4. Se han considerado 18 muestras en el estudio de la contaminación orgánica de las aguas del acuífero.

Los espectros de masas evidencian que en las condiciones de inyección de las muestras se observan ciertos picos, más abundantes, que son los estudiados en la determinación cualitativa de los contaminantes orgánicos de la zona. La gran mayoría de las aguas consideradas muestran que los componentes mayoritarios detectados son fundamentalmente compuestos orgánicos aromáticos como estireno y naftaleno, aunque también es importante la presencia en muchas de las muestras de hidrocarburos como el ciclooctano. Son detectables en varias aguas, derivados clorados del benceno y tricloroetano. Algunas muestras muestran aunque en menor proporción, especies como tetrahidrofurano.

Las aguas estudiadas muestran en su mayoría contenidos de estireno y naftaleno, siendo en algunos casos las únicas especies presentes, mientras que ciertas aguas presentan estas sustancias junto al ciclooctano. El tricloroetano se muestra de forma variada en las aguas; en ciertas muestras está junto a sustancias como naftaleno y ciclooctano, en otras aguas se presenta con derivados clorados del benceno y en dos casos es la única especie encontrada. Los derivados clorados del benceno en su mayoría suelen ser la única sustancia presente en las aguas que los contienen, salvo en dos aguas, donde se presenta junto al tricloroetano.

Se aprecia asimismo, tras el estudio de los componentes orgánicos y su relación con la profundidad, que la mayoría de los compuestos halogenados están en pozos más profundos que el resto de contaminantes excepto en el caso del ciclooctano presente en las aguas menos profundas.

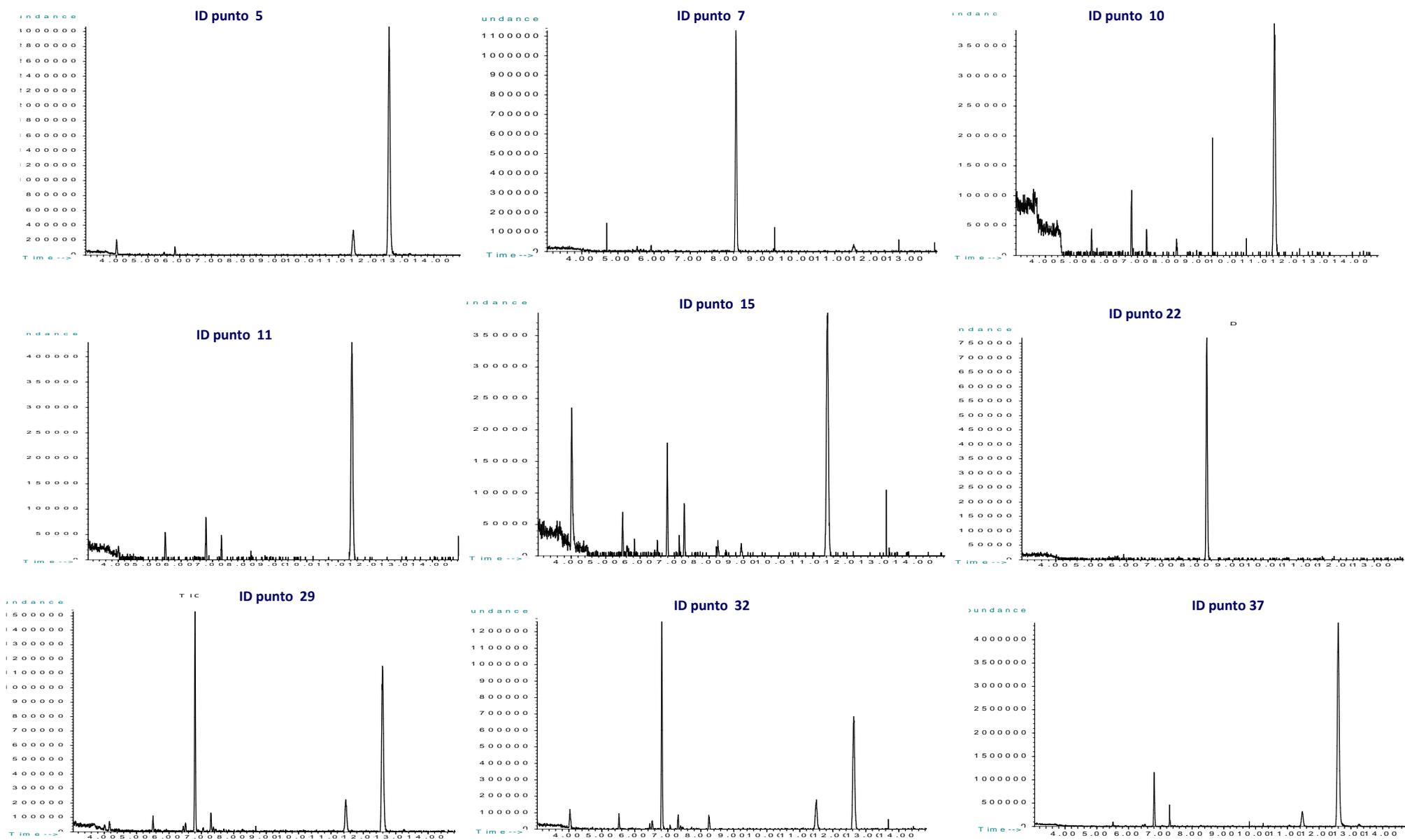


Figura 8.3a Cromatogramas de las muestras analizadas de la zona de estudio

8. Contaminantes Orgánicos y AOX

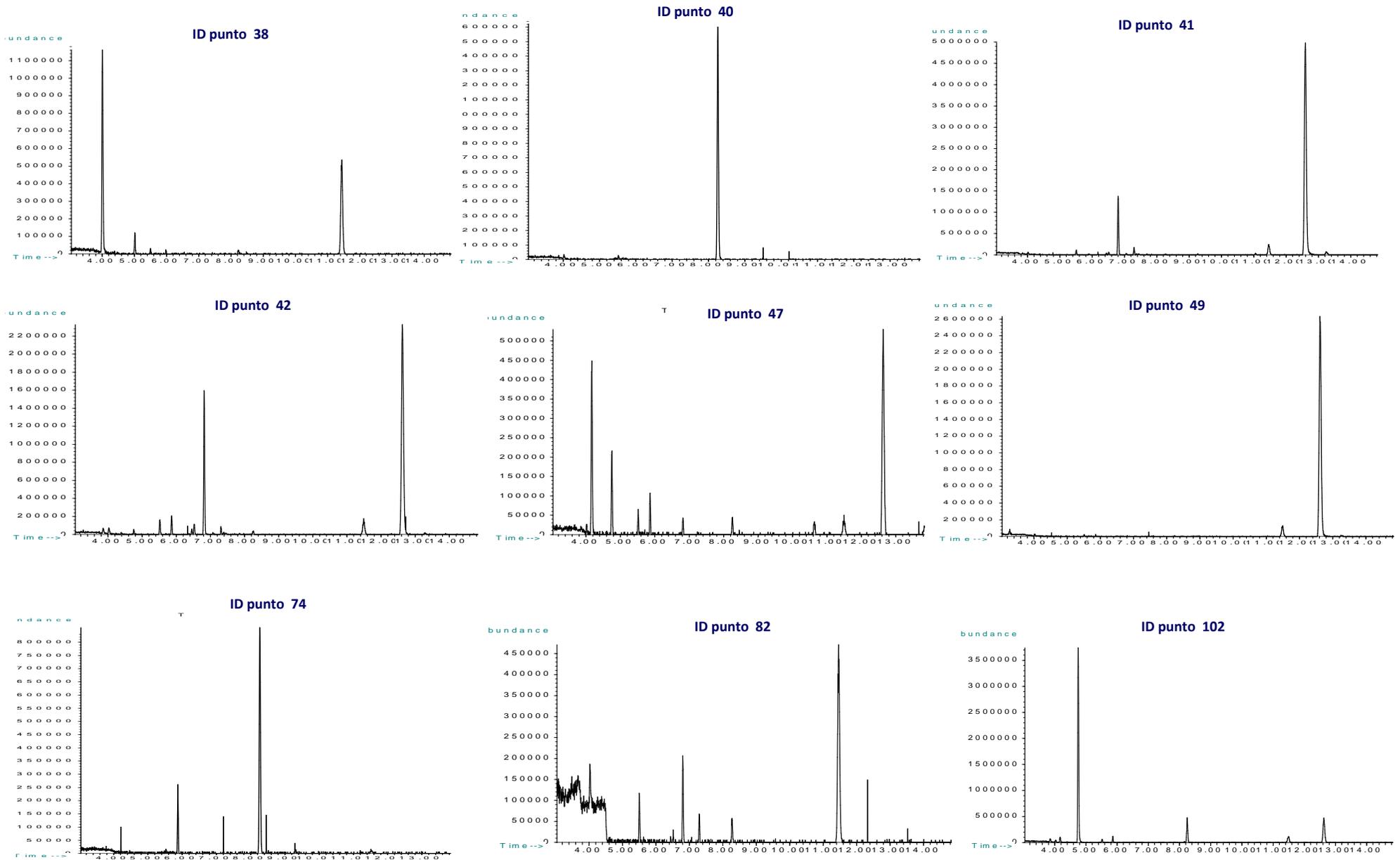


Figura 8.3b Cromatogramas de las muestras analizadas de la zona de estudio

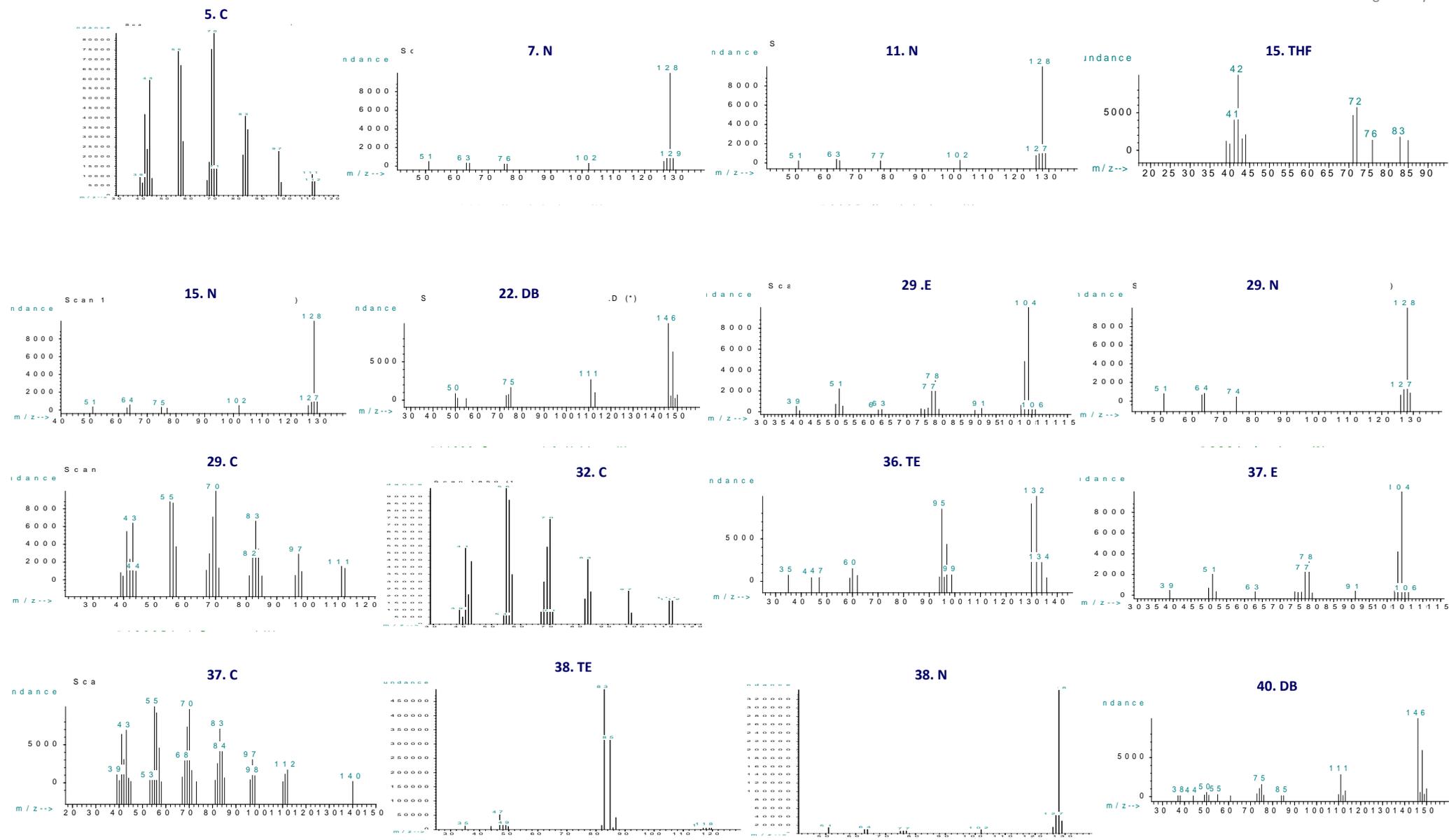


Figura 8.4a Espectros de los contaminantes más abundantes de las muestras

TE. Tricloroetano THF. Tetrahidrofurano E. Estireno C. Ciclooctano N: Naftaleno DB. Derivados clorados del benceno

8. Contaminantes Orgánicos y AOX

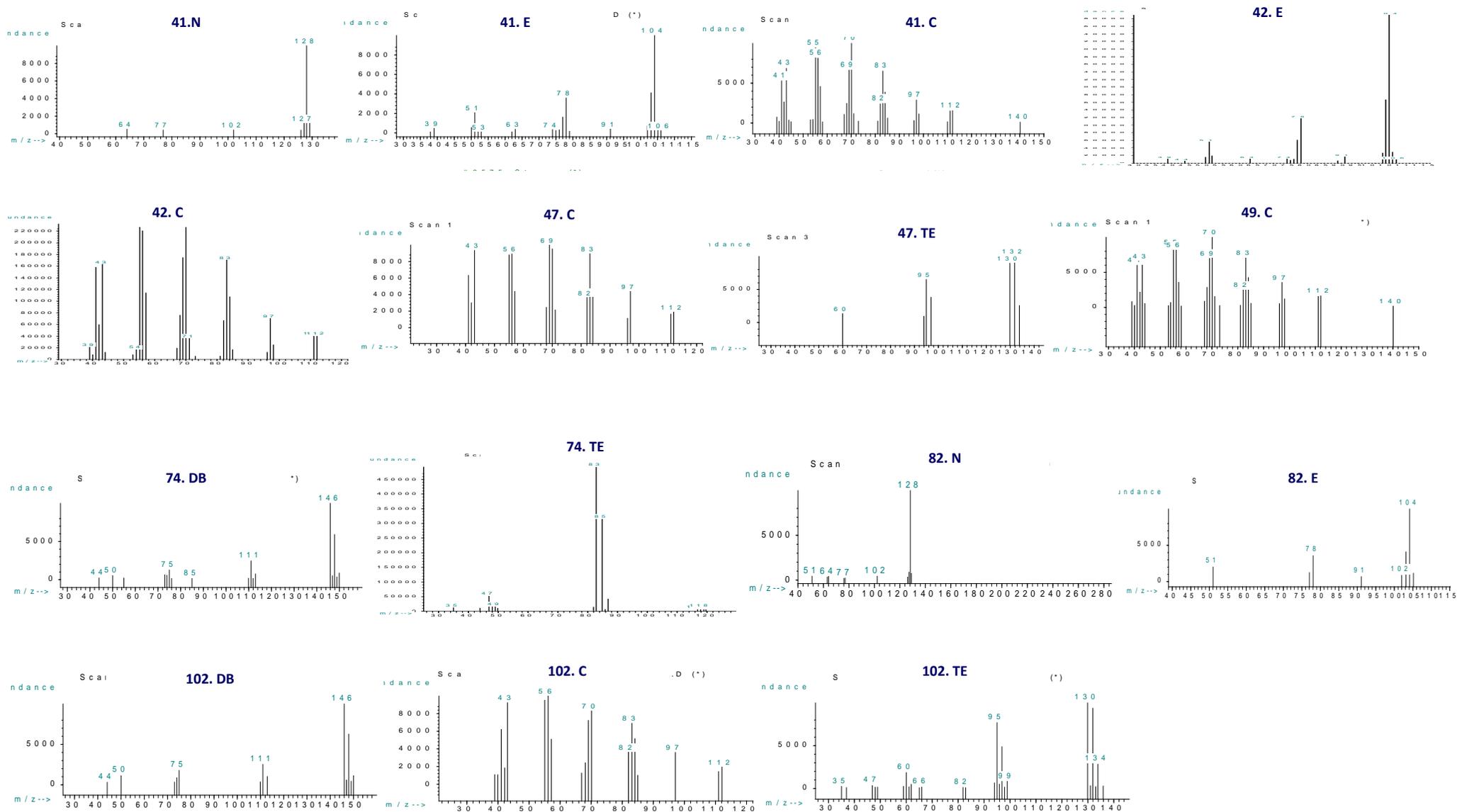


Figura 8.4b Espectros de los contaminantes más abundantes de las muestras
 TE. Tricloroetano THF. Tetrahidrofurano E. Estireno C. Ciclooctano N: Naftaleno DB. Derivados clorados del benceno

Capítulo 9

EVOLUCIÓN FISICOQUÍMICA TEMPORAL

Capítulo 9

EVOLUCIÓN FISICOQUÍMICA TEMPORAL

9.1 Introducción

La composición química del agua subterránea depende en gran medida de su tiempo de contacto con los materiales del terreno: tanto más variará cuanto más lento sea el flujo (mayor la profundidad y menor la permeabilidad del medio). En este capítulo se pretende evaluar la evolución de la química de las aguas subterráneas en el acuífero aluvial e interpretar los procesos hidrogeoquímicos que contribuyen a las posibles variaciones en la composición química de las aguas puesto que las composiciones químicas de los acuíferos aluviales suelen mostrar variaciones por mezcla de agua de infiltración y aguas subterráneas (Edmunds et al, 2002). Para ello, tendremos en cuenta la variación de la composición química de las aguas subterráneas a lo largo de un periodo de tres años, mediante muestreos y análisis químicos periódicos y por otro lado interpretaremos la información que proporcionan sensores colocados en determinados puntos de agua, que recogerán, también durante un periodo de tres años y prácticamente en continuo, los valores de la carga hidráulica, la temperatura y la conductividad eléctrica de las aguas.

La capacidad para interactuar con el medio ambiente y la distribución espacial del flujo que caracteriza a las aguas subterráneas tienen lugar simultáneamente a todas las escalas de espacio y tiempo, aunque con distintas intensidades. Así, el flujo subterráneo tiene lugar desde la superficie hasta grandes profundidades, y desde escalas de un día hasta tiempos geológicos. Las interacciones con el medio, con procesos particulares para cada una de ellas, pueden ser químicas, físicas o cinéticas. La primera de ellas incluye procesos de disolución, hidratación, hidrólisis, oxidación-reducción, ataque químico, precipitación, intercambio iónico, reducción de sulfatos, concentración, ultrafiltración y ósmosis. La interacción física se observa en los procesos de lubricación y modificación de presiones. Finalmente, los procesos de transporte de agua, de materia acuosa y no acuosa y de calor constituyen la interacción cinética (Tóth, 1999).

La combinación de tres acciones que actúan sobre el agua subterránea son responsables del fenómeno de capilaridad. La más evidente es la gravedad, le sigue la presión externa, ya sea

presión atmosférica por encima de la zona de saturación o la combinación de presión atmosférica y masa de agua en la zona de saturación. La adherencia del agua a la superficie sólida es debida a la atracción molecular que además crea tensión superficial en el agua cuando esta es expuesta al aire (Fetter, 2001).

La figura 9.1 muestra un esquema de la distribución del flujo de aguas subterráneas, algunas condiciones hidrogeológicas típicas y fenómenos naturales asociados a ella en un flujo gravitacional.

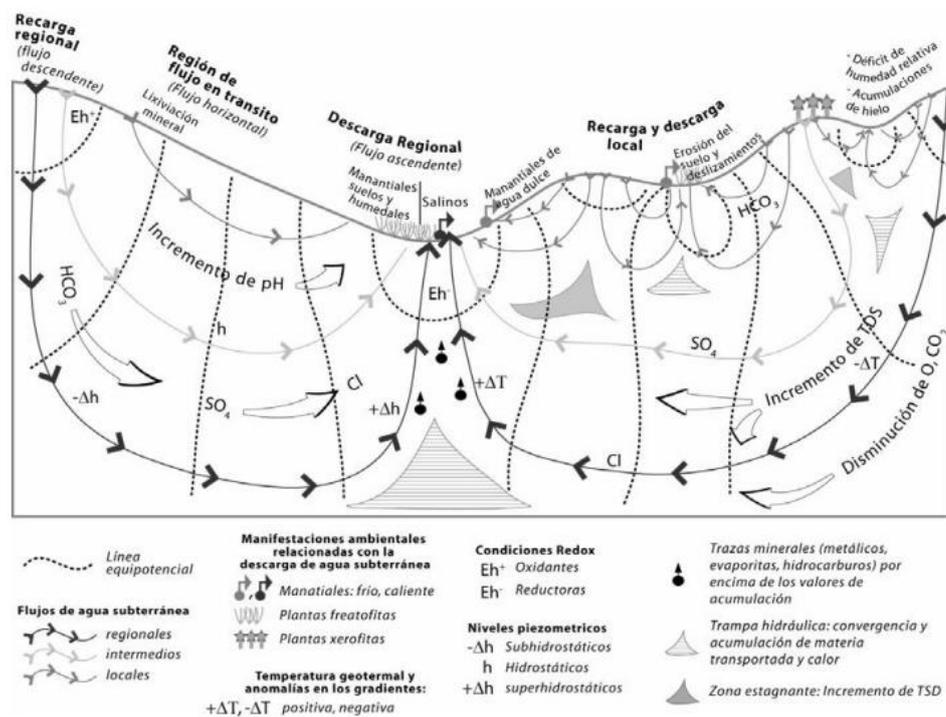


Figura 9.1 Sistemas de flujo. Efectos y manifestaciones del flujo impulsado por la gravedad (Leyva, 2010)

El agua subterránea interactúa con la superficial en prácticamente todo tipo de paisajes, desde pequeños torrentes, lagos y humedales, hasta grandes valles fluviales y costas. Aunque se suele asumir que las áreas topográficamente elevadas son zonas de recarga de aguas subterráneas, mientras las áreas topográficamente más bajas lo son de descarga, esto es cierto básicamente para los sistemas de flujo regional. Al superponer los sistemas de flujo local, asociados a los cuerpos de agua superficial, a las condiciones regionales, resultan interacciones complejas, y esto ocurre independientemente de su posición topográfica. Los procesos hidrológicos asociados con los propios cuerpos de agua superficial, como los niveles superficiales máximos estacionales y la evapotranspiración de agua subterránea en los perímetros de cuerpos superficiales, son una de las principales causas de la complejidad y de las variaciones dinámicas de las interacciones entre aguas subterráneas y superficiales. Estos procesos se han documentado en distintas zonas

investigadas, incluyendo depósitos glaciares, dunas, áreas costeras, karsts y terrazas fluviales (Winter, 1999).

En áreas donde el nivel freático está cerca de topografía de la superficie, la descarga del flujo de agua subterránea a la superficie de la tierra (o filtraciones) pueden ser un aspecto importante del ciclo hidrológico de la cuenca. Estos son, desde un punto ecológico, humedales muy valiosos, puesto que en su mayoría tiene una tabla de agua superficial casi permanente y una calidad del agua constante (Batelaan et al, 2003). El modelado del sistema de aguas subterráneas es una necesidad para evaluar los complejos cambios en la ubicación, el tamaño y los flujos de las áreas de descarga.

9.2 Plan de trabajo

El estudio de la evolución de los parámetros fisicoquímicos característicos de las aguas subterráneas y superficiales permiten determinar la contaminación debida a la urbanización y el crecimiento demográfico, la contaminación de la industria y al uso de fertilizantes y plaguicidas en la agricultura. No sólo puede proporcionar datos científicos para el uso sostenible de los recursos de agua subterránea, también contribuye a entender mejor los procesos hidrogeoquímicos que tienen lugar en los acuíferos y tendrá un papel importante en la utilización y gestión de recursos de aguas subterráneas en una cuenca hidrográfica como en la protección de los entornos ecológicos.

En este capítulo se evalúa la evolución de las variables físicoquímicas de las muestras de agua que han sido tomadas durante los años 2005 a 2008 en 30 puntos de agua de manantiales y pozos excavados o garajes, representativos de las formaciones cuaternarias, terciarias y mesozoicas estudiadas y en 6 localizaciones de aguas superficiales de ríos.

La tabla 9.1 muestra las fechas, el tipo de captación, el acuífero y la familia hidroquímica a la que pertenecen. Algunos de los puntos de agua fueron analizados en la elaboración de la Tesis de Licenciatura (Vázquez, 2005) precedente a la presente Tesis Doctoral. La facies química característica de cada una de las familias (A-G) del presente estudio, está indicada en la propia tabla. Las muestras analizadas en la campaña 2005 fueron agrupadas en las familias: a- sulfatada cálcica de mineralización media-alta, a1- sulfatada cálcica de gran mineralización, b- hidrogenocarbonatada cálcica de baja mineralización, c-hidrogenocarbonatada sulfatada cálcica

de media-baja mineralización. Se señalan con un asterisco las aguas que mostraban unos niveles elevados de sodio y cloruro.

Se pretende intentar establecer, o al menos atisbar, una posible variación temporal en la hidrogeoquímica de los acuíferos estudiados, al tiempo que determinar posibles variaciones estacionales que es imposible recoger solo con un muestreo puntual, y por tanto razonar sobre la representatividad de muestreos puntuales para explicar el quimismo de estas aguas subterráneas.

Los parámetros determinados y los resultados analíticos de todos ellos se muestran en la tabla de datos del Anexo II.

ID PUNTO	TOPONIMIA	TIPO CAPTACIÓN	ACUÍFERO	FAMILIA	Familia F. Toma 2005	MUESTREO 1	MUESTREO 2	MUESTREO 3
1	Los Guindales I	PEX	Q	A		07/06/2006	27/02/2008	05/09/2008
4	Convento Agustinos Recoletos	PEX	Q	A		09/06/2006	25/02/2008	24/09/2008
5	Seminario Menor	PEX	Q	E	c*	09/06/2006	25/02/2008	03/09/2008
6	Fuente El Balconcillo	FTE	T	D		09/06/2006	26/03/2008	02/09/2008
7	Convento Salesas I	PEX	Q	A	a	07/06/2006	25/02/2008	03/09/2008
9	Fuente Palomarejos	FTE	T	A		09/06/2006	26/03/2008	02/09/2008
10	Fuente El Castaño	FTE	T	D	b	09/06/2006	26/03/2008	02/09/2008
11	Fuente Fuendorada	FTE	T	E	b	07/06/2006	26/03/2008	04/09/2008
15	Residencia Cortes	FTE	T	D	c	09/06/2006	23/01/2008	30/09/2008
16	C/ Condesa Mencía Nº 115	PEX	Q	A		08/06/2006	01/04/2008	08/09/2008
18	Convento Santa Dorotea I	PEX	Q	D		19/06/2006	27/03/2008	03/09/2008
19	Convento Santa Dorotea II	FTE	T	D		19/06/2006	24/01/2008	01/10/2008
20	Convento Clarisas	PEX	Q	A		19/06/2006	27/03/2008	03/09/2008
21	Convento Trinitarias	PEX	Q	D		20/06/2006	28/03/2008	03/09/2008
22	Villafria	PEX	Q	G	c	20/06/2006	27/02/2008	04/09/2008
23	Castañares	PEX	Q	A		02/10/2006	27/02/2008	05/09/2008
24	Deportiva Militar	PEX	Q	D		02/10/2006	27/02/2008	05/09/2008
25	Convento Benedictinas	PEX	Q	A		09/10/2006	28/03/2008	03/09/2008
26	Castañares - Tableros Bon	PEX	Q	C		09/10/2006	27/03/2008	05/09/2008
27	Ed. Monte Carmelo C/ Padre Silverio	SND	T	D		10/10/2006	28/03/2008	03/09/2008
29	Granja de Pollos Villalbilla	FTE	T	C	b*	10/10/2006	27/03/2008	03/09/2008
32	Residencia San Agustín	PEX	Q	A	a*	11/10/2006	01/04/2008	03/09/2008
33	Villaverde Peñahorada	FTE	M	E		06/11/2006	26/03/2008	02/09/2008
34	Hontoria de la Cantera	FTE	M	E		07/11/2006	27/03/2008	09/09/2008
36	Villalonquejar. Particular	PEX	Q	D	a*	22/11/2006	28/03/2008	03/09/2008
38	Club Golf "El Soto"	PEX	Q	D	b	27/11/2006	27/03/2008	04/09/2008
39	Panadería Villimar	PEX	Q	C	a1	28/11/2006	01/04/2008	05/09/2008
41	C/ Estación Villalbilla	PEX	T	C	c	02/04/2007	11/04/2008	03/09/2008
42	Avd/ Constitución nº 9	GAR	Q	A	a	02/05/2007	10/12/2007	01/10/2008
43	C/ Juan de Padilla nº 10	GAR	Q	C		14/05/2007	01/04/2008	18/09/2008
89	Río Arlanzón (Cruz Roja)	SUP		A		25/02/2008	06/06/2008	05/09/2008
90	Río Vena (Politécnica)	SUP		C		27/02/2008	05/09/2008	
91	Río Ubierna (Villalonquejar)	SUP		C		27/02/2008	16/04/2008	06/06/2008
94	Río Arlanzón (Plaza Castilla)	SUP		A		16/04/2008	06/06/2008	05/09/2008
97	Río Ubierna+Arlanzón (Villalbilla)	SUP		D		16/08/2008	06/08/2008	05/09/2008
100	Río Arlanzón (Castañares)	SUP		D		01/08/2008	05/09/2008	

Familia A: Sulfatada hidrogenocarbonatada cálcica

Familia B: Sulfatada hidrogenocarbonatada clorurada

Familia C: Sulfatada cálcica

Familia D: Hidrogenocarbonatada sulfatada cálcica

Familia E: Hidrogenocarbonatada cálcica

Familia F: Hidrogenocarbonatada sódica

Familia G: Cloruradas

Figura 9.1 Toponimia, tipo de captación, acuífero, familia a la que pertenecen y fechas de muestreo de las aguas

9.3 Evolución de los parámetros fisicoquímicos en la zona de estudio

La variación temporal de los constituyentes principales de las aguas subterráneas profundas es menor que la que presentan las aguas más superficiales, por lo que es de esperar observar variaciones más significativas en las aguas pertenecientes al cuaternario o a las aguas superficiales que en las del Terciario o sondeos. Los principales factores que afectan a evolución química de aguas subterráneas poco profundas incluyen la disolución, la evaporación y las actividades humanas.

La mezcla de agua subterránea de diferentes acuíferos como resultando de la extracción intensiva de las aguas subterráneas profundas puede también considerarse como el principal proceso de control de la variación temporal de los componentes principales de las aguas subterráneas (Zahn et al, 2014). La evaporación de las aguas más superficiales tiene un efecto en la concentración de los iones mayoritarios de las aguas subterráneas más superficiales.

Las once figuras 9.2a a 9.2k recogen de manera exhaustiva los resultados de 38 parámetros químicos y fisico-químicos obtenidos en los tres muestreos realizados, para 19 pozos excavados y garajes que extraen aguas del Cuaternario, 9 puntos de agua que drenan niveles del Terciario, 2 manantiales mesozoicos y 6 puntos que toman aguas superficiales de ríos.

La interpretación acerca de la variación temporal de los parámetros analizados en cada una de las muestras de la zona de estudio, con tres muestreos solamente, y sin que se sitúen en todos los casos en las mismas fechas, es compleja y limitada. Aún así se perciben las siguientes tendencias:

- En general no se aprecia una tendencia de evolución temporal significativa clara en ninguno de los parámetros considerados. Sin embargo, si se observa un impacto claro en el quimismo de las aguas en relación con la estacionalidad de los muestreos, así en general y afectando a manantiales y pozos, y a formaciones cuaternarias, terciarias o mesozoicas, así como a ríos, en los momentos de aguas más bajas (estiaje) las concentraciones de las especies químicas disueltas y la mineralización de las aguas es mayor que en épocas de aguas altas (muestreos realizados en invierno).
- Las variaciones relativas a parámetros minoritarios, muchos de los cuales se encuentran en los rangos del límite de detección de las técnicas analíticas utilizadas, son –a priori- difíciles de interpretar y en ciertos casos contradictorias. Sin embargo, con respecto a los parámetros

químicos mayoritarios, se aprecia claramente que el incremento de la mineralización en épocas de aguas bajas, es significativamente debida al incremento en las especies químicas mayoritarias en el quimismo de las aguas estudiadas.

- En las familias de aguas cuyo quimismo es fundamentalmente hidrogenocarbonatado cálcico, el incremento en las conductividades debido a los periodos de estiaje, se refleja claramente en un aumento claro de las concentraciones del calcio y el hidrogenocarbonato.
- En aquellas familias con quimismo mayoritariamente sulfatado cálcico, los incrementos estacionales de la mineralización en aguas bajas o estiajes, la traducción química de estos efectos se evidencia en una elevación de las concentraciones del anión sulfato y el catión calcio.
- En aquellas otras aguas subterráneas pertenecientes a familias más complejas, con presencia aniónica mixta de sulfatos e hidrogenocarbonatos, el efecto del incremento de la conductividad eléctrica sobre el quimismo de las aguas se refleja en un incremento de la concentración de hidrogenocarbonatos y de sulfatos, además por supuesto de la elevación de los niveles de calcio en ambos casos.
- Está claro que, en la práctica totalidad de los 36 puntos de agua controlados a través de tres muestreos, la estacionalidad juega un papel clave, que no afecta a todos los parámetros por igual, centrándose en los iones mayoritarios responsables de la mayor parte de su quimismo, y que evidencia que, en todos los casos, los flujos de las aguas subterráneas son cortos, muy influenciados (no solo en sus cargas hidráulicas, sino también en su quimismo) por la infiltración del agua de lluvia y por los niveles y caudales de las aguas superficiales.

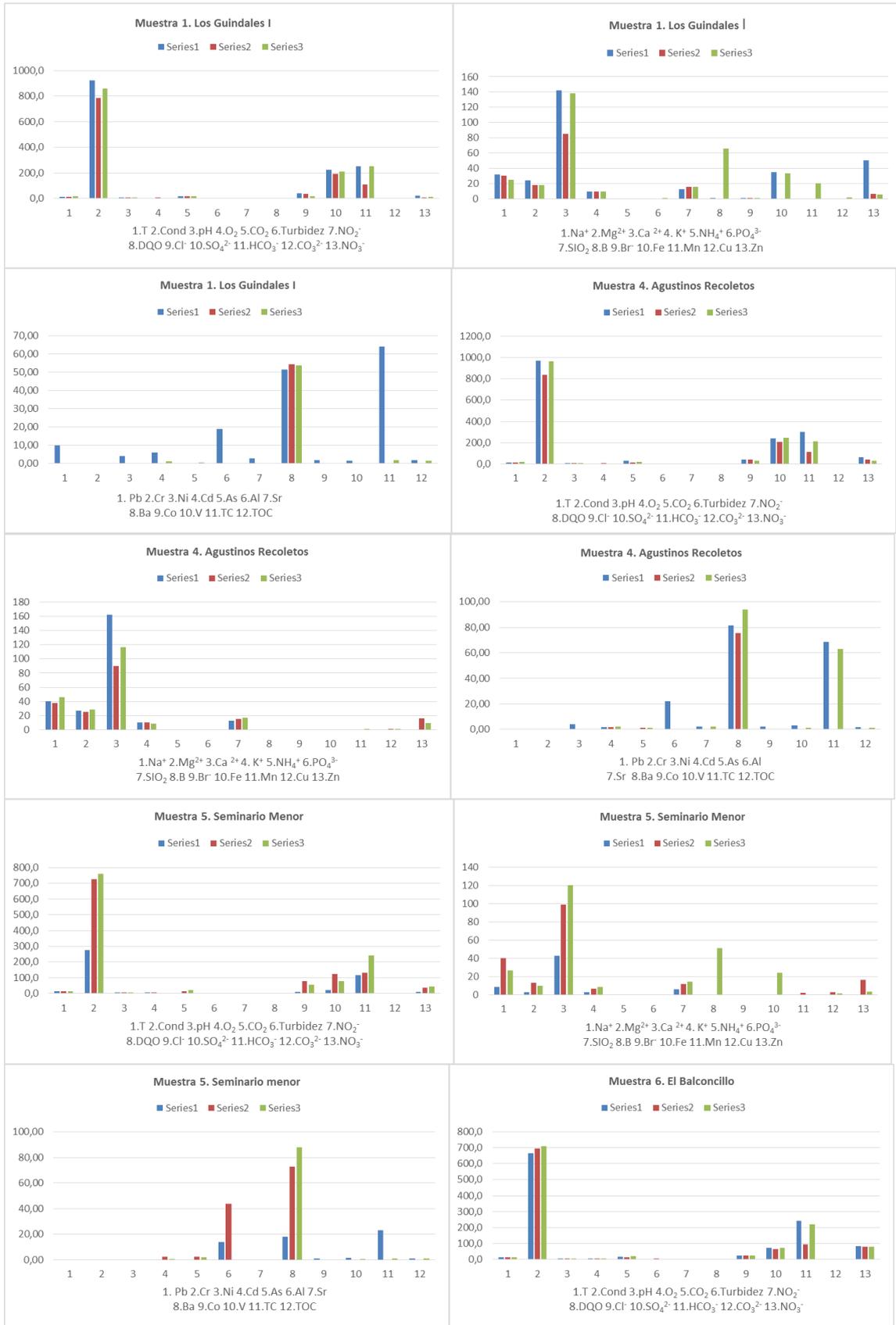


Figura 9.2a Variación temporal de los parámetros analizados de cada una de las muestras de la zona de estudio

9. Evolución fisicoquímica temporal

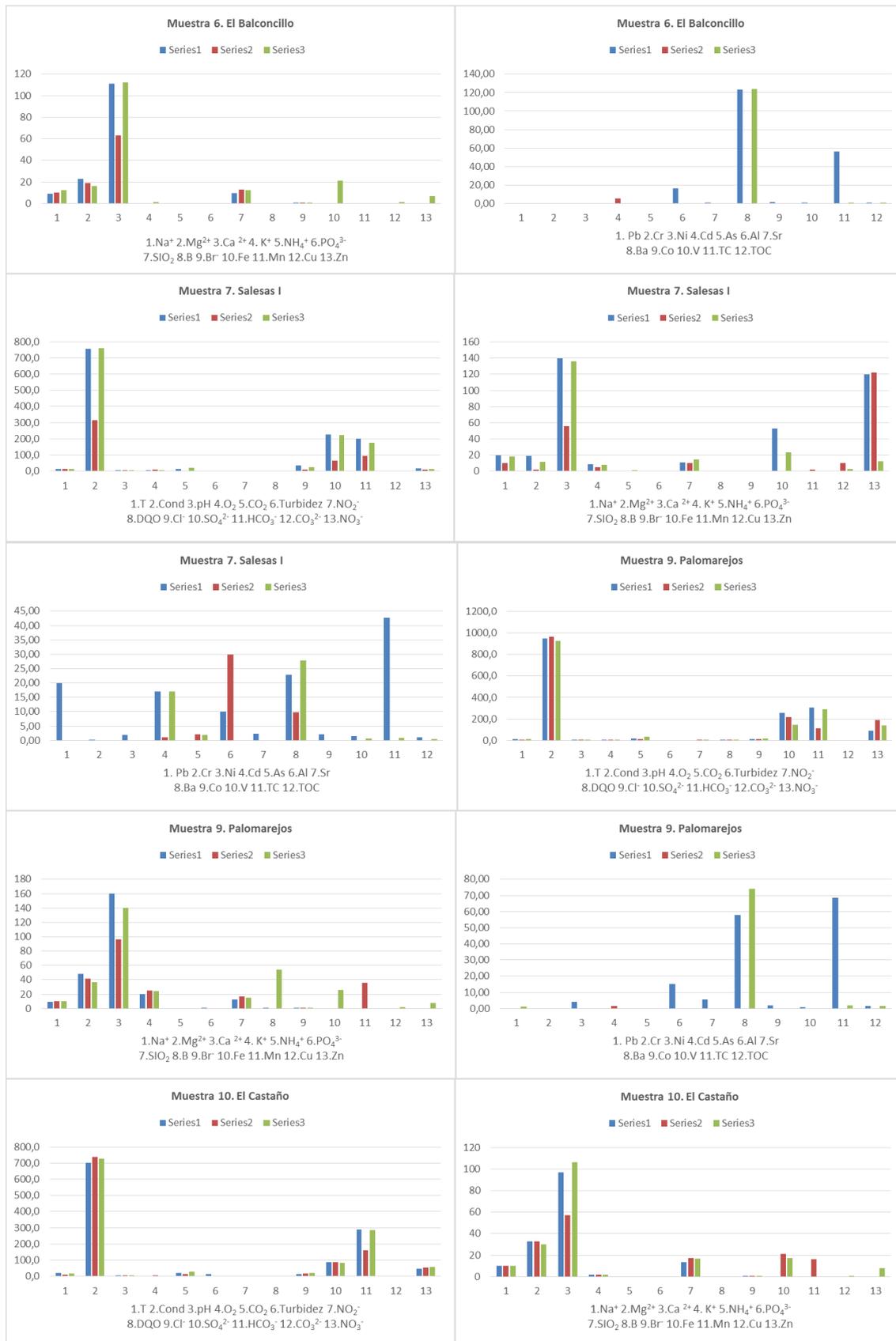


Figura 9.2b Variación temporal de los parámetros analizados de cada una de las muestras de la zona de estudio



Figura 9.2c Variación temporal de los parámetros analizados de cada una de las muestras de la zona de estudio

9. Evolución fisicoquímica temporal



Figura 9.2d Variación temporal de los parámetros analizados de cada una de las muestras de la zona de estudio

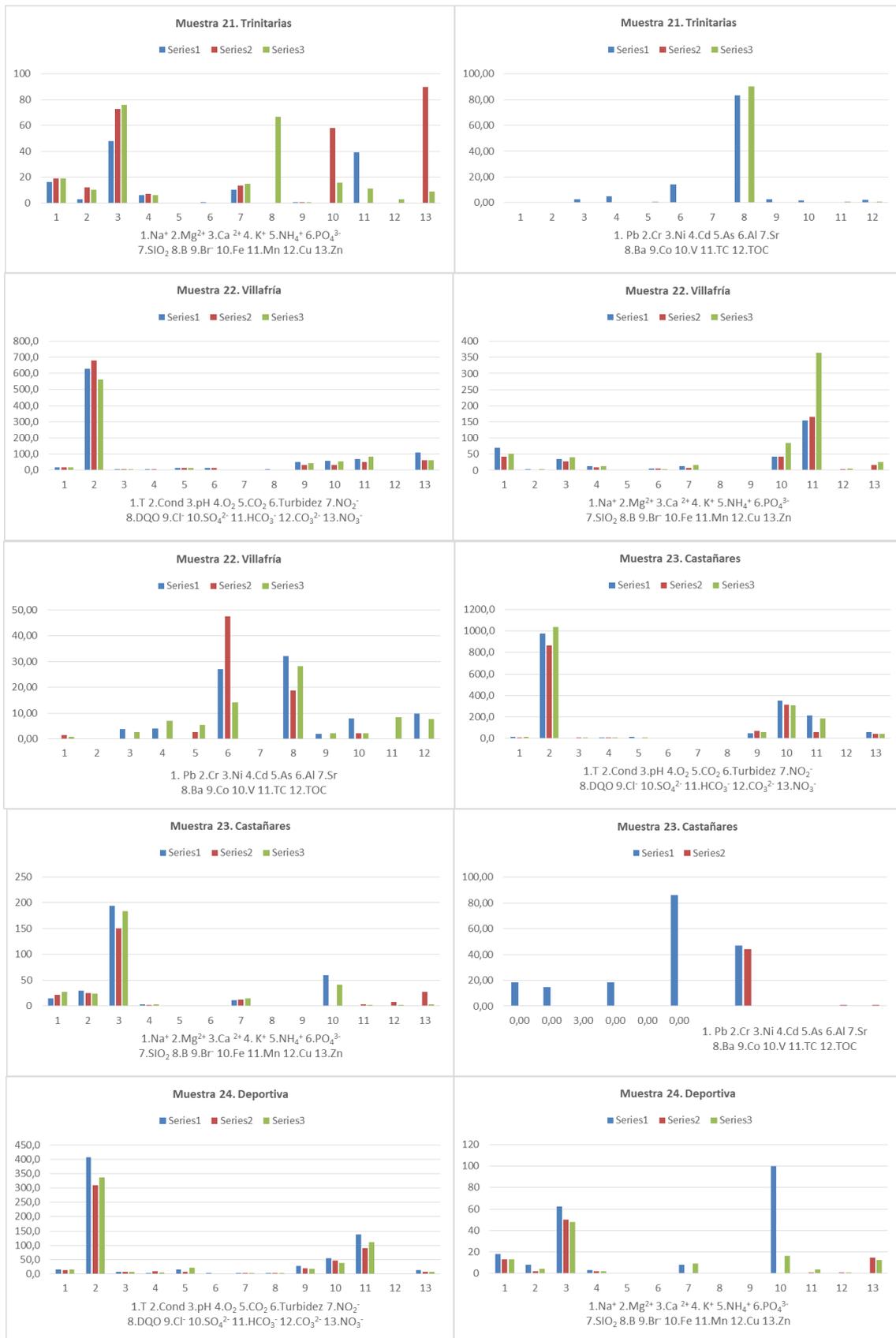


Figura 9.2e Variación temporal de los parámetros analizados de cada una de las muestras de la zona de estudio

9. Evolución fisicoquímica temporal

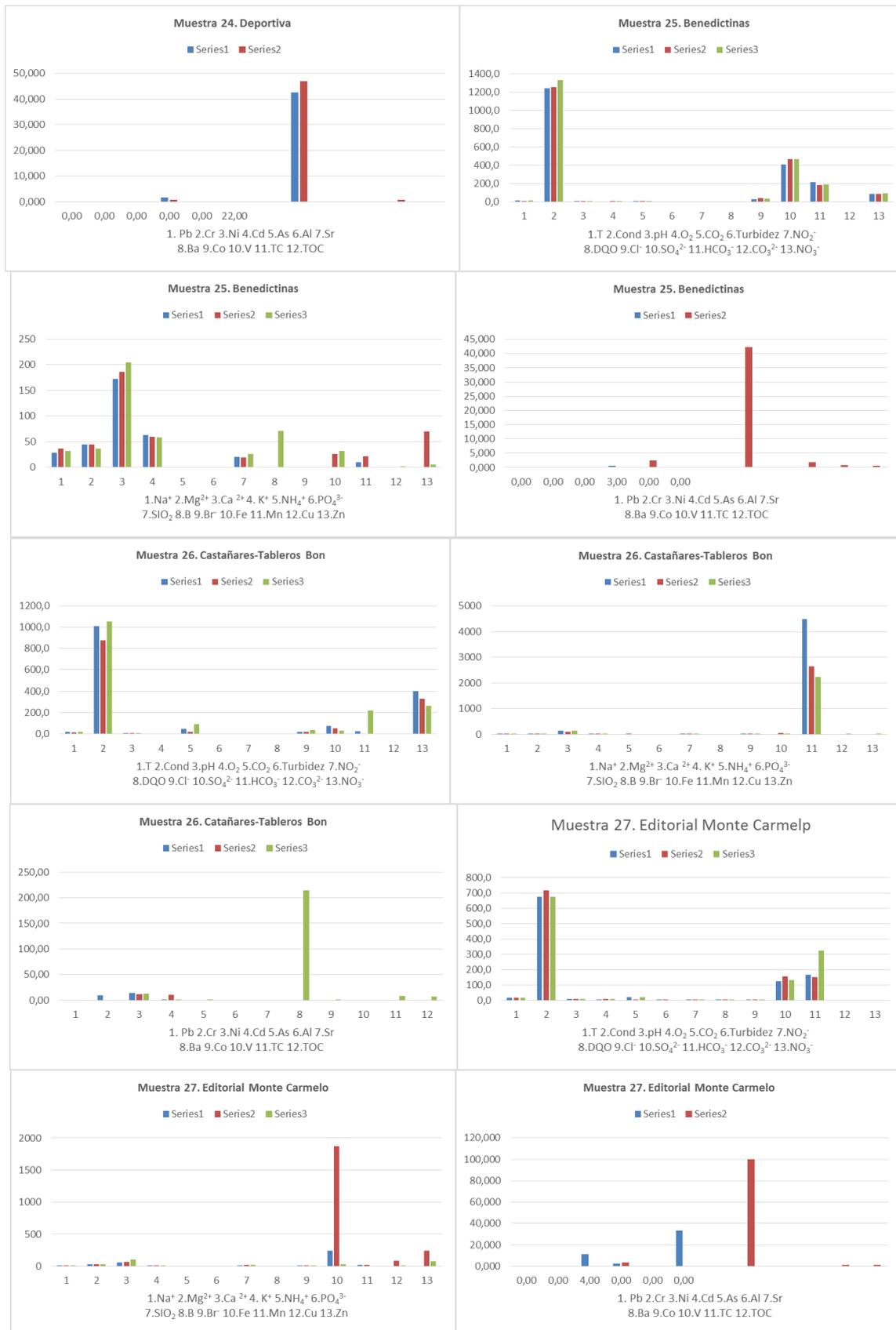


Figura 9.2f Variación temporal de los parámetros analizados de cada una de las muestras de la zona de estudio

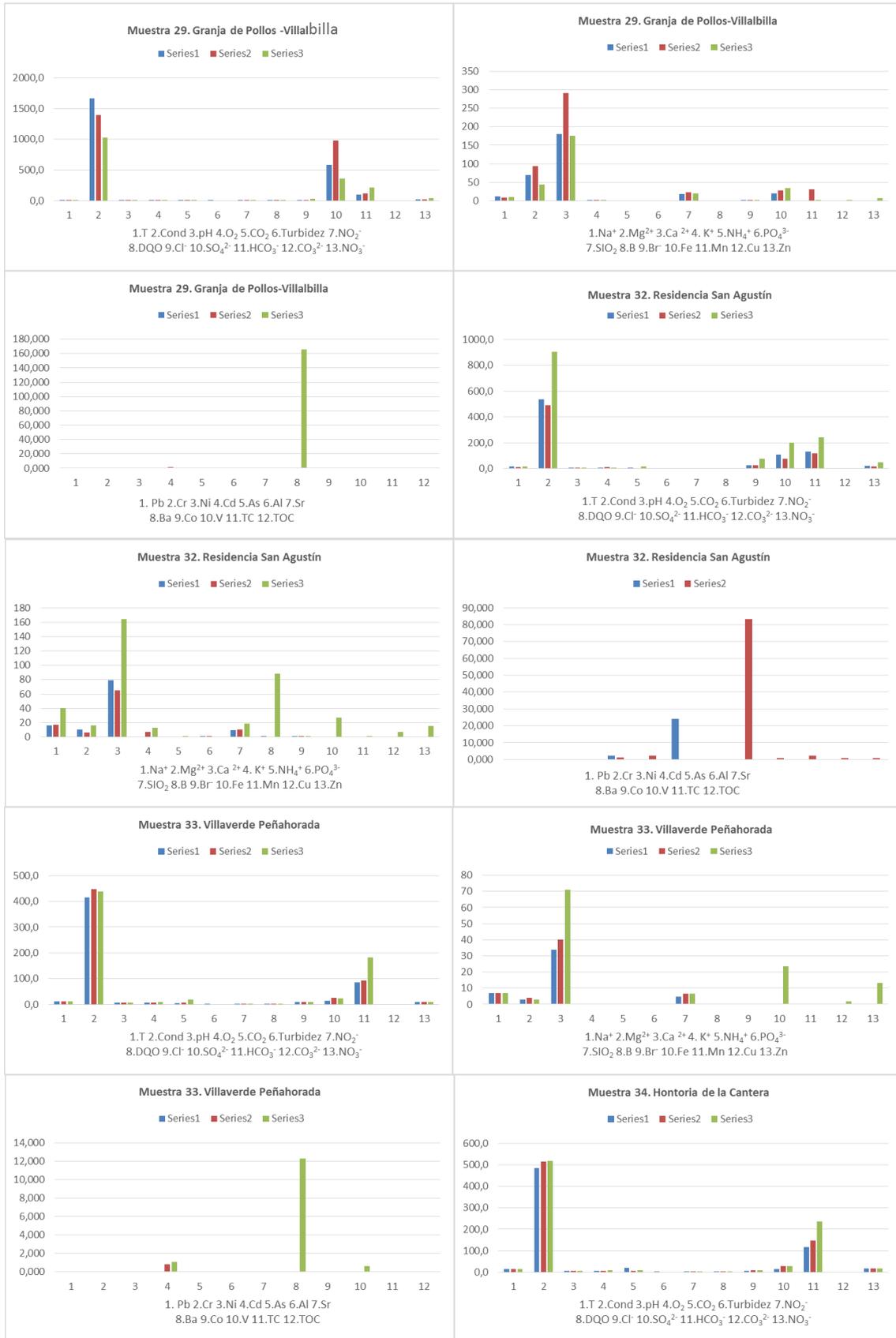


Figura 9.2g Variación temporal de los parámetros analizados de cada una de las muestras de la zona de estudio

9. Evolución fisicoquímica temporal

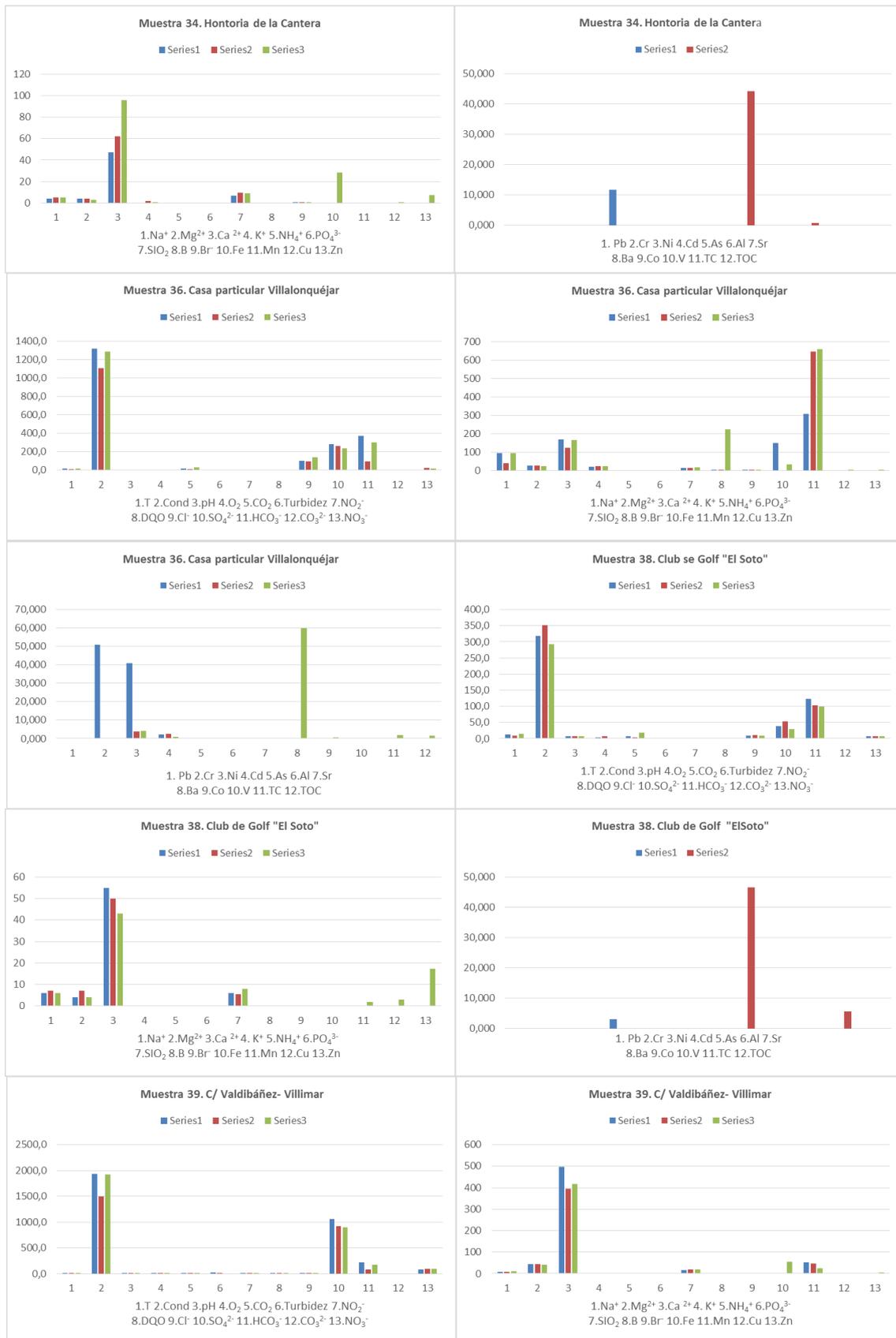


Figura 9.2h Variación temporal de los parámetros analizados de cada una de las muestras de la zona de estudio

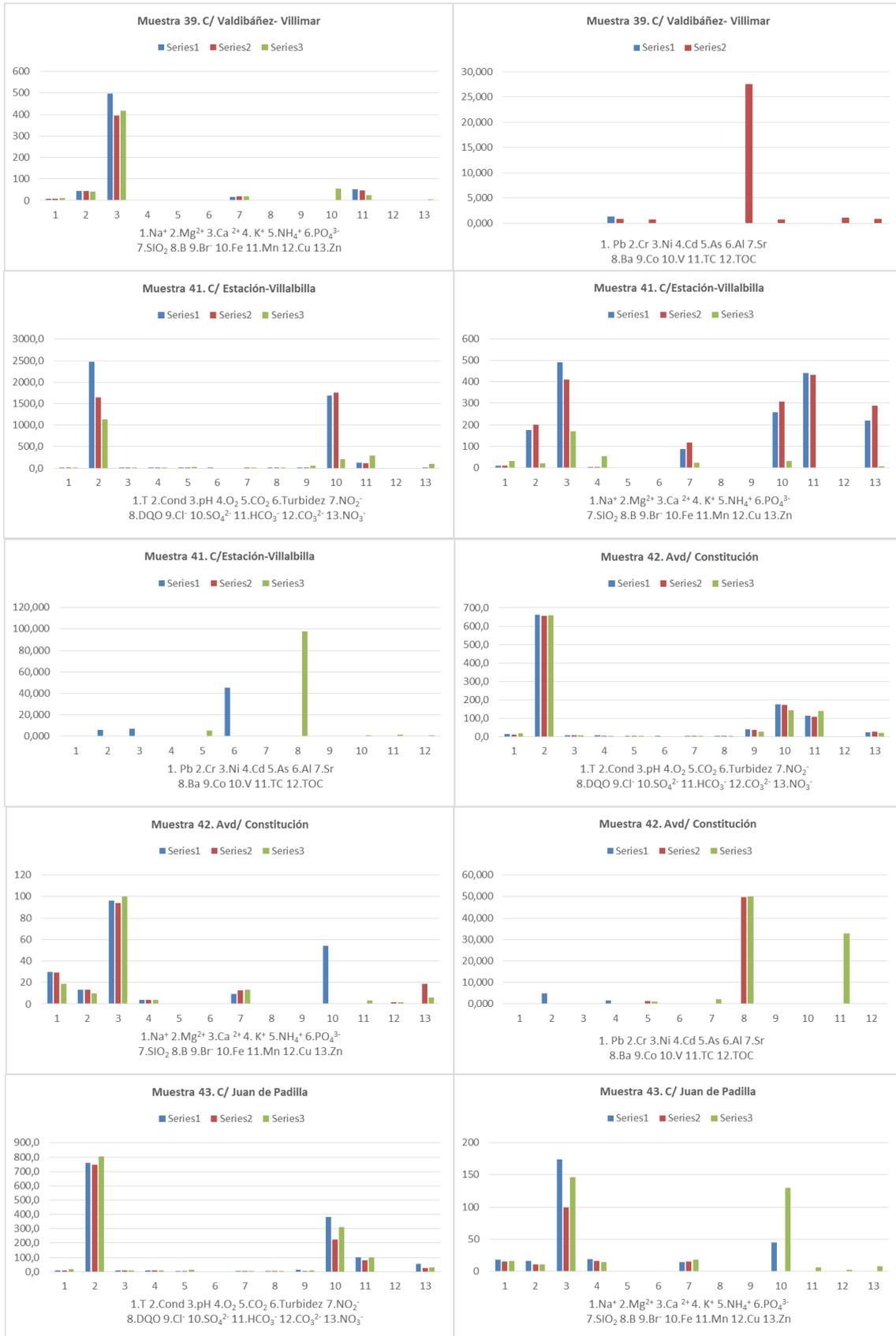


Figura 9.2i Variación temporal de los parámetros analizados de cada una de las muestras de la zona de estudio

9. Evolución fisicoquímica temporal



Figura 9.2j Variación temporal de los parámetros analizados de cada una de las muestras de la zona de estudio



Figura 9.2k Variación temporal de los parámetros analizados de cada una de las muestras de la zona de estudio

El control de la evolución química de las aguas se complementó, además de con el triple muestreo en 36 puntos de agua representativos, descrito anteriormente, con la colocación de siete CTD-Divers (figura 9.4 y 9.5) en pozos excavados representativos del Cuaternario Aluvial del Arlanzón, que permitieron por espacio aproximado de tres años (primavera 2006 a primavera 2009) determinar en continuo la Temperatura del Agua Subterránea, su Nivel Hidráulico y su Conductividad Eléctrica. Para calibrar estos valores según las variaciones experimentadas por la presión atmosférica, se colocó también un Barodiver, que registró en el periodo considerado las oscilaciones barométricas y que mide presión atmosférica y temperatura del aire; la presión atmosférica obtenida sirve para compensar los valores de presión medidos por los CTD-Divers restando de esta última la atmosférica.

Así mismo se situó en el río Arlanzón, en el centro de la ciudad de Burgos, frente al Tribunal Superior de Justicia de Castilla y León, aguas abajo del Puente de Santa María, una estación Mini Orpheus (figura 9.3) que también en tiempo real registraba los valores de temperatura y nivel del agua, del citado río en ese punto.



Figura 9.3 Mini Orpheus en el río Arlanzón

La Figura 9.4 refleja la ubicación en la zona de estudio de los dispositivos mencionados, así como la posición de las dos Estaciones de Recogida de Muestra de Deposición Seca y Húmeda (situados en la Escuela Politécnica –Vena- y en Los Guindales), el Limnógrafo Mini Orpheus del río Arlanzón (su posición lateral no permite medir la altura total de la lámina de agua, pero sirve para ver variaciones relativas, al no disponerse de una curva de gastos), la Estación Meteorológica de AEMET en Villafría-Aeropuerto, que es una estación de referencia; de ella se han utilizado los

datos de precipitación y temperatura mensuales, y los de presión horaria para realizar la compensación barométrica en un período en el que no funcionó el barodiver, y las dos Estaciones de Aforos de Caudales de Aguas Superficiales, aguas arriba y aguas debajo de la capital burgalesa; en 2010 se puso en funcionamiento una estación de aforos por parte de la Confederación Hidrográfica del Duero para el control del Arlanzón en la ciudad de Burgos, situándose en la Barriada Yagüe, frente al recinto ferial. Por otro lado, en 2013 la Confederación Hidrográfica del Duero puso en funcionamiento otra estación de aforos en el río Vena, antes de su paso bajo la Plaza de España. Estos dos puntos no se han tenido en cuenta por ser posteriores al período de realización de los muestreos.

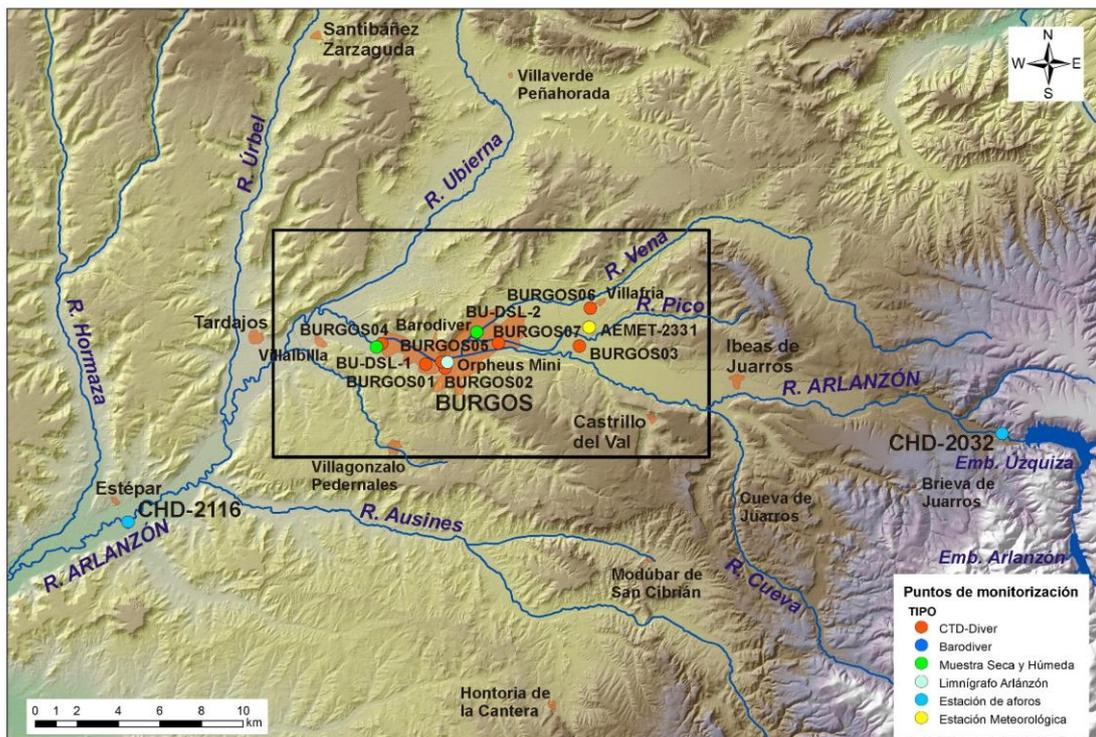


Figura 9.4 Ubicación de CTD-Divers, estación Mini Orpheus y otros de interés.

Los siete CTD-Divers (figura 9.5) se ubicaron en los puntos de agua: Los Guindales I (1) Agustinos ,Recoletos (4), Seminario Menor (5), Salesas I (7), Villafría (22), Castañares (23), y Deportiva Militar (24).

La colección de figuras 9.6a - 9.6g, refleja la evolución de los parámetros controlados a lo largo del periodo de tiempo de su funcionamiento. La escala temporal es la misma para todos los dispositivos. Sin embargo, la longitud de registro de cada dispositivo es distinta, en función de los datos recuperados. Las escalas verticales de las variables son las mismas para todos los dispositivos, excepto para la conductividad eléctrica en Villafría, que presenta un episodio de contaminación manifestada por un incremento de ese parámetro, y para la temperatura en la Deportiva Militar, ya que la llegada de aguas del exterior produce incrementos notables. Existen así mismo episodios que pueden modificar los datos, como la rotura de una tubería en el Seminario Menor casi al comienzo del control, que produjo un descenso de la temperatura hasta que se arregló.



Figura 9.5 CTD Diver de control en continuo de las Aguas Subterráneas

Los resultados de las evoluciones de niveles hidráulicos, conductividades eléctricas y temperaturas de las aguas subterráneas que reflejan los CTD-Divers, a través de las Figuras de la serie 9.6, son extraordinariamente interesantes, ya que aportan información relevante sobre el comportamiento estacional del acuífero y su relación con las aguas superficiales.

Como era de esperar hay una clara variación estacional en las temperaturas del agua subterránea de los siete pozos excavados monitorizados, dándose los máximos en los meses de verano y los mínimos en invierno. Las variaciones son intensas, lo cual denota el carácter superficial de estos acuíferos, con oscilaciones térmicas de unos 6°C (mínimos de 10,5°C hasta máximos de 16,5°C y valores medios de unos 13,5°C) para los pozos más superficiales y más próximos al río, como Agustinos Recoletos o Seminario Menor, y valores más bajos en las temperaturas mínimas y máximas (9,0°C y 14,5°C), así como en el rango de variación (5°C) para los pozos más profundos y alejados del río como Castañares.

Los niveles freáticos reflejan también de forma clara la variación estacional, con aguas más profundas a finales del verano, y niveles en ascenso desde el otoño hasta finales de primavera en que se alcanzan los niveles más elevados. Las diferencias relativas entre los valores más altos y bajos son variables: poco más de 1 metro en pozos poco profundos y cercanos al río (Agustinos Recoletos y Seminario Menor), 2 metros en pozos más profundos y alejados del río (Castañares).

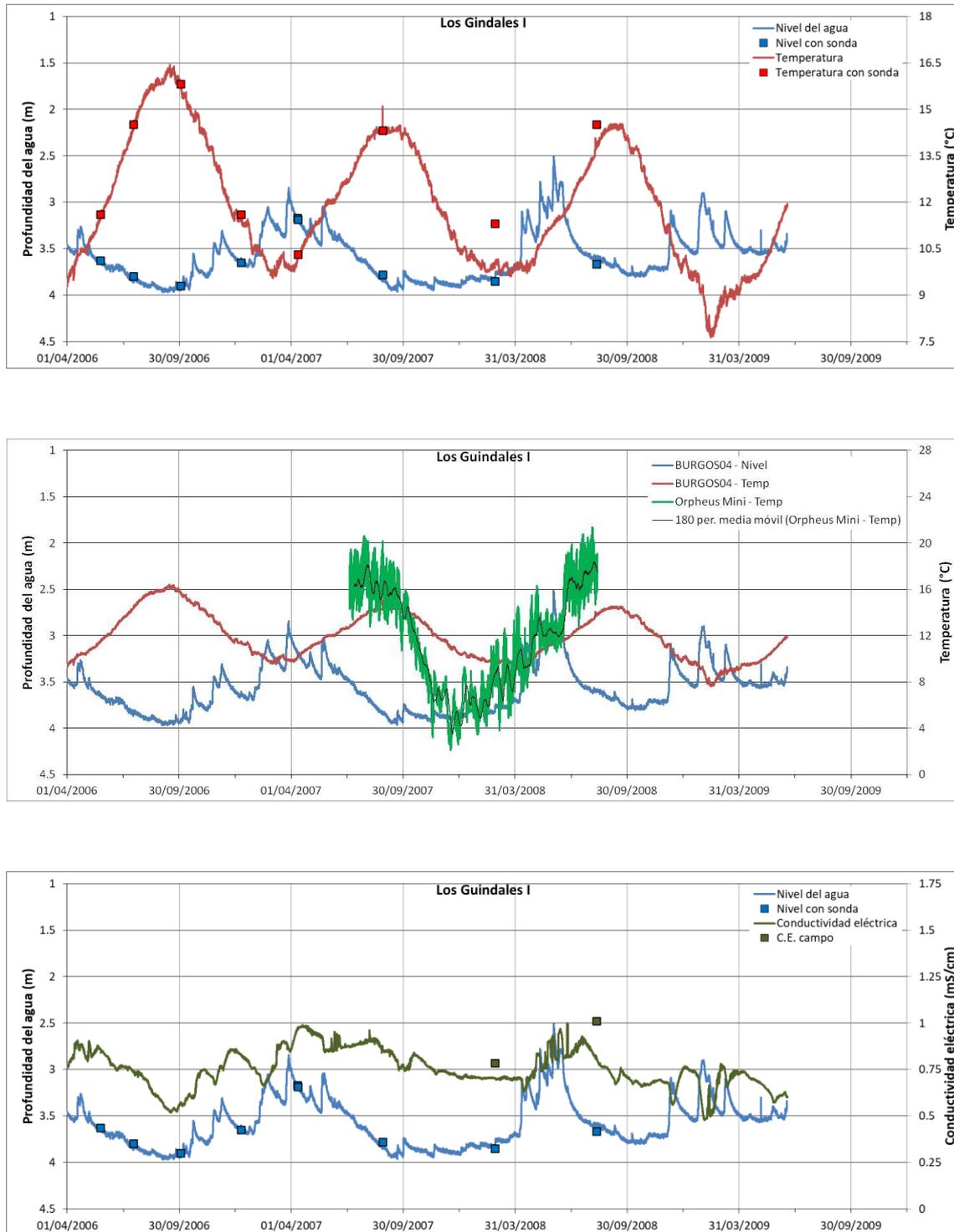
Respecto a la Conductividad Eléctrica, que nos refleja el grado de mineralización de las aguas, los resultados que aportan los CTD-Divers son coherentes con lo reflejado por el estudio de evolución temporal detectado en los muestreos triples comentados anteriormente: mineralización máxima a finales de verano y mínima en primavera, con variaciones de aproximadamente del 25%.

En aquellos pozos excavados que son objeto de explotación, esporádica o habitual, se detectan picos correspondientes a la temperatura y a la conductividad eléctrica, asociados a los descensos del nivel, correspondientes a los bombeos de extracción de agua.

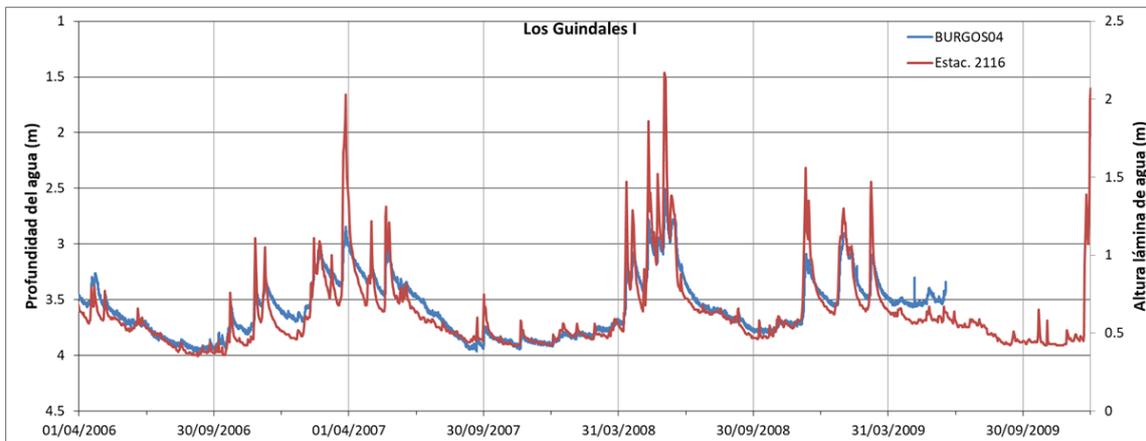
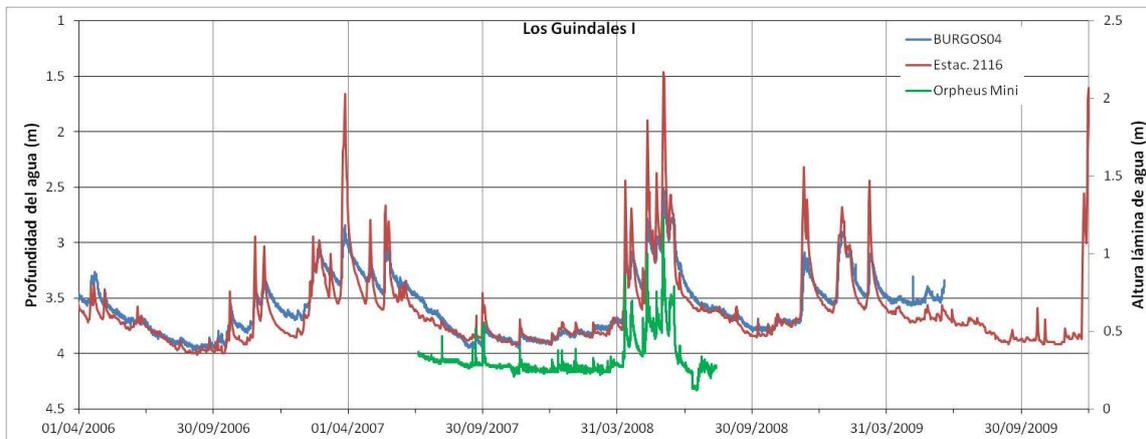
La serie de figuras 9.6 nos permite comparar la evolución de los valores de la carga hidráulica de los pozos monitorizados por los CTD-Divers y los correspondientes niveles de agua medidos en el río Arlanzón, tanto en las Estaciones de Aforos de la Confederación Hidrográfica del Duero, como en el dispositivo Mini Orpheus colocado a este fin.

Con absoluta generalidad puede decirse que hay una correlación clarísima entre los niveles de agua en los pozos excavados controlados y el nivel de las aguas superficiales. Máximos y mínimos se ajustan de forma evidente, en todos los casos. Así mismo, se detecta que no hay desplazamiento entre los máximos y los mínimos, lo cual denota que los tiempos de respuesta de las aguas subterráneas frente a lluvias y caudales de aguas superficiales son mínimos, lo que

confirma nuestras conjeturas de que se tratan de aguas subterráneas urbanas muy superficiales, con respuestas inmediatas ante el régimen pluviométrico, caudales superficiales o quizás también, caudales en la red de colectores. Una correlación espectacular es la que ofrece en particular el pozo excavado de Los Guindales I (Figura 9.6 a 1 y 2).

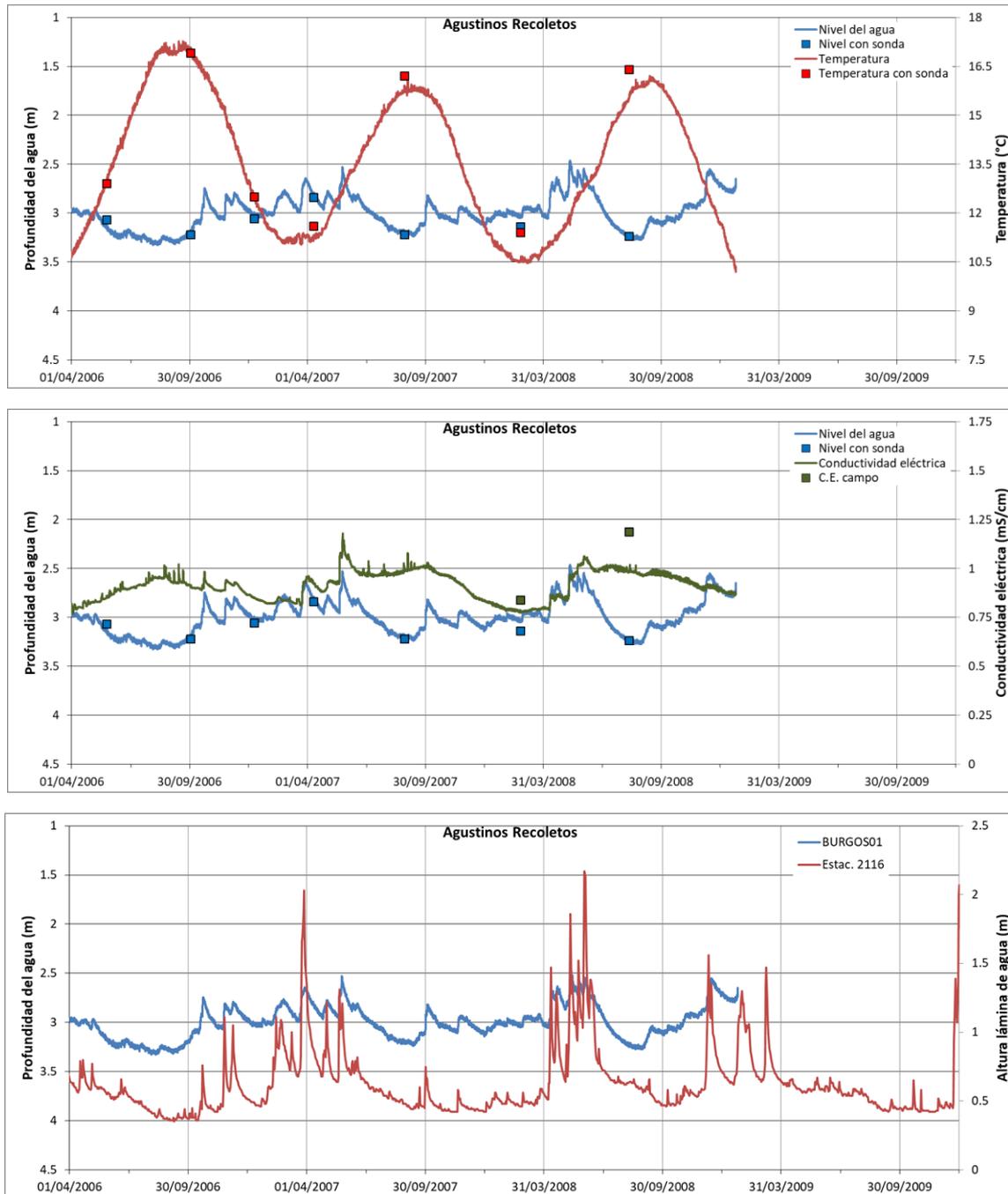


Figuras 9.6a (1) Evolución de niveles en el punto 1 (Los Guindales I)

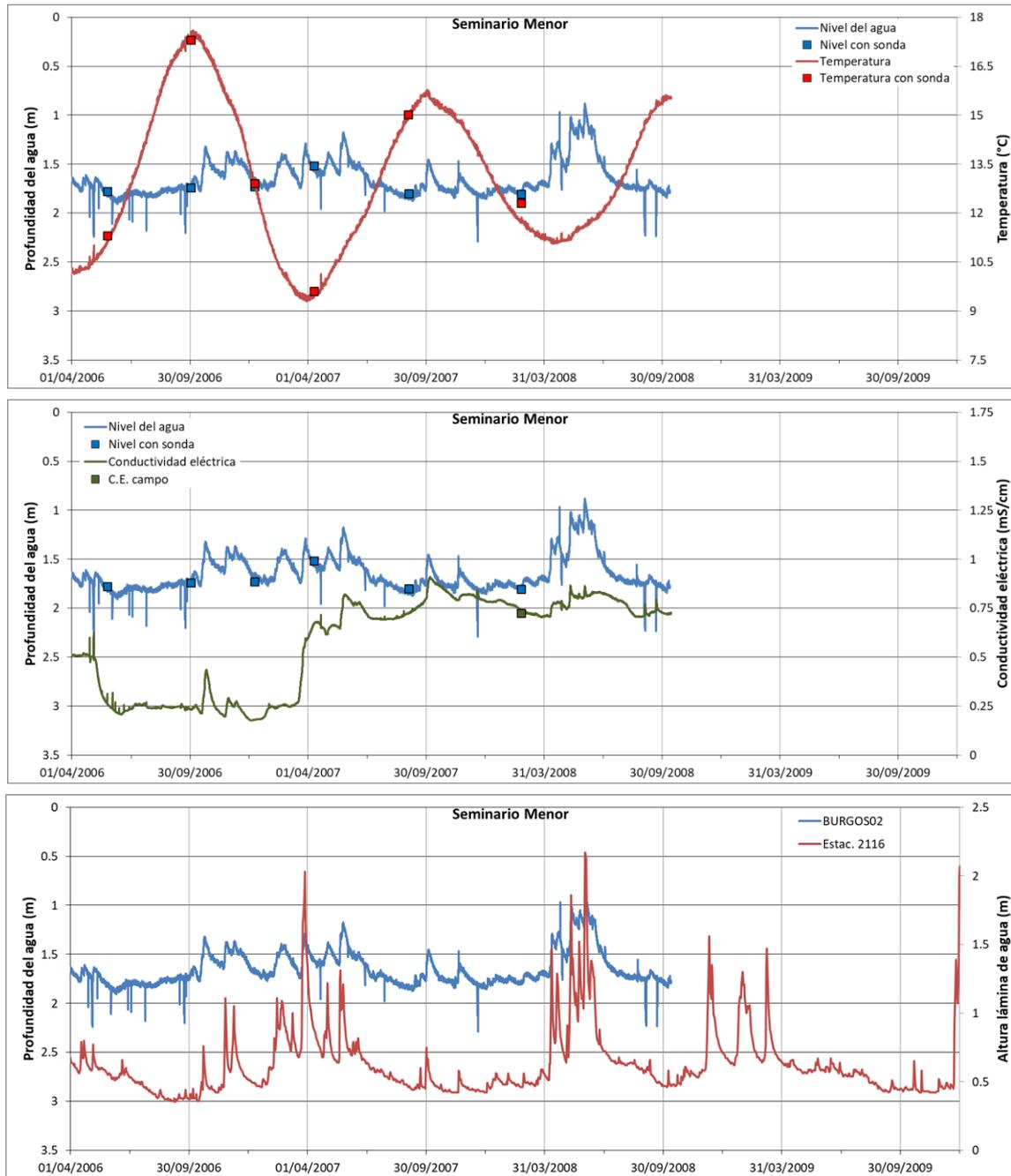


Figuras 9.6a (2) Evolución de niveles en el punto 1 (Los Guindales I)

9. Evolución fisicoquímica temporal

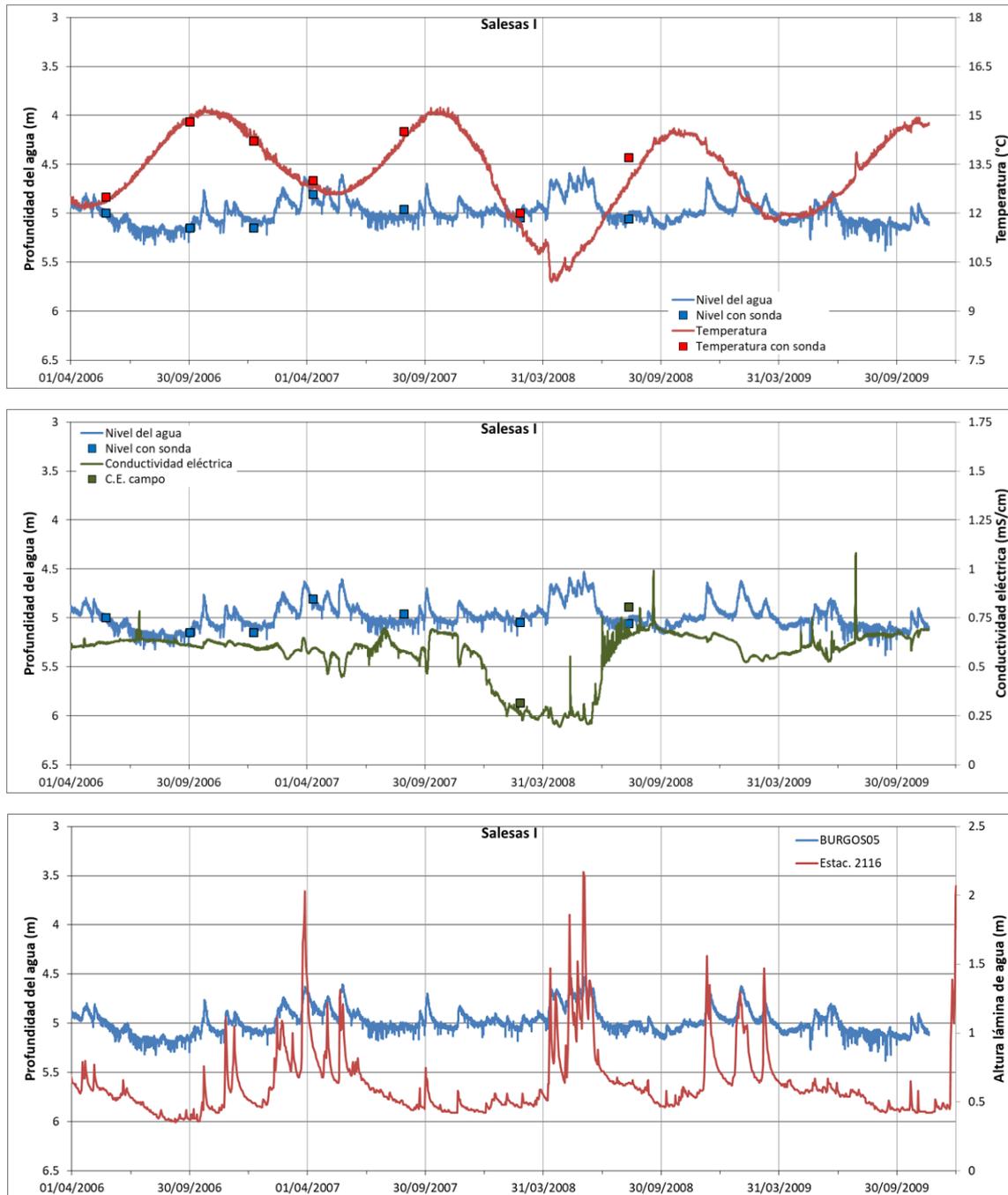


Figuras 9.6b Evolución de niveles en el punto 4 (Agustinos Recoletos)

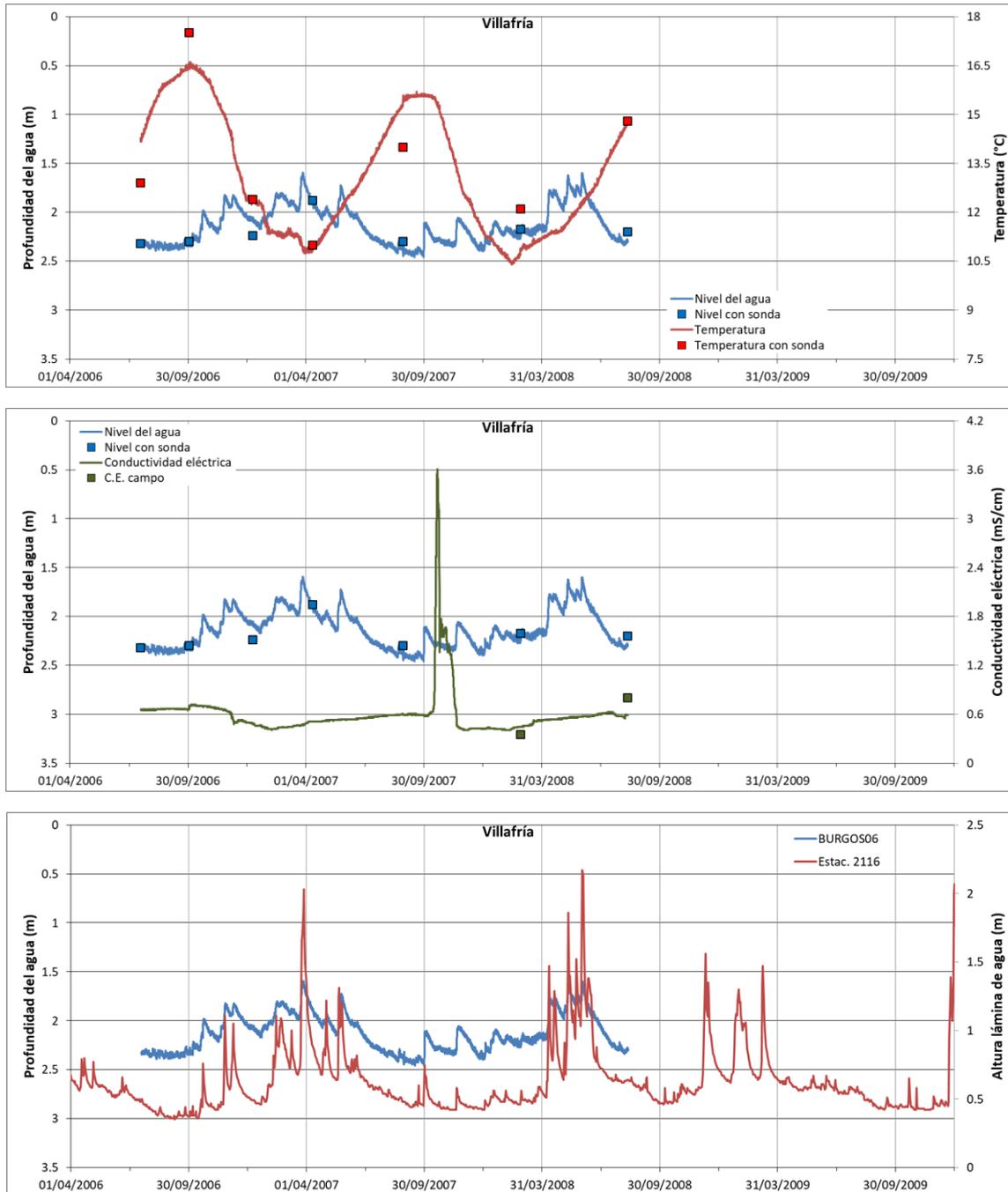


Figuras 9.6c Evolución de niveles en el punto 5 (Seminario Menor)

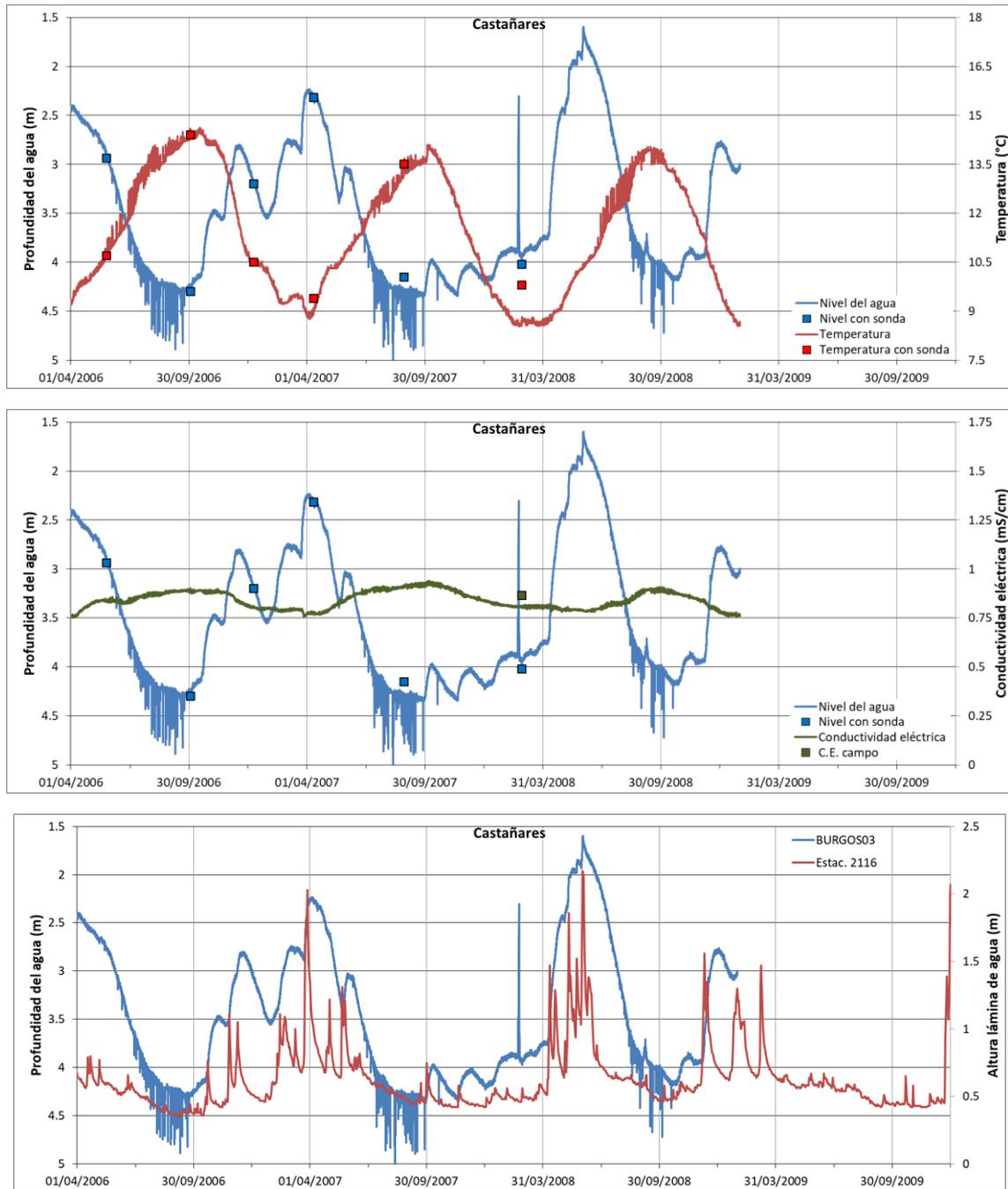
9. Evolución fisicoquímica temporal



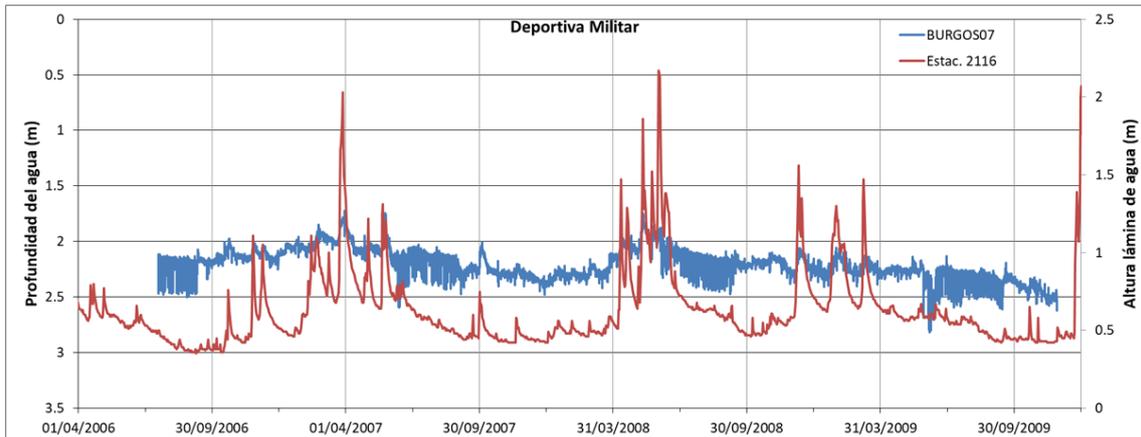
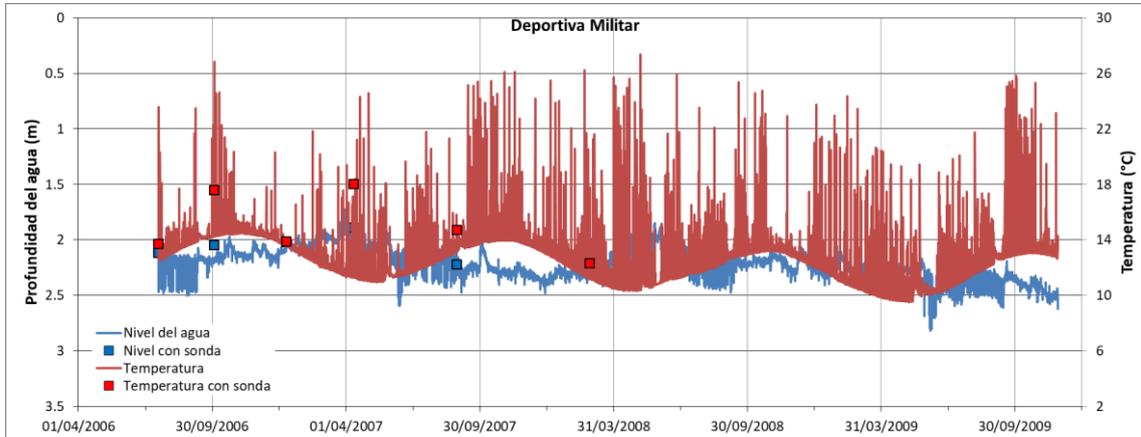
Figuras 9.6d Evolución de niveles en el punto 7 (Salesas I)



Figuras 9.6e Evolución de niveles en el punto 22 (Villafría)



Figuras 9.6f Evolución de niveles en el punto 23 (Castañares)



Figuras 9.6g Evolución de niveles en el punto 24 (Deportiva Militar)

Capítulo 10

ESTADÍSTICA MULTIVARIANTE

Capítulo 10

ESTADÍSTICA MULTIVARIANTE

10.1 Introducción. Técnicas estadísticas

En este capítulo se procede a aplicar técnicas estadísticas al estudio de los procesos geoquímicos, que tienen lugar en las aguas subterráneas. Las más utilizadas en estudios hidrogeológicos son los análisis multivariantes cuyo objetivo es identificar los factores más importantes que expliquen la variabilidad en los datos. Los métodos estadísticos multivariantes aplicados a datos hidrogeológicos, además de proporcionar una forma rápida y cómoda de visualizar e interpretar la información multielemental para un gran número de muestras (Mateu y Morell, 2003), implica la posibilidad de definición de patrones de carácter multivariante, más acordes con las características propias de la información en hidrogeología, sobre todo cuando se trabaja en hidrogeoquímica.

En este estudio se han aplicado, mediante el paquete de programas STATGRAPHICS Centurión XVI, dos análisis estadísticos multivariantes, el análisis factorial (AF)-Análisis de componentes principales (ACP) que estudia la relación de interdependencia entre las variables y el Análisis Cluster -Análisis de cluster jerárquico (HCA) que permite clasificar y agrupar las variables. Con la finalidad de encontrar algunas relaciones, geoquímicamente significativas, entre las variables que se utilizan en este trabajo, se ha realizado la regresión lineal simple de algunas de las variables hidroquímicas consideradas y posteriormente se ha procedido a la aplicación de los métodos estadísticos.

10.2 Correlaciones entre variables. Regresión lineal simple

Mediante el análisis de las correlaciones entre variables se pretende mejorar la interpretación de los procesos geoquímicos que intervienen en la mineralización de las aguas subterráneas de la zona de estudio.

Una manera de aumentar la comprensión respecto al comportamiento de una variable mensurable, sea química o físico-química, que condiciona la composición química de las aguas subterráneas de un sistema hidrogeológico, es ver cómo evoluciona cuando otras variables

cambian (Davis, 2002). Si una variable cambia cuando otra lo hace, ya sea en el mismo sentido o en el opuesto, se dice que dichas variables están relacionadas. Las técnicas estadísticas utilizadas para estudiar tales relaciones, se denominan técnicas de correlación o de regresión. Estas herramientas estadísticas constituyen, en ocasiones, instrumentos poderosos para deducir qué procesos modificadores de la composición de las aguas subterráneas tienen lugar en los medios hidrogeológicos.

Las técnicas de regresión o correlación, se utilizan para cuantificar la relación existente entre las variables, cuando los valores que adopta una variable se ven afectados por los cambios en los valores de otros parámetros. La variable afectada se denomina variable dependiente, siendo la otra u otras llamadas variables independientes. Cuando el valor esperado de una variable "y" (dependiente) se puede expresar como: $F(y) = a + bx$. Se dice que la relación entre dicha variable "y", y la variable independiente "x" es lineal, siendo "a" y "b" los coeficientes de la ecuación de regresión ("a" es el término independiente y "b" es la pendiente de la recta). La regresión se denomina lineal simple cuando en el modelo de regresión o correlación, sólo se considera una variable independiente.

La tabla 10.1 expone los coeficientes de correlación encontrados entre las variables, teniendo en cuenta las 109 muestras (eliminado un sondeo terciario en Villalonquérjar cuyo quimismo es netamente diferente al resto) correspondientes al Cuaternario, Terciario, Mesozoico, Ríos y abastecimiento. En la Tabla 10.2 se recogen las correlaciones para el total de 180 muestras (las 109 iniciales más las correspondientes a los dos muestreos de repetición realizados); en ambos casos se presentan en rojo aquellos coeficientes de correlación que son, en función del número de pares valorados, estadísticamente significativos. Las figuras 10.1.1 a 10.1.4 muestran las representaciones gráficas encontradas para una serie de pares de variables.

El programa estadístico calcula una serie de parámetros estadísticos básicos para cada una de las variables, y muestra el coeficiente de correlación "r" existente entre las dos variables consideradas. Las conclusiones extraídas de los datos analizados se describen en los apartados 10.2.1 y 10.2.2.

10.2.1 Correlación entre variables - 109 muestras

La *conductividad eléctrica* se correlaciona con los cloruros ($r= 0,49$) y con los sulfatos ($r= 0,67$). Estos aniones son los que condicionan en mayor medida la mineralización de las aguas subterráneas en las muestras estudiadas. Respecto la correlación de la conductividad con otros aniones, el fluoruro es el que mejor se correlaciona ($r=0,75$) aunque también son significativas las correlaciones con bromuros ($r= 0,24$) y con fosfatos ($r= 0,33$). En lo referente a los cationes, la conductividad se correlaciona principalmente con el calcio ($r= 0,66$) y magnesio ($r= 0,61$) mientras que con el sodio, potasio, litio, estroncio, hierro, zinc y níquel presenta una cierta correlación ($r= 0,50, 0,25, 0,36, 0,36, 0,29, 0,34, 0,20$) respectivamente. Es destacable la correlación con la sílice ($r= 0,40$), DQO ($r= 0,24$), y turbidez ($r=0,21$).

El *calcio* se correlaciona principalmente con los contenidos en sulfatos (0,95), magnesio (0,73), fluoruro (0,71) y sílice (0,42). No es destacable la correlación con los hidrogenocarbonatos lo que indica que la disolución de materiales que contienen yesos, es un fenómeno más importante en la mineralización cálcica de las aguas que la disolución de carbonatos. La correlación con los aniones como nitritos, bromuros y fosfatos es significativa ($r= 0,21, 0,25, 0,31$) respectivamente. El calcio presenta una cierta correlación con estroncio (0,42), cinc (0,29), aluminio (-0,25). La correlación con cobalto para un total de 73 muestras es de (0,27).

El *sodio* muestra buena correlación con los cloruros (0,94), DQO (0,44) y conductividad (0,50) y en menor medida con el potasio (0,38). Es destacable la correlación que presenta con otros contenidos como los boro (0,22), litio (0,28), hierro (0,32), cobre (0,27) níquel (0,37) y cadmio (0,37). Los contenidos de CO₂, arsénico y aluminio también muestran cierta correlación (0,20, 0,27, 0,20) respectivamente.

El catión *potasio* presenta correlaciones importantes con los contenidos de CO₂ (0,70) y DQO (0,83), litio (0,75) y hierro (0,72). Es destacable también la correlación con variables como pH (0,40), sodio (0,38) e hidrogenocarbonato (0,23). Otras correlaciones significativas son las que muestra con el boro (0,33), cobre (0,70), cadmio (0,63), arsénico (0,70), aluminio (0,59). Las correlaciones para el vanadio (0,67) y TOC (0,52) se han calculado considerando 73 y 32 muestras respectivamente.

Los aniones *nitrito* presentan correlaciones importantes con el manganeso (0,70) y bario (0,49) y en menor medida con el Zn, de forma negativa (-0,20). Respecto a los aniones *nitrito* indicar que

muestran destacables correlaciones con el TOC (0,97) y vanadio (0,50) para un total de 31 y 69 muestras respectivamente. El anión presenta, para un total de 100 muestras, una cierta correlación con otras variables como calcio (0,21), cadmio (0,27), arsénico (0,23), sulfato (0,21), DQO (0,24) y turbidez (0,27).

En lo referente al anión *sulfato* destacar su alta correlación con la conductividad (0,67) y con cationes como calcio (0,95) y magnesio (0,78). Presenta también una importante correlación con aniones como fosfato (0,41) y fluoruro (0,74). La correlación con otras variables como sílice (0,52), estroncio (0,39), cinc (0,37), litio (0,21) y nitrito (0,21) es también significativa. Los contenidos de sulfato se correlación con bario y TOC (-0,27 y 0,47) para un total de 73 y 32 muestras respectivamente. El *hidrogenocarbonato* se correlaciona con varias variables, pero únicamente lo hace de forma clara con CT (0,73) y cobalto (0,59) para 27 y 73 muestras estudiadas. Las correlaciones con el resto de parámetros están por debajo de 0,40.

El *cloruro* presenta alta correlación con sodio (0,94). En menor medida, pero también muy significativa se correlaciona con la conductividad (0,67), níquel (0,36), y DQO (0,19).

Los *fosfatos* muestran correlación destacable con aniones como sulfato (0,41) y fluoruro (0,46). Se observan también correlaciones significativas con magnesio, sílice y zinc (0,60, 0,76, 0,51) respectivamente y en menor medida con calcio (0,31) y hierro (0,30). Para un total de 32 muestras estudiadas es importante la correlación con el TOC (0,76).

El *boro* se correlaciona con varias variables como pero no son destacables, todas ellas están por debajo de 0,40. Los contenidos en *aluminio* muestran correlaciones significativas con otras variables, como cobre (0,77), potasio (0,59), arsénico (0,53) y DQO (0,52). El aluminio también presenta cierta correlación con pH, CO₂, litio, hierro y cadmio (0,36, 0,45, 0,45, 0,49, 0,43) respectivamente. Los coeficientes de regresión son destacables para sodio (0,20), calcio (-0,24), cinc (0,20), plomo (0,34) y cromo (0,28). El *dióxido de carbono* se correlaciona de forma clara, para un total de 102 muestras, con DQO, potasio, litio, hierro, cobre, cadmio, arsénico y aluminio (0,60, 0,70, 0,55, 0,54, 0,55, 0,50, 0,77, 0,45) respectivamente. También se correlaciona con valores de coeficiente de regresión próximos inferiores a 0,50 con pH, vanadio, boro, sodio e hidrogenocarbonato.

El *oxígeno disuelto* presenta un coeficiente de regresión de 0,50 con el bromuro. Con el resto de las variables cromo, níquel e hidrogenocarbonato las correlaciones son menos significativas (0,21, 0,32, 0,23) respectivamente. El *cadmio* presenta correlaciones superiores a 0,50 con CO₂, litio, hierro y cobre. Con otras variables como pH, nitrito, sodio, boro y plomo el coeficiente de regresión es inferior. El *arsénico* muestra correlación significativa con CO₂, DQO, potasio y cobre, con valores de coeficiente de regresión superior a 0,50.

10.2.2 Correlación entre variables - 180 muestras

La *conductividad eléctrica* se correlaciona con los cloruros ($r= 0,45$) y con los sulfatos ($r= 0,70$). Estos aniones son los que condicionan en mayor medida la mineralización de las aguas subterráneas en las muestras estudiadas. Respecto la correlación de la conductividad con otros aniones, el fluoruro es el que mejor se correlaciona ($r=0,70$) aunque también son significativas las correlaciones con bromuros ($r= 0,25$) y con fosfatos ($r= 0,28$). En lo referente a los cationes, la conductividad se correlaciona principalmente con el calcio ($r= 0,73$) y magnesio ($r= 0,62$) mientras que con el sodio, potasio, litio, estroncio y zinc presenta una cierta correlación ($r= 0,45, 0,26, 0,37, 0,36, 0,25$) respectivamente. Es destacable la correlación con la sílice ($r= 0,43$) y en menor medida con nitrato ($r=0,18$), hidrogenocarbonato ($r=0,18$) y DQO ($r=0,19$).

El *calcio* se correlaciona principalmente con los contenidos en sulfatos (0,93), magnesio (0,71), fluoruro (0,69) y sílice (0,47). No es destacable la correlación con los hidrogenocarbonatos (0,15) (en las 109 muestras no hay correlación) lo que indica que la disolución de materiales que contienen yesos, es un fenómeno más importante en la mineralización cálcica de las aguas que la disolución de carbonatos.

La correlación con los aniones como nitritos y fosfatos es significativa ($r= 0,18, 0,24$) respectivamente. El calcio presenta una cierta correlación con litio (0,20), estroncio (0,43), cinc (0,24), aluminio (-0,22). La correlación con cobalto para un total de 123 muestras es de (0,24).

El *sodio* muestra buena correlación con los cloruros (0,93), DQO (0,42) y conductividad (0,45) y en menor medida con el potasio (0,38). Es destacable la correlación que presenta con otros contenidos como litio (0,27) y níquel (0,22). Los contenidos de CO₂ y pH muestran cierta correlación (0,19, 0,15) respectivamente.

El catión *potasio* presenta correlaciones importantes con los contenidos de CO₂ (0,63) y DQO (0,76), litio (0,75) y hierro (0,25). Es destacable también la correlación con variables como pH (0,35), sodio (0,38) e hidrogenocarbonato (0,21). Otras correlaciones significativas son las que muestra con el cobre (0,28), cadmio (0,48), arsénico (0,60), aluminio (0,54). Las correlaciones para el vanadio (0,67) y TOC (0,30) se han calculado considerando 123 y 63 muestras respectivamente.

Los aniones *nitrateo* presentan correlaciones importantes con el manganeso (0,71) y bario (0,52) y en menor medida con el Zn, de forma negativa (-0,20). Los contenidos de nitrato también se correlacionan con pH, CO₂, nitritos, DQO, bromuro y hierro (-0,21, 0,20, 0,18, 0,21, 0,26, -0,10). Respecto a los aniones *nitrito* indicar que muestran destacables correlaciones con el TOC (0,92) y vanadio (0,44) para un total de 52 y 109 muestras respectivamente. El anión presenta, para un total de 160 muestras, una cierta correlación con otras variables como calcio (0,18), cadmio (0,20), arsénico (0,30), sulfato (0,16), DQO (0,31) y turbidez (0,27).

En lo referente al anión *sulfato* destacar su alta correlación con la conductividad (0,70) y con cationes como calcio (0,93) y magnesio (0,81). Presenta también una importante correlación con aniones como fosfato (0,33) y fluoruro (0,78). La correlación con otras variables como sílice (0,61), estroncio (0,40)-113 muestras, cinc (0,37), litio (0,28) y nitrito (0,16) es también significativa. Los contenidos de sulfato se correlación otras variables como el bario (-0,22) y para un total de 123 muestras. El *hidrogenocarbonato* se correlaciona con varias variables, pero únicamente lo hace de forma clara con CT (0,39) y cobalto (0,42) para 62 y 123 muestras estudiadas. Las correlaciones con el resto de parámetros están por debajo de 0,40.

El *cloruro* presenta alta correlación con sodio (0,93). En menor medida, pero también muy significativa se correlaciona con la conductividad (0,45), níquel (0,321), cadmio (0,16) y DQO (0,18).

Los *fosfatos* muestran correlación destacable con aniones como sulfato (0,33) y fluoruro (0,36). Se observan también correlaciones significativas con magnesio, sílice y zinc (0,42, 0,46, 0,34) respectivamente y en menor medida con calcio (0,24) y bario (-0,18). Para un total de 63 muestras estudiadas es importante la correlación con el TOC (0,67).

El *boro* se correlaciona con varias variables pero no son destacables, todas ellas están por debajo de 0,30. Los contenidos en *aluminio* muestran correlaciones significativas con otras variables,

como cobre (0,36), potasio (0,54), arsénico (0,41) y DQO (0,49). El aluminio también presenta cierta correlación con pH, CO₂, litio, hierro y cadmio (0,37, 0,38, 0,44, 0,21, 0,37) respectivamente. Los coeficientes de regresión son destacables para calcio (-0,22, plomo (0,36) y cromo (0,30). El *dióxido de carbono* se correlaciona de forma clara, para un total de 102 muestras, con DQO, potasio, litio y arsénico (0,59, 0,63, 0,54, 0,58) respectivamente. También se correlaciona con valores de coeficiente de regresión próximos a 0,40 con aluminio, cadmio, TOC e hidrogenocarbonato. Los contenidos de dióxido de carbono presentan también correlaciones por debajo de 0,20 con pH, nitrito, sodio, bromuro, manganeso y cobre.

El *oxígeno disuelto* presenta un coeficiente de regresión de 0,34 con el bromuro. Con el resto de las variables cromo, níquel e hidrogeno carbonato, las correlaciones son menos significativas (0,21, 0,17, 0,19) respectivamente. El *cadmio* presenta correlaciones próximas a 0,50 con potasio y litio. Con otras variables como pH, nitrito, cloruro, hierro, cobre y plomo el coeficiente de regresión es inferior. El *arsénico* muestra correlación significativa con CO₂, DQO, potasio y litio con valores de coeficiente de regresión próximos a 0,50 una menor correlación, próxima a 0,25 con nitrito, cobre y cadmio.

	T	Cond	pH	O ₂	CO ₂	Turb	NO ₂ ⁻	DQO	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	Na	Mg	Ca	K	PO ₄ ³⁻	SiO ₂	B	F ⁻	Li	Sr	Br ⁻	Fe	Mn	Cu	Zn	Pb	Ni	Cr	Cd	As	Al	Ba	Co	Y	TC	TOC	
T																																							
Cond	0,17																																						
pH	-0,32	0,00																																					
O ₂	0,04	0,06	-0,06																																				
CO ₂	-0,04	0,11	0,27	0,01																																			
Turb	0,22	0,21	-0,12	0,02	-0,06																																		
NO ₂ ⁻	0,06	0,03	0,08	-0,06	0,16	0,27																																	
DQO	0,06	0,23	0,26	0,06	0,60	0,19	0,24																																
Cl ⁻	0,03	0,43	0,06	0,02	-0,03	0,03	-0,04	0,13																															
SO ₄ ²⁻	0,10	0,67	-0,01	-0,02	-0,04	0,03	0,20	-0,01	-0,07																														
HCO ₃ ⁻	0,26	0,14	-0,22	0,23	0,35	0,06	-0,05	0,14	0,01	-0,03																													
NO ₃ ⁻	0,03	0,13	-0,17	-0,08	0,12	0,08	0,13	0,18	-0,01	-0,07	0,01																												
Na	0,06	0,50	0,17	0,05	0,20	0,10	0,01	0,44	0,34	-0,06	0,05	-0,05																											
Mg	0,11	0,61	-0,16	0,00	-0,08	0,01	-0,04	-0,16	-0,07	0,78	0,15	-0,01	-0,12																										
Ca	0,18	0,66	-0,11	0,01	-0,03	0,14	0,21	-0,05	-0,06	0,95	0,10	0,08	-0,03	0,73																									
K	-0,02	0,25	0,40	0,01	0,70	-0,01	0,16	0,83	0,03	0,05	0,22	0,00	0,38	-0,10	-0,01																								
PO ₄ ³⁻	0,08	0,33	-0,11	-0,04	-0,04	0,06	-0,01	0,02	-0,01	0,41	-0,02	-0,05	0,00	0,60	0,31	0,00																							
SiO ₂	0,04	0,40	0,00	-0,03	0,13	0,00	0,07	0,05	-0,06	0,52	0,12	0,03	-0,02	0,74	0,42	0,12	0,76																						
B	0,04	0,15	0,03	0,33	0,35	-0,04	0,03	0,31	0,08	0,01	0,26	0,04	0,22	0,00	0,00	0,33	0,02	0,15																					
F	0,16	0,75	-0,20	0,07	0,02	0,08	0,07	0,07	0,12	0,74	0,17	0,08	0,12	0,81	0,71	0,08	0,46	0,60	0,11																				
Li	-0,13	0,36	0,42	-0,04	0,55	-0,05	0,06	0,53	0,08	0,25	0,10	-0,08	0,28	0,16	0,18	0,75	0,03	0,23	0,25	0,28																			
Sr	0,12	0,36	-0,13	0,02	-0,04	0,31	0,05	-0,12	-0,07	0,39	0,10	0,03	-0,10	0,39	0,42	-0,11	0,15	0,23	0,01	0,39	0,10																		
Br	0,00	0,24	-0,04	0,50	0,07	-0,02	-0,06	0,08	0,13	0,18	0,29	0,03	0,13	0,12	0,25	0,03	-0,03	0,03	0,31	0,15	0,13	0,25																	
Fe	0,15	0,29	0,25	0,12	0,54	0,01	0,00	0,65	0,03	0,15	0,26	-0,14	0,32	0,16	0,07	0,72	0,30	0,29	0,26	0,22	0,62	0,21	0,11																
Mn	0,18	0,08	-0,12	0,03	0,14	0,06	0,08	0,23	-0,02	0,00	-0,12	0,70	-0,02	0,04	0,05	-0,01	0,08	0,10	-0,02	0,07	-0,05	0,03	0,10	0,01															
Cu	-0,14	0,05	0,40	-0,03	0,55	-0,08	0,04	0,53	0,04	-0,08	0,03	-0,03	0,27	-0,14	-0,17	0,70	-0,04	0,03	0,23	-0,06	0,53	-0,13	0,01	0,54	-0,03														
Zn	0,11	0,34	0,06	-0,06	-0,05	-0,07	-0,02	0,03	0,07	0,37	0,04	-0,20	0,03	0,47	0,29	0,04	0,52	0,47	0,03	0,42	0,13	0,06	-0,05	0,27	0,01	0,18													
Pb	-0,02	-0,03	0,08	-0,03	0,00	-0,06	0,02	0,02	0,01	-0,04	0,03	-0,07	0,03	-0,06	-0,04	0,04	-0,02	-0,04	-0,04	-0,06	-0,03	-0,06	-0,05	0,03	-0,03	0,40	0,30												
Ni	0,01	0,20	0,04	0,32	0,02	0,03	0,04	0,19	0,36	0,00	0,11	-0,02	0,37	-0,02	0,01	0,10	0,05	0,02	0,12	0,07	0,03	-0,03	0,31	0,11	0,13	0,06	0,02	-0,02											
Cr	-0,10	-0,08	0,12	0,21	-0,04	-0,02	0,02	0,01	-0,05	-0,04	0,03	-0,03	-0,03	-0,02	-0,06	0,00	0,00	0,04	0,02	-0,05	-0,01	-0,06	0,18	0,00	0,03	0,25	0,02	0,30	0,58										
Cd	-0,07	0,15	0,26	-0,01	0,50	-0,08	0,27	0,58	0,17	-0,05	0,15	-0,06	0,37	-0,03	-0,10	0,63	-0,04	0,05	0,29	0,03	0,51	-0,10	0,01	0,51	0,02	0,52	0,15	0,30	0,16	0,00									
As	-0,16	0,07	0,47	-0,04	0,78	-0,03	0,23	0,53	0,06	0,00	0,14	-0,04	0,27	-0,13	-0,05	0,63	-0,03	0,19	0,28	-0,04	0,51	-0,15	0,01	0,44	-0,04	0,64	0,04	0,16	0,14	0,17	0,40								
Al	-0,07	-0,03	0,38	-0,04	0,45	-0,06	0,02	0,52	0,00	-0,16	0,10	-0,18	0,20	-0,18	-0,25	0,59	0,04	0,02	0,11	-0,13	0,45	-0,17	-0,03	0,43	-0,04	0,77	0,19	0,34	0,02	0,27	0,43	0,53							
Ba	0,03	-0,05	-0,22	-0,03	-0,03	-0,01	-0,10	-0,17	0,00	-0,27	0,36	0,43	-0,03	0,05	-0,10	-0,14	-0,15	0,05	-0,07	-0,05	-0,08	0,01	-0,05	-0,13	-0,13	-0,17	-0,23	-0,13	-0,10	0,04	-0,15	-0,10	-0,22						
Co	0,23	0,19	-0,27	-0,18	0,08	0,03	0,06	0,04	-0,03	0,10	0,53	-0,03	-0,05	0,17	0,26	0,04	0,14	-0,02	0,04	0,21	0,00	-0,07	0,06	-0,01	-0,01	-0,13	0,13	-0,03	0,27	0,07	0,02	-0,05	-0,03	0,16					
Y	-0,05	0,15	0,43	-0,15	0,43	0,05	0,50	0,53	0,02	0,00	0,15	-0,10	0,13	-0,23	-0,06	0,67	0,04	0,14	0,17	-0,05	0,52	-0,25	-0,05	0,48	0,02	0,42	0,05	-0,03	0,00	-0,01	0,38	0,56	0,40	-0,08	0,14				
TC	-0,43	0,13	-0,44	0,11	0,38	0,10	-0,37	-0,32	-0,08	-0,13	0,73	0,23	-0,11	0,46	-0,05	-0,21	-0,07	0,26	0,38	0,35	-0,13	0,50	0,13	-0,56	-0,13	-0,44	-0,19	0,08	-0,08	-0,33	0,08	-0,24	-0,36	0,03	0,48	-0,25			
TOC	0,31	0,24	0,05	-0,30	0,20	0,54	0,36	0,30	0,07	0,47	-0,41	0,35	0,15	-0,07	0,32	0,52	0,76	0,06	0,20	0,27	0,32	-0,06	0,13	0,44	0,54	-0,02	-0,12	-0,07	0,15	-0,11	0,13	0,34	-0,04	-0,21	0,07	0,44	-0,31		

Tabla 10.1 Coeficientes de regresión lineal entre variables. Muestras tomadas una vez y el primer muestreo de los puntos de agua analizados en más ocasiones

	T	Coad	pH	O ₂	CO ₂	urbid	NO ₂	DQO	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	Na	Mg	Ca	K	PO ₄ ³⁻	SiO ₂	B	F ⁻	Li	Sr	Br ⁻	Fe	Mn	Cu	Zn	Pb	Ni	Cr	Cd	As	Al	Ba	Co	Y	TC	TOC				
T																																										
Coad	0,10																																									
pH	-0,22	-0,03																																								
O ₂	0,00	0,05	-0,03																																							
CO ₂	0,07	0,12	0,19	0,00																																						
urbid	0,16	0,15	-0,03	0,03	-0,06																																					
NO ₂	0,12	0,09	0,04	-0,06	0,17	0,27																																				
DQO	0,11	0,13	0,21	0,04	0,53	0,24	0,31																																			
Cl ⁻	0,02	0,45	0,05	0,03	-0,01	0,07	-0,03	0,18																																		
SO ₄ ²⁻	0,03	0,70	0,01	-0,01	-0,07	0,06	0,16	-0,04	-0,05																																	
HCO ₃ ⁻	0,28	0,18	-0,20	0,19	0,38	-0,01	-0,09	0,09	0,01	-0,05																																
NO ₃ ⁻	0,03	0,18	-0,22	-0,08	0,20	0,05	0,18	0,21	-0,02	-0,05	0,01																															
Na	0,02	0,45	0,15	0,05	0,18	0,10	0,03	0,42	0,33	-0,04	0,05	-0,04																														
Mg	0,01	0,62	-0,13	0,00	-0,07	-0,01	-0,06	-0,15	-0,03	0,81	0,13	0,00	-0,08																													
Ca	0,12	0,73	-0,09	0,01	-0,02	0,08	0,18	-0,07	-0,03	0,33	0,15	0,10	-0,07	0,71																												
K	-0,04	0,26	0,35	0,02	0,63	0,00	0,14	0,76	0,10	0,07	0,21	0,05	0,38	-0,05	0,02																											
PO ₄ ³⁻	0,06	0,28	-0,11	-0,04	-0,04	0,11	0,05	0,06	-0,01	0,33	-0,03	-0,03	0,01	0,42	0,24	0,01																										
SiO ₂	0,04	0,43	-0,06	-0,04	0,07	-0,03	0,02	0,00	-0,05	0,61	0,11	0,04	-0,02	0,81	0,47	0,11	0,48																									
B	0,19	0,09	-0,07	-0,02	0,11	-0,07	-0,07	0,01	0,06	-0,01	0,23	0,00	0,06	-0,02	0,05	0,06	-0,02	0,05																								
F ⁻	0,15	0,68	-0,19	0,04	-0,01	0,04	0,02	0,03	0,07	0,78	0,11	0,02	0,07	0,88	0,69	0,05	0,36	0,77	0,06																							
Li	-0,12	0,37	0,41	-0,05	0,54	-0,05	0,05	0,58	0,07	0,28	0,09	-0,09	0,27	0,19	0,20	0,75	0,03	0,25	0,24	0,23																						
Sr	0,08	0,36	-0,14	0,02	-0,04	0,31	0,05	-0,13	-0,07	0,40	0,10	0,04	-0,09	0,40	0,43	-0,10	0,15	0,24	0,02	0,39	0,10																					
Br ⁻	0,03	0,25	-0,12	0,34	0,24	-0,04	0,06	0,18	0,14	0,12	0,24	0,26	0,14	0,10	0,20	0,05	-0,03	0,12	0,21	0,15	0,13	0,26																				
Fe	0,13	0,10	0,11	0,05	0,15	0,11	-0,02	0,21	0,00	0,08	0,09	-0,10	0,10	0,14	0,01	0,25	0,11	0,19	-0,01	0,37	0,62	0,21	0,01																			
Mn	0,14	0,09	-0,20	-0,01	0,22	0,03	0,14	0,27	-0,01	-0,01	-0,12	0,71	-0,01	0,04	0,04	0,00	0,07	0,12	0,05	0,10	-0,04	0,03	0,39	0,00																		
Cu	0,01	0,00	0,17	-0,01	0,20	0,06	0,00	0,21	0,01	-0,06	0,05	-0,10	0,10	-0,03	-0,11	0,28	-0,02	0,04	0,02	-0,06	0,58	-0,12	-0,02	0,88	-0,02																	
Zn	0,04	0,25	0,02	-0,05	-0,07	-0,03	-0,06	-0,02	0,05	0,37	0,01	-0,20	0,05	0,51	0,23	0,02	0,34	0,56	-0,05	0,63	0,17	0,06	-0,07	0,50	0,01	0,44																
Pb	-0,08	-0,02	0,06	-0,02	-0,02	-0,04	0,01	0,01	0,03	-0,02	-0,02	-0,04	0,03	-0,04	-0,02	0,03	-0,01	-0,04	-0,04	-0,06	-0,03	-0,06	-0,04	-0,01	-0,03	0,17	0,18															
Ni	-0,01	0,10	0,00	0,17	0,06	0,01	0,01	0,12	0,21	-0,02	0,08	0,03	0,22	-0,04	0,00	0,05	0,03	0,00	-0,03	0,04	0,03	-0,02	0,17	0,09	0,10	0,04	0,11	0,01														
Cr	-0,13	-0,07	0,13	0,21	-0,04	0,01	0,03	0,02	-0,03	-0,02	0,02	-0,07	-0,01	-0,01	-0,04	0,01	0,01	0,01	-0,05	-0,05	-0,02	-0,05	0,13	-0,02	0,01	0,10	0,00	0,30	0,35													
Cd	-0,14	0,10	0,13	-0,01	0,36	-0,07	0,20	0,43	0,16	-0,06	0,03	0,00	0,30	-0,07	-0,10	0,48	-0,03	0,01	-0,07	0,00	0,50	-0,09	0,00	0,16	0,07	0,23	0,10	0,36	0,08	0,02												
As	-0,01	0,06	0,30	-0,04	0,58	-0,03	0,30	0,46	0,05	-0,02	0,13	0,00	0,24	-0,13	-0,05	0,60	0,03	0,12	0,03	-0,05	0,50	-0,14	-0,03	0,12	-0,03	0,22	0,00	0,09	0,05	0,13	0,28											
Al	-0,07	-0,11	0,37	-0,02	0,38	0,01	0,04	0,49	0,00	-0,13	0,03	-0,16	0,20	-0,15	-0,22	0,54	0,06	-0,03	-0,06	-0,13	0,44	-0,17	-0,09	0,21	-0,05	0,36	0,12	0,36	0,01	0,30	0,37	0,41										
Ba	0,04	0,04	-0,21	-0,06	0,11	-0,03	-0,08	-0,10	0,06	-0,22	0,38	0,52	-0,05	0,14	-0,03	-0,11	-0,18	0,13	-0,02	-0,05	-0,08	0,03	0,21	-0,13	0,26	-0,10	-0,16	-0,11	0,01	0,02	-0,14	-0,12	-0,21									
Co	0,03	0,18	-0,18	-0,11	0,07	0,05	0,15	0,08	0,01	0,14	0,42	0,03	0,00	0,20	0,24	0,07	0,12	0,02	-0,08	0,21	0,00	-0,05	0,09	0,00	0,04	-0,08	0,14	0,00	0,14	0,13	0,08	0,00	-0,01	0,12								
Y	-0,13	0,13	0,40	-0,07	0,44	0,07	0,44	0,50	0,03	0,03	0,10	-0,06	0,21	-0,16	-0,04	0,67	0,03	0,13	-0,06	-0,05	0,52	-0,24	-0,04	0,46	-0,02	0,37	0,05	-0,01	0,00	0,03	0,34	0,45	0,41	-0,07	0,20							
TC	-0,53	0,11	-0,32	-0,21	-0,10	0,21	-0,17	-0,15	0,10	-0,11	0,39	0,12	0,06	0,33	-0,03	-0,07	-0,06	0,02	-0,29	0,35	-0,19	0,50	-0,03	-0,41	-0,11	-0,26	0,00	0,19	0,09	-0,13	0,09	-0,21	-0,01	0,16	0,58	0,03						
TOC	0,32	0,08	0,01	-0,4	0,36	0,42	0,32	0,30	0,04	0,16	-0,34	0,37	0,12	-0,17	0,06	0,30	0,67	-0,04	-0,04	0,27	0,31	-0,08	0,33	0,34	0,48	0,05	-0,06	-0,05	0,24	-0,01	0,11	0,26	-0,01	-0,04	0,15	0,31	-0,17					
	T	Coad	pH	O ₂	CO ₂	urbid	NO ₂	DQO	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	Na	Mg	Ca	K	PO ₄ ³⁻	SiO ₂	B	F ⁻	Li	Sr	Br ⁻	Fe	Mn	Cu	Zn	Pb	Ni	Cr	Cd	As	Al	Ba	Co	Y	TC	TOC				

Tabla 10.2 Coeficientes de regresión lineal entre variables. Total de las muestras

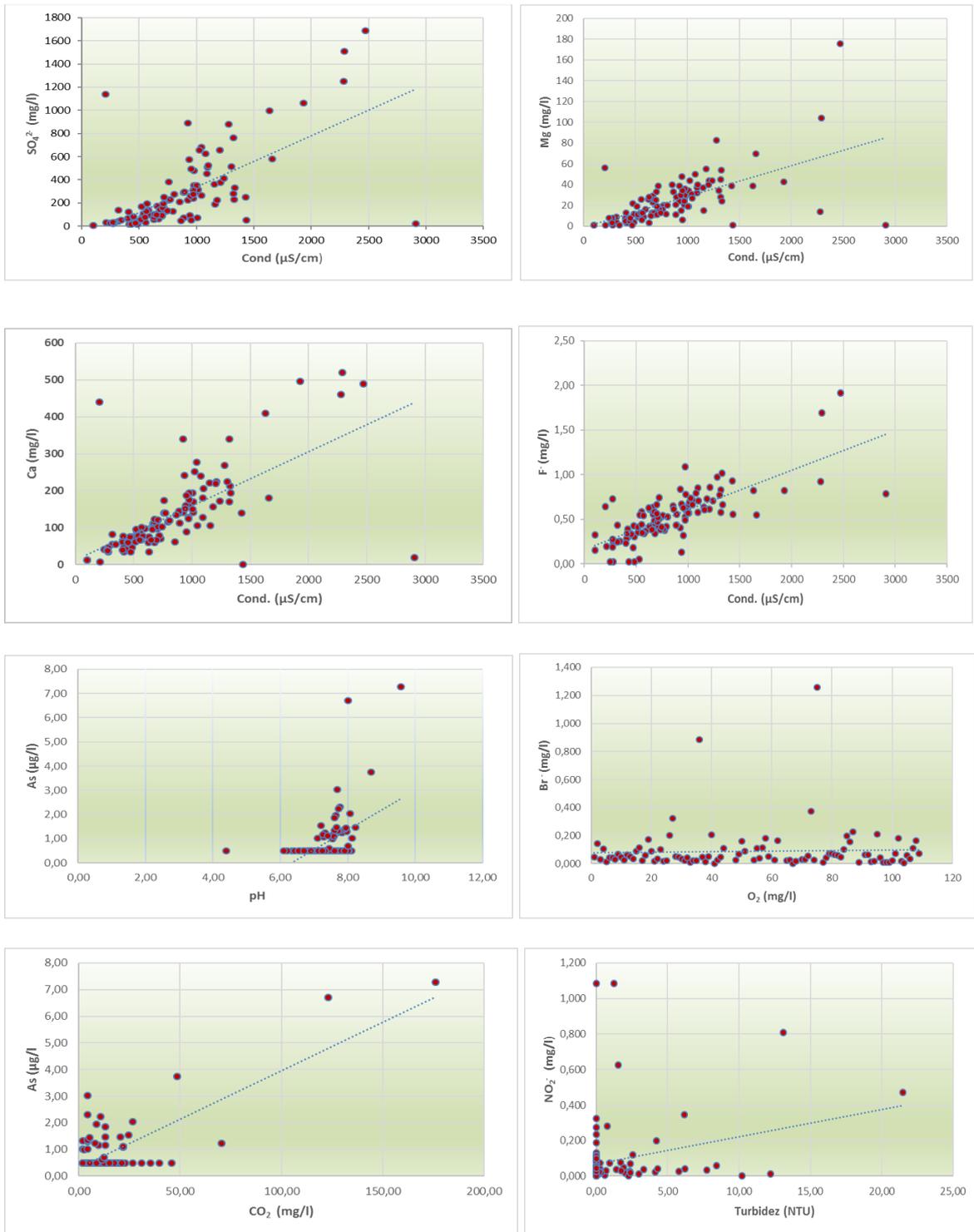


Figura 10.1.1 Correlaciones entre parámetros hidroquímicos

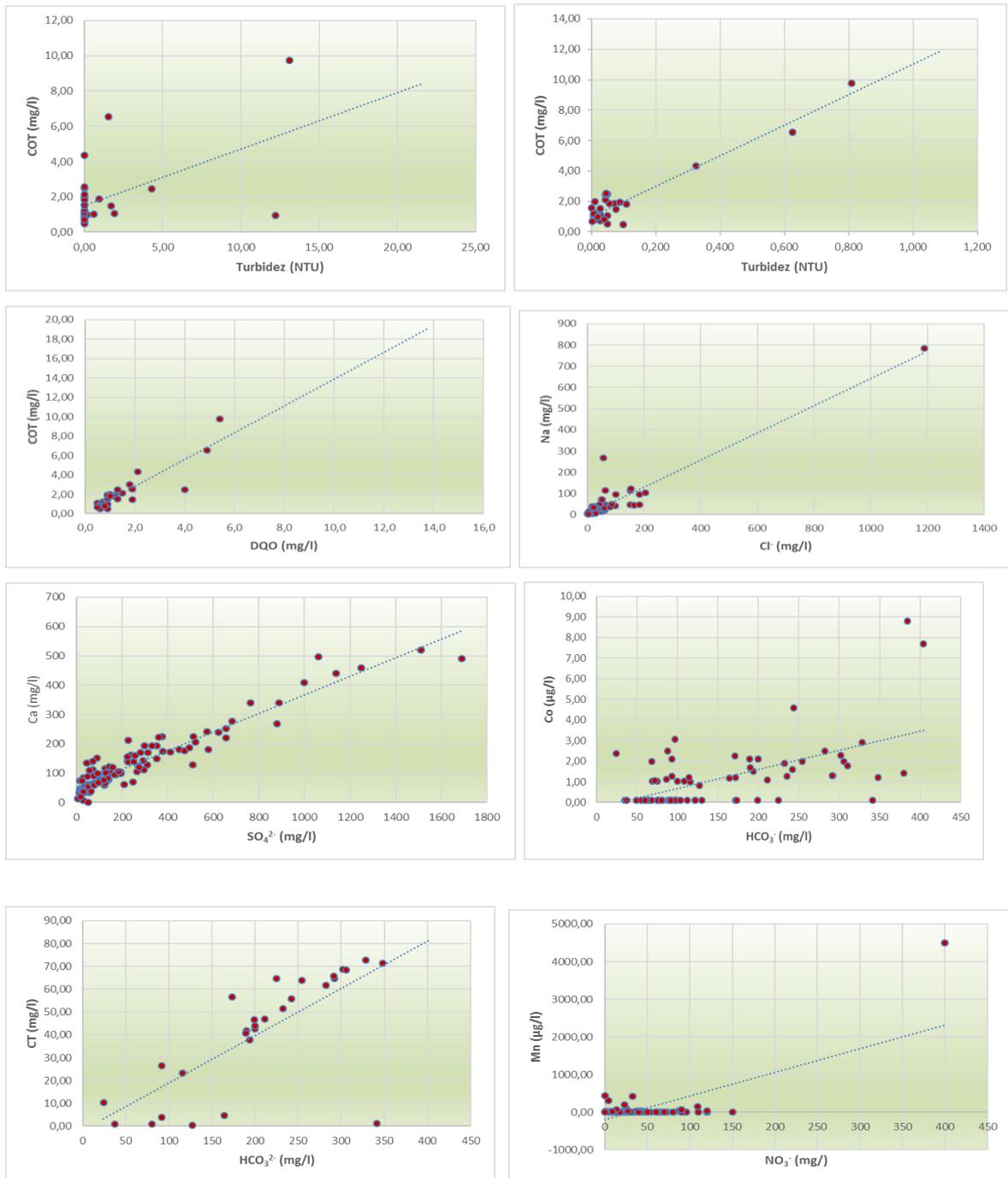


Figura 10.1.2 Correlaciones entre parámetros hidroquímicos

10. Estadística Multivariante

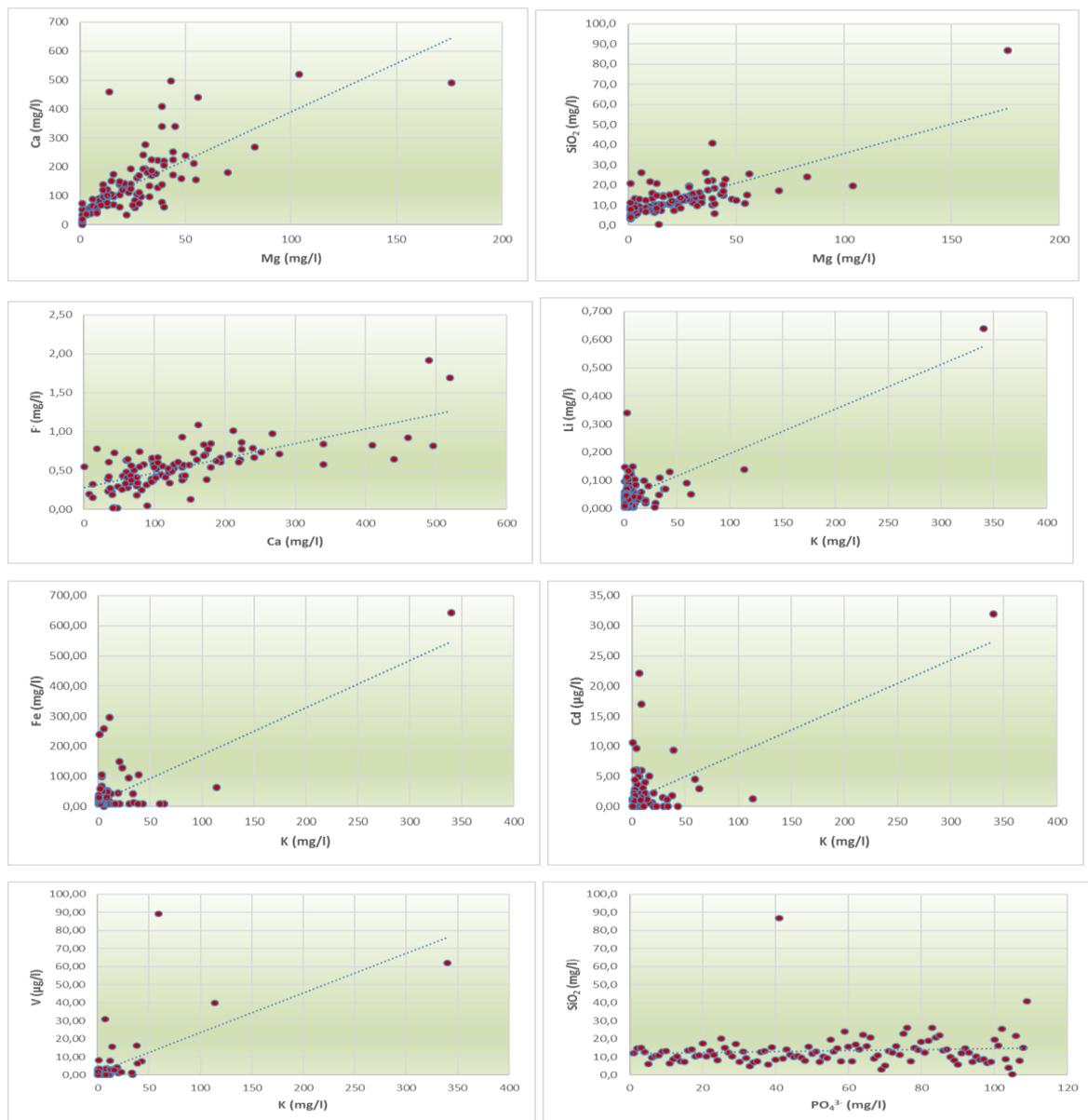


Figura 10.1.3 Correlaciones entre parámetros hidroquímicos

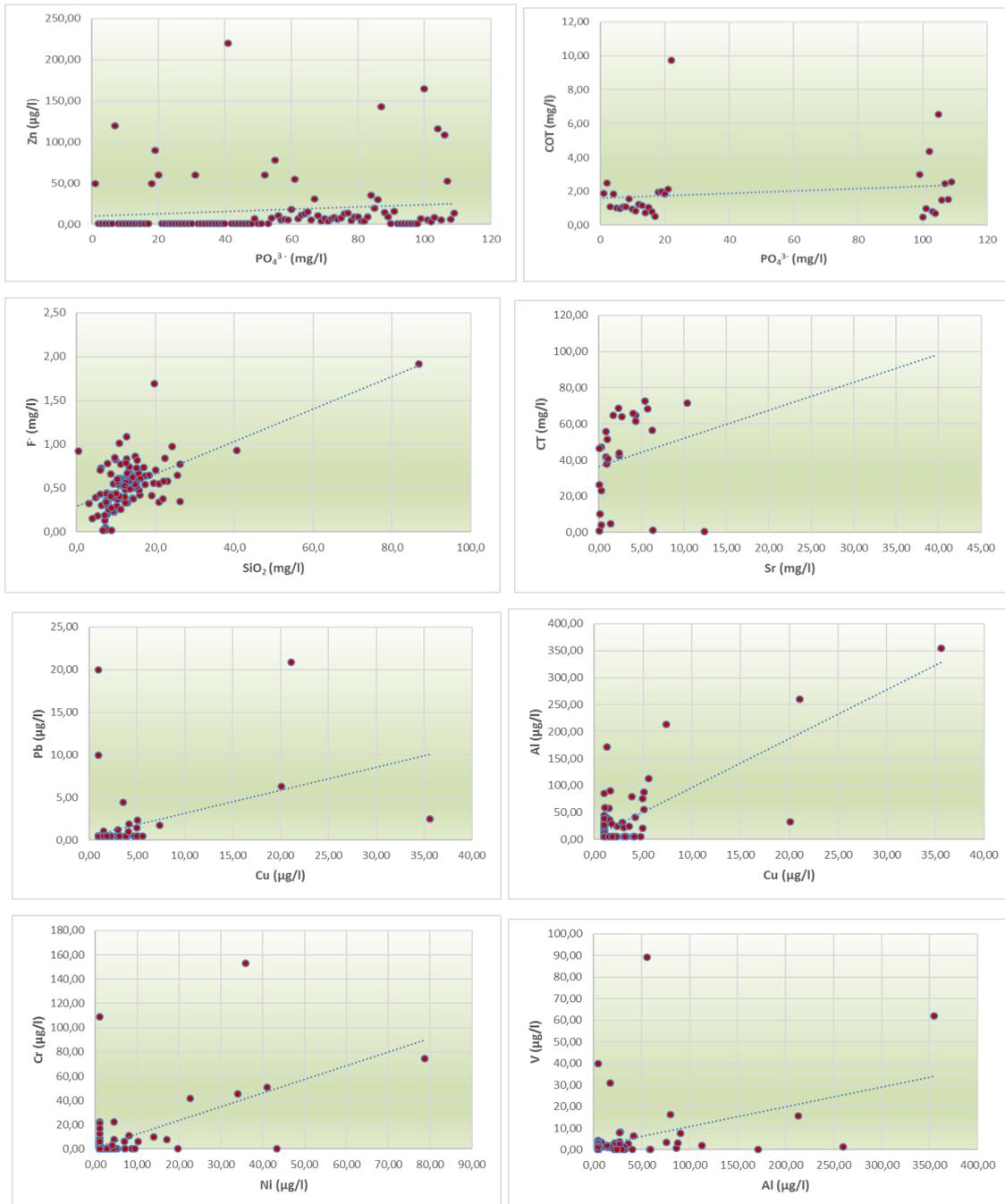


Figura 10.1.4 Correlaciones entre parámetros hidroquímicos

10.3 Análisis factorial

El Análisis Factorial es una herramienta estadística utilizada con frecuencia en la interpretación hidroquímica de las aguas subterráneas que tiene como objetivo reducir el número de datos (sean muestras o sean variables), y determinar los procesos que expliquen las relaciones observadas entre los datos. De este modo las concentraciones de los diferentes elementos en el agua subterránea pueden estar relacionadas en función de diversos procesos físico-químicos subyacentes como, reacciones de disolución-precipitación de carbonatos, procesos de intercambio iónico y meteorización de silicatos (Renau, 2010).

Como resultado del análisis se obtiene un nuevo conjunto de variables que contiene más información en menos variables que el conjunto de los datos originales, estas nuevas variables se denominan factores. Al menos uno de estos factores contribuye a explicar más varianza total que cualquiera de las variables originales; así, en general, los dos o tres primeros factores explicarán la mayor parte de la varianza del conjunto de los datos. El análisis factorial sólo demuestra la existencia de ciertas relaciones entre las variables, correspondiendo al investigador, con su conocimiento del sistema en estudio, explicarlas. Mientras que las variables que describen el sistema, pueden estar relacionadas entre sí, los factores son totalmente independientes.

El objetivo del Análisis Factorial por componentes principales es transformar variables de modo que considera que los ejes de referencia de los factores lleguen a ser ortogonales, lo que permitirá la definición de nuevas variables independientes. El eje del primer factor explica la máxima varianza, el eje del segundo maximiza la varianza residual, y así sucesivamente (Vallejos, 2001). Si se utiliza la rotación "Varimax", los ejes de los factores ortogonales se sitúan de modo que la varianza de cada factor sea máxima (Molina Pérez, 1987). De esta rotación de los factores, resulta una distribución más homogénea de los pesos o factores de carga, que la producida por el método de componentes principales.

La aplicación del análisis factorial, a los datos hidroquímicos de las aguas analizadas agrupará un cierto número de variables químicas en factores, procediendo posteriormente a interpretar cada factor, de modo que expliquen los principales fenómenos que intervienen en la mineralización de las aguas subterráneas de la zona de estudio. Se han incluido en este análisis estadístico multivariante, las variables conductividad, pH, DQO, cloruro, sulfato, hidrogenocarbonato, nitrato, sodio, magnesio, calcio, potasio, fosfato, sílice, boro, fluoruro, litio, estroncio, hierro, manganeso, cobre, cinc, plomo, níquel, cromo, cadmio, arsénico y aluminio.

El análisis factorial extrae, en principio, un número de factores igual al de las variables de partida; supone a los factores, obtenidos por combinación lineal de las variables originales, e independientes entre sí. La elección del porcentaje de varianza total explicada por los nuevos factores, es el hecho que determinará el número de factores a mantener. Se considera que el total de la varianza está definido como la suma de los elementos diagonales de la matriz de correlación. En este estudio se han considerado representativos aquellos factores cuyo autovalor es superior a 1,0; por lo tanto, se han seleccionado ocho factores (véase tabla 10.3), los cuales explican el 78,80% de la varianza total, pero simplificando drásticamente el número de 27 variables inicialmente consideradas.

Los resultados más importantes, se exponen en las tablas 10.3 a 10.6, así como en las figuras 10.2.1 a 10.2.4. La tabla 10.3 recoge los doce primeros factores extraídos por el análisis factorial, exponiendo además la varianza total que explican (autovalor), así como el porcentaje de la varianza total que explican. La última columna de la tabla 10.3, contiene además las varianzas acumuladas, de forma sucesiva, por los factores.

Factor Número	Eigenvalor	Porcentaje de Varianza	Porcentaje Acumulado
1	6,1287	22,699	22,699
2	5,28824	19,586	42,285
3	2,32685	8,618	50,903
4	1,92144	7,116	58,019
5	1,71916	6,367	64,387
6	1,40806	5,215	69,602
7	1,32275	4,899	74,501
8	1,16035	4,298	78,798
9	0,871068	3,226	82,025
10	0,732218	2,712	84,736
11	0,685985	2,541	87,277
12	0,550406	2,039	89,316

Tabla 10.3 Factores extraídos, autovalores y varianza que explican

Los restantes factores despreciados (del 9 al 27) no se han tenido en cuenta porque se correlacionan exclusivamente con una única variable, porque explican un porcentaje poco significativo de la varianza total y porque su introducción genera más confusión en la explicación global del problema que su exclusión. Por otro lado, el primer factor explica por sí solo el 22,70 % del total de la varianza del sistema, lo cual pone de manifiesto la existencia de un proceso geoquímico dominante, a la hora de explicar la hidrogeoquímica de la zona de estudio.

Para poder realizar una mejor interpretación geoquímica de los factores obtenidos, se ha efectuado, mediante el programa estadístico, una rotación ortogonal “varimax” de los citados factores. Este procedimiento hace que la distribución de los factores de carga y la varianza explicada por cada factor, sean más homogéneas. Los resultados se exponen en la tabla 10.4, que muestra los factores de carga o pesos de cada variable con los factores rotados.

	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 5	Factor 6	Factor 7	Factor 8
Cond	0,163956	0,747899	0,179633	0,525317	0,0975161	-0,00967609	-0,00602769	0,0486504
pH	0,552348	-0,0651451	-0,0848201	0,0107631	-0,217974	0,114809	-0,0584183	-0,547583
DQO	0,812177	-0,0456615	-0,0071153	0,219123	0,288271	-0,0029765	-0,0661418	0,11501
Cl ⁻	0,0233227	-0,0095776	-0,0185063	0,971084	-0,0221787	0,0646018	0,0117479	-0,0109899
SO ₄ ²⁻	0,0399533	0,89734	0,260894	-0,0409844	-0,051579	0,00646131	-0,0230249	-0,179963
HCO ₃ ⁻	0,135958	0,0991946	-0,015548	-0,0293774	-0,0885165	0,0543205	0,0656049	0,838075
NO ₃ ⁻	-0,0427464	0,0639617	-0,112919	-0,0170164	0,907663	-0,0551148	-0,0580796	0,0555179
Na	0,3111	-0,0324662	-0,00688965	0,926784	-0,0245652	0,0662543	-0,00610875	0,0295221
Mg	-0,0969717	0,743933	0,561428	-0,0704509	-0,0197407	-0,00548667	-0,00330269	0,0718301
Ca	-0,0474236	0,926045	0,121678	-0,0472229	0,0455123	0,00129408	-0,000687694	-0,0284592
K	0,935999	0,0325319	-0,0299307	0,100711	0,0324184	-0,0410226	-0,0724215	0,112112
PO ₄ ³⁻	0,00349817	0,197197	0,898244	0,00641273	0,0262429	0,0163254	-0,0627449	-0,00382044
SiO ₂	0,150915	0,381329	0,79183	-0,0898704	0,0494372	0,0627395	-0,101787	0,0708517
B	0,347267	0,00743885	0,04108	0,0941182	0,00454023	0,0726251	-0,184361	0,498986
F ⁻	0,0274712	0,781932	0,388567	0,157011	0,0740377	-0,015224	0,00142619	0,155304
Li	0,810854	0,282627	0,026173	0,0562754	-0,0749396	-0,0662815	-0,108112	-0,0373175
Sr	-0,0714732	0,615277	-0,0549376	-0,108221	-0,00937331	-0,031907	-0,0288492	0,163334
Fe	0,741158	0,120741	0,267536	0,0951533	-0,0594322	-0,0519056	-0,0412412	0,22402
Mn	0,00854119	-0,00246592	0,107823	-0,00845546	0,912865	0,077256	0,0107772	-0,0837057
Cu	0,811148	-0,118191	0,0243892	-0,0157906	-0,0422765	0,113149	0,357071	-0,017796
Zn	0,0883305	0,21443	0,670685	0,12142	-0,116005	-0,0532517	0,430005	-0,048241
Pb	0,11598	-0,0381871	-0,0113127	-0,00986755	-0,0196521	0,108071	0,918409	-0,0142199
Ni	0,0575475	0,0130202	0,0243121	0,370868	0,0660658	0,821874	-0,11546	0,113659
Cr	0,0699111	-0,041402	0,00579689	-0,131428	-0,0314082	0,905891	0,232519	-0,0228341
Cd	0,658277	-0,0534547	-0,01387	0,232304	0,0221271	-0,0696501	0,258053	0,17527
As	0,767362	-0,0560638	2,70558E-05	-0,0160471	-0,0459947	0,191002	-0,00310358	-0,0320173
Al	0,705565	-0,252186	0,106721	-0,0716545	-0,0986488	0,115926	0,359977	-0,0407181

Tabla 10.4 Factores de carga o pesos de cada variable con los factores rotados

Una vez aplicada la rotación “Varimax”, el programa recalcula los valores de las comunalidades de cada variable; se obtienen así las comunalidades estimadas. La comunalidad de un parámetro es el cuadrado de sus coeficientes de correlación múltiple con los factores e informan de la proporción de la variabilidad de cada variable que es atribuible a factores comunes (véase tabla 10.5). En la tabla 10.6 se recogen los pesos para cada una de las muestras del Acuífero de los ocho factores principales rotados.

En general se considera que aquellas variables con una comunalidad superior a 0,6 están bien explicadas por los factores extraídos. En nuestro caso, con el modelo de 8 factores seleccionados, que explican por sí mismos casi el 80% de la varianza total del sistema, todas las variables están bien explicadas, salvo en el caso del Boro (comunalidad de 0,42) y el Estroncio (comunalidad de 0,43), lo cual nos deberá advertir de que excluimos en nuestro modelo de Análisis Factorial algunos procesos geoquímicos (en los factores no estimados) significativos a la hora de dar una explicación física a la presencia del B y el Sr en las aguas subterráneas estudiadas.

VARIABLE	Comunalidad	Varianza específica
Cond	0,906467	0,0935327
pH	0,680595	0,319405
DQO	0,810492	0,189508
Cl ⁻	0,948906	0,0510937
SO ₄ ²⁻	0,912179	0,0878211
HCO ₃ ⁻	0,746889	0,253111
NO ₃ ⁻	0,852304	0,147696
Na	0,962715	0,0372855
Mg	0,888595	0,111405
Ca	0,879727	0,120273
K	0,908739	0,0912614
PO ₄ ³⁻	0,850689	0,149311
SiO ₂	0,825019	0,174981
B	0,419467	0,580533
F ⁻	0,817644	0,182356
Li	0,764304	0,235696
Sr	0,42702	0,57298
Fe	0,702635	0,297365
Mn	0,858189	0,141811
Cu	0,815181	0,184819
Zn	0,721868	0,278132
Pb	0,870877	0,129123
Ni	0,847707	0,152293
Cr	0,900121	0,0998794
Cd	0,592996	0,407004
As	0,631878	0,368122
Al	0,732356	0,267644

Tabla 10.5 Comunalidades de las variables con los factores rotados

Fila	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 5	Factor 6	Factor 7	Factor 8
1	-0,0910257	-0,451629	0,149112	0,217527	-0,605215	-0,102717	3,35011	1,35959
2	-0,450261	3,65276	0,744337	0,805648	1,06944	-0,275499	-0,322532	2,70423
3	-5,40406	-0,25038	-0,034173	-1,36034	0,973414	-1,16858	-0,0946741	3,99862
4	-1,83468	1,89038	0,394302	0,349142	0,877398	-0,490215	-0,491237	3,26215
5	-3,82226	-3,40606	-1,71725	-1,31682	-0,366457	-0,871224	-0,271376	0,155291
6	-3,48194	-1,50191	-1,13694	-1,09547	0,806631	-0,791256	-0,320708	1,18033
7	1,42119	-0,4351	1,39219	0,535439	-1,05596	-0,279067	8,10866	0,594334
8	-1,67408	-0,96063	-0,989417	-0,637308	-0,655729	-0,451091	-0,651256	0,236578
9	-2,06142	1,82402	0,0979783	-0,810078	0,98525	-0,492685	-0,65996	2,32181
10	-2,98804	-0,318144	-0,420878	-1,14711	0,0369821	-0,630781	-0,365247	1,65175
11	-2,51596	-3,5456	-2,25167	-1,48018	-0,331782	-0,633204	-0,471923	-0,307461
12	-2,25464	-1,49741	-1,68216	0,252913	0,912638	-0,558503	-0,562742	0,574854
13	-2,41032	-2,40722	-1,42109	-0,730088	-0,169032	-0,510642	-0,639455	0,429563
14	-2,29967	-2,38231	-1,77582	-0,741796	0,363924	-0,584708	-0,343439	-0,0802062
15	-3,01108	-2,25486	-2,01589	0,654631	0,527432	-0,424618	-0,452072	0,127759
16	-2,43823	1,59364	-0,126099	-0,624121	0,346852	-0,499217	-0,465212	1,15328
17	-1,23363	-0,739568	-0,633639	-1,72656	-1,23983	-0,39474	0,112011	1,67016
18	-1,07012	-1,61209	-0,471273	0,131334	-0,29054	-0,377012	0,28085	1,24524
19	-0,788249	4,00025	2,59996	1,97916	-0,855807	-0,0802283	0,775778	2,64535
20	-0,738909	2,78167	1,80606	0,393135	-0,390745	0,0961905	0,0808987	2,96341
21	-2,76408	-4,15312	-1,85292	-0,824396	0,566555	-0,868326	-0,127769	0,224666
22	1,05143	-2,32623	-0,324662	0,996573	2,66979	-0,632078	-0,749462	0,689776
23	-3,53773	1,75086	-0,0910508	-0,489483	0,708471	-0,814622	-0,463738	1,73643
24	-2,51492	-3,68815	-1,6687	-1,13481	-0,590253	-0,80689	-0,314404	0,188358
25	0,932612	3,22672	1,01979	0,273513	1,22189	-0,747241	-0,998721	1,642
26	-1,24971	-0,0832369	-0,22123	0,131088	17,3431	0,925258	-1,09974	-0,81814
27	-1,1528	3,36925	-0,456653	-1,75554	-1,11754	-0,843987	-0,87019	1,79312
28	-2,76375	-1,93477	-1,47803	-0,427025	0,24917	-0,718367	-0,573788	-0,74939
29	-2,15875	4,01445	1,49991	-0,312034	-0,421838	-0,627944	-0,739391	-1,17494
30	-2,44139	-3,93731	-2,30218	-1,24615	-0,969424	-0,58075	-0,439611	-0,367811
31	2,71768	2,66019	2,11815	0,136692	-0,42731	-0,540528	-0,145468	1,80338
32	-2,0843	-2,08007	-1,47823	-0,923375	-0,600701	-0,579196	-0,751927	-0,317815
33	-3,86599	-4,31655	-2,2978	-1,30137	-0,412061	-0,870574	-0,360876	-0,465728
34	-3,26496	-4,8503	-2,66892	-1,54811	-0,607603	-0,740837	-0,376306	-0,797038
35	-3,31318	-4,85898	-2,58908	-1,67592	-0,64704	-0,692034	-0,454944	-1,00601
36	2,49072	2,66213	0,933554	3,26013	0,420658	4,96074	-0,983724	5,46227

Tabla 10.6a Pesos para cada una de las muestras de los ocho factores principales rotados

Fila	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 5	Factor 6	Factor 7	Factor 8
37	-0,193601	-1,57217	-0,900666	-0,292946	1,08279	-0,401316	-0,898319	1,59192
38	-3,76719	-3,9396	-2,116	-1,39944	-0,429061	-0,771975	-0,360962	-0,0266542
39	-2,11581	11,6444	1,63058	-0,369548	1,25708	-0,860874	-0,926511	1,2594
40	-1,8634	1,715	-0,326533	2,11324	-0,125454	-0,596874	-0,552377	0,238783
41	2,92846	26,1047	27,9206	1,14902	0,384549	0,014564	0,394867	1,44975
42	-2,39659	-2,03242	-1,31584	-0,55871	-0,291385	-0,572852	-0,486698	0,170699
43	-0,465326	0,0631396	-0,694865	-0,777876	0,324227	-0,707848	-0,799503	-0,717406
44	-1,7961	3,70512	0,268279	0,0868295	-0,132999	-0,862823	-0,715429	-0,687158
45	-1,21343	7,66738	1,0506	0,283004	-0,439946	-0,829457	-0,701266	-1,23124
46	-0,590329	3,15376	0,132318	-0,419163	-0,416346	-0,761917	-0,759247	-1,97978
47	0,765316	4,08202	0,0872265	-0,151111	-0,526037	-1,12501	-1,03173	-0,853638
48	-2,74414	-2,86664	-1,8364	-0,963819	-0,642717	-0,797827	-0,50775	-1,01524
49	-2,04162	4,06856	0,673286	-0,782795	-0,527213	-0,591943	-0,675627	-1,23823
50	-2,62318	0,0723637	-0,620718	-0,198132	0,191883	-0,867187	-0,582013	-0,426986
51	-0,549094	0,660298	-0,353289	0,111179	-0,742899	-0,679614	-0,752653	-1,27903
52	-0,765191	-0,0499346	0,108346	-0,435619	-0,769586	-0,79142	0,316499	-0,741889
53	-1,14916	0,665057	-0,76709	-0,518406	-0,479795	-0,794405	-0,762691	-1,49574
54	-2,37862	-4,53441	-1,89224	-1,3453	-0,788219	-0,563465	-0,133701	-1,30353
55	2,19991	0,119172	1,64009	-0,499384	-0,426096	0,197516	3,68236	-1,42392
56	-1,36719	-3,47796	-1,53575	-0,965254	-0,587843	-0,383453	-0,553446	-1,17455
57	2,04569	-1,68508	-0,459486	-0,346319	-0,796794	-0,394465	-0,376324	-0,868012
58	-0,926492	-1,59361	-2,0337	1,89112	0,584337	-0,774817	-0,797255	-1,45571
59	-0,979794	7,03713	3,42313	-0,568598	-0,650094	-0,300549	-0,492377	-0,926057
60	2,33153	2,61054	0,841245	1,55557	1,29261	0,432044	0,501948	1,14463
61	9,20918	-4,8233	-0,338144	-1,73604	-1,67127	6,37312	11,3716	-1,64357
62	-0,373993	4,2116	1,12362	-0,598143	0,40463	-0,483832	-0,873878	-0,473121
63	-0,749671	-1,89026	-0,980609	-0,786274	-0,79598	-0,460717	-0,573067	-1,56186
64	1,08728	5,63886	1,92069	0,190126	-0,353518	0,168223	-1,06924	-1,02398
65	-0,822277	-3,14248	-0,477759	-1,18199	-1,06368	8,98371	1,29449	-0,258029
66	4,92099	-1,96692	-0,477734	-0,372679	0,0843192	0,924199	-0,998555	0,815594
67	3,60112	-5,38749	-1,64134	-0,0966356	-0,377213	0,860321	1,20892	-1,08096
68	0,177827	-2,97503	-1,35731	-0,9988	0,528412	0,200122	0,888254	-0,865341
69	-1,96727	-5,53091	-2,79051	-1,67943	-1,27726	-0,619695	-0,284768	-2,38115
70	-2,40117	-4,19298	-2,82718	-1,37763	0,921628	-0,701926	-0,382904	-1,74605
71	-2,58924	0,0770052	-0,203925	-1,08664	0,786858	-0,606417	-0,600807	-0,298021
72	0,195723	3,72193	1,02008	0,38773	0,107276	3,99219	-0,153554	-0,689537

Tabla 10.6b Pesos para cada una de las muestras de los ocho factores principales rotados

Fila	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 5	Factor 6	Factor 7	Factor 8
73	0,494161	-1,17436	-0,719224	-0,0698024	-0,319806	-0,220468	-0,491988	0,204534
74	0,204312	-4,35815	-1,7119	1,03769	-0,608195	9,08183	-0,421755	-0,781914
75	1,45811	5,83464	2,13248	0,811375	-0,158612	3,233	-0,120056	1,64323
76	1,23016	2,49761	1,81056	-0,746696	-0,861653	0,762525	-0,0506951	-0,27981
77	3,64436	-6,59264	-1,91283	-1,40871	-1,85639	1,55337	2,19712	-2,38737
78	-1,46253	-1,08369	-0,703697	-1,02265	0,0132233	-0,0577876	-0,372364	-1,82046
79	-2,61412	-1,44276	-0,617918	-1,02659	0,445656	-0,692493	-0,464533	-0,687724
80	-0,534653	-0,0396868	0,507356	0,239391	-0,76185	-0,767618	-0,148706	-0,295783
81	-1,44547	-1,27249	-0,957955	-0,554148	0,784062	-0,864658	-0,521302	-0,815773
82	-1,23913	-1,2902	-0,622991	-0,98286	1,21374	-0,808175	-0,594686	-0,95901
83	6,60106	-2,8676	-0,319577	-0,522555	-1,35874	1,15368	0,0661367	-0,929195
84	52,7453	-1,85948	2,90021	8,85424	-1,36671	2,52642	4,45828	5,82649
85	1,43024	1,40918	1,32367	1,43221	-0,623767	-0,393359	-0,151046	-0,0708959
86	2,60411	0,400994	0,252924	2,59779	-0,119175	-0,201079	-1,18266	3,62568
87	-0,143151	2,87279	2,84327	0,11023	-0,880015	-0,858316	0,544904	-0,961611
88	-1,40109	-2,51822	-1,38586	-0,0640589	-0,168225	-0,736405	-0,292211	-1,06068
89	-1,12867	-4,04689	-1,82915	-1,1207	-0,810336	-0,637378	0,325157	-1,15959
90	-1,78386	2,41429	-0,199465	-0,00111909	-0,228241	-0,675112	-0,645301	-1,11061
91	0,00217013	-0,861581	-0,564223	-0,672516	-0,517549	-0,0923719	1,22883	-1,75179
92	-0,866152	-1,54	-0,72867	-0,632169	-0,893485	-0,490467	-0,60447	-1,04818
93	-1,86322	-3,39475	-1,55054	-1,06717	-0,678401	-0,334942	-0,513311	-1,04612
94	-2,27087	-3,26716	-1,92945	-1,22819	-0,694933	-0,623449	-0,558294	-1,34062
95	2,27096	0,107545	1,15057	3,31522	1,83208	1,0992	-1,25488	2,55023
96	-0,963782	-1,75792	-1,44939	-0,601625	-0,494736	-0,61124	-0,600468	-0,606845
97	-2,23095	-5,1073	-2,5125	-1,68482	-0,960182	-0,589115	-0,454167	-1,24019
98	-2,36601	-5,35941	-2,7184	-1,75825	-1,13811	-0,58029	-0,431691	-1,45887
99	0,671049	-5,74674	-2,02471	-1,67711	-1,2487	-0,233347	0,683583	-1,73288
100	-0,429028	17,207	8,79291	1,1288	-0,908127	-1,07496	1,06172	-0,0306417
101	-2,14098	0,711275	-0,308949	-0,974273	1,27588	-0,725464	-0,56271	1,9398
102	1,11468	5,87277	2,78737	-1,24071	-0,386152	-0,363315	-0,918459	-0,100843
103	0,53309	-4,9971	-1,83815	-1,52633	-1,35451	-0,105345	0,399399	-1,83648
104	-0,391012	-5,87477	-0,568665	-1,62899	-1,74872	-0,499869	2,02009	-2,27184
105	6,92171	7,77123	0,319479	3,11309	2,28368	-0,258535	-1,23123	-1,8072
106	3,51698	-2,19174	1,54247	-0,277682	-0,572776	-0,129022	1,3146	-0,377339
107	9,61003	0,292189	0,414659	23,2118	-0,268016	3,94804	0,794404	0,27255
108	-0,111	2,42742	0,893264	1,50768	-0,0944049	-0,694846	-0,563356	0,767023
109	2,76654	4,03411	2,96049	1,06024	2,2683	-0,184803	-0,946579	1,60658

Tabla 10.6c Pesos para cada una de las muestras de los ocho factores principales rotados

10.3.1 Interpretación de los factores

Los factores obtenidos mediante la aplicación del análisis factorial a los datos hidroquímicos del acuífero resumen la información hidrogeoquímica de las muestras estudiadas. La tabla 10.4, que expone los factores de carga o pesos, de las veintisiete variables estudiadas, para los ocho factores rotados se representan en diagramas bidimensionales, mediante ejes cartesianos ortogonales

(figuras 10.2.1 y 10.2.2) que representan las “coordenadas” de cada variable para cada pareja de factores. La representación de los factores para todas las muestras agrupadas en las cuatro clases hidrogeológicas en las que se han clasificado las aguas estudiadas se recogen en las figuras 10.2.3 y 10.2.4.

I. Primer factor

Este factor representa el 22,70 % de la variabilidad total del sistema, y por tanto teóricamente exhibe el principal proceso geoquímico a la hora de explicar las composiciones químicas de las aguas estudiadas, sin embargo no hay que olvidar que lo que realmente representa es el principal proceso responsable de la varianza del conjunto de los datos. Está relacionado con el contenido de potasio ya que dicho factor se correlaciona fuertemente con él con un peso de 0,94. Los valores de DQO, litio y cobre influyen en el primer factor con un peso superior a 0,81. De forma importante, los contenidos de arsénico hierro, cadmio, aluminio (pesos de los factores comprendidos entre 0,66 y 0,77) también afectan al primer factor con un peso superior a 0,65. El menor peso del factor (0,55) se observa con la variable pH.

El significado físico de este primer Factor parece vinculado a procesos relacionados con la contaminación de las aguas subterráneas, dada la presencia de un contaminante alcalino como el K, de un parámetro indicador de la contaminación orgánica como la DQO y de parámetros de contaminación metálica como al Al, As, Cd, Cu y en menor medida Fe y Li. La presencia del Litio en este grupo nos evidencia su comportamiento geoquímico supeditado al K, al que suele acompañar.

II. Segundo factor

Este segundo factor supone casi el 20% de la variabilidad total en el quimismo de las aguas de la zona de estudio. Está relacionado principalmente con los contenidos de calcio y sulfato, con pesos de 0,93 y 0,90 respectivamente. Los pesos del factor con las variables: magnesio, conductividad y fluoruro superan el valor de 0,73 mientras que toma un valor de 0,62 para el estroncio. No es despreciable su vinculación con la sílice (con un peso para este factor de 0,4).

La interpretación física de este factor 2 está claramente asociada a la disolución de materiales yesíferos, ampliamente representados en numerosas facies sedimentarias del terciario subyacente, sobre el que se sitúan los aluviales cuaternarios. La disolución de yesos, es la principal causa de aporte de sulfatos y de calcio a las aguas subterráneas de la zona, pero también de su conductividad eléctrica. Este segundo factor visualiza con claridad que la presencia de fluoruros y

de estroncio y magnesio en los acuíferos urbanos de Burgos, también viene asociada a los procesos de disolución de yesos, como minerales acompañantes minoritarios.

III. Tercer factor

Este factor explica el 8,62 % de la varianza total del sistema. Los contenidos de fosfato y sílice influyen principalmente en este tercer factor, con pesos de 0,90 y 0,79 respectivamente. En cierta medida se correlaciona también con los contenidos de cinc (0,67) y magnesio (0,56). El fluoruro tiene un peso en este Factor de casi 0,4.

Desde el punto de vista geoquímico este tercer Factor está asociado a la hidrólisis de silicatos de magnesio y de sales dobles (hidróxidos, fluoruros y fosfatos) de calcio y magnesio. Parece ser que la presencia de zinc asociados a estos minerales, es la causa principal de su presencia –de por sí pequeña- en las aguas subterráneas estudiadas.

IV. Cuarto factor

Este factor explica el 7,12 % de la varianza total del sistema. Se relaciona fundamentalmente con el cloruro (0,97) y el sodio (0,93) y en menor medida con la conductividad con un peso de 0,53.

Geoquímicamente la interpretación física de este Factor, que explica en su totalidad la presencia de cloro y de sodio en estas aguas, viene dada por todos los procesos naturales (disolución o hidrólisis de sales que contengan simultáneamente Na y Cl) o antrópicos (contaminación, por ejemplo por el masivo empleo de fundentes en los meses de invierno) que se desarrollan en la zona.

V. Quinto factor

Este factor explica el 6,37 % de la varianza total del sistema. Los contenidos de nitratos y manganeso muestran una fuerte influencia sobre este factor con valores próximos a 0,91.

La presencia de nitratos en las aguas subterráneas en la zona es inequívocamente provocada por acciones antrópicas (como ocurría con el Factor 1), ya sean excedentes de la fertilización nitrogenada de cultivos, parques y jardines o por pérdidas o vertidos de aguas residuales desde la red de colectores. Su vinculación a los mayores contenidos de manganeso probablemente esté relacionada con procesos redox que permiten una mayor movilidad de este metal en presencia de nitratos.

VI. Sexto factor

Este factor explica el 5,22 % de la varianza total del sistema. Tal y como se recoge en la tabla el sexto factor se ve afectado por los contenidos de níquel y cromo con cargas de 0,82 y 0,91 respectivamente.

Se trata de metales que no están presentes en las aguas subterráneas de la zona de forma natural, por lo cual su origen será inequívocamente antrópico, asociado a contaminación hidrogeológica procedente de actividades fabriles y metalúrgicas.

VII. Séptimo factor

Este factor explica el 4,90 % de la varianza total del sistema. Está influenciado principalmente por el plomo con una carga de 0,91. También se aprecia cierta relación con el **cinc** con un peso de 0,43, con el aluminio (peso de 0,36), con el cobre (peso de 0,36), y en menor medida con el cromo y el níquel. Su interpretación física va asociada a la incorporación de estos metales a las aguas subterráneas por procesos evidentemente antrópicos, pero diferentes a los explicados por otros factores.

VIII. Octavo factor

El último factor considera, el octavo, explica el 4,30 % de la varianza total del sistema. Los contenidos de hidrogenocarbonato son los que presentan un mayor peso para este factor (0,84) pero también influyen en él el pH y el boro con cargas de -0,54 y 0,50 respectivamente. Explica el importante equilibrio carbonatado en las aguas subterráneas, vinculado en parte al contenido en boro y a los valores más bajos de la acidez del sistema hidrogeoquímico.

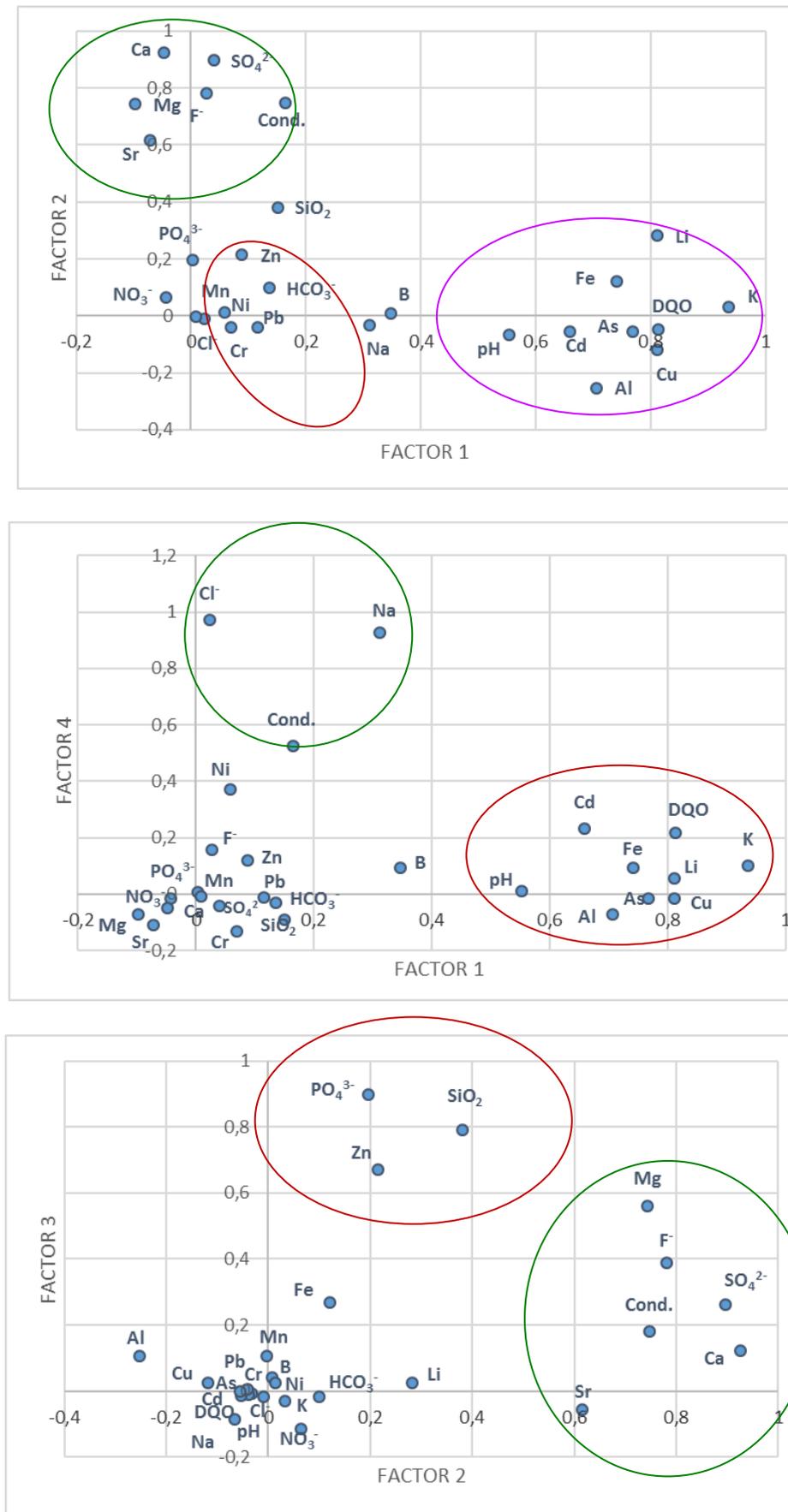


Figura 10.2.1 Representación de los factores de carga rotados de las variables

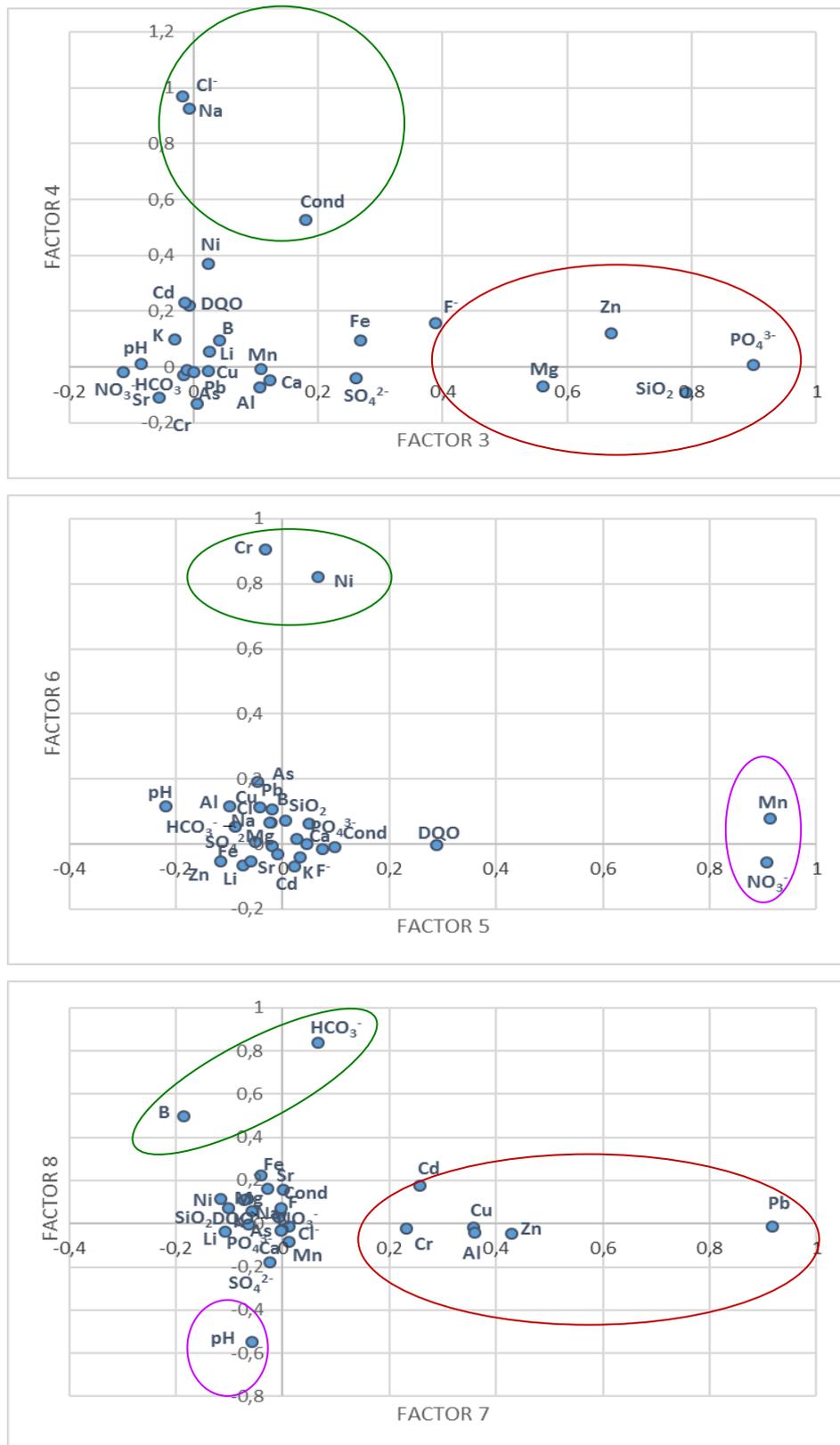


Figura 10.2.2 Representación de los factores de carga rotados de las variables

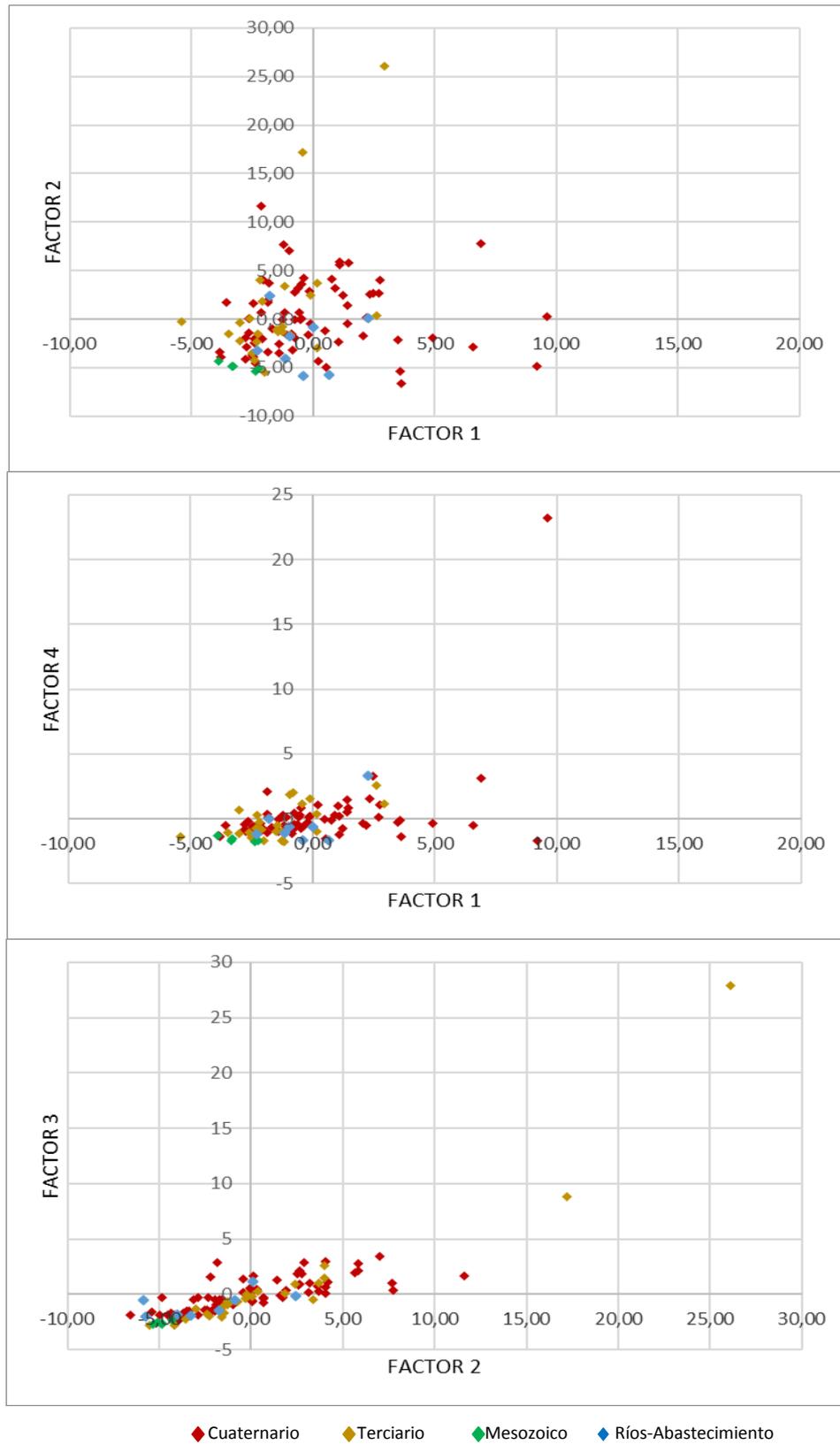


Figura 10.2.3 Representación de los factores para todas las muestras

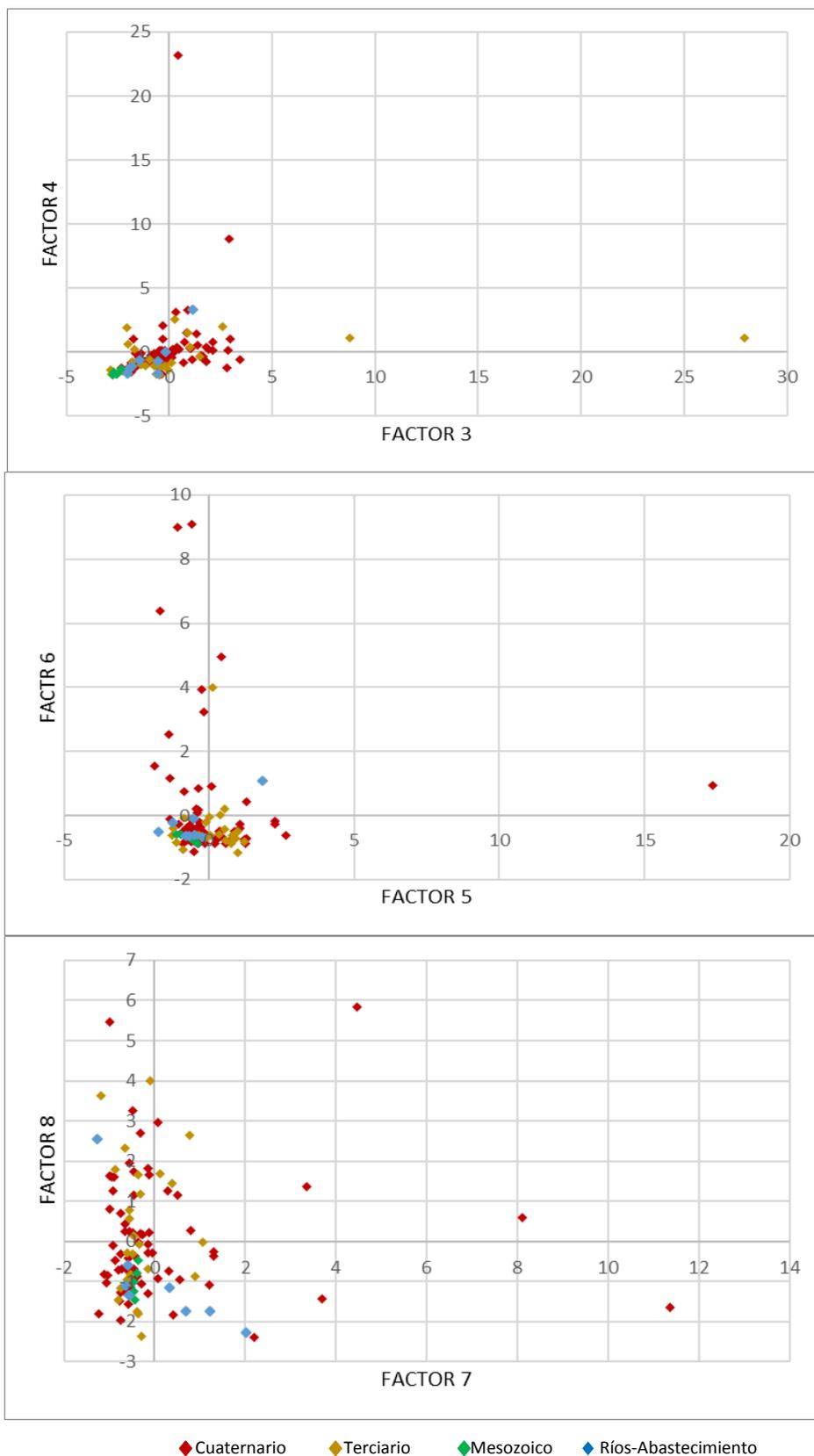


Figura 10.2.4 Representación de los factores para todas las muestras

10.4 Análisis Cluster

El análisis Cluster es una técnica estadística útil para agrupar variables. Este tipo de análisis matemático pretende la estructuración de un conjunto de unidades en grupos, a partir de una matriz de similitud, permitiendo clasificar cualquier conjunto de determinaciones y de observaciones. La matriz similitud se construye utilizando parámetros que relacionan las unidades; generalmente se utilizan las distancias o los índices de correlación (Vallejos, 2001). Los distintos grupos de variables creados se representan en gráficos llamados dendogramas que permiten visualizar qué grupos están más relacionados entre sí y cuáles tienen muy poca o ninguna relación.

El Análisis “Cluster” o de Agrupamiento, constituye una herramienta de descripción de datos cualitativos y cuantitativos, que surgió de la mano de los biólogos con fines taxonómicos. Permite conocer el grado de relación entre los parámetros observados o medidos en muchos individuos, o agrupar los individuos por la similitud de los parámetros que los caracterizan (Moral et al, 1984).

Las técnicas del Análisis “Cluster” pueden constituir un buen elemento auxiliar en la descripción de las características fisicoquímicas de las aguas subterráneas, tanto a nivel de los parámetros o variables que se controlan (permite determinar cuáles de ellos pueden ser obtenidos por correlación, sin necesidad de realizar la determinación analítica), como al de las muestras o puntos de agua que se estudian.

Del estudio de los agrupamientos de variables se pueden deducir procesos geoquímicos similares, que producen la incorporación a las aguas de determinados constituyentes químicos de manera conjunta (por ejemplo: disolución o hidrólisis de minerales, precipitación de fases sólidas, procesos de filtración, contaminación antrópica...). Del estudio de los agrupamientos de casos o muestras, se puede deducir la existencia de familias de aguas, independientemente de su agrupación espacial, que arrojan información sobre la actuación de procesos similares, incluso a distancias elevadas (Rodríguez Rodríguez et al, 2009).

En la presente Tesis Doctoral, hemos aplicado el Análisis “Cluster”, mediante una metodología estadística que ha consistido en un análisis de conglomerados mediante el método de Agregación de Ward y utilizando la distancia euclídea. Se han tenido en cuenta todas las variables que se han usado en el Análisis Factorial (27), ya que el objetivo básico de esta metodología estadística es el de agrupar las observaciones (muestras de agua) de forma que los datos sean muy homogéneos

dentro de los grupos (mínima varianza) y que estos grupos sean lo más heterogéneos posible entre ellos (máxima varianza).

De este modo, se obtiene una clasificación de los datos multivariante con la que podemos comprender mejor los mismos y si las variables elegidas son realmente las más influyentes en el comportamiento (en este caso, el funcionamiento hídrico) de la población analizada. Es conveniente señalar que, para una correcta aplicación de esta metodología, no se deben elegir variables indiscriminadamente ya que el resultado final (dendrograma) es muy sensible a la inclusión de alguna variable irrelevante. Así, la inclusión indiscriminada de variables aumenta la probabilidad de atípicos o tipologías erróneas.

Dado que estas técnicas trabajan exclusivamente con los datos numéricos como tales, se hace necesario un "filtrado" subjetivo de los casos a estudiar y de los parámetros a tomar en consideración, eliminando previamente aquellos resultados analíticos muy diferentes del resto, pues pueden contribuir a complicar notablemente la interpretación de los resultados. Este procedimiento tiene la ventaja sobre el Análisis Factorial de ser utilizable en una variedad más amplia de aplicaciones; hay muchos casos en que, debido a que el Análisis Factorial implica unas hipótesis más restrictivas, se obtienen unos resultados difíciles de interpretar. Esto no ocurre así con el Análisis Cluster, cuyos resultados admiten siempre una interpretación más evidente (Rodríguez Rodríguez et al., 2009).

En la Figura 10.3, puede observarse la relación entre los parámetros químicos estudiados por el Análisis de Agrupamiento para las 27 variables consideradas (las mismas que las seleccionadas para el Análisis Factorial). En el dendrograma se aprecia que las distancias menores entre variables se producen para el Na^+ y el Cl^- , que demuestran una elevada correlación mutua y un origen común, sea por disolución mineral, sea por incorporaciones antrópicas a las aguas de la zona de estudio.

Por proximidad el segundo agrupamiento de variables incluye al Ca^{2+} , al SO_4^{2-} iones que son los responsables de los principales procesos de mineralización de las aguas subterráneas de la zona de estudio: la disolución de materiales yesíferos presentes en los sedimentos de facies evaporíticas del Terciario.

El grupo que vincula estrechamente a sulfatos y calcio, está también claramente relacionado con los contenidos de fluoruro y magnesio, cuya incorporación conjunta al quimismo de las aguas

subterráneas ya anunciaba el Factor 2 del Análisis Factorial y a la Conductividad Eléctrica, que definen la importancia del equilibrio de disolución de los yesos a la hora de explicar el quimismo de las aguas subterráneas del aluvial urbano del Arlanzón. Estroncio, fosfato, sílice y zinc son las variables más próximos al agrupamiento anteriormente descrito.

La zona central del dendograma muestra un tercer agrupamiento de variables que incluye al pH, al trio: As, Al y Cu, y por otro lado a la pareja DQO y K (como en el Análisis Factorial), y finalmente al Fe, al Li y al Cd.

A la derecha del dendograma un último agrupamiento, con distancias generalmente grandes, incluye al par Na y Cl, al par nitrato y manganeso, al trío metálico Cr, Ni y Pb y finalmente, y en una cierta soledad al par Hidrogenocarbonato y boro.

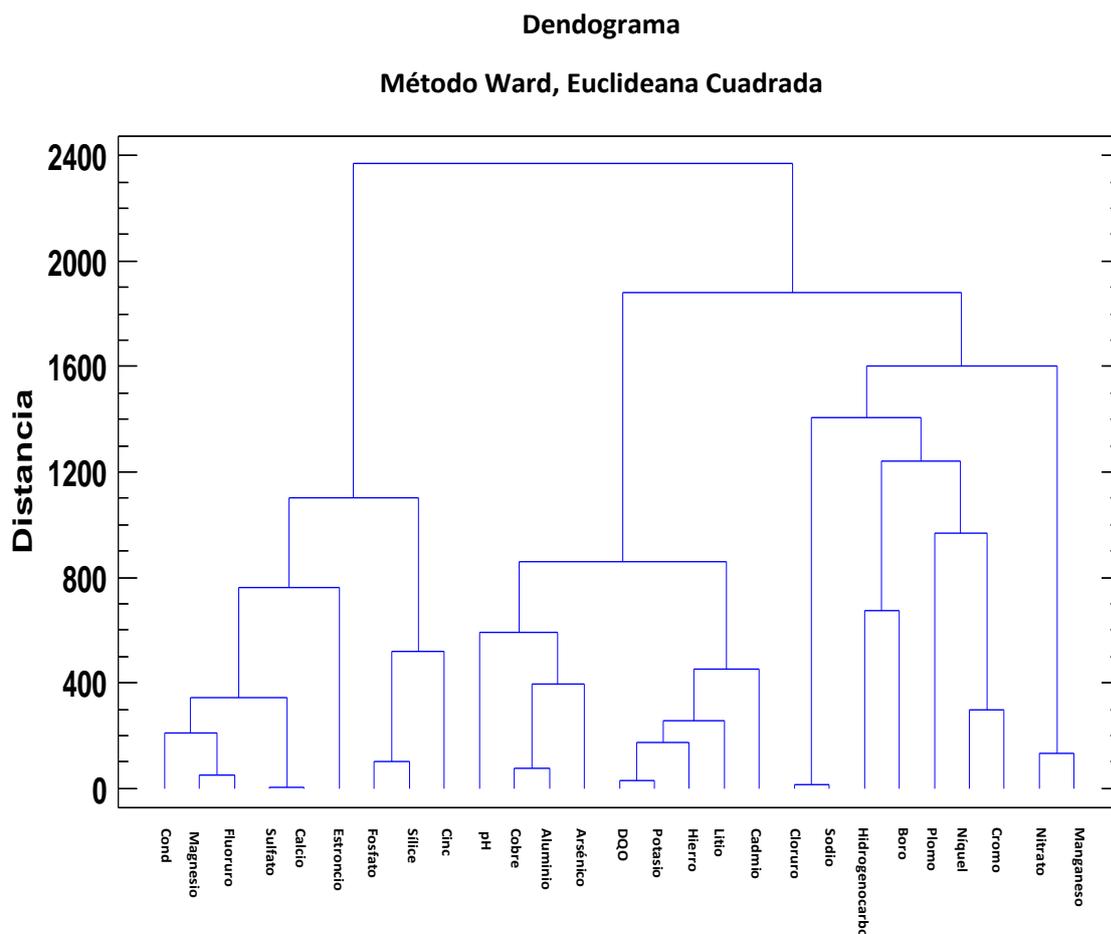


Figura 10.3 Dendograma del Análisis de Agrupamiento para 27 Variables

Capítulo 11
MODELOS GEOQUÍMICOS

Capítulo 11

MODELOS GEOQUÍMICOS

11.1 Introducción

El término modelo hace referencia a una representación de un sistema real que explica cómo un sistema de flujo se está comportando de una manera en una situación particular o hace una predicción sobre su comportamiento en el futuro (Fetter, 2001). El modelo químico identifica las reacciones responsables de la evolución del agua subterránea y los cambios químicos que tienen lugar en el acuífero como resultado de estas reacciones, reconociendo aquellos minerales que se están disolviendo o precipitando. Los programas de modelado químico utilizan como datos de entrada mediciones de campo como temperatura, pH, potencial de oxidación Eh, oxígeno disuelto y alcalinidad, así como el análisis químico de las muestras de agua y calcula la distribución de especies acuosas, actividades iónicas y índices de saturación mineral que indican la tendencia de un agua a disolver o precipitar un conjunto de minerales (Ball y Nordstrom, 1991).

El programa informático PHREEQC permite realizar una amplia variedad de cálculos geoquímicos acuosos al incorporar varios tipos de modelos entre los que figura WATEQ4F. El programa se basa en la química de equilibrio de soluciones acuosas que interactúan con minerales, gases, soluciones sólidas pero también incluye la capacidad de modelar reacciones químicas con ecuaciones cinéticas que son completamente especificadas por el usuario en forma de declaraciones básicas (Parkhurst y Appelo, 1999)

En este capítulo se exponen las bases teóricas, conceptos y método de desarrollo del modelo químico WATEQ4F aplicado a las aguas subterráneas de la zona de estudio que permitirá interpretar el comportamiento de las interacciones del agua subterránea y la matriz sólida. El programa calcula la distribución de especies acuosas, y las actividades de ion e índices de saturación mineral que muestran la tendencia de un agua para disolver o precipitar un conjunto de minerales. Los modelos químicos en hidrogeoquímica, permiten establecer las reacciones químicas que se producen entre el agua subterránea y la fase sólida del acuífero, a partir de la

composición química del agua y de la mineralogía de las formaciones hidrogeológicas. Estas reacciones son del tipo:



El problema consiste, en identificar los reactivos y productos y en calcular los coeficientes a, b, c y d, que representan la transferencia de masa de cada fase.

Al elaborar un modelo de reacción hay que considerar los factores hidrológicos, mineralógicos, termodinámicos y cinéticos que afectan a las aguas subterráneas. El factor hidrogeológico se refiere a que es necesario conocer el sistema de flujo antes de elaborar el modelo, ya que no tiene sentido modelar los cambios que se producen en la composición del agua entre dos puntos que no están relacionados en el mismo tubo de flujo. También es necesario conocer la mineralogía del acuífero con lo que tendríamos conocimiento de los minerales presentes en el agua, su abundancia y distribución espacial, así como su composición y la eventual relación que existe entre su ubicación regional y la dirección del flujo (Plummer et al, 1983).

Mediante un modelo de equilibrio químico del agua se puede calcular la química de las interacciones roca-agua, sin embargo, las aguas subterráneas no están en equilibrio químico total con el soporte geológico, en cuanto a factores termodinámicos y cinéticos se refiere, ya que si las interacciones son rápidas se producen variaciones en la presión y temperatura que provocan cambios en la composición de equilibrio. Los modelos termodinámicos estudian equilibrios aparentes, y a veces ni se ha alcanzado el equilibrio en el caso de reacciones lentas, como ocurre con la degradación de silicatos, de las más importantes en los sedimentos del Cuaternario característicos de la zona de estudio.

11.2 Mineralogía de la zona de estudio

La erosión, y posterior sedimentación, de las rocas metamórficas del núcleo Paleozoico de la Sierra de la Demanda, junto a la erosión y a posterior sedimentación de las rocas carbonatadas y detríticas, que conforman el Mesozoico marino y continental que bordea por el norte y el este la Cuenca del Arlanzón, son el origen de los sedimentos que forman los acuíferos Terciarios y Cuaternarios de la zona de estudio. La composición mineralógica de estos sedimentos está condicionada por los procesos de deposición y posterior meteorización que han sufrido estas rocas. Los procesos predominantes en el caso de los sedimentos detríticos del Terciario y el Cuaternario, son los que provocan la disolución de minerales primarios (fundamentalmente

silicatos) y la formación de arcillas, oxihidróxidos de hierro, silicio, manganeso, y aluminio, así como minerales asociados. En el caso de los sedimentos de carácter más evaporítico, (margas, calizas y yesos), además de las reacciones en que intervienen silicatos, juegan un papel muy destacado los procesos de disolución y precipitación de minerales carbonatados y sulfatado (Marcos, 1997).

De la misma forma que ocurre a escala global, en la mineralogía de la zona de estudio, es fundamental la presencia de arcillas. Diversos autores consideran los minerales de arcilla como las principales fases sólidas presentes durante la mayoría de los procesos químicos de transferencia de masa que ocurren en la superficie de la tierra. En el área de estudio, las rocas fuente de las fases minerales presentes, son muy variadas, estando constituidas por calizas, margas y dolomitas del Jurásico y Cretácico marino, por areniscas y conglomerados silíceos del Mesozoico continental, y por conglomerados, areniscas pizarras y esquistos, con bajo grado de metamorfismo, de edad Paleozoica. En este trabajo, interesa conocer las transformaciones minerales que tienen lugar, durante la meteorización de los minerales que constituyen tan plural dominio petrológico (carbonatos, cuarzo, micas, feldespatos, y minerales pesados) y su posterior transformación de minerales de la arcilla.

Este trabajo se centra en el conocimiento de los procesos geoquímicos que tienen lugar en el medio hidrogeológico, se ha considerado que la información mineralógica existente, es suficiente para el grado de profundidad planteado. Por ello, no se han efectuado estudios mineralógicos adicionales, aunque, la realización de trabajos hidrogeoquímicos de mayor detalle podría necesitar el estudio de los minerales de la arcilla que se pretende caracterizar.

11.3 Química de las interacciones Roca-Agua

Las aguas naturales adquieren su composición química mediante procesos geoquímicos de interacción agua-roca. Las aguas, durante tales procesos tienden en general al equilibrio químico, lo cual no impide que en un determinado momento, las mismas puedan encontrarse insaturadas, saturadas o sobresaturadas con respecto a un mineral o desplazadas hacia una u otra dirección del proceso. En la modelización geoquímica de las aguas de un acuífero se parte de la caracterización de las aguas de acuerdo a la variación espacial y temporal de la composición química de las mismas, lo cual sirve de base para explicar lo más fielmente posible la interrelación entre la litología atravesada por las aguas y su composición química.

La meteorización química puede provocar cambios que alteran la composición química y mineralógica de las rocas. El agua, el oxígeno y dióxido de carbono atacan los minerales que componen las rocas. Los productos más solubles se eliminan por disolución, dejando un residuo rico en constituyentes menos solubles que se estructura para dar origen a compuestos de neoformación, fundamentalmente minerales de la arcilla y oxihidróxidos de hierro y aluminio, que están en equilibrio más estable con las condiciones ambientales. Los minerales más frecuentes en las rocas son los silicatos. Las proporciones aproximadas de especies minerales en la superficie terrestre son: feldespatos (30 %), cuarzo (28 %), minerales de la arcilla y micas (18 %), calcita y dolomita (9%), óxidos de hierro (4%), piroxenos y anfíboles (1 %) y otros minerales (10%) (Gutiérrez, 2008).

Aproximadamente una docena de procesos hidrogeoquímicos condicionan la composición de la mayoría de las aguas superficiales y subterráneas. Estos procesos incluyen disolución y precipitación de calcita, disolución y precipitación de yeso, oxidación de pirita y formación de trióxido de hierro hidratado, disolución de minerales silicatados (feldespatos, micas, cloritos, anfíboles, olivinas y Piroxenos), formación de minerales arcillosos (caolinita, laterita e illita), disolución de dolomita y precipitación de calcita, formación de dolomita, reducción de sulfato, formación de pirita, precipitación de sílice, evaporación e intercambio de iones (Drever, 1997; Langmuir, 1997; Appelo y Postma, 2005; Nordstrom, 2007). Las reacciones químicas, por tanto, determinan la presencia, distribución y comportamiento de las especies químicas (Merkel y Planer-Friedrich, 2008).

En la zona de estudio, las reacciones más destacadas que condicionan el quimismo de las aguas subterráneas son: la hidrólisis de silicatos, el intercambio iónico, la disolución/precipitación de carbonatos y la disolución de sulfatos.

11.3.1 Reacciones de hidrólisis de silicatos

Uno de los principales procesos de interacción roca-agua es el ataque a los minerales aluminosilicatados; fundamentalmente feldespatos y micas. Estos minerales son termodinámicamente inestables en condiciones de presión y temperatura distintas a las de formación, y tienden a disolverse en contacto con el agua (Freeze y Cherry, 1979). La disolución de estos minerales, los silicatos primarios, está fuertemente influenciada por la naturaleza químicamente agresiva del agua, causada por el CO₂ disuelto; siendo función del pH, de la temperatura del agua y del déficit de saturación. La presión parcial del CO₂ en las aguas

subterráneas es varias órdenes mayor que en la atmósfera ($10^{-3,5}$ atm), debido a que la actividad biológica del suelo supone un aporte de gas al agua de infiltración. En este proceso la sílice y cationes, como Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+ , son lixiviados y pasan al agua con facilidad, dejando un residuo con una relación Al/Si más elevada. Este residuo es generalmente un mineral de arcilla (caolinita, illita o montmorillonita) que tiende a fijar irreversiblemente el ión K^+ que anteriormente había sido puesto en disolución (Deutsch, 1997; Langmuir, 1997; Gutiérrez, 2008).

Parte de la sílice lixiviada queda en forma coloidal o disuelta como $\text{Si}(\text{OH})_4$, que es la especie dominante en el rango de pH 6-9 de las aguas subterráneas. Las formas no cristalinas de la sílice son las que controlan su solubilidad en agua, y los valores de sílice disuelta típicos en aguas subterráneas (a escala global) están entre 10 y 30 mg/l, con un valor medio de 17 mg/l (Freeze y Cherry, 1979).

La alteración de feldspatos y micas a caolinita, es el proceso más extendido en sistemas de aguas subterráneas en materiales geológicos ácidos. Todas estas reacciones implican el consumo de iones H^+ , cuya principal fuente es la producción de CO_2 en el suelo, con el consiguiente aumento del pH en el agua. También se observa que el aluminio se conserva en la fase sólida, es decir, la cantidad de Al movilizado es prácticamente nula (Freeze y Cherry, 1979).

Las aguas subterráneas que están en contacto con materiales silicatados son, en general, poco salinas (con un residuo seco entre 200 y 500 ppm); en su composición química predomina el anión hidrogenocarbonato, y la sílice está presente en concentraciones mayores que los cationes (Ca^{2+} y Na^+) que son los mayoritarios. El contenido en Cl^- y SO_4^{2-} es bajo, ya que las rocas silicatadas contienen estas especies aniónicas en poca cantidad; y su presencia en el agua se debe, normalmente, a fuentes atmosféricas, a la descomposición de materia orgánica del suelo, y a contenidos traza que puedan existir en los minerales (Custodio y Llamas, 1983). A veces, es posible que se produzcan precipitados de calcita si existen pérdidas de CO_2 disuelto a la atmósfera.

11.3.2 Procesos de intercambio iónico

Los materiales geológicos porosos compuestos por un porcentaje apreciable de partículas de tamaño coloidal, tienen la capacidad de intercambiar constituyentes iónicos adsorbidos sobre la superficie de sus partículas. Este es el caso de la mayoría de los minerales de arcilla. Los procesos de intercambio iónico están casi exclusivamente limitados a partículas coloidales que tienen una gran densidad de carga eléctrica superficial. Esta carga eléctrica es el resultado de las

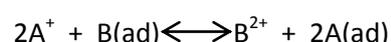
imperfecciones o sustituciones iónicas en la red cristalina o de reacciones de disociación química en su superficie. Las sustituciones iónicas causan una carga neta positiva o negativa en la red, que es compensada por la acumulación de iones de carga opuesta en su superficie. Estos iones forman una capa de composición variable, y pueden ser intercambiados por otros que continúen neutralizando la carga (Freeze y Cherry, 1979).

El parámetro que mide la magnitud en la que se produce este proceso es la capacidad de intercambio catiónico (CEC), que se define como el exceso de iones que existe en la zona próxima a la superficie cargada, que pueden ser intercambiados por otros cationes. Esta capacidad se expresa como el número de miliequivalentes de cationes que pueden ser intercambiados en 100 gramos de muestra seca; y se determina saturando las posiciones cambiadoras de la arcilla con NH_4^+ , previo ajuste del agua intersticial a pH 7, y desplazando el NH_4^+ adsorbido con una solución de NaCl, de modo que el Na^+ sustituya al NH_4^+ en la muestra. Después se determina el contenido en NH_4^+ del lixiviado resultante cuando se ha alcanzado el equilibrio (Freeze y Cherry, 1979).

Aunque las arcillas son los máximos responsables de los fenómenos de cambio iónico en los materiales silicatados, es preciso tener en cuenta que los oxihidróxidos metálicos (de silicio, hierro, manganeso y aluminio) y la materia orgánica, también manifiestan una notable actividad en los procesos de intercambio iónico.

La capacidad de intercambio catiónico es una función del pH y de la composición y estructura de las arcillas, y por tanto, de la naturaleza de los iones que ocupan las posiciones cambiadoras. Además, no todos los iones que están en solución se intercambian de igual manera, sino que los cationes multivalentes, debido a su mayor carga, tienden a ser retenidos con más facilidad por las arcillas, frente a los monovalentes.

Las reacciones de intercambio catiónico más importantes que se producen en un sistema de aguas subterráneas son, precisamente, las que incluyen cationes mono y divalentes, como Na^+ - Ca^{2+} , Na^+ - Mg^{2+} , K^+ - Ca^{2+} y K^+ - Mg^{2+} . En estos casos, la reacción que se produce se puede esquematizar del siguiente modo:



donde B (ad) y A (ad) son los iones adsorbidos en la arcilla y la constante de equilibrio de la reacción es:

$$K_{\text{A-B}} = [\text{B}^{2+}] \text{N}_{\text{A}}^2 / [\text{A}^+]^2 \text{N}_{\text{B}}$$

donde N_A y N_B son las fracciones molares de los iones A y B adsorbidos.

La reacción de intercambio $\text{Na}^+ - \text{Ca}^{2+}$ tiene una importancia especial cuando sucede en montmorillonitas (esmeclitas) ya que causa cambios en la permeabilidad. Este grupo de arcillas se puede expandir o contraer en respuesta a cambios en la composición del catión adsorbido, ya que el radio hidratado del Na^+ es tal que dos iones Na^+ ocupan más espacio en la red que un ión Ca^{2+} (Molina Pérez, 1989). En aguas subterráneas de salinidad moderada, el proceso que tiene lugar es el cambio Ca^{2+} por Na^+ , de modo que su composición química varía, aumentando el contenido en sodio y disminuyendo el de calcio.

11.3.3 Reacciones de disolución / precipitación de minerales carbonatados

En terrenos que contienen calcita y/o dolomita en cantidades importantes, los procesos hidrogeoquímicos comienzan con la disolución de estos minerales carbonatados por el agua de infiltración saturada en CO_2 (Langmuir, 1997). En la zona no saturada y en los primeros recorridos del agua en la zona saturada, esta disolución de minerales carbonatados tiene lugar bajo condiciones de sistema abierto, ya que existe un aporte continuo de dióxido de carbono, tanto de origen edáfico, como procedente del intercambio con la atmósfera, como fruto de la degradación, en condiciones oxidantes, de la materia orgánica. Hasta alcanzar las condiciones de saturación en calcita y/o dolomita, se produce un incremento en los valores del pH y en las concentraciones de hidrogenocarbonato, a lo largo del flujo. La disminución progresiva del contenido en CO_2 , y la incorporación al agua subterránea de mayores contenidos de Ca y/o Mg, procedentes de la disolución de otras sales o de la hidrólisis de minerales, provoca frecuentemente que se lleguen a alcanzar condiciones de sobresaturación, desde las cuales se puede provocar la precipitación de los carbonatos de calcio y/o magnesio (Freeze y Cherry, 1979).

Cuando se produce la infiltración en materiales no carbonatados, las aguas llegan al medio saturado sin un consumo importante del CO_2 que inicialmente contenían (Drever, 1997). Cuando estas aguas atraviesan niveles carbonatados, se produce una disolución de calcita y/o dolomita bajo condiciones de sistema cerrado, puesto que sólo puede utilizarse el dióxido de carbono presente en la disolución. Las condiciones de saturación de minerales carbonatados, se alcanza bajo estas condiciones a valores mucho más elevados del pH que en condiciones de sistema abierto.

11.3.4 Reacciones de disolución de yesos

Los sedimentos evaporíticos se caracterizan por una alta solubilidad de las sales que contienen, lo cual provoca que se produzcan incrementos importantes del contenido en especies químicas disueltas en las aguas subterráneas (Hem, 1985; Appelo y Postma, 2005). Cuando el flujo subterráneo atraviesa materiales geológicos con presencia de yeso o anhidrita, se produce la disolución progresiva del sulfato de calcio. Dado que la solubilidad de estas sales es relativamente alta, la incorporación de calcio a la disolución provocará la sobresaturación, y la eventual precipitación de aquellos minerales que habían encontrado su equilibrio de saturación. Este fenómeno es habitual con respecto a la calcita, a la dolomita y a determinados silicatos (Freeze y Cherry, 1979). La precipitación de calcita y dolomita puede, en ocasiones provocar la liberación de CO_2 y la disminución de los valores del pH.

La disolución de yesos en las aguas subterráneas, y el consiguiente incremento de la concentración de calcio, tiene también una notable influencia sobre los procesos de neoformación mineral e intercambio iónico. La formación de filosilicatos secundarios, tenderá a la incorporación de calcio en sus estructuras cristalinas, o en el complejo de cambio de las arcillas. Así mismo, los procesos de intercambio catiónico $2\text{Na}^+ / \text{Ca}^{2+}$, se verán favorecidos (Appelo y Postma, 2005).

11.4 Metodología y Resultados de la aplicación del modelo WATEQ4F a la zona de estudio

Una herramienta indispensable para conocer el estado del agua subterránea de la zona de estudio respecto a la fase sólida y a ciertos gases, es la aplicación del modelo termodinámico WATEQ4F a los datos hidroquímicos. Esta información es necesaria para poder establecer los procesos de reacción agua-roca, que tiene lugar en el interior del acuífero. El criterio termodinámico se emplea para la selección de las fases (reactivos y productos) que intervienen en los cálculos de transferencia de masa. Los minerales disueltos o precipitados, deberán ser coherentes con los observados y los determinados por el modelo de especiación. El modelo WATEQ4F calcula la distribución en el equilibrio, de especies acuosas inorgánicas de los elementos mayoritarios y algunos de los microconstituyentes más importantes (teniendo en cuenta los coeficientes de actividad y la fuerza iónica de la disolución). El WATEQ4F realiza estos cálculos a partir de los análisis químicos y de los valores de pH, temperatura y estado redox; con esta información se calculan los estados de reacción del agua con determinadas fases sólidas y gases.

Como datos de entrada del modelo, se han considerado la temperatura, el pH, la alcalinidad, el oxígeno disuelto (parámetro indicador del estado redox del agua), las concentraciones de los constituyentes mayoritarios (Ca, Mg, Na, K, C, S, Cl, N) y algunos constituyentes minoritarios de interés (Si, Sr, F, Al, Fe, Mn, P, Li, Ba, B, Br, Cd, Cu, Zn y Li). En la entrada de datos del programa se especificó que el contenido en hidrogenocarbonatos es la alcalinidad. Para el contenido de carbono se seleccionó también la entrada de CO_3^{2-} . Se especificaron también otros parámetros: para el nitrógeno fueron NO_2^- , NO_3^- y para el azufre SO_4^{2-} .

La aplicación del modelo, ofrece una descripción de la solución acuosa, que incluye los valores de algunos parámetros importantes, como la presión parcial de CO_2 ($p\text{CO}_2$) en equilibrio con el agua. Además, el programa genera la distribución de especies en el equilibrio y una serie de relaciones iónicas de interés. El valor de la presión de CO_2 (indicada como Log PCO_2), se refiere a la presión requerida para que esté una fase gaseosa coexistiendo en equilibrio con el agua analizada. Las tablas 11.1 a -11.1 c recogen estos resultados.

Una de las formas más utilizadas para analizar las modificaciones que se producen en un ambiente hidroquímico natural es determinar la variación de los índices de saturación (IS) correspondientes a los minerales que pudieran generarse a partir de la disolución. El programa, teniendo en cuenta los coeficientes de actividad y la fuerza iónica de la solución, calcula los estados de saturación del agua con respecto a las fases minerales y gases con los que está en contacto, en términos de índices de saturación (IS), siendo $\text{IS} = \log \text{IAP}/\text{KT}$ donde IAP es el producto de actividad iónica y KT la constante de equilibrio termodinámico en función de la temperatura.

El índice de saturación toma un valor cero para aguas en equilibrio, ya que el producto de actividad iónica es igual al producto de solubilidad. Las aguas sobresaturadas con respecto al mineral en cuestión presentan índices positivos, y las aguas subsaturadas índices negativos. En el primer caso el mineral tiende a precipitar y por lo tanto a disminuir la cantidad de los constituyentes del mineral en las aguas y en el segundo caso el agua es capaz de disolver la especie y hacer que aumente la concentración de sus componentes en las aguas.

En las tablas 11.2a y 11.2b se muestran los índices de saturación para 24 fases, representativas de los minerales de mayor interés para estudiar los procesos geoquímicos en las aguas subterráneas de la zona de estudio.

11. Modelos Geoquímicos

ID PUNTO	TOPONIMIA	log a H ⁺	log a Ca ²⁺	Log a K ⁺	log a Na ⁺	log a H ₄ SiO ₄	Log PCO ₂	LOG IAP
1	Los Guindales I	-7,26	-2,715	-3,694	-2,911	-3,689	-1,96	-3,27
2	Los Guindales II	-6,97	-2,571	-3,962	-2,774	-3,601	-1,57	-2,88
3	Fuente La Nogaleja	-7,4	-2,829	-4,339	-3,454	-3,594	-2,03	-3,34
4	Convento Agustinos Recoletos	-6,34	-2,672	-3,652	-2,818	-3,671	-0,95	-2,29
5	Seminario Menor	-6,43	-3,099	-4,145	-3,437	-3,991	-1,44	-2,74
6	Fuente El Balconcillo	-6,68	-2,767	-4,941	-3,455	-3,788	-1,39	-2,69
7	Convento Salesas I	-7,39	-2,716	-3,692	-3,113	-3,746	-2,19	-3,51
8	Convento Salesas II	-7,47	-2,717	-3,693	-3,114	-3,739	-2,27	-3,59
9	Fuente Palomarejos	-6,91	-2,680	-3,352	-3,466	-3,664	-1,54	-2,83
10	Fuente El Castaño	-6,88	-2,837	-4,34	-3,41	-3,655	-1,48	-2,87
11	Fuente Fuendorada	-7,7	-2,892	-4,932	-3,922	-3,978	-2,46	-3,77
12	Fuente La Pesquera	-7,2	-2,678	-3,741	-2,799	-3,826	-1,93	-3,24
13	C/ Mateo Cerezo	-7,29	-2,823	-3,94	3,027	-3,759	-2,09	-3,41
14	Fuente La Nava	-7,36	-2,759	-4,939	-3,202	-3,895	-2,18	-3,48
15	Residencia Cortes	-7,04	-2,652	-4,948	-2,752	-3,918	-1,86	-3,18
16	C/ Condesa Mencía Nº 115	-7,23	-2,606	-4,654	-3,166	-3,641	-1,89	-3,19
17	Fuente La Salud	-7,49	-2,867	-4,336	-3,561	-3,621	-2,05	-3,33
18	Convento Santa Dorotea I	-7,16	-2,766	-3,797	-2,963	-3,759	-1,87	-3,18
19	Convento Santa Dorotea II	-6,98	-2,576	-4,659	-2,783	-3,737	-1,47	-2,84
20	Convento Clarisas	-6,97	-2,573	-3,705	-2,949	-3,534	-1,49	-2,82
21	Convento Trinitarias	-6,2	-3,063	-3,847	-3,19	-3,767	-1,32	-2,65
22	Villafría	-6,71	-3,231	-3,552	-2,554	-3,649	-1,94	-3,3
23	Castañares	-6,1	-2,616	-4,178	-3,246	-3,729	-0,87	-2,2
24	Deportiva Militar	-6,7	-2,980	-4,153	-3,144	-3,867	-1,63	-2,97
25	Convento Benedictinas	-7,29	-2,688	-2,859	-2,963	-3,472	-2,05	-3,42
26	Castañares -Tableros Bon	-6,8	-2,666	-3,742	-3,298	-3,593	-2,46	-3,84
27	Ed, Monte Carmelo C/ Padre Silverio	-7,27	-3,034	-4,637	-3,706	-3,686	-2,12	-3,47
28	San Medel	-7,22	-2,819	-3,942	-2,977	-3,767	-2,3	-3,67
29	Granja de Pollos Villalbilla	-7,82	-2,69	-4,36	-3,386	-3,539	-2,93	-4,26
30	C/ Costa Rica nº 112	-7,55	-2,844	-4,158	-3,228	-3,914	-2,32	-3,67

Tabla 11.1a Logaritmo de las actividades, log PCO₂ y logaritmo del producto de actividad iónica IAP

ID PUNTO	TOPONIMIA	log a H ⁺	log a Ca ²⁺	Log a K ⁺	log a Na ⁺	log a H ₄ SiO ₄	Log PCO ₂	LOG IAP
31	C/ Brasil 5	-7,66	-2,666	-3,612	-3,19	-3,659	-2,36	-3,71
32	Residencia San Agustín	-7,67	-2,904	-4,936	-3,199	-3,805	-2,62	-3,97
33	Villaverde Peñahorada	-6,59	-3,187	-4,92	-3,543	-4,095	-1,72	-3,04
34	Hontoria de la Cantera	-7,16	-3,061	-4,924	-3,79	-3,931	-2,15	-3,49
35	Modúbar de San Cibrían	-7,33	-3,11	-4,924	-3,79	-3,89	-2,33	-3,67
36	Villalonquejar, Particular	-6,82	-2,673	-3,356	-2,442	-3,674	-1,35	-2,69
37	Villagonzalo Arenas	-6,88	-2,813	-3,161	-3,365	-3,652	-1,67	-2,96
38	Club Golf "El Soto"	-6,55	-3,009	-4,926	-3,616	-4,005	-1,53	-2,85
39	Panadería Villimar	-6,92	-2,332	-4,204	-3,49	-3,585	-1,72	-3,04
40	Urbanización Los Tomillares	-7,05	-2,62	-4,181	-2,447	-3,84	-1,95	-3,31
41	C/ Estación Villalbila	-6,84	-2,4	-3,995	-3,501	-2,832	-1,89	-3,22
42	Avd/ Constitución nº 9	-6,9	-2,85	-4,038	-2,931	-3,816	-1,93	-3,27
43	C/ Juan de Padilla nº 10	-7,3	-2,656	-3,373	-3,164	-3,623	-2,42	-3,7
44	Vivero Municipal I	-7,25	-2,581	-4,058	-3,125	-3,725	-2,43	-3,74
45	Vivero Municipal II	-7,56	-2,398	-4,074	-3,185	-3,778	-2,86	-4,14
46	Jovilma (S3)	-8,11	-2,615	-3,818	-3,349	-3,754	-3,49	-4,8
47	Prosider	-7,29	-2,661	-4,179	-3,167	-3,793	-2,53	-3,86
48	Hotel Puerta de Burgos	-7,11	-2,924	-4,033	-3,148	-3,884	-2,31	-3,58
49	C/ Soria nº3	-7,57	-2,516	-4,063	-3,2	-3,576	-2,83	-4,09
50	Aparcamiento Plaza Mayor	-6,7	-2,772	-3,445	-2,911	-3,707	-1,92	-3,27
51	Centro Recuperación Animales I	-7,98	-2,841	-3,868	-2,823	-3,668	-3,1	-4,33
52	Centro Recuperación Animales II	-7,59	-2,713	-4,171	-3,211	-3,907	-2,6	-3,85
53	C/ Virgen del manzano nº 18	-7,71	-2,712	-3,872	-3,213	-3,76	-2,96	-4,31
54	C/ Antonio García Martín nº 24	-7,1	-3,162	-4,148	-3,163	-3,799	-2,39	-3,67
55	C/ Victoria Balfé nº 24	-7,49	-2,818	-4,345	-3,183	-3,484	-2,8	-4,05
56	Aparcamiento Santa Bárbara	-7,83	-2,985	-3,932	-2,984	-3,668	-2,95	-4,21
57	C/ Sara Borrell nº 1 - Río Cardeña	-7,54	-2,997	-3,008	-2,818	-3,6	-2,82	-4,06
58	Valle María	-7,58	-2,851	-4,942	-2,392	-3,901	-3,02	-4,23
59	C/ Malatos	-7,33	-2,566	-3,717	-3,206	-3,39	-2,61	-3,89
60	C/ Petronila Casado nº 28	-6,96	-2,562	-3,817	-2,997	-3,578	-2,01	-3,34
61	C/ Guardia Civil nº 1	-7,69	-2,847	-3,64	-2,961	-3,902	-2,71	-4,01
62	C/ Marqués de Berlanga nº 4	-7,28	-2,556	-4,062	-3,226	-3,544	-2,47	-3,76
63	C/ Vela Zanetti nº 18	-7,96	-2,959	-3,79	-3,173	-3,624	-3,1	-4,37
64	Avda, Cantabria nº 75	-8,12	-2,471	-3,142	-2,775	-3,431	-3,3	-4,62
65	C/ Calleja y Zurita nº 15	-7,6	-3,215	-4,326	-3,551	-3,573	-2,45	-3,75
66	C/ San Pedro y San Felices nº 26	-8	-2,756	-3,343	-2,731	-3,459	-2,75	-4,02
67	C/ Severo Ochoa nº 22	-7,7	-3,208	-3,509	-2,901	-3,819	-2,79	-4,06
68	Cótar	-7,74	-2,987	-4,932	-3,923	-3,74	-2,86	-4,11
69	Barrio Villatoro	-8,02	-3,562	-4,91	-3,901	-4,274	-3,58	-4,78
70	Barrio de Cortes	-7,82	-2,876	-4,929	-3,551	-4,054	-3,1	-4,31

Tabla 11.1b Logaritmo de las actividades, log PCO₂ y logaritmo del producto de actividad iónica IAP

11. Modelos Geoquímicos

ID PUNTO	TOPONIMIA	log a H ⁺	log a Ca ²⁺	Log a K ⁺	log a Na ⁺	log a H ₄ SiO ₄	Log PCO ₂	LOG IAP
71	San Esteban de los Olmos	-7,35	-2,925	-4,942	-3,71	-3,649	-2,34	-3,62
72	Río Viejo-Villimar	-7,6	-2,567	-4,186	-3,429	-3,678	-2,79	-3,99
73	Aparcamiento Plaza Vega	-7,65	-2,758	-3,565	-2,768	-3,575	-2,51	-3,83
74	C/ Vitoria nº 36	-7,77	-3,025	-3,723	-3,165	-3,733	-2,87	-4,16
75	Aparcamiento José M ^o de la Puente	-7,59	-2,459	-3,672	-2,815	-3,412	-2,24	-3,52
76	Avd/ Castilla y León nº 44	-7,67	-2,673	-3,614	-3,246	-3,358	-2,77	-4,03
77	C/ Autónoma nº 3	-8,23	-3,82	-3,472	-2,808	-3,901	-3,46	-4,72
78	Arroyo Villargámar	-7,96	-2,818	-4,942	-3,367	-3,599	-3,35	-4,57
79	Fuente Villargámar	-7,53	-3,007	-4,634	-3,499	-3,630	-2,6	-3,81
80	C/ Progreso nº33	-7,45	-3,046	-4,04	-2,995	-3,511	-2,68	-3,91
81	Fuente de la Paciencia	-7,54	-2,971	-3,937	-3,228	-3,68	-2,7	-3,96
82	El Pollo	-7,8	-2,929	-4,16	-3,451	-3,497	-2,92	-4,2
83	Museo de la Evolución Humana	-8,7	-3,002	-2,865	-2,886	-3,375	-3,61	-4,85
84	C / Hornillos nº23	9,57	-4,959	-2,115	-1,989	-3,566	-4,15	-5,42
85	C/ Las Infantas nº12	-7,26	-2,826	-3,454	-2,368	-3,43	-2,37	-3,63
86	Matadero INCARSA	-7,12	-2,787	-4,051	-2,367	-3,645	-2,13	-3,46
87	Frío Burgos	-7,66	-2,644	-4,179	-3,192	-3,626	-3,01	-4,23
88	Carretera Logroño- Castañares	-7,51	-2,968	-4,157	-2,835	-3,777	-2,7	-3,96
89	Río Arlanzón (Cruz Roja)	-7,5	-2,891	-4,334	-3,324	-3,863	-2,65	-3,91
90	Río Vena (Politécnica)	-7,4	-2,617	-4,182	-2,949	-4,004	-2,65	-3,91
91	Río Ubierna (Villalónquéjar)	-7,9	-2,781	-4,344	-3,266	-3,695	-3,24	-4,51
92	C/ Luis Alberdi 44-46	-7,91	-2,840	-3,687	-3,011	-3,606	-2,94	-4,26
93	Plaza Roma	-7,65	-3,005	-4,153	-3,252	-3,684	-2,72	-4,03
94	Río Arlanzón (Plaza Castilla)	-7,8	-2,921	-4,635	-3,324	-3,909	-2,86	-4,17
95	Sondeo Villalónquéjar	-7,9	-2,863	-2,518	-0,434	-3,730	-2,6	-3,96
96	EDAR	-6,9	-2,842	-3,187	-2,331	-3,762	-1,85	-3,16
97	Río Ubierna+Arlanzón (Villalbilla)	-8	-2,814	-4,037	-3,129	-3,845	-2,87	-4,18
98	Cueva de Juarros	-7,8	-3,072	-4,925	-3,916	-3,834	-2,77	-4,06
99	Brieva de Juarros	-7,9	-3,124	-4,923	-4,091	-3,953	-2,89	-4,19
100	Río Arlanzón (Castañares)	-7,9	-3,131	-4,922	-3,691	-3,923	-2,99	-4,37
101	Covento Carmelitas Descalzas	-7,45	-2,362	-4,213	-3,306	-3,478	-2,47	-3,85
102	Fuente Bermeja	-7,32	-2,699	-4,945	-3,568	-3,566	-1,88	-3,21
103	Edificio Mercurio,S4	-7,21	-2,396	-3,32	-2,94	-3,364	-2,11	-3,48
104	Antigua Fábrica Pieles	-8	-3,165	-4,32	-3,545	-3,837	-3,15	-4,53
105	Agua de Red, Politécnica	-7,6	-3,564	-4,911	-3,902	-4,176	-3,08	-4,45
106	C/ Siervas de Jesús	-8,06	-2,389	-2,627	-2,59	-5,175	-3,83	-5,17
107	C/ Rosalía de Castro	-7,72	-2,982	-3,056	-2,886	-3,439	-2,5	-3,85
108	C/ Solidaridad nº 4	-7,94	-3,618	-3,079	-1,54	-3,879	-3,09	-4,43
109	Fuente La Piluca	-7,24	-2,692	-3,752	-2,741	-3,596	-1,99	-3,33
110	C/ El Patillas nº 4	-7,6	-2,738	-3,135	-2,722	-3,167	-2,46	-3,81

Tabla 11.1c Logaritmo de las actividades, log PCO₂ y logaritmo del producto de actividad iónica IAP

Fases representativas de la zona de estudio							
Adularia	KAlSi ₃ O ₈	Albita	NaAlSi ₃ O ₈	Calcedonia	SiO ₂	Anhidrita	CaSO ₄
Anortita	CaAl ₂ Si ₂ O ₈	Calcita	CaCO ₃	Gibbsita	Al(OH) ₃	Clorita	Mg ₅ Al ₂ Si ₃ O ₁₀ (OH) ₈
Dolomita	CaMg(CO ₃) ₂	Epsomita	MgSO ₄ ·7H ₂ O	Illita	K0.6Mg0.25Al ₂ .3Si ₃ .5O ₁₀ (OH) ₂	Yeso	CaSO ₄ ·2H ₂ O
Halita	NaCl	Hydroxiapatita	Ca ₅ (PO ₄) ₃ OH	Montmorillonita - Ca	Ca0.165Al2.33Si3.67O10(OH)2	Caolinita	Al ₂ Si ₂ O ₅ (OH) ₄
Kmica	KAl ₃ Si ₃ O ₁₀ (OH) ₂	Magnesita	MgCO ₃	Sepiolite	Mg ₂ Si ₃ O ₇ ·5OH·3H ₂ O	Cuarzo	SiO ₂

ID PUNTO	Error	Adularia	Albita	Al(OH)3(a)	Anhidrita	Anortita	Calcita	Calcedonia	Clorita14A	Clorita7A	Dolomita	Dolomita(d)	Epsomita	Gibbsita	Yeso
1	1.829	0.523	-1.416	-1.141	-1.325	-2.497	0.070	0.008	-6.886	-10.374	-0.454	-1.055	-3.984	1.663	-1.073
2	1.953	0.302	-1.243	-1.097	-1.023	-2.708	0.011	0.105	-8.562	-12.057	-0.517	-1.121	-3.610	1.713	-0.770
3	2.990	0.132	-1.706	-1.311	-1.871	-2.482	0.164	0.102	-4.883	-8.371	-0.021	-0.622	-4.285	1.493	-1.619
4	0.474	-2.019	-3.879	-2.778	-1.272	-7.417	-0.701	0.000	-18.580	-22.047	-1.969	-2.560	-3.956	0.005	-1.024
5	1.705	-3.080	-5.108	-2.596	-2.591	-8.112	-1.469	-0.281	-23.128	-26.626	-3.937	-4.542	-5.630	0.217	-2.337
6	2.213	-1.961	-3.207	-1.530	-1.830	-4.732	-0.586	-0.082	-13.803	-17.299	-1.695	-2.299	-4.396	1.281	-1.576
7	2.636	0.047	-2.090	-1.556	-1.312	-3.156	0.104	-0.056	-6.938	-10.421	-0.473	-1.071	-4.070	1.243	-1.060
8	3.271	-0.232	-2.368	-1.935	-1.310	-3.733	0.185	-0.050	-6.739	-10.221	-0.288	-0.887	-4.047	0.863	-1.058
9	3.008	0.568	-2.292	-1.231	-1.261	-3.386	-0.196	0.054	-9.514	-13.019	-0.766	-1.374	-3.657	1.590	-1.006
10	2.895	-0.741	-2.458	-1.257	-1.844	-3.230	-0.277	-0.030	-8.424	-11.855	-0.755	-1.331	-4.252	1.491	-1.604
11	2.326	-2.089	-3.808	-2.102	-2.592	-4.318	0.263	-0.277	-6.398	-9.889	-0.103	-0.705	-5.274	0.705	-2.339
12	1.795	-0.502	-2.287	-1.659	-1.788	-3.908	0.007	-0.126	-10.497	-13.988	-0.920	-1.522	-4.779	1.147	-1.535
13	2.313	-0.387	-2.191	-1.609	-1.745	-3.598	-0.108	-0.067	-8.246	-11.730	-0.820	-1.419	-4.424	1.191	-1.493
14	2.224	-1.029	-2.028	-0.968	-1.905	-2.464	-0.006	-0.186	-7.604	-11.101	-0.817	-1.422	-4.748	1.846	-1.651
15	2.238	-1.868	-2.387	-1.349	-1.667	-3.715	-0.205	-0.229	-10.888	-14.369	-1.228	-1.827	-4.565	1.449	-1.416
16	1.462	-0.306	-1.551	-1.154	-1.125	-2.424	0.175	0.066	-6.851	-10.347	-0.282	-0.886	-3.802	1.658	-0.872
17	4.002	0.981	-1.001	-0.577	-2.287	-1.071	0.253	0.109	-3.434	-6.948	0.119	-0.493	-4.673	2.253	-2.032
18	-1.986	0.147	-1.742	-1.106	-1.591	-2.817	-0.090	-0.062	-9.351	-12.839	-0.989	-1.590	-4.465	1.698	-1.339
19	2.506	-0.928	-1.723	-1.049	-1.256	-2.613	0.177	-0.090	-7.029	-10.477	0.002	-0.582	-3.772	1.715	-1.011
20	0.739	0.843	-1.104	-0.928	-1.037	-2.116	0.114	0.144	-7.821	-11.294	-0.348	-0.942	-3.714	1.861	-0.787
21	1.747	-2.147	-4.200	-2.324	-2.414	-7.434	-1.754	-0.083	-23.743	-27.221	-4.521	-5.117	-5.516	0.470	-2.163
22	-0.944	0.089	-1.597	-1.172	-2.311	-3.930	-1.504	0.011	-15.616	-19.074	-3.851	-4.438	-5.292	1.603	-2.063
23	-1.079	-3.798	-5.570	-3.644	-1.067	-9.727	-1.046	-0.050	-22.943	-26.416	-2.702	-3.296	-3.776	-0.854	-0.817
24	2.645	-0.880	-2.573	-0.928	-2.099	-3.724	-0.972	-0.191	-14.099	-17.571	-2.632	-3.226	-4.890	1.861	-1.849
25	2.947	1.106	-1.668	-1.920	-1.076	-3.315	0.102	0.175	-5.429	-8.877	-0.148	-0.732	-3.591	0.845	-0.831
26	3.446	-0.451	-2.674	-1.725	-1.767	-4.105	-1.264	0.049	-11.498	-14.942	-3.154	-3.736	-4.566	1.036	-1.523
27	9.077	-1.219	-2.972	-1.842	-1.850	-4.028	-0.361	-0.027	-6.960	-10.418	-0.861	-1.449	-4.127	0.933	-1.603
28	2.888	-0.854	-2.560	-1.839	-1.559	-4.018	-0.416	-0.120	-8.866	-12.314	-1.455	-2.039	-4.344	0.926	-1.314
29	3.255	-0.335	-2.070	-2.304	-0.944	-3.323	0.250	0.145	-0.955	-4.433	0.286	-0.311	-3.247	0.490	-0.693
30	2.825	-1.373	-3.131	-2.087	-1.861	-4.245	0.187	-0.250	-7.667	-11.128	-0.407	-0.996	-4.770	0.692	-1.613
31	3.243	-0.083	-2.348	-2.213	-1.156	-3.585	0.540	0.004	-3.631	-7.092	0.603	0.014	-3.765	0.564	-0.909
32	0.910	-1.836	-2.785	-2.212	-1.762	-4.087	0.063	-0.143	-6.132	-9.592	-0.551	-1.139	-4.572	0.565	-1.515
33	1.975	-3.460	-4.800	-1.993	-2.837	-6.804	-1.505	-0.403	-20.191	-23.675	-3.884	-4.484	-5.784	0.806	-2.585
34	2.975	-2.117	-3.686	-1.665	-2.678	-4.493	-0.656	-0.254	-12.504	-15.977	-2.182	-2.776	-5.650	1.125	-2.428
35	3.004	-2.010	-3.574	-1.836	-2.755	-4.441	-0.536	-0.218	-9.703	-13.172	-1.644	-2.237	-5.438	0.949	-2.505
36	2.735	-0.391	-2.169	-1.909	-1.222	-4.715	-0.133	-0.006	-12.028	-15.493	-0.835	-1.426	-3.912	0.872	-0.973
37	2.785	0.678	-2.264	-1.298	-1.755	-3.661	-0.509	0.060	-12.614	-16.114	-1.818	-2.424	-4.589	1.518	-1.501
38	2.314	-3.402	-4.808	-2.155	-2.264	-6.845	-1.213	-0.315	-20.151	-23.634	-3.382	-3.980	-5.296	0.644	-2.012
39	4.314	-0.685	-2.681	-1.774	-0.426	-3.796	0.025	0.100	-10.491	-13.969	-0.814	-1.411	-3.380	1.020	-0.176
40	2.892	-1.341	-2.285	-1.723	-1.103	-4.103	-0.211	-0.185	-9.928	-13.382	-1.097	-1.683	-3.927	1.047	-0.857
41	3.908	1.993	-0.215	-1.460	-0.337	-1.858	-0.372	0.845	-5.501	-8.973	-0.980	-1.573	-2.678	1.328	-0.088
42	2.938	-1.079	-2.668	-1.578	-1.518	-4.371	-0.733	-0.145	-12.384	-15.851	-2.126	-2.718	-4.291	1.206	-1.269
43	3.201	0.618	-1.920	-1.679	-1.042	-3.408	-0.271	0.098	-8.871	-12.378	-1.431	-2.040	-3.947	1.144	-0.787
44	3.528	-0.543	-2.335	-1.732	-0.885	-3.649	-0.291	-0.026	-7.878	-11.368	-1.223	-1.825	-3.586	1.074	-0.632
45	3.680	-0.522	-2.384	-1.925	-0.482	-3.449	0.061	-0.053	-5.919	-9.429	-0.751	-1.362	-3.366	0.901	-0.227
46	-1.992	-0.347	-2.602	-2.545	-0.810	-3.641	0.340	-0.056	-0.736	-4.225	0.121	-0.481	-3.432	0.260	-0.557
47	3.967	-0.970	-2.664	-1.817	-0.994	-3.871	-0.379	-0.113	-7.523	-10.998	-1.308	-1.903	-3.641	0.974	-0.744
48	2.887	-0.780	-2.657	-1.488	-1.654	-4.258	-0.820	-0.149	-12.273	-15.791	-2.441	-3.055	-4.445	1.346	-1.398
49	3.751	0.221	-1.687	-1.865	-0.709	-3.103	-0.026	0.167	-5.713	-9.237	-0.882	-1.499	-3.513	0.975	-0.453
50	3.054	-0.646	-2.792	-1.821	-1.228	-4.896	-1.035	-0.050	-13.429	-16.885	-2.627	-3.214	-3.928	0.951	-0.981
51	2.890	0.370	-1.388	-2.143	-1.339	-3.486	0.170	0.106	-2.924	-6.473	-0.178	-0.806	-3.770	0.722	-1.082
52	3.177	-0.008	-1.827	-1.037	-1.193	-2.301	0.044	-0.157	-5.439	-8.969	-0.643	-1.263	-3.882	1.809	-0.937
53	3.156	-0.609	-2.642	-2.241	-1.121	-3.812	-0.011	-0.092	-4.818	-8.283	-0.705	-1.296	-3.925	0.540	-0.873
54	2.271	0.234	-1.533	-0.574	-2.165	-2.472	-1.157	-0.074	-11.106	-14.616	-3.069	-3.680	-4.930	2.252	-1.910
55	-1.380	1.079	-0.536	-0.941	-1.278	-1.562	-0.459	0.265	-4.303	-7.833	-1.411	-2.031	-3.733	1.904	-1.022

Tabla 11.2a (1) Índices de saturación de las especies

11. Modelos Geoquímicos

ID PUNTO	Halita	Hidroxiapatita	Illita	Caolinita	Kmica	Magnesita	Montmorillonita-Ca	Cuarzo	Sepiolita
1	-7.445	-4.966	2.948	5.051	9.394	-1.063	3.784	0.476	-4.648
2	-7.148	-3.955	2.963	5.347	9.269	-1.064	4.176	0.575	-5.140
3	-8.759	-4.803	2.687	4.899	8.661	-0.724	3.761	0.570	-3.540
4	-7.360	-7.521	-1.830	1.714	3.547	-1.816	-0.376	0.461	-8.142
5	-8.614	-9.538	-2.787	1.583	2.894	-3.003	-0.998	0.190	-10.446
6	-8.223	-8.341	0.363	4.110	6.142	-1.643	2.355	0.389	-7.220
7	-7.738	1.335	1.887	4.081	8.079	-1.118	2.620	0.410	-4.478
8	-7.765	1.572	1.131	3.334	7.040	-1.014	1.786	0.417	-4.089
9	-8.477	-4.036	2.800	5.001	9.283	-1.100	3.651	0.528	-5.451
10	-8.429	-6.955	1.770	4.618	7.817	-1.041	3.176	0.419	-5.544
11	-9.364	-1.401	-0.568	2.567	4.864	-0.902	0.619	0.193	-4.173
12	-6.962	-5.057	1.120	3.753	7.335	-1.464	2.075	0.344	-5.901
13	-7.554	-0.581	1.462	3.956	7.542	-1.253	2.407	0.399	-4.974
14	-7.667	-4.668	1.973	5.030	8.201	-1.344	3.510	0.285	-5.368
15	-6.728	-5.702	0.603	4.148	6.577	-1.565	2.363	0.237	-6.540
16	-7.849	-4.766	2.533	5.157	8.549	-0.991	3.980	0.536	-4.476
17	-9.702	-4.763	4.497	6.437	11.017	-0.660	5.541	0.586	-3.395
18	-7.461	-3.399	2.546	4.981	9.087	-1.438	3.568	0.406	-5.787
19	-6.743	-5.554	1.997	4.952	8.068	-0.731	3.533	0.365	-5.166
20	-7.486	-1.273	3.619	5.716	10.117	-1.007	4.694	0.607	-5.026
21	-7.986	-7.515	-1.549	2.479	4.341	-3.310	0.276	0.382	-10.661
22	-7.013	-1.875	2.155	4.929	8.855	-2.899	3.428	0.469	-8.270
23	-7.713	-9.265	-4.566	-0.102	0.045	-2.201	-2.639	0.414	-9.246
24	-7.841	-6.412	1.751	5.045	8.393	-2.206	3.309	0.272	-8.147
25	-7.632	1.246	2.316	3.741	8.361	-0.806	2.561	0.630	-3.353
26	-8.122	-6.714	1.187	3.870	7.189	-2.448	2.390	0.502	-6.185
27	-9.860	-6.037	0.672	3.513	6.206	-1.052	1.946	0.431	-4.339
28	-7.352	-5.169	0.638	3.310	6.562	-1.595	1.618	0.334	-5.324
29	-8.379	-2.526	1.065	2.977	6.195	-0.507	1.758	0.610	-1.151
30	-8.017	0.988	-0.185	2.587	5.569	-1.144	0.686	0.210	-4.805
31	-8.153	2.420	0.979	2.839	6.604	-0.488	1.386	0.463	-2.640
32	-7.935	0.797	-0.425	2.546	4.852	-1.165	0.316	-3.910	-3.910
33	-8.633	-10.599	-2.116	2.514	3.699	-2.920	0.063	-10.049	-10.049
34	-9.149	-6.636	-0.186	3.447	5.684	-2.072	0.209	-7.027	-7.027
35	-9.150	-5.981	-0.208	3.168	5.442	-1.655	0.244	-5.726	-5.726
36	-6.608	-6.886	0.852	3.436	6.910	-1.251	0.455	-6.237	-6.237
37	-8.280	-1.782	2.604	4.868	9.252	-1.841	0.532	-6.654	-6.654
38	-8.799	-10.015	-2.203	2.365	3.432	-2.710	0.152	-9.749	-9.749
39	-8.472	-5.103	1.154	3.945	6.904	-1.382	0.565	-5.471	-5.471
40	-6.354	-5.327	0.388	3.425	6.316	-1.440	0.271	-5.928	-5.928
41	-8.551	-3.957	4.658	6.051	10.202	-1.154	1.308	-2.418	-2.418
42	-7.506	-4.153	0.741	3.827	6.888	-1.940	0.317	-6.879	-6.879
43	-8.239	-4.660	2.216	4.196	8.440	-1.689	0.572	-4.746	-4.746
44	-7.505	-4.531	1.264	3.805	7.149	-1.470	0.443	-4.622	-4.622
45	-7.659	-2.628	1.057	3.408	6.813	-1.340	0.422	-3.625	-3.625
46	-8.370	-1.031	0.389	2.117	5.718	-0.758	0.412	-1.175	-1.175
47	-7.813	-4.518	0.729	3.429	6.529	-1.474	0.351	-4.648	-4.648
48	-7.853	-6.789	1.148	4.109	7.440	-2.145	0.329	-6.643	-6.643
49	-7.945	-3.111	1.972	3.999	7.696	-1.376	0.647	-3.117	-3.117
50	-7.376	-7.872	0.687	3.504	6.818	-2.145	0.407	-6.995	-6.995
51	-7.263	-2.874	1.704	3.379	7.327	-0.855	0.595	-1.753	-1.753
52	-7.958	0.178	2.683	5.023	9.132	-1.204	0.326	-4.218	-4.218
53	-8.053	-2.684	0.417	2.599	6.028	-1.243	0.368	-3.243	-3.243
54	-8.037	-7.797	3.381	6.070	10.271	-2.440	0.401	-6.817	-6.817
55	-7.809	-4.712	4.197	6.056	10.409	-1.470	0.748	-3.086	-3.086

Tabla 11.2a (2) Índices de saturación de las especies

ID PUNTO	Error	Adularia	Albita	Al(OH)3(a)	Anhidrita	Anortita	Calcita	Calcedonia	Clorita14A	Clorita7A	Dolomita	Dolomita(d)	Epsomita	Gibsita	Yeso
56	2.566	0.079	-1.738	-2.107	-1.956	-3.697	-0.086	0.070	-6.864	-10.385	-1.145	-1.760	-4.914	0.729	-1.700
57	2.773	2.569	-0.031	-0.499	-1.491	-1.059	-0.572	0.152	-4.659	-8.197	-1.700	-2.323	-3.986	2.355	-1.235
58	3.065	-1.361	-1.622	-1.723	-2.060	-3.958	-0.559	-0.119	-9.937	-13.493	-2.235	-2.866	-5.075	1.148	-1.804
59	2.912	1.855	-0.391	-0.859	-0.677	-1.197	-0.326	0.341	-3.330	-6.846	-1.021	-1.634	-3.044	1.971	-0.422
60	3.169	-0.161	-2.044	-1.679	-0.824	-3.723	-0.415	0.101	-10.167	-13.641	-1.534	-2.129	-3.628	1.111	-0.574
61	3.050	1.157	-0.894	-0.375	-1.523	-0.696	0.041	-0.198	-3.353	-6.847	-0.692	-1.296	-4.346	2.435	-1.269
62	1.735	0.150	-1.763	-1.683	-0.767	-3.210	-0.270	0.180	-6.992	-10.501	-1.150	-1.761	-3.390	1.141	-0.512
63	3.227	0.342	-1.805	-2.244	-1.738	-3.591	0.045	0.113	-3.281	-6.800	-0.427	-1.042	-4.243	0.591	-1.482
64	2.075	1.259	-1.093	-2.581	-0.589	-2.879	0.696	0.262	0.093	-3.392	0.639	0.039	-3.414	0.220	-0.337
65	2.512	0.584	-1.377	-1.174	-2.505	-2.208	-0.256	0.136	-3.131	-6.629	-0.556	-1.162	-4.589	1.640	-2.252
66	2.385	1.259	-0.890	-2.301	-1.529	-3.080	0.685	0.275	-3.085	-6.602	0.525	-0.089	-4.367	0.532	-1.274
67	2.550	1.296	-0.860	-0.729	-2.550	-1.726	-0.413	-0.081	-9.176	-12.696	-2.241	-2.856	-5.948	2.107	-2.294
68	3.013	0.050	-1.725	-0.888	-2.112	-1.671	-0.201	0.017	-3.026	-6.561	-0.817	-1.439	-4.474	1.963	-1.855
69	2.792	-1.606	-3.419	-1.352	-3.441	-3.842	-0.959	-0.482	-9.423	-12.987	-2.997	-3.631	-6.397	1.527	-3.184
70	3.182	-1.742	-3.183	-1.920	-2.305	-4.233	-0.198	-0.265	-12.182	-15.743	-2.230	-2.863	-6.022	0.956	-2.048
71	2.961	-1.010	-2.528	-1.719	-1.701	-3.721	-0.366	0.074	-6.301	-9.810	-0.898	-1.509	-3.879	1.106	-1.446
72	3.346	0.805	-1.260	-1.036	-0.781	-1.861	-0.015	0.115	-3.975	-7.539	-0.659	-1.293	-3.288	1.843	-0.525
73	3.011	0.426	-1.498	-2.090	-1.492	-3.421	0.253	0.119	-6.054	-9.540	-0.355	-0.954	-4.422	0.712	-1.240
74	2.346	-0.048	-2.231	-2.119	-2.157	-3.914	-0.149	-0.017	-10.629	-14.132	-1.882	-2.489	-5.767	0.700	-1.902
75	-2.522	1.683	-0.219	-1.273	-0.643	-1.449	0.669	0.320	-2.971	-6.488	0.596	-0.017	-3.380	1.558	-0.387
76	3.109	1.957	-0.444	-1.329	-0.975	-1.545	0.086	0.384	-2.439	-5.962	-0.396	-1.013	-3.519	1.510	-0.719
77	2.736	1.523	-0.584	-0.841	-3.075	-1.696	-0.635	-0.158	-4.398	-7.924	-2.064	-2.682	-5.840	2.000	-2.818
78	3.337	0.303	-0.930	-1.333	-1.435	-1.764	-0.098	0.179	-1.996	-5.548	-0.865	-1.494	-4.009	1.535	-1.178
79	2.786	-0.185	-1.871	-1.645	-1.996	-3.560	-0.411	0.161	-6.406	-9.969	-1.144	-1.778	-4.199	1.232	-1.739
80	2.893	0.608	-1.144	-1.656	-1.628	-3.440	-0.671	0.257	-5.708	-9.253	-1.453	-2.079	-3.663	1.205	-1.371
81	2.894	0.015	-2.040	-1.836	-1.898	-3.739	-0.398	0.056	-5.833	-9.352	-1.102	-1.716	-4.191	0.999	-1.642
82	3.055	0.239	-1.798	-2.145	-1.838	-3.356	-0.043	0.223	-2.743	-6.249	-0.368	-0.976	-4.139	0.676	-1.583
83	1.740	3.250	0.435	-1.836	-1.766	-0.966	0.950	0.390	2.898	-0.644	0.945	0.320	-4.652	1.021	-1.510
84	39.586	4.016	1.382	-1.944	-4.125	-1.795	0.070	0.168	6.329	2.811	0.314	-0.300	-5.944	0.889	-3.870
85	2.556	1.214	-0.469	-1.604	-1.086	-3.213	-0.489	0.311	-7.314	-10.838	-1.394	-2.010	-3.480	1.235	-0.830
86	3.078	-0.399	-1.424	-1.660	-1.316	-3.744	-0.446	0.040	-9.009	-12.487	-1.414	-2.010	-3.927	1.134	-1.065
87	3.184	0.218	-1.607	-1.811	-0.926	-3.219	-0.187	0.155	-5.255	-8.811	-1.051	-1.682	-3.501	1.059	-0.669
88	2.790	-0.463	-1.909	-1.788	-1.963	-3.918	-0.464	-0.035	-7.812	-11.335	-1.520	-2.137	-4.531	1.051	-1.707
89	2.524	0.195	-1.567	-0.693	-1.629	-1.854	-0.356	-0.119	-6.906	-10.431	-1.560	-2.177	-4.448	2.147	-1.373
90	3.251	-1.166	-2.708	-1.695	-0.900	-4.083	-0.290	-0.256	-7.769	-11.298	-1.178	-1.796	-3.462	1.149	-0.644
91	2.727	0.238	-1.447	-1.515	-1.271	-2.212	-0.032	0.040	-2.388	-5.906	-0.713	-1.328	-3.910	1.318	-1.015
92	2.712	0.171	-1.865	-2.369	-1.460	-3.566	0.274	0.081	-3.576	-7.055	-0.147	-0.744	-4.239	0.427	-1.209
93	2.411	-0.410	-2.240	-2.043	-1.960	-3.836	-0.212	0.020	-6.872	-10.366	-1.125	-1.729	-4.712	0.766	-1.707
94	2.749	-1.551	-2.973	-2.186	-1.719	-4.198	0.029	-0.202	-5.454	-8.950	-0.547	-1.151	-4.367	0.626	-1.466
95	2.954	0.728	0.129	-2.565	-0.602	-4.086	0.578	-0.056	0.912	-2.546	1.477	0.890	-2.473	0.209	-0.370
96	2.306	0.812	-1.054	-0.781	-1.515	-2.768	-0.672	-0.065	-10.984	-14.471	-2.012	-2.612	-4.248	2.023	-1.263
97	2.974	-0.831	-2.645	-2.423	-1.611	-3.992	0.538	-0.149	-3.625	-7.113	0.359	-0.242	-4.392	0.381	-1.358
98	2.656	-1.550	-3.284	-2.147	-2.453	-4.159	-0.037	-0.118	-6.109	-9.612	-0.694	-1.301	-5.100	0.672	-2.199
99	2.798	-1.945	-3.848	-2.266	-2.581	-4.459	-0.004	-0.244	-5.535	-9.033	-0.560	-1.165	-5.172	0.548	-2.327
100	2.910	-0.812	-2.237	-0.988	-2.488	-1.520	-0.050	-0.289	-3.425	-6.862	-0.968	-1.547	-5.546	1.766	-2.246
101	3.658	-0.351	-2.103	-2.131	-0.329	-3.055	0.340	0.158	-2.951	-6.391	0.233	-0.347	-2.961	0.626	-0.086
102	3.222	-0.991	-2.326	-1.804	-2.013	-3.403	0.285	0.122	-6.170	-9.651	0.150	-0.448	-4.516	0.993	-1.762
103	3.071	0.944	-1.347	-1.864	-0.446	-2.857	0.176	0.283	-5.851	-9.299	-0.302	-0.885	-3.263	0.901	-0.201
104	2.422	-0.256	-2.145	-1.416	-2.462	-2.069	-0.051	-0.196	-3.176	-6.619	-0.947	-1.528	-5.480	1.344	-2.218
105	2.801	-1.678	-3.335	-0.833	-3.452	-2.786	-1.176	-0.534	-9.164	-12.609	-3.222	-3.804	-6.493	1.928	-3.208
106	0.709	-3.598	-6.258	-2.596	-0.389	-6.349	0.142	-1.502	-7.838	-11.307	-1.020	-1.613	-3.806	0.189	-0.140
107	2.531	2.374	-0.147	-1.043	-1.874	-1.017	0.206	0.227	-2.327	-5.791	-0.200	-0.790	-4.608	1.738	-1.626
108	0.715	0.773	-0.388	-1.550	-3.302	-3.137	-0.590	-0.204	-8.036	-11.506	-2.247	-2.840	-6.482	1.236	-3.054
109	1.480	-0.013	-1.698	-1.800	-1.349	-3.536	0.042	0.076	-5.892	-9.360	-0.159	-0.751	-3.705	0.984	-1.100
110	1.703	1.829	-0.438	-2.177	-1.325	-2.692	0.261	0.490	-2.193	-5.649	0.195	-0.392	-3.795	0.596	-1.079

Tabla 11.2b (1) Índices de saturación de las especies

11. Modelos Geoquímicos

ID PUNTO	Halita	Hidroxiapatita	Illita	Caolinita	Kmica	Magnesita	Montmorillonita-Ca	Cuarzo	Sepiolita
56	-7.626	-0.496	1.286	3.313	7.064	-1.582	0.549	-3.580	-3.580
57	-7.524	-5.274	5.620	6.734	12.798	-1.640	0.637	-3.737	-3.737
58	-6.215	-4.546	0.648	3.781	6.446	-2.179	0.372	-5.267	-5.267
59	-7.959	-4.485	4.938	6.340	11.329	-1.220	0.819	-2.704	-2.704
60	-7.676	-5.740	1.632	4.129	7.612	-1.664	0.564	-5.437	-5.437
61	-7.631	-3.495	4.421	6.184	11.568	-1.269	0.272	-4.185	-4.185
62	-8.089	-4.497	2.152	4.355	7.966	-1.409	0.655	-3.833	-3.833
63	-7.766	-3.080	1.468	3.122	7.052	-0.996	1.816	0.591	-1.965
64	-7.147	3.090	1.824	2.673	7.245	-0.597	1.685	0.730	-0.262
65	-8.988	-5.625	3.334	5.262	9.402	-0.834	4.215	0.607	-2.834
66	-7.255	3.852	2.186	3.329	7.852	-0.684	2.325	0.753	-1.560
67	-7.483	-5.100	3.872	5.767	11.038	-2.350	4.508	0.398	-5.879
68	-8.973	-4.291	3.354	5.679	9.497	-1.131	4.560	0.501	-3.032
69	-9.526	-5.628	0.570	3.815	6.954	-2.537	1.668	0.012	-5.965
70	-8.417	-3.505	-0.227	3.106	5.677	-2.532	1.185	0.228	-6.241
71	-8.576	-5.713	1.270	4.074	6.735	-1.061	2.695	0.550	-3.717
72	-8.236	-3.596	3.721	5.642	9.999	-1.142	4.621	0.608	-2.966
73	-7.083	1.896	1.580	3.369	7.394	-1.147	2.098	0.586	-3.367
74	-7.883	1.509	0.839	3.077	6.888	-2.264	1.543	0.456	-5.326
75	-7.087	3.760	4.159	5.472	10.330	-0.598	4.798	0.798	-2.261
76	-8.286	-3.305	4.371	5.504	10.503	-1.003	4.898	0.864	-1.851
77	-7.723	-1.452	3.958	5.402	11.048	-1.949	4.046	0.323	-3.988
78	-7.982	-2.809	3.124	5.150	8.885	-1.272	4.232	0.668	-1.883
79	-8.227	-5.631	2.099	4.512	7.788	-1.233	3.273	0.654	-3.373
80	-7.368	-6.124	2.715	4.646	8.533	-1.292	3.557	0.745	-3.007
81	-7.787	-5.028	1.710	3.826	7.540	-1.227	2.420	0.535	-3.414
82	-8.252	-3.613	1.740	3.511	7.127	-0.855	2.390	0.697	-1.702
83	-7.514	-0.521	4.642	4.544	10.809	-0.516	4.041	0.876	0.801
84	-6.383	-2.467	4.715	3.828	11.322	-0.280	2.891	0.646	1.726
85	-6.717	-5.852	3.129	4.809	9.210	-1.426	3.830	0.791	-3.711
86	-6.351	-5.897	1.489	4.053	7.418	-1.511	2.623	0.504	-5.078
87	-7.876	-3.501	2.113	4.154	7.848	-1.367	2.964	0.646	-2.829
88	-7.067	-5.098	1.266	3.747	7.165	-1.577	2.188	0.445	-4.387
89	-8.116	-4.780	3.331	5.774	10.015	-1.724	4.444	0.362	-5.040
90	-7.333	-4.341	0.661	3.503	6.655	-1.406	1.621	0.226	-4.814
91	-7.964	-2.621	2.502	4.432	8.404	-1.205	3.255	0.518	-2.328
92	-7.619	1.473	1.037	2.723	6.574	-0.963	1.378	0.546	-2.253
93	-8.186	-4.283	0.973	3.283	6.664	-1.450	1.812	0.490	-3.865
94	-8.144	-3.349	-0.210	2.558	5.241	-1.110	0.729	0.269	-3.573
95	-2.578	-3.889	1.045	2.017	6.722	0.347	0.409	0.402	-0.687
96	-6.304	1.463	3.379	5.625	10.402	-1.878	4.216	0.403	-6.706
97	-7.800	3.244	0.005	2.174	5.476	-0.718	0.451	0.320	-2.599
98	-9.348	-3.969	-0.038	2.819	5.330	-1.188	1.110	0.355	-3.678
99	-9.744	-3.716	-0.639	2.319	4.690	-1.090	0.392	0.228	-3.606
100	-9.057	-3.129	2.017	4.651	8.292	-1.479	3.143	0.162	-4.190
101	-8.807	-2.543	1.186	3.266	6.470	-0.666	2.105	0.610	-2.271
102	-8.278	-4.594	1.179	3.936	6.543	-0.678	2.673	0.587	-3.663
103	-7.770	-3.710	2.453	4.068	8.311	-1.034	3.108	0.737	-3.373
104	-8.687	-2.910	1.834	3.995	8.001	-1.453	2.523	0.257	-3.549
105	-9.556	-6.398	1.091	4.487	7.746	-2.603	2.443	-0.081	-7.014
106	-7.071	4.332	-4.274	-0.922	2.335	-1.710	-4.848	-1.041	-6.685
107	-7.695	0.775	4.742	5.633	11.406	-0.955	4.903	0.687	-2.636
108	-4.650	-1.394	2.027	3.770	8.799	-2.204	2.113	0.258	-5.259
109	-6.643	-4.949	1.693	3.825	7.511	-0.748	2.477	0.537	-3.707
110	-6.952	-3.330	3.002	3.874	8.582	-0.618	3.220	0.948	-1.244

Tabla 11.2b (2) Índices de saturación de las especies

11.5 Especiación e índices de saturación de las aguas

Los resultados del modelo WATEQ4F para las aguas correspondientes a las familias descritas en el apartado 5.7 y recogidos en las tablas 11.2 a y 11.2 b se describen a continuación. La figura 11.1 muestra la tendencia de los índices de saturación para las muestras procedentes del Cuaternario, Terciario, del Mesozoico, Ríos y abastecimiento respecto a la situación de equilibrio.

11.5.1 Familia Sulfatado Hidrogenocarbonatado Cálcida (Familia A)

Las muestras (1, 4, 7, 8, 32, 48, 52,75 y 92) pertenecientes al Cuaternario de facies química claramente sulfatado hidrogenocarbonatado cálcica los valores de Log PCO_2 están comprendidos entre -0,95 y -2,94. Los puntos de agua (89 y 94) que corresponden a los Ríos que también muestran este carácter tienen valores de -2.65 y -2.86 respectivamente. En lo referente a la relación de las muestras con los minerales más frecuentes en la zona de estudio, indicar que para las muestras del Cuaternario de facies química claramente sulfatado hidrogenocarbonatado cálcica, siete de las muestras presentan sobresaturación frente a la calcita y 2 están subsaturadas frente a ella. Respecto a la dolomita la práctica totalidad se encuentran subsaturadas salvo una ligeramente saturada. Los resultados indican respecto a los feldespatos (albita, anortita y andularia) que todas las muestras presentan subsaturación frente a la albita y la anortita mientras que antea la andularia solo en tres muestras se observa subsaturación. Frente a la clorita evidencian todas ellas una clara subsaturación. Respecto a los filosilicatos, el grado de saturación en caolinita es positivo en todas las muestras, y se evidencia ante la illita una sobresaturación en la mayoría de las aguas salvo en dos casos. Los resultados indican que en las aguas del Río una de las muestras está ligeramente subsaturada frente a la calcita y la otra tiene un índice de saturación positivo próximo a 0. Respecto a la dolomita ambas muestras están subsaturadas. Frente a los feldespatos, evidencian todas subsaturación ante la albita y anortita y una ligera sobresaturación de una de las muestras ante la andularia. La clorita está claramente subsaturada en las muestras. En lo referente a los filosilicatos muestran índices positivos ante la caolinita, mientras que la situación de sobresaturación respecto a la illita se da en una de las aguas.

Las 5 muestras (2, 16, 20, 23 y 31) del Cuaternario y las 4 muestras (9, 71, 81, 82) del Terciario constituyen un subgrupo que presenta contenidos destacables de magnesio, con valores de log PCO_2 que oscilan entre -0,87 y -2,62 para las primeras y entre -1, 54 y 2,92 para las segundas. Respecto al primer grupo, la práctica totalidad, salvo una, presentan sobresaturación frente a la calcita. Frente a la dolomita, una de las muestras está sobresaturada y el resto subsaturada. Los resultados indican respecto a los feldespatos (albita, anortita y andularia) que todas las muestras

presentan subsaturación frente a la albita y la anortita mientras frente a la andularia se observa subsaturación en tres de las muestras. Ante la clorita evidencian todas ellas una clara subsaturación. Los resultados revelan que para los filosilicatos, el grado de saturación en caolinita es positivo en todas las muestras salvo en una ligeramente subsaturada, y se evidencia ante la illita una sobresaturación en la mayoría de las aguas salvo en una de las aguas. En lo referente al segundo grupo, todas las aguas presentan subsaturación frente a la calcita y a la dolomita. Los resultados indican para los feldespatos (albita, anortita y andularia) que todas las muestras presentan subsaturación frente a la albita y la anortita mientras que ante la andularia se observa sobresaturación en todos los puntos de agua salvo uno. Todas las aguas evidencian una clara subsaturación respecto a la clorita. Los resultados referidos a los filosilicatos muestran que el grado de saturación es positivo en todas las muestras ante la caolinita y la illita.

El subgrupo formado por dos muestras (25 y 51) pertenecientes al Cuaternario que evidencian una mayor cantidad de magnesio y sodio manifiestan valores de $\log \text{PCO}_2$ de -2,05 y -3,1 respectivamente. Ambas están saturadas frente a la calcita y subsaturadas ante la dolomita. Frente a los feldespatos evidencian las dos subsaturación frente a albita y anortita y sobresaturación de las dos muestras ante la andularia. La clorita está claramente subsaturada en ellas. En lo referente a los filosilicatos muestran índices positivos ante la caolinita y la illita.

Finalmente los tres puntos de agua (42, 54 y 61) del Cuaternario con un carácter cálcico sódico muestran datos de $\log \text{PCO}_2$ entre -1,93 y -2,47. Estas muestras presentan sobresaturación en calcita. Respecto a la dolomita la totalidad de las muestras están subsaturadas. Los resultados indican respecto a los feldespatos (albita, anortita y andularia) que todas las muestras presentan subsaturación frente a la albita y la anortita mientras frente a la andularia se observa subsaturación en una de las muestras. Ante la clorita evidencian todas ellas una clara subsaturación. Los resultados indican respecto a los filosilicatos que el grado de saturación es positivo en todas las muestras ante la caolinita y la illita.

11.5.2 Familia Sulfatado Hidrogenocarbonatado Clorurada (Familia B)

En las muestras (28, 56, 63, 73, 110) pertenecientes al Cuaternario de facies química claramente sulfatado hidrógenocarbonatado clorurada se observa que tres de ellas presentan sobresaturación frente a la calcita y dos están subsaturadas en ella. Respecto a la dolomita la totalidad se encuentran subsaturadas. Los resultados indican en relación a los feldespatos (albita, anortita y andularia) que todas las muestras presentan subsaturación frente a la albita y la anortita,

mientras que ante la andularia todas, salvo una están sobresaturadas. Se evidencia una clara subsaturación de todas las aguas respecto a la clorita. El índice de saturación frente a la caolinita y la illita es positivo en todas las muestras.

11.5.3 Familia Sulfatado Cálcica (Familia C)

Entre las diez muestras (39, 43, 44, 45, 49, 50, 53, 60, 64, 103) correspondientes al Cuaternario, de facies química claramente sulfatado cálcico, se observa que dos de ellas presentan sobresaturación frente a la calcita y el resto están subsaturadas. Respecto a la dolomita la totalidad de aguas se encuentran subsaturadas. Los resultados indican respecto a los feldespatos (albita, anortita y andularia) que todas las muestras presentan subsaturación frente a la albita y la anortita y únicamente dos de las muestras están sobresaturadas en andularia. Ante la clorita evidencian todas ellas una clara subsaturación. Respecto a los filosilicatos, el grado de saturación respecto a la caolinita es positivo en todas las muestras, y se evidencia ante la illita una saturación en todas ellas.

El subgrupo de aguas que presentan un carácter magnésico, muestras del Cuaternario (46, 47, 55, 59, 62, 76, 87) presenta sobresaturación frente a la calcita en dos de las muestras y el resto están subsaturadas. Respecto a la dolomita la práctica totalidad se encuentran subsaturadas, salvo una. Los resultados indican respecto a los feldespatos (albita, anortita y andularia) que todas las muestras presentan subsaturación frente a la albita y la anortita mientras frente a la andularia solo en dos muestras se observa subsaturación. Se revela en todas una subsaturación con respecto a la clorita. En los filosilicatos, el grado de saturación respecto a la caolinita es positivo para todas las muestras, y se evidencia también ante la illita una sobresaturación en la mayoría de las aguas salvo en dos casos. Los resultados de los índices de saturación en las 5 muestras (29, 41, 72, 78, 101) del Terciario señalan sobresaturación frente a la calcita en dos de ella y subsaturación en tres de las muestras. Respecto a la dolomita la mitad de las muestras están sobresaturadas. Los resultados indican en relación a los feldespatos (albita, anortita y andularia) que todas las muestras presentan subsaturación frente a la albita y la anortita mientras que frente a la andularia en la mitad de ellas se observa subsaturación. Sobre la clorita se evidencia subsaturación en la totalidad de aguas. Respecto a los filosilicatos, el índice de saturación ante la caolinita y la illita es positivo en todos los puntos de agua. Finalmente, los 2 puntos de agua (90, 91) asociados a los Ríos están subsaturadas frente a la calcita y la dolomita. Respecto a los feldespatos, ambas evidencian subsaturación en albita y anortita así como sobresaturación de una de las aguas ante

la andularia. La clorita está subsaturada en las muestras y en lo referente a los filosilicatos muestran índices positivos ante la caolinita y la illita.

Entre las muestras pertenecientes al Cuaternario (57, 85, 106) con niveles más elevados de sodio se observa que dos de las muestras están subsaturadas frente a la calcita y las tres lo están ante la dolomita. Ante los feldespatos evidencian ambas subsaturación en albita y anortita y sobresaturación en dos de las aguas respecto a la andularia. La clorita está subsaturada en las muestras y los índices de saturación son positivos en caolinita y la illita, salvo una de las muestras que está subsaturada en ambos minerales.

En el subgrupo de esta familia con mayor carácter clorurado, las aguas (26, 40, 80) del cuaternario están subsaturadas en calcita y dolomita. Frente a los feldespatos, ambas evidencian subsaturación en albita y anortita y sobresaturación en una de las aguas ante la andularia. La clorita está claramente subsaturada en las muestras. En lo referente a los filosilicatos, muestran índices positivos ante la caolinita y la illita. La muestra 86, correspondiente al Terciario presenta subsaturación en todos los minerales a los que se ha hecho referencia salvo ante la caolinita y la illita.

11.5.4 Familia Hidrogenocarbonatado Sulfatado Cálcica (Familia D)

Agrupada a 7 muestras (13, 18, 24, 30, 38, 93, 104) pertenecientes al Cuaternario de facies química claramente hidrogenocarbonatado sulfatado cálcica que presentan sobresaturación frente a la calcita salvo una. Respecto a la dolomita la totalidad de las muestras están subsaturadas. Los resultados indican respecto a los feldespatos (albita, anortita y andularia) que todas las muestras presentan subsaturación frente a la albita y la anortita mientras, que en andularia lo están en la mayoría, salvo en una muestra. Frente a la clorita evidencian todas ellas una clara subsaturación. Respecto a los filosilicatos, el índice de saturación para la caolinita es positivo en todas las muestras, y se evidencia también ante la illita una sobresaturación en todas las aguas salvo en dos casos. Uno de los dos puntos de agua (97, 100) pertenecientes a los Ríos que también muestran este carácter está sobresaturada en calcita y dolomita. Respecto a los feldespatos, evidencian ambas subsaturación en albita, anortita y andularia. La clorita está subsaturada en ambas muestras. En lo referente a los filosilicatos muestran índices positivos ante la caolinita y la illita.

Respecto al subgrupo con contenidos destacables de magnesio, cuatro de las cinco muestras (3,6,10,27,68) del Terciario revelan subsaturación frente a la calcita y el resto están subsaturadas frente a ella. Respecto a la dolomita la totalidad se encuentran subsaturadas. Los resultados indican que presentan subsaturación en albita y anortita mientras que frente a la andularia solo en dos muestras se observa sobresaturación. Todas ellas están subsaturadas en clorita. El índice de saturación de saturación frente a la caolinita y la illita es positivo en todas las muestras. Las dos muestras (65,79) asociadas al Cuaternario están subsaturadas en calcita y dolomita. Ambas evidencian subsaturación frente a albita, anortita y una de ellas está sobresaturada ante la andularia. La clorita está subsaturada en ambas muestras. En lo referente a los filosilicatos se muestran índices positivos ante la caolinita y la illita. El punto de agua (98) del Mesozoico presenta subsaturación en todos los minerales a los que se ha hecho referencia salvo ante la caolinita.

En esta familia se aprecia también un subgrupo formado por 5 muestras (36, 37, 66 ,83, 107) pertenecientes al Cuaternario que evidencian un carácter sódico en el que tres de las muestras presentan sobresaturación frente a la calcita y dos están subsaturadas frente a ella. Respecto a la dolomita tres evidencian subsaturación y dos sobresaturación. Los resultados indican respecto a los feldespatos que la mayoría de muestras, salvo una, presentan subsaturación en albita y ante la anortita todas están sobresaturadas. Cuatro de las cinco muestras evidencian sobresaturación ante la andularia. En lo referente a la clorita evidencian una subsaturación excepto en un caso. El índice de saturación ante la caolinita y la illita es positivo en todas las aguas.

Finalmente otro subgrupo lo forman tres muestras (21, 74, 77) del Cuaternario y cuatro muestras (14, 15, 19, 70) asociadas al Terciario con niveles más elevados de cloruro. Las primeras en su totalidad están subsaturadas en calcita y dolomita. Los resultados indican respecto a los feldespatos que todas las muestras presentan subsaturación frente a la albita y la anortita y ante la andularia en una de ellas se observa sobresaturación. En clorita evidencian todas ellas una subsaturación y se observa un índice de saturación ante la caolinita positivo al igual que ocurre con la illita salvo en un caso. La práctica totalidad de las aguas del Terciario están subsaturadas, salvo en un caso, en calcita y dolomita. Los resultados indican respecto a los feldespatos que todas las muestras revelan subsaturación en albita, anortita y andularia. Se evidencia en todas ellas también una subsaturación en clorita. Respecto a los filosilicatos, el índice de saturación en caolinita es positivo al igual que en illita, también positivo salvo en un caso.

11.5.5 Familia Hidrogenocarbonatado cálcica (Familia E)

Las dos muestras (33, 34) pertenecientes al Mesozoico de facies química claramente hidrogenocarbonatado cálcica tres puntos de agua (5, 69, 105) asociadas al Cuaternario, Terciario y abastecimiento, respectivamente evidencian este carácter. Las dos muestras del mesozoico están subsaturadas en calcita y dolomita y en los feldespatos albita, anortita y andularia. La clorita también está subsaturada en ambas muestras. En lo referente a los filosilicatos muestran índices positivos ante la caolinita y negativos ante la illita. Respecto al segundo conjunto de aguas, la muestra del cuaternario manifiesta índices negativos excepto en caolinita. Los índices negativos excepto ante illita y caolinita se observan en la muestra de abastecimiento y del Terciario.

Las 2 muestras (35, 99) del Mesozoico, las 2 muestras (11, 17) asociadas al Terciario y 1 muestra (102) del Cuaternario, constituyen un subgrupo que presenta contenidos destacables de magnesio. El primero de ellos contiene aguas subsaturadas en calcita y dolomita. Ambas evidencian subsaturación frente a albita, anortita y andularia al igual que en clorita. En lo referente a los filosilicatos muestran índices positivos ante la caolinita y negativos ante la illita. En el segundo, las dos muestras están sobresaturada en calcita y una de ellas también en dolomita. Frente a los feldespatos, evidencian ambas subsaturación frente a albita y anortita, estando una de ella está sobresaturada en adularia. La clorita está subsaturada en ambas muestras. En lo referente a los filosilicatos revelan índices positivos ante la caolinita y una de las muestras presenta índice negativo ante la illita. La muestra del cuaternario está sobresaturada en calcita, dolomita e illita, mientras que con el resto de minerales los índices de saturación son negativos.

En esta familia se aprecia también un subgrupo formado por 1 muestra (67) perteneciente al Cuaternario y 1 muestra (12) del Terciario que evidencian a su vez un carácter clorurado sódico. La primera de ellas muestra índices de saturación negativos en todos los minerales excepto con andularia, illita y caolinita. La segunda manifiesta índices de saturación negativos en todos los minerales a los que se ha hecho referencia salvo en la calcita, illita y caolinita.

11.5.6 Familia Hidrogenocarbonatado Sódica (Familia F)

La muestra (84) perteneciente al Cuaternario que evidencia una facies claramente bicarbonatado sódica presenta índices de saturación positivos en todos los minerales a los que se ha hecho referencia excepto en anortita.

11.5.7 Familia Clorurada (Familia G)

Todas las muestras pertenecientes a esta familia muestran un carácter claramente clorurado. En las muestras que además contienen niveles de sulfato y bicarbonato son destacables, las dos muestras (22, 88) asociadas al Cuaternario, están subsaturadas en calcita y dolomita. Frente a los feldespatos, evidencian ambas subsaturación en albita y anortita y una de ellas está sobresaturada ante la adularia. La clorita está subsaturada en ambas aguas. En lo referente a los filosilicatos muestran índices positivos ante la caolinita y la illita. Respecto a las dos muestras (95, 109) asociadas al Terciario se observa en ambas sobresaturación en calcita y en una de ellas sobresaturación en dolomita. Las dos evidencian subsaturación frente a anortita y una de ellas también en andularia y albita. La clorita está subsaturada en una de las muestras. Ante los filosilicatos muestran índices positivos en caolinita e illita. Finalmente, el punto de agua (96) perteneciente a los Ríos manifiesta índices de saturación negativos en todos los minerales a los que se ha hecho referencia salvo en andularia, illita y caolinita.

El subgrupo de 2 muestras (58, 108) del Terciario y Cuaternario, en el que predomina el sodio, evidencian subsaturación en calcita y en dolomita. Ambas revelan subsaturación frente a anortita y albita y una de ellas muestra sobresaturación en andularia. La clorita está subsaturada en ambas aguas. En lo referente a los filosilicatos, se observan índices positivos en caolinita e illita.

Para la descripción del sistema carbonatado se han empleado los diagramas que representan los índices de saturación en calcita frente al pH, ya que juega un enorme papel en la hidrogeoquímica de la zona de estudio. La figura 11.2 muestra la relación existente entre el índice de saturación de la calcita y el pH de las aguas.

11.6 Diagramas de estabilidad mineral

Cada uno de los mecanismos de formación mineral está fuertemente influenciado por la temperatura, la presión y la composición química del sistema, factores todos ellos que determinan si tiene lugar la formación de un mineral y qué fases minerales son estables y en definitiva, condicionan la estabilidad o equilibrio mineral.

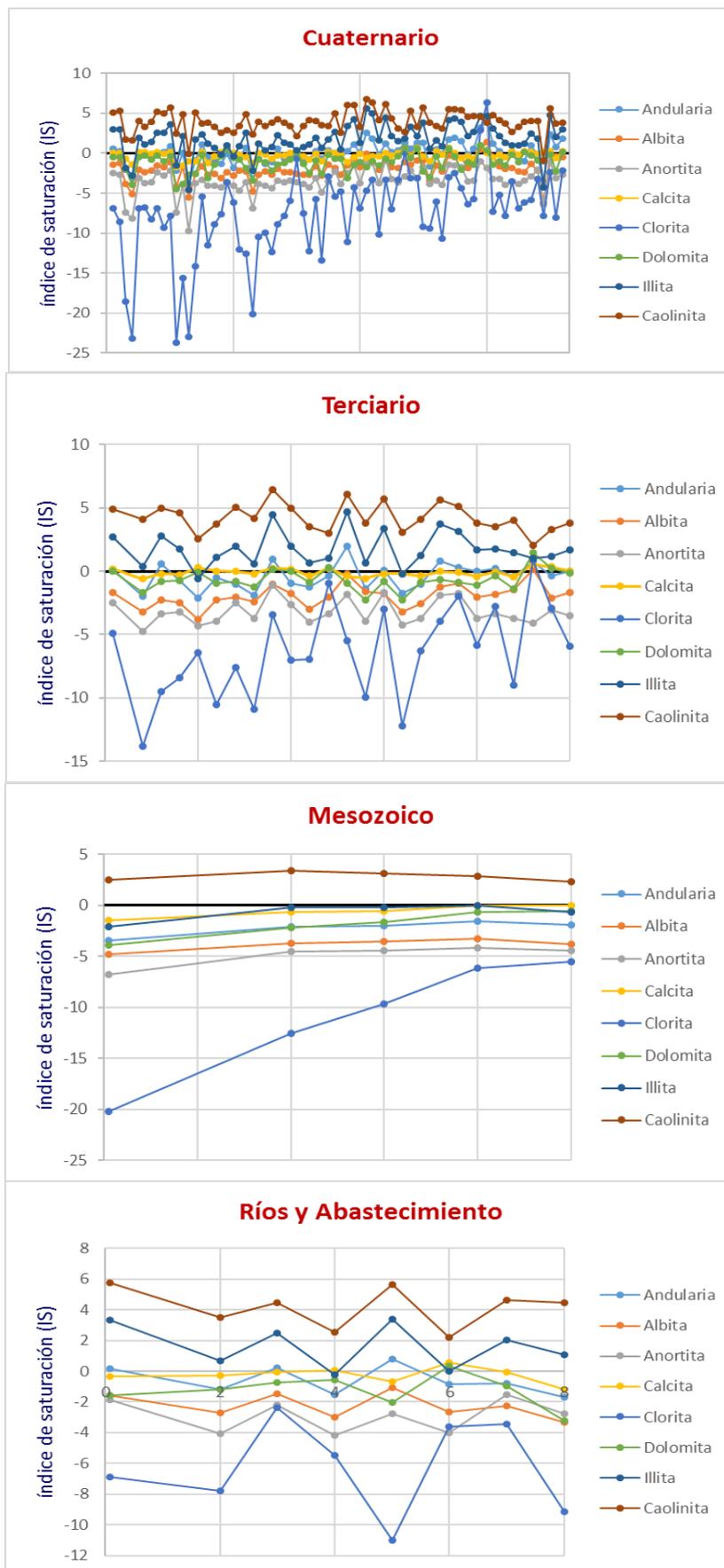


Figura 11.1 Índices de saturación de las muestras del Cuaternario, Mesozoico y Ríos-Abastecimiento frente a las especies: andularia, albita, anortita, calcita, clorita, dolomita, illita y caolinita.

Un mineral puede formarse por 4 mecanismos principales: precipitación a partir de un fluido (como, por ejemplo, procesos hidrotermales, diagénesis, evaporación, meteorización), cristalización a partir de un líquido o fundido magmático (procesos magmáticos), reacciones sólido-sólido (implica la reacción de un mineral con otro para formar uno o más minerales nuevos), y sublimación a partir de una fase vapor (mecanismo mucho menos frecuente, como por ejemplo, la precipitación de una fase mineral en huecos de una roca volcánica a partir de una fase vapor por descenso brusco de la presión) (Piña et al, 2014).

Representan los límites entre minerales, en términos del logaritmo de las actividades de las especies disueltas que controlan el equilibrio solución-mineral. Los diagramas pueden ser determinados experimentalmente o pueden ser calculados a partir de datos termodinámicos, y muestran que minerales deberían existir en equilibrio con aguas naturales de composición conocida. Son de gran utilidad en la interpretación de los datos químicos procedentes de sistemas hidrogeológicos, a pesar de que los minerales, en la naturaleza no tienen composiciones químicas ideales, y por tanto, las líneas de estabilidad, determinadas a partir de datos termodinámicos para fases minerales relativamente puras, no representan exactamente sistemas reales. Las relaciones de estabilidad entre los minerales silícicos son de gran utilidad para interpretar el comportamiento de las aguas naturales que interaccionan con los sedimentos constituidos por estos minerales (Appelo y Postam 2005).

En el presente trabajo, se han utilizado diagramas de estabilidad mineral para estudiar el sistema silicatado. De esta forma se podrá determinar si el agua tras su recorrido subterráneo se encuentra subsaturada, saturada o sobresaturada con respecto a los minerales silícicos que conforman el acuífero.

Para considerar los diagramas de actividad-estabilidad de las fases silicatadas presentes en el medio (caolinita, illita, montmorillonita, albita y feldespato potásico) hay que considerar la actividad del ácido ortosilícico (H_4SiO_4) y las actividades de los cationes presentes en las fases silicatadas; EL Al^{3+} puede obviarse porque se considera inerte, es decir, la cantidad existente antes de la disolución es la misma que la existente en las fases precipitadas. Hay que considerar también el pH porque la disolución de silicatos implica consumo de H^+ (Muñoz et al, 1996). Las relaciones de actividades $a(K^+)/a(H^+)$, $a(Na^+)/a(H^+)$ y $a(Ca^{2+})/a^2(H^+)$ se han tomado de los resultados de la aplicación del modelo WATEQ4F (véase la tabla 11.1).

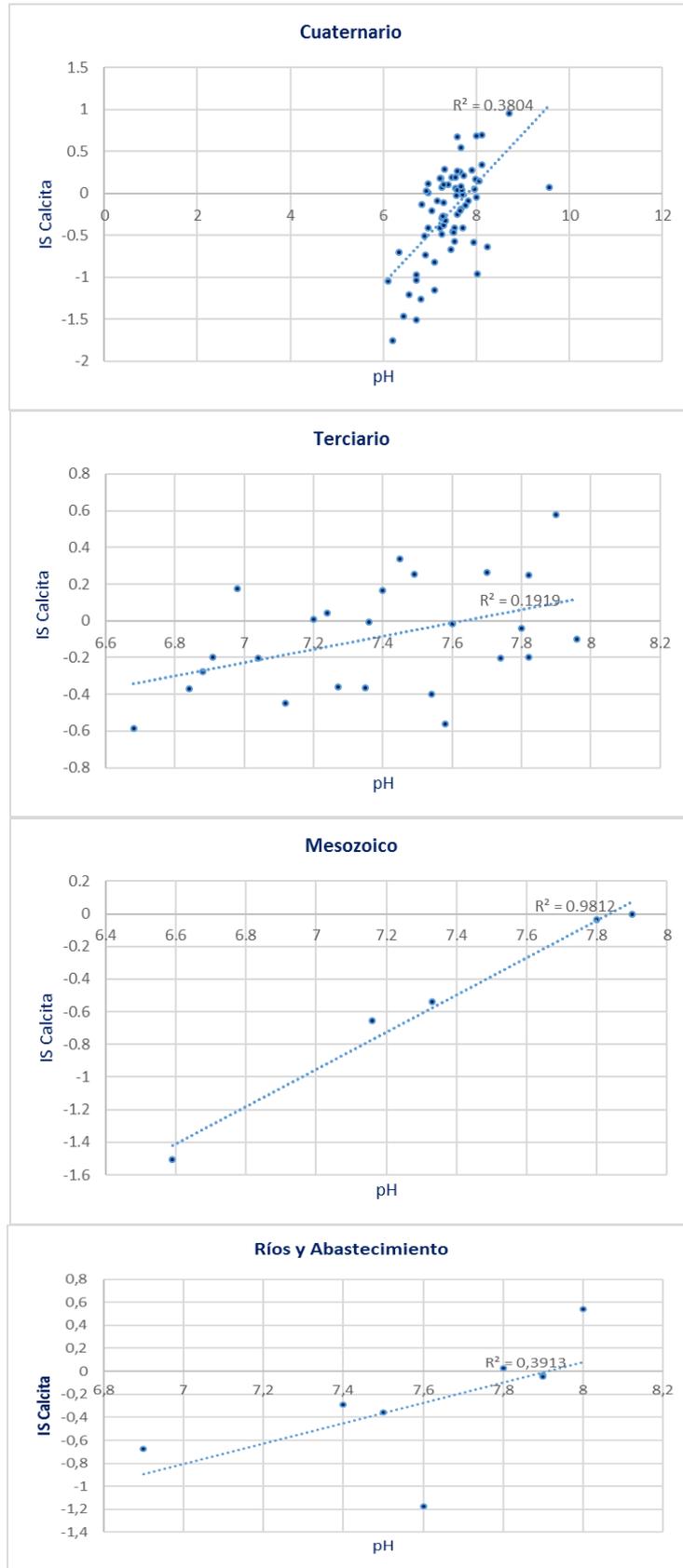


Figura 11.2 Índices de saturación de la Calcita frente al pH

Las aguas analizadas se han representado en los diagramas de estabilidad mineral que involucran los equilibrios $\text{Na}_2\text{O}-\text{K}_2\text{O}-\text{CaO}-\text{MgO}-(\text{Al}_2\text{O}_3)-\text{SiO}_2-\text{H}_2\text{O}$. Las líneas que separan los distintos campos de estabilidad o equilibrio mineral son función de la temperatura y la presión de equilibrio. Los diagramas de estabilidad a 25 °C y 1 bar se representan en las figuras 11.3, 11.4 y 11.5.

11.6.1 Diagrama $\text{K}_2\text{O} - \text{Al}_2\text{O}_3 - \text{SiO}_2 - \text{H}_2\text{O}$

La figura 11.3 representa el sistema $\text{K}_2\text{O} - \text{Al}_2\text{O}_3 - \text{SiO}_2 - \text{H}_2\text{O}$ y refleja que la práctica totalidad de las muestras de la familia A que contiene aguas del Cuaternario, Terciario y Ríos están subsaturadas en sílice amorfa y saturadas en cuarzo, salvo tres muestras del Cuaternario y una de Río situadas en el límite de saturación del cuarzo. De los silicatos representados en el diagrama, la caolinita es claramente el más estable en la mayoría de las muestras, sin embargo, una de ellas se localiza muy cerca del límite de saturación de caolinita y microclina.

La mayoría de las muestras de la familia B, que pertenecen al Cuaternario, están en el ámbito de la caolinita excepto una de ellas que evidencia que microclina es el mineral más estable. Todas ellas están subsaturadas en sílice amorfa y saturadas en cuarzo.

Todas las aguas de la familia C, del Cuaternario, Terciario y Ríos están subsaturadas en sílice amorfa y saturadas en cuarzo y se sitúan en el campo de la caolinitas salvo en un caso de una muestra de cuaternario donde la microclina es más estable.

De los silicatos representados en el diagrama, la caolinita es el más estable para la mayoría de las muestras de la familia D, sin embargo, tres aguas del Cuaternario se sitúan en el ámbito de la microclina. El diagrama refleja subsaturación frente a la sílice amorfa y saturación ante la sílice excepto en dos casos del Cuaternario, dos del Terciario y un Río. Una de las muestras del Cuaternario se localiza en el límite de saturación del cuarzo.

Todas las muestras pertenecientes a la familia E evidencian que la caolinita es el mineral más estable. Respeto a la saturación frente al cuarzo, la mayoría de las aguas excepto cuatro (dos del Terciario y dos del Cuaternario), están subsaturadas en este mineral. La casi totalidad de las muestras del mesozoico evidencian subsaturación salvo una que se sitúan en el límite. La única muestra que constituye la familia F se sitúa en el ámbito de la microclina y está saturada en cuarzo y subsaturada en sílice amorfa.

Respecto a las aguas de la familia G, la mayoría de las muestras se localizan claramente en el campo de la caolinita salvo dos muestras del cuaternario y Terciario que se sitúan en el ámbito de la microclina o en el límite de estabilidad caolinita-moscovita. Estas aguas están subsaturadas en sílice amorfa y se encuentran por encima del equilibrio de saturación del cuarzo excepto una del Terciario localizada en el límite de estabilidad de esta especie.

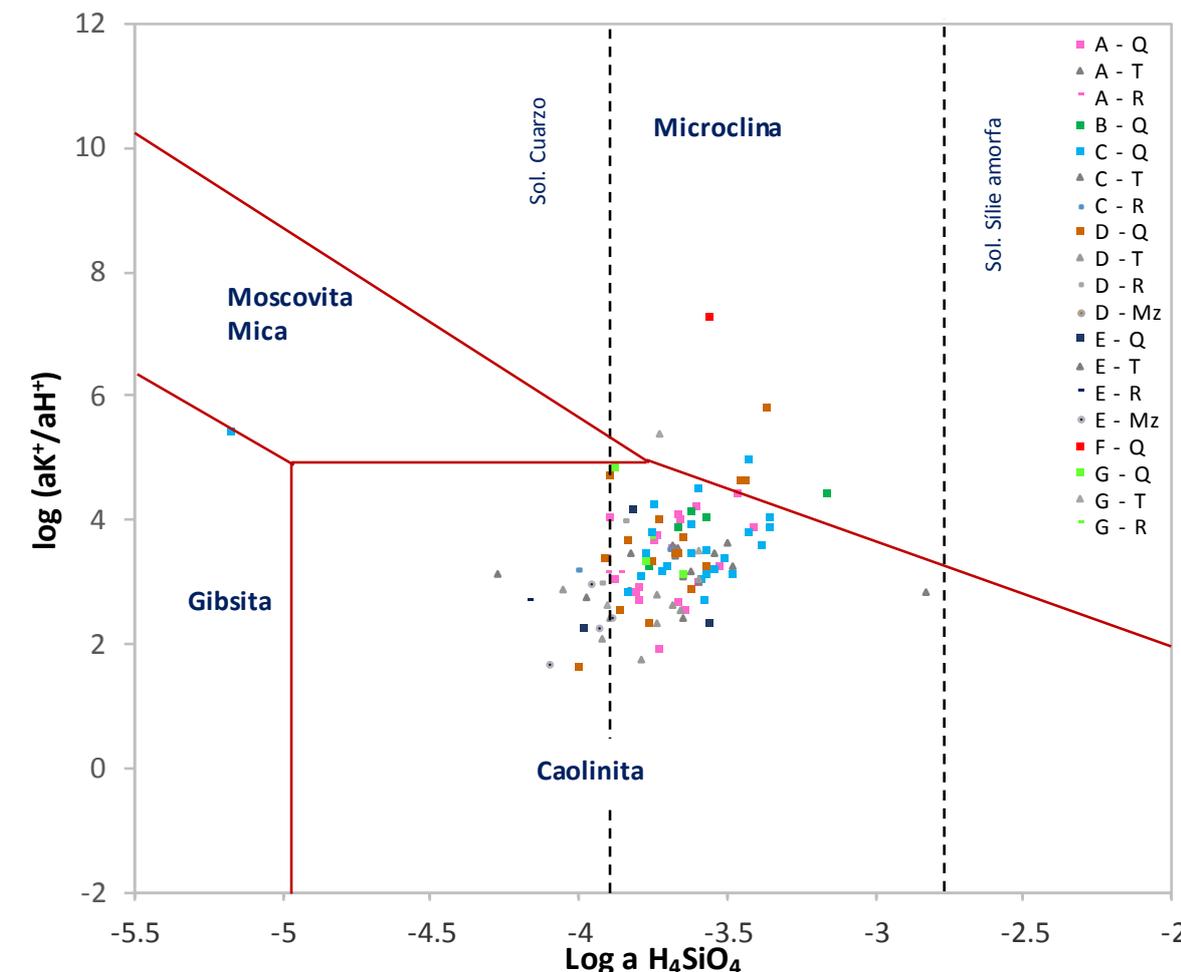


Figura 11.3 Diagrama de estabilidad mineral para todas las familias hidroquímicas y clases hidrogeológicas en el sistema $K_2O - Al_2O_3 - SiO_2 - H_2O$

11.6.2 Diagrama $CaO - Al_2O_3 - SiO_2 - H_2O$

De los silicatos representados en el diagrama $CaO - Al_2O_3 - SiO_2 - H_2O$ (figura 11.4), la caolinita es el más estable para la práctica totalidad de las muestras de la familia A, salvo una del Cuaternario situada en el campo de la montmorillonita-Ca(esmectita). Todas ellas están subsaturadas en sílice amorfa y saturadas en cuarzo.

La práctica totalidad de las aguas de la familia B están en el ámbito de la caolinita, salvo una que está en el de la montmorillonita-Ca y evidencian subsaturación frente a sílice amorfa y saturación ante el cuarzo. La mayoría de las muestras de la familia C quedan representadas en el campo de la caolinita con la excepción de cinco muestras, una del terciario y cuatro del cuaternario que lo hacen en el de la montmorillonita-Ca o en el límite de estabilidad caolinita-Montmorillonita-Ca para una de las muestras del cuaternario. Una de las muestras del cuaternario queda representada en el ámbito de la gibsita. Todas ellas están subsaturadas en sílice amorfa y saturadas en cuarzo salvo una muestra de río que evidencia subsaturación en cuarzo.

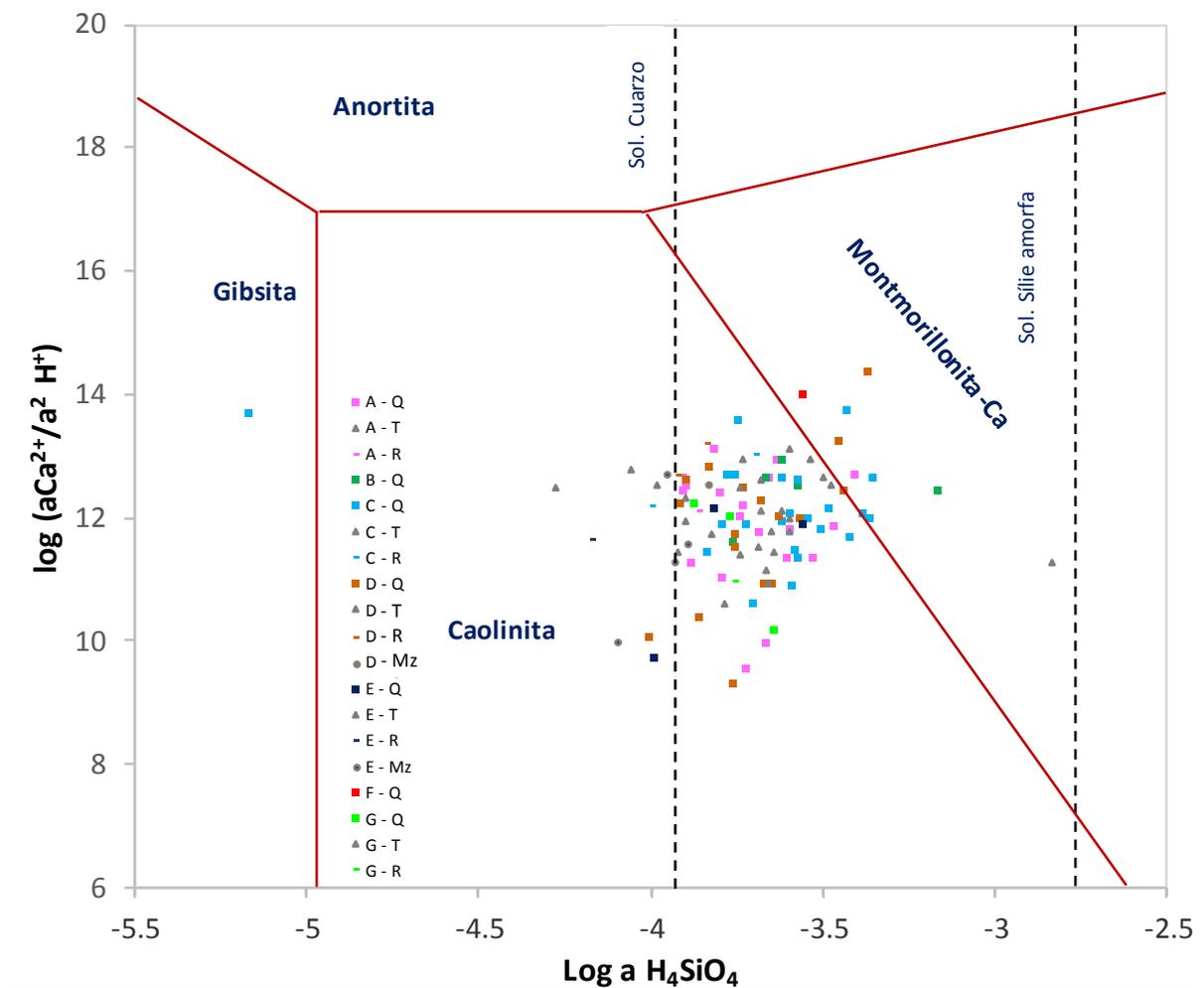


Figura 11.4 Diagrama de estabilidad mineral para todas las familias hidroquímicas y clases hidrogeológicas en el sistema $\text{CaO} - \text{Al}_2\text{O}_3 - \text{SiO}_2 - \text{H}_2\text{O}$

En la familia D, aunque la mayoría de las muestras se localizan en el campo de la caolinita, dos de las aguas del Cuaternario revelan que la montmorillonita es el mineral más estable y una del Cuaternario queda representada en el límite de estabilidad caolinita-montmorillonita. El diagrama

refleja subsaturación ante la sílice amorfa y saturación en cuarzo salvo en dos casos de muestras del cuaternario y terciario que manifiestan subsaturación en este mineral.

Las aguas de la familia E se sitúan en el campo de la caolinita. Todas las muestras están subsaturadas en sílice amorfa, y la mitad de las muestras que incluyen aguas del mesozoico, cuaternario y ríos están por encima del equilibrio de saturación del cuarzo. La muestra que constituye la familia F evidencia que la montmorillonita-Ca es la más estable y está subsaturada en sílice amorfa y saturada en cuarzo. La totalidad de las muestras de la familia G se localizan en el campo de la caolinita y están saturadas en cuarzo y subsaturadas en sílice amorfa.

11.6.3 Diagrama $\text{Na}_2\text{O} - \text{Al}_2\text{O}_3 - \text{SiO}_2 - \text{H}_2\text{O}$

El diagrama de estabilidad mineral $\text{Na}_2\text{O} - \text{Al}_2\text{O}_3 - \text{SiO}_2 - \text{H}_2\text{O}$ está representado en la figura 11.5 y evidencia que la mayoría de las aguas de la familia A se localizan en el ámbito de la caolinita, salvo una muestra que evidencia estabilidad en Montmorillonita-Na. Dos de las aguas pertenecientes al Cuaternario están próximas al límite de estabilidad caolinita-montmorillonita-Na. Todas ellas están subsaturadas en sílice amorfa y saturadas en cuarzo.

De los silicatos representados en el diagrama para la familia B, la caolinita es el más estable para tres de las muestras, aunque lo hacen muy cerca del límite de estabilidad caolinita-Montmorillonita-Na. Dos de las aguas de esta familia de las aguas se sitúan en el campo de la montmorillonita-Na. La totalidad están subsaturadas en sílice amorfa y se localizan por encima del equilibrio de saturación del cuarzo.

Las muestras de la familia C están repartidas en varios campos de estabilidad. La mayoría se sitúa en el de la caolinita, donde tres del Cuaternario y cuatro del Terciario lo hacen muy próximas al campo de la montmorillonita. Cinco muestras del Cuaternario y una del Terciario lo hacen en el límite de estabilidad de ambas especies. Finalmente, una de ellas perteneciente al Cuaternario, lo hace en el ámbito de la gibsita, que junto a una muestra de Ríos son las únicas subsaturadas en cuarzo.

Los puntos de agua de la familia D se sitúan en su mayoría en el campo de la caolinita salvo tres muestras del Cuaternario localizadas claramente en el de la montmorillonita-Na. Todas las muestras están por encima del equilibrio de saturación del cuarzo excepto una del Terciario y una del Cuaternario subsaturadas con respecto a este mineral.

Para la familia E, la caolinita es el más estable para todas las muestras que además evidencian subsaturación en sílice amorfa y en cuarzo excepto en el caso de dos muestras del terciario, dos del Cuaternario y una del Mesozoico que manifiestan subsaturación frente a él. La única muestra de la familia F está representada claramente en el campo de la montmorillonita-Na y está subsaturada en sílice amorfa y saturada en cuarzo. Todas las aguas de la familia G se sitúan en el ámbito de la caolinita excepto una del Terciario que lo hace en el de la montmorillonita-Na. La totalidad de las muestras presentan saturación en cuarzo y subsaturación en sílice amorfa.

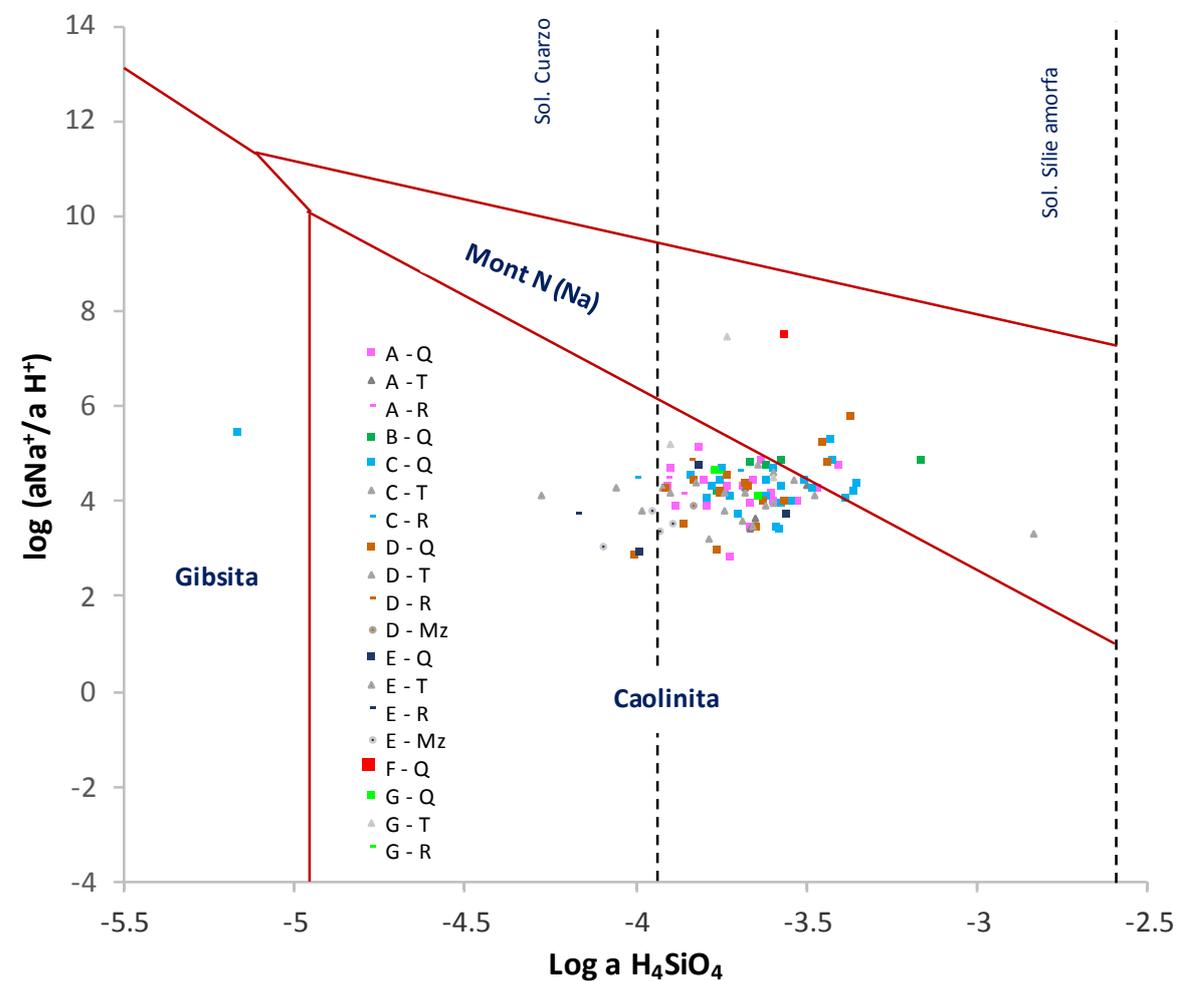


Figura 11.5 Diagrama de estabilidad mineral para todas las familias hidroquímicas y clases hidrogeológicas en el sistema NaO – Al₂O₃ – SiO₂ – H₂O

Capítulo 12

RESUMEN Y CONCLUSIONES

Capítulo 12

RESUMEN Y CONCLUSIONES

El trabajo desarrollado en esta Tesis Doctoral se centra principalmente en estudiar los procesos hidrogeoquímicos naturales y antrópicos en los acuíferos superficiales urbanos de la ciudad de Burgos, determinando además el grado de contaminación y alteración química que las prácticas antrópicas provocan en el quimismo natural de las aguas.

Del análisis de los componentes físicoquímicos de diversos puntos de agua, que incluían aguas del Cuaternario, del Terciario, Mesozoico, Ríos y Abastecimiento, se estableció la relación existente entre el quimismo de estas aguas con el sistema de flujo hidrogeológico y los sedimentos que conforman la matriz sólida de estos acuíferos. La caracterización isotópica del agua subterránea constituyó un importante complemento al análisis hidroquímico y aportó información relevante para el estudio de flujo hidrogeológico. Las reacciones geoquímicas más importantes que se producen en estos acuíferos, en el sistema agua-roca, se cuantificaron mediante el empleo de técnicas geoestadísticas y de modelización hidroquímica. Se analizó también la actividad microbiológica de las aguas para completar los resultados obtenidos mediante análisis químicos que junto a los datos hidrológicos puede ofrecer información relevante sobre los procesos que tienen lugar en el acuífero.

Se procedió a muestrear diversos puntos de agua, en las condiciones más representativas posibles, de agua de fuentes o manantiales, pozos excavados, garajes, ríos y abastecimiento. Para poder evaluar la evolución de los parámetros característicos de las aguas, se realizaron repeticiones de una selección de muestras en distintos periodos. El número total de puntos analizados fue de 112. Para el análisis físicoquímico que incluye parámetros inestables en campo y aniones y cationes en el laboratorio se tomaron 110 muestras. Se seleccionaron 36 muestras que se analizaron en más ocasiones por lo que el número total de aguas recogidas fue de 181. La caracterización isotópica de las aguas se realizó con un total de muestras que incluían los primeros muestreos y las repeticiones de las muestras en distintos periodos siendo 194 para los isótopos estables y 122 para el tritio. La presencia de microorganismos en la aguas se determinó en 54 puntos de agua mientras

que el análisis cualitativo de compuestos orgánicos y la determinación de los AOX se realizó en 18 y 52 muestras de agua respectivamente.

- Con los resultados analíticos se caracterizaron hidroquímicamente las aguas que fueron agrupadas en las clases hidrogeológicas: Cuaternario, Terciario, Mesozoico, ríos y abastecimiento. De la interpretación de los diagramas de Stiff se concluye que las muestras objeto de estudio se agrupan en siete familias (A a G) con características diferentes entre ellas, tres sulfatadas, tres hidrógenocarbonatas y una clorurada. La familia Sulfatado Hidrogenocarbonatado Cálcica formada por 25 muestras del Cuaternario, Terciario y Ríos, contiene aguas con niveles elevados de sodio que evidencian una contribución de los fenómenos antrópicos. Las cinco muestras Sulfatado Hidrogenocarbonatado Cloruradas, pertenecientes todas ellas al cuaternario, destacan por el nivel de cloruro, asociado también a la contaminación.

La familia Sulfatado Cálcica que agrupa a 30 aguas pertenecientes al Cuaternario, Terciario y Ríos se ven fundamentalmente condicionadas por los procesos de disolución de minerales yesíferos, que conforman buena parte del sustrato geológico Terciario de la zona de estudio, aunque sin llegar a la saturación, aunque los significativos contenidos de sodio, cloruro evidencian una importante contribución de fenómenos antrópicos de contaminación. Las 29 muestras de la familia Hidrogenocarbonatado Sulfatado Cálcica cuentan con una muestra del Mesozoico, donde su quimismo es una mezcla de dos fenómenos geoquímicos, la disolución de carbonatos, característica de las aguas del aluvial, fruto de la infiltración del agua de lluvia, y la disolución de yesos, generado en los ambientes del Terciario yesífero subyacente. La química natural de estas aguas está condicionada por la disolución de carbonatos y sulfatos de calcio, pero donde los fenómenos de contaminación antrópica, aportes de sodio y cloruro son de consideración. 12 muestras conforman la familia hidrogenocarbonatada cálcica que incluye aguas del Mesozoico, Cuaternario, Terciario y el agua de Abastecimiento.

Una única muestra presenta fácies química Hidrogenocarbonatado Sódica en la que el aporte de sodio evidencia fenómenos antrópicos de contaminación. Finalmente, 7 muestras tienen un carácter clorurado que manifiesta fenómenos de contaminación antrópica pero cuentan también con niveles destacables de sulfato e hidrogenocarbonato.

La información aportada por los diagramas de Piper confirma, que las aguas subterráneas del Terciario son fundamentalmente hidrogenocarbonatadas y/o sulfatado cálcicas, determinando su

quimismo, de forma hegemónica, especialmente a medida que las aguas son más mineralizadas, por la disolución de yesos presentes en el subsuelo terciario de la zona de estudio. Las muestras procedentes de los aluviales cuaternarios son mucho más heterogéneas en lo que respecta a su agrupamiento familiar. Así, dentro de las aguas de los minerales cuaternarios, coexisten muestras sulfatado cálcicas, con clara influencia de la disolución de los yesos, con agua hidrogenocarbonatada cálcica, donde la disolución de carbonatos tras la infiltración del agua de lluvia es el proceso mayoritario y con aguas donde el importante porcentaje de sodio y de cloruro evidencian una importante contaminación antrópica, característica de los acuíferos muy vulnerables sobre los que se asienta la actividad urbana. Respecto a las aguas procedentes de acuíferos mesozoicos, cuyo grupo es bastante homogéneo, en lo que a su composición química se refiere, se percibe un quimismo claramente hidrogenocarbonatado cálcico de baja mineralización.

Finalmente, la interpretación del diagrama de Schoeller confirma las afirmaciones anteriores. En general, las aguas subterráneas de niveles cuaternarios son más complejas químicamente, presentan una mineralización mayor y su pluralidad química también es más extensa. Son aguas con contenidos elevados en hidrógenocarbonatos y sulfatos, pero con importante presencia de sulfatos y nitratos, probablemente de origen antrópico de forma mayoritaria. Desde el punto de vista catiónico, son claramente cálcicas, pero con significativas presencias de sodio y magnesio. Las aguas subterráneas procedentes de niveles terciarios son también hidrogenocarbonatadas y/o sulfatadas en lo que respecta a sus contenidos aniónicos, aunque con mineralizaciones medias inferiores a las procedentes del Cuaternario. El peso del cloruro y del nitrato en su quimismo es menor. Respecto a los cationes, dominan el calcio y el magnesio, con presencias menos relevantes del sodio y del potasio que en el caso del Cuaternario. Las aguas del Mesozoico son de baja mineralización, homogéneas, hidrogenocarbonatado cálcicas y con presencias poco relevantes del resto de aniones y cationes mayoritarios. Las aguas superficiales, algo más mineralizadas que las del Mesozoico son también hidrogenocarbonatado cálcicas pero con presencia mucho más significativa de magnesio y sodio, entre los cationes, y del sulfato, nitrato y cloruro entre los aniones.

- La caracterización isotópica del agua subterránea se ha realizado esencialmente con el apoyo de soporte gráfico, mediante la comparación de los isótopos del agua con otras variables de apoyo, con el fin de obtener una información complementaria que apoye o confirme conclusiones que se pueden obtener mediante el análisis de los datos químicos. En general, casi todas las aguas se agrupan en intervalos concretos de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$, y se ajustan a las lluvias meteóricas, sin apenas

efecto de la evaporación, como ponen de manifiesto los valores de medianas y frecuencias. El grupo más homogéneo corresponde a las fuentes y manantiales del Mesozoico, con las aguas más ligeras, salvo aguas de pozos excavados del Terciario, debido a que corresponden a recargas realizadas a mayor cota que el resto. De los conjuntos de aguas subterráneas con más datos, el de los manantiales y fuentes del Terciario es el que presenta una mayor homogeneidad, al presentar zonas de descarga desligada del aluvial. Sus aguas son algo más pesadas que las de los manantiales del Mesozoico. La mayor parte de las aguas de los pozos excavados en el Cuaternario y los garajes se sitúan en los mismos valores que las aguas superficiales. Sin embargo, cuentan con aguas relativamente pesadas, especialmente los garajes.

La comparación de los valores de isótopos estables del agua ($\delta^{18}\text{O}$ o $\delta^2\text{H}$) con la conductividad eléctrica permite evidencia que existe un cierto proceso de salinización directamente de las aguas de origen en muestras relacionadas con el río Arlanzón, con el aluvial de este río (en pozos y algunos garajes), y con las de las fuentes del Terciario, manteniendo su composición isotópica por el escaso efecto de la evaporación. Aparentemente también existe un proceso de evaporación de las aguas del Cuaternario, dada la escasa conductividad eléctrica y alto valor de $\delta^{18}\text{O}$ de algunas muestras. Un número significativo de muestras parecen representar mezclas de agua de distinto origen y paso por distintos materiales.

De acuerdo a los resultados obtenidos de la comparación de los isótopos estables y la cota puede deducirse que hay una notable complejidad para asignar una cota de recarga a las muestras de agua analizada, sobre la base de su contenido isotópico, ya que hay una gran dispersión de valores de $\delta^{18}\text{O}$ en el conjunto de muestras, especialmente en el intervalo correspondiente a las cotas de la ciudad de Burgos, donde se tomó la mayoría de las muestras. Ello es especialmente notable en el grupo de muestras de garajes, y en el de los pozos excavados en el Cuaternario, en los que se encuentran algunos valores especialmente elevados de $\delta^{18}\text{O}$ sin existir aparentemente evaporación. Quizá su explicación se deba a mezcla de aguas de distinta naturaleza y edades. El grupo de las fuentes del Terciario es relativamente heterogéneo en este apartado, ya que la composición isotópica se mantiene para casi todas las cotas, estando en el entorno de la recta teórica para las cotas más altas. Así, la cota de recarga sería parecida para todos los puntos y estaría cercana a la de los manantiales más elevados, o hasta unos 50-100 m más elevados. Las fuentes del Mesozoico, en general, presentan aguas ligeras a cotas más elevadas y su tendencia es similar a la de la recta teórica peninsular.

El análisis de tritio ^3H , el isótopo inestable (radiactivo) de la molécula del agua permite datar las aguas, especialmente a partir de la década de 1950 cuando las pruebas termonucleares incrementaron notablemente el contenido de tritio atmosférico, sobre todo en el hemisferio norte, que pasó a las precipitaciones. Se puede observar que las muestras analizadas se encuentran, en su inmensa mayoría, en el ámbito de valores de tritio de las precipitaciones actuales (3,5 a 6 U.T.). Existen, sin embargo, algunos puntos con muestras cuyos valores son claramente inferiores a los de las precipitaciones actuales, y algunos aparentemente más altos que los de las lluvias.

- En lo que respecta a la presencia de microorganismos en las aguas, en general se percibe que, a pesar de ser una zona con una elevada presión urbana e industrial, y de acuíferos superficiales, de alta permeabilidad y significativa vulnerabilidad a la contaminación, la mayor parte de las muestras estudiadas microbiológicamente presentan una contaminación por agentes bacterianos baja o nula. Las aguas subterráneas que muestran contaminaciones microbiológicas medias o altas, se sitúan habitualmente en pozos excavados del área urbana de Burgos, con bajos niveles de uso o abandonados, o en fincas con aprovechamientos agrícolas (huertas) o ganaderos (granjas) o con vertidos o depósitos de residuos agropecuarios urbanos en sus inmediaciones. Existe una correlación muy alta y un grado de agrupación de variables también muy elevado en el caso de los contenidos de Coliformes Fecales, *Escherichia Coli* y *Clostridium Sulfito Reductores*, lo que debe interpretarse como que la causa de la presencia de estos contaminantes biológicos en las aguas es común, posiblemente vinculado a la presencia de aguas residuales urbanas, pérdidas de colectores, escapes de fosas sépticas, etc... en las inmediaciones de los pozos o manantiales afectados. Las Bacterias Aerobias y las Coliformes Totales, muestran un cierto grado de relación con el pH, de tal forma que sus contenidos son mayores en las aguas más básicas estudiadas. No se detectan vinculaciones hidroquímicas significativas entre el resto de las variables hidroquímicas analizadas y los contenidos microbiológicos de las aguas subterráneas estudiadas.

- Los análisis de los compuestos orgánicos en las aguas no exhiben unas concentraciones destacables en AOX lo cual indica que a pesar de tratarse de un medio hidrogeológico muy antropizado y fuertemente afectado por acciones humanas (urbanas, industriales, servicios, agropecuarias, etc...) la calidad de la mayor parte de las aguas subterráneas en este sentido no ha sufrido un deterioro importante. Las mayores vinculaciones entre los contenidos en AOX y otros parámetros, se muestran en su relación con la presencia de algunos metales pesados como el cromo y el níquel principalmente, y en menor medida con el contenido en cadmio. Estos hechos

corroboran la hipótesis de la contaminación urbana e industrial como cause principal de la presencia de AOX en los medios hidrogeológicos estudiados.

La interpretación cualitativa de los resultados del análisis de COV's permite concluir que la mayoría de las aguas consideradas muestran fundamentalmente compuestos orgánicos aromáticos como estireno y naftaleno, aunque también es importante la presencia en muchas de las muestras de hidrocarburos como el ciclooctano. Son detectables en varias aguas, derivados clorados del benceno y tricloroetano. Algunas muestras contienen aunque en menor proporción, especies como tetrahidrofurano.

- En el estudio de la evolución temporal fisicoquímica de las aguas no se aprecia una tendencia de evolución temporal significativa clara en ninguno de los parámetros considerados. Sin embargo, si se observa un impacto claro en el quimismo de las aguas en relación con la estacionalidad de los muestreos, así en general y afectando a manantiales y pozos, y a formaciones cuaternarias, terciarias o mesozoicas, así como a ríos, en los momentos de aguas más bajas (estiaje) las concentraciones de las especies químicas disueltas y la mineralización de las aguas es mayor que en épocas de aguas altas (muestreos realizados en invierno).

Las variaciones relativas a parámetros minoritarios, muchos de los cuales se encuentran en los rangos del límite de detección de las técnicas analíticas utilizadas, son –a priori- difíciles de interpretar y en ciertos casos contradictorias. Sin embargo, con respecto a los parámetros químicos mayoritarios, se aprecia claramente que el incremento de la mineralización en épocas de aguas bajas, es significativamente debida al incremento en las especies químicas mayoritarias en el quimismo de las aguas estudiadas. Está claro que, en la práctica totalidad de los 36 puntos de agua controlados a través de tres muestreos, la estacionalidad juega un papel clave, que no afecta a todos los parámetros por igual, centrándose en los iones mayoritarios responsables de la mayor parte de su quimismo, y que evidencia que, en todos los casos, los flujos de las aguas subterráneas son cortos, muy influenciados (no solo en sus cargas hidráulicas, sino también en su quimismo) por la infiltración del agua de lluvia y por los niveles y caudales de las aguas superficiales.

Los resultados de las evoluciones de niveles hidráulicos, conductividades eléctricas y temperaturas de las aguas subterráneas que reflejan los CTD-Divers muestran una clara variación estacional en las temperaturas del agua subterránea de los siete pozos excavados monitorizados, dándose los máximos en los meses de verano y los mínimos en invierno. Los niveles freáticos reflejan también

de forma clara la variación estacional, con aguas más profundas a finales del verano, y niveles en ascenso desde el otoño hasta finales de primavera en que se alcanzan los niveles más elevados. Las diferencias relativas entre los valores más altos y bajos son variables: poco más de 1 metro en pozos poco profundos y cercanos al río y 2 metros en pozos más profundos y alejados del río. Respecto a la Conductividad Eléctrica, que nos refleja el grado de mineralización de las aguas, los resultados que aportan los CTD-Divers son coherentes con lo reflejado por el estudio de evolución temporal detectado en los muestreos triples realizados: mineralización máxima a finales de verano y mínima en primavera, con variaciones de aproximadamente del 25%. Con absoluta generalidad puede decirse que hay una correlación clarísima entre los niveles de agua en los pozos excavados controlados y el nivel de las aguas superficiales. Máximos y mínimos se ajustan de forma evidente, en todos los casos. Así mismo, se detecta que no hay desplazamiento entre los máximos y los mínimos, lo cual denota que los tiempos de respuesta de las aguas subterráneas frente a lluvias y caudales de aguas superficiales son mínimos, lo que confirma que se tratan de aguas subterráneas urbanas muy superficiales, con respuestas inmediatas ante el régimen pluviométrico, caudales superficiales o quizás también, caudales en la red de colectores.

- Tras la aplicación de las técnicas estadísticas al estudio de los procesos geoquímicos se han seleccionado ocho factores los cuales explican el 78,80% de la varianza total, simplificando drásticamente el número de 27 variables inicialmente consideradas.

El significado físico del primer factor parece vinculado a procesos relacionados con la contaminación de las aguas subterráneas, dada la presencia de un contaminante alcalino como el K, de un parámetro indicador de la contaminación orgánica como la DQO y de parámetros de contaminación metálica como al Al, As, Cd, Cu y en menor medida Fe y Li. La presencia del Litio en este grupo nos evidencia su comportamiento geoquímico supeditado al K, al que suele acompañar.

La interpretación física del segundo factor está claramente asociada a la disolución de materiales yesíferos, ampliamente representados en numerosas facies sedimentarias del terciario subyacente, sobre el que se sitúan los aluviales cuaternarios. La disolución de yesos, es la principal cause de aporte de sulfatos y de calcio a las aguas subterráneas de la zona, pero también de su conductividad eléctrica. Este segundo factor visualiza con claridad que la presencia de fluoruros y de estroncio y magnesio en los acuíferos urbanos de Burgos, también viene asociada a los procesos de disolución de yesos, como minerales acompañantes minoritarios.

Desde el punto de vista geoquímico el tercer factor está asociado a la hidrólisis de silicatos de magnesio y de sales dobles (hidróxidos, fluoruros y fosfatos) de calcio y magnesio. Parece ser que la presencia de zinc asociados a estos minerales, es la causa principal de su presencia –de por sí pequeña- en las aguas subterráneas estudiadas. Geoquímicamente la interpretación física del cuarto factor, que explica en su totalidad la presencia de cloro y de sodio en estas aguas, viene dada por todos los procesos naturales (disolución o hidrólisis de sales que contengan simultáneamente Na y Cl) o antrópicos (contaminación, por ejemplo por el masivo empleo de fundentes en los meses de invierno) que se desarrollan en la zona.

El quinto factor explica la presencia de nitratos en las aguas subterráneas en la zona, inequívocamente provocada por acciones antrópicas (como ocurría con el Factor 1), ya sean excedentes de la fertilización nitrogenada de cultivos, parques y jardines o por pérdidas o vertidos de aguas residuales desde la red de colectores. Su vinculación a los mayores contenidos de manganeso probablemente esté relacionada con procesos redox que permiten una mayor movilidad de este metal en presencia de nitratos.

El sexto factor se asocia con metales que no están presentes en las aguas subterráneas de la zona de forma natural, por lo cual su origen será inequívocamente antrópico, asociado a contaminación hidrogeológica procedente de actividades fabriles y metalúrgicas. La interpretación física del séptimo factor va asociada a la incorporación de estos metales a las aguas subterráneas por procesos evidentemente antrópicos, pero diferentes a los explicados por otros factores. Finalmente, el octavo factor explica el importante equilibrio carbonatado en las aguas subterráneas, vinculado en parte al contenido en boro y a los valores más bajos de la acidez del sistema hidrogeoquímico.

En el dendograma obtenido al aplicar el Análisis Cluster o de Agrupamiento se aprecia que las distancias menores entre variables se producen para el Na^+ y el Cl^- , que demuestran una elevada correlación mutua y un origen común, sea por disolución mineral, sea por incorporaciones antrópicas a las aguas de la zona de estudio. Por proximidad, el segundo agrupamiento de variables incluye al Ca^{2+} , al SO_4^{2-} iones que son los responsables de los principales procesos de mineralización de las aguas subterráneas de la zona de estudio: la disolución de materiales yesíferos presentes en los sedimentos de facies evaporíticas del Terciario.

El grupo que vincula estrechamente a sulfatos y calcio, está también claramente relacionado con los contenidos de fluoruro y magnesio, cuya incorporación conjunta al quimismo de las aguas subterráneas ya anunciaba el Factor 2 del Análisis Factorial y a la Conductividad Eléctrica, que definen la importancia del equilibrio de disolución de los yesos a la hora de explicar el quimismo de las aguas subterráneas del aluvial urbano del Arlanzón. Estroncio, fosfato, sílice y zinc son las variables más próximos al agrupamiento anteriormente descrito.

La zona central del dendograma muestra un tercer agrupamiento de variables que incluye al pH, al trio: As, Al y Cu, y por otro lado a la pareja DQO y K (como en el Análisis Factorial), y finalmente al Fe, al Li y al Cd. A la derecha del dendograma un último agrupamiento, con distancias generalmente grandes, incluye al par Na y Cl, al par nitrato y manganeso, al trío metálico Cr, Ni y Pb y finalmente, y en una cierta soledad al par Hidrogenocarbonato y boro.

- Los modelos químicos en hidrogeoquímica, permiten establecer las reacciones químicas que se producen entre el agua subterránea y la fase sólida del acuífero, a partir de la composición química del agua y de la mineralogía de las formaciones hidrogeológicas.

El sistema $K_2O - Al_2O_3 - SiO_2 - H_2O$ refleja que la práctica totalidad de las muestras de la familia A que contiene aguas del Cuaternario, Terciario y Ríos están subsaturadas en sílice amorfa y saturadas en cuarzo, salvo tres muestras del Cuaternario y una de Río situadas en el límite de saturación del cuarzo. De los silicatos representados en el diagrama, la caolinita es claramente el más estable en la mayoría de las muestras, sin embargo, una de ellas se localiza muy cerca del límite de saturación de caolinita y microclina.

La mayoría de las muestras de la familia B que pertenecen al Cuaternario, están en el ámbito de la caolinita excepto una de ellas que evidencia que microclina es el mineral más estable. Todas ellas están subsaturadas en sílice amorfa y saturadas en cuarzo. Todas las aguas de la familia C, del Cuaternario, Terciario y Ríos están subsaturadas en sílice amorfa y saturadas en cuarzo y se sitúan en el campo de la caolinitas salvo en un caso de una muestra de cuaternario donde la microclina es más estable.

De los silicatos representados en el diagrama, la caolinita es el más estable para la mayoría de las muestras de la familia D, sin embargo, tres aguas del Cuaternario se sitúan en el ámbito de la microclina. El diagrama refleja subsaturación frente a la sílice amorfa y saturación ante la sílice

excepto en dos casos del Cuaternario, dos del Terciario y un Río. Una de las muestras del Cuaternario se localiza en el límite de saturación del cuarzo. Todas las muestras pertenecientes a la familia E evidencian que la caolinita es el mineral más estable. Respecto a la saturación frente al cuarzo, la mayoría de las aguas excepto cuatro (dos del Terciario y dos del Cuaternario), están subsaturadas en este mineral. La casi totalidad de las muestras del mesozoico evidencian subsaturación salvo una que se sitúan en el límite. La única muestra que constituye la familia F se sitúa en el ámbito de la microclina y está saturada en cuarzo y subsaturada en sílice amorfa. Respecto a las aguas de la familia G, la mayoría de las muestras se localizan claramente en el campo de la caolinita salvo dos muestras del cuaternario y Terciario que se sitúan en el ámbito de la microclina o en el límite de estabilidad caolinita-moscovita. Estas aguas están subsaturadas en sílice amorfa y se encuentran por encima del equilibrio de saturación del cuarzo excepto una del terciario localizada en el límite de estabilidad de esta especie.

De los silicatos representados en el diagrama $\text{CaO} - \text{Al}_2\text{O}_3 - \text{SiO}_2 - \text{H}_2\text{O}$, la caolinita es el más estable para la práctica totalidad de las muestras de la familia A, salvo una del Cuaternario situada en el campo de la montmorillonita-Ca (esmectita). Todas ellas están subsaturadas en sílice amorfa y saturadas en cuarzo. La práctica totalidad de las aguas de la familia B están en el ámbito de la caolinita salvo una que está en el de la montmorillonita-Ca y evidencian subsaturación frente a sílice amorfa y saturación ante el cuarzo.

La mayoría de las muestras de la familia C quedan representadas en el campo de la caolinita con la excepción de cinco muestras, una del terciario y cuatro del cuaternario que lo hacen en el de la montmorillonita-Ca o en el límite de estabilidad caolinita Montmorillonita-Ca para una de las muestras del cuaternario. Una de las muestras del cuaternario queda representada en el ámbito de la gibsita. Todas ellas están subsaturadas en sílice amorfa y saturadas en cuarzo salvo una muestra de río que evidencia subsaturación en cuarzo. En la familia D, aunque la mayoría de las muestras se localizan en el campo de la caolinita, dos de las aguas del Cuaternario revelan que la montmorillonita es el mineral más estable y una del Cuaternario queda representada en el límite de estabilidad caolinita-montmorillonita. El diagrama refleja susaturación ante la sílice amorfa y saturación en cuarzo salvo en dos casos de muestras del cuaternario y terciario que manifiestan subsaturación en este mineral.

Las aguas de la familia E se sitúan en el campo de la caolinita. Todas las muestras están subsaturadas en sílice amorfa, y la mitad de las muestras que incluyen aguas del mesozoico,

cuaternario y ríos están por encima del equilibrio de saturación del cuarzo. La muestra que constituye la familia F evidencia que la montmorillonita-Ca es la más estable y está subsaturada en sílice amorfa y saturada en cuarzo. La totalidad de las muestras de la familia G se localizan en el campo de la caolinita y están saturadas en cuarzo y subsaturadas en sílice amorfa.

El diagrama de estabilidad mineral $\text{Na}_2\text{O} - \text{Al}_2\text{O}_3 - \text{SiO}_2 - \text{H}_2\text{O}$ refleja que la mayoría de las aguas de la familia A se localizan en el ámbito de la caolinita, salvo una muestra que evidencia estabilidad en Montmorillonita-Na. Dos de las aguas pertenecientes al Cuaternario están próximas al límite de estabilidad caolinita-montmorillonita-Na. Todas ellas están subsaturadas en sílice amorfa y saturadas en cuarzo. De los silicatos representados en el diagrama para la familia B, la caolinita es el más estable para tres de las muestras, aunque lo hacen muy cerca del límite de estabilidad caolinita-Montmorillonita-Na. Dos de las aguas de esta familia de las aguas se sitúan en el campo de la montmorillonita-Na. La totalidad están subsaturadas en sílice amorfa y se localizan por encima del equilibrio de saturación del cuarzo.

Las muestras de la familia C están repartidas en varios campos de estabilidad. La mayoría se sitúa en el de la caolinita, donde tres del Cuaternario y cuatro del Terciario lo hacen muy próximas al campo de la montmorillonita. Cinco muestras del Cuaternario y una del Terciario lo hacen en el límite de estabilidad de ambas especies. Finalmente, una de ellas perteneciente al Cuaternario, lo hace en el ámbito de la gibsita, que junto a una muestra de Ríos son las únicas subsaturadas en cuarzo.

Los puntos de agua de la familia D se sitúan en su mayoría en el campo de la caolinita salvo tres muestras del Cuaternario localizadas claramente en el de la montmorillonita-Na. Todas las muestras están por encima del equilibrio de saturación del cuarzo excepto una del Terciario y una del Cuaternario subsaturadas con respecto a este mineral. Para la familia E, la caolinita es el más estable para todas las muestras que además evidencian subsaturación en sílice amorfa y en cuarzo excepto en el caso de dos muestras del terciario, dos del Cuaternario y una del Mesozoico que manifiestan subsaturación frente a él. La única muestra de la familia F está representada claramente en el campo de la montmorillonita-Na y está subsaturada en sílice amorfa y saturada en cuarzo. Todas las aguas de la familia G se sitúan en el ámbito de la caolinita excepto una del Terciario que lo hace en el de la montmorillonita-Na. La totalidad de las muestras presentan saturación en cuarzo y subsaturación en sílice amorfa.

▪ Fruto de este trabajo se abren nuevas líneas de investigación que resultan de interés para completar el estudio realizado en esta Tesis Doctoral. Destacan entre los posibles trabajos los siguientes:

- Estudio de isótopos de N, C y S. Dichos estudios podrán informar acerca del origen natural o de contaminación del nitrógeno en el acuífero, orientarán sobre el porcentaje de carbono procedente de materia orgánica o inorgánica (carbonatos), y aportarán información en lo referente a la presencia de azufre en el acuífero debido a materia orgánica o inorgánica (sulfatos).
- Estudio de Microcontaminantes Orgánicos Emergentes. La lista de estas sustancias incluye compuestos activos farmacéuticos (PhACs), compuestos industriales, plaguicidas, drogas de abuso (DAs), estrógenos y productos de cuidado personal, que probablemente entren al acuífero principalmente a través de los efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales y está presente en las aguas subterráneas en concentraciones de ng/l a µg/l.
- Estudio de evolución química con precipitación y disolución de minerales a lo largo de una línea de flujo que incluya agua del Mesozoico, Terciario y Cuaternario.

Capítulo 13
BIBLIOGRAFÍA

Capítulo 13

BIBLIOGRAFÍA

AEMET. Agencia Estatal de Meteorología. Ministerio de Agricultura y Pesca y Alimentación y Medio Ambiente. Disponible en www.aemet.es. Fecha de consulta: 2017.

Aguas de Burgos, S.A. Sociedad Municipal Aguas de Burgos. Disponible en <https://aguasdeburgos.com>. Fecha de consulta: 2017.

Arcorlo, P., Redondo, R., Toledo, J. 2008. Técnicas y aplicaciones multidisciplinares de los isótopos ambientales. Colección cuadernos de apoyo, 22. UAM Ediciones. 399 p.

Alfonso, M.J., Chamine, H.I., Carvalho, J.M., Marques, J.M., Gomes, A., Araújo, M.A., Fonseca, P.E., Teixeira, M.A., Marques da Silva, M.A., Rocha, F.T. 2007. Urban Groundwater – Meeting the Challenge. Urban groundwater resources: a case study of Porto city in northwest Portugal. Editor Ken W.F. Howard. Chapter 20. Pp 271-287.

Alidina, M., Li, D., Drewes J.E. 2014. Investigating the role for adaptation of the microbial community to transform trace organic chemicals during managed aquifer recharge. Elsevier Ltd. Water Research 56. Pp 172 -180.

Alloway, B.J., Ayres, D.C. 1997. Chemical Principles of Environmental Pollution. 2ª Edition. Blackie Academic & Professional.

Alonso Alcalde, R., Martín Nájera, A. 2013. Atapuerca y el Museo de la Evolución Humana. Historia de un modelo de difusión del patrimonio. Treballs d'Arqueologia núm. 19, pp. 27-40.

Andre, L. M., Franceschi., Pouchan, P., Atteia, O. 2004. Using geochemical data and modelling to enhance the understanding of groundwater flow in a regional deep aquifer, Aquitaine Basin, south-west of France. L. Elsevier. Journal of Hydrology. Pp 1–23.

APHA-AWWA-WPCF. 1992. Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales. Ed. Díaz de Santos. Madrid.

Appelo, C.A.J. y Postma, D. 2005. Geochemistry, Groundwater and Pollution. Ed. A.A. Balkema Publishers. 2nd Edition. 649 p.

Arnáez, J., González, P., Lasanta, T., Valero, B.L. 2014. Geoecología, cambio ambiental y paisaje. Homenaje al profesor José María García Ruiz. Instituto Pirenaico de Ecología. Universidad de la Rioja.

Asplund, G., Grimvall, A., Pettersson, C. 1989. Naturally produced Adsorbible Organic halogens (AOX) in Humic Substances from Soil and Water. The Science of the Total Environment 81/82. Elsevir Science Publishers B.V., Amsterdam. Pp239-248.

Atekwana, E.A., Werkema, D.D. 2006. Biogeophysics: the effects of microbial processes on geophysical properties of shalooow subsurface. In: Vereecken H, Binley A, Cassiani G, Revil, ATitov K (eds). Applied Hidrogeophysics pp 161-193. NATO Science series, vol 71. Springer, Dordrecht.

Atlas Agroclimático de Castilla y León. 2013. Junta de Castilla y León. Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Agencia Estatal de Meteorología. 1ª Edición: septiembre de 2013.

Atlas, M.R., Bartha, R. 2008. Ecología Microbiana y Microbiología Ambiental. 4ª Edición. Ed. Pearson.

Attard, G., Rossier, Y., Eisenlohr, L. 2016. Urban groundwater age modeling under unconfined condition – Impact of underground structures on groundwater age: Evidence of a piston effect . Elsevier. Journal of Hydrology 535 .Pp 652–661.

Ball, J.W., Nordstrom, D.K.. 1991. User's manual for WATEQ4F, with revised thermodynamic data base and test cases for calculating speciation of major, trace, and redox elements in natural waters: U.S. Geological Survey. Open-File Report 91. Pp 183-189.

Barber, L.B., Thurman, E.M., Schoroeder, M.P. 1988. Long Term Fate of Organic Micropollutants in Sewage-Contaminated Groundwater. *Environ. Sci. Technol.*, 22. Pp 205-211.

Baskaran, M. 2012. *Handbook of Environmental Isotope Geochemistry*. Springer, XXI, 951 p.

Batelaana, O., De Smedta, F., Tries, L. 2003. Regional groundwater discharge: phreatophyte mapping, groundwater modelling and impact analysis of land-use change. *Journal of Hydrology* 275. Pp 86–108.

Bennet, P.C., Siegal, D.E., Baedecker, M.J., Hult, M.F. 1993. Crude Oil in a shallow sand and gravel aquifer-I. *Hidrogeology and Inorganic Geochemistry, Appl. Geochem*, 8. Pp 529-549.

Bethke, C. M. 2012. The active bacterial community in a pristine confined aquifer, *Water Resour. Res.*, 48.

Boulton, A.J, Fenwick, G.D, Hancock, P.J, Harvey, M.S. 2008. Biodiversity, functional roles and ecosystem services of groundwater invertebrates. *Csiro Publishing. Invertebrate Systematics*, 22 pp 103-116.

Boyd, E.S, Cummings, D.E, Geesey, G.G. 2007. Mineralogy Influences Structure and Diversity of Bacterial Communities Associated with Geological Substrata in a Pristine aquifer. *Springer Science+ Business Media. Microbial Ecology Volume 54*, pp 170-182.

British Geological Survey. 2008. *The Impact of Industrial Activity. Groundwater Information Sheet*. Water Aid. NERC.

Cámara, C., Pérez Conde, C. 2011. *Análisis químico de Trazas*. Editorial Síntesis. 477 p.

Catalán, J. 1981. *Química del Agua*. 2ª Edición. Editorial Alonso.

CEDEX. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas. Red Española de Vigilancia de Isótopos en Precipitación (REVIP). Disponible en la web. http://www.cedex.es/CEDEX/LANG_CASTELLANO/ORGANISMO/CENTYLAB/CETA/LINEAS/07_REVIP.htm. Fecha de consulta: 2017.

CEDEX. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas. 2010. Evaluación del cambio climático sobre los recursos hídricos en régimen general. Dirección General del Agua.

Cervera, J., Arsuaga, J.L., Carbonell, E., Bermúdez de Castro, J.M. 1999. Atapuerca. Un millón de años de Historia. Plot Ediciones S.A. Editorial Complutense. 238 p.

Chapelle, F.H. 2000. The significance of microbial process in hidrogeology and geochemistry. Springer-Verlag. *Hidrogeology Journal* 8:41-46.

CHD. Confederación Hidrográfica del Duero. Disponible en www.chd.es. Fecha de consulta: 2017.

Christian, G. 2009. Química analítica. 7ª Edición. Editorial Mc Graw Hill.

Clark, I.D., Fritz, P. 1997. *Environmental Isotopes in Hidrogeology*. Lewis. New York.

Coleto Fiaño, I. 1994. Modelización de la Evolución Química de las Aguas Subterráneas en las Facies de Transición de la Cuenca de Madrid. Tesis Doctoral. Departamento de Geodinámica. Facultad de Ciencias Geológicas. Universidad Complutense de Madrid.

Coleto Fiaño, I. y Maestro, M^a. T. 1988a. Medición en campo de constituyentes inestables. En: *Aguas Subterráneas. Instrumentación, medida y toma de muestras*. Ed. Prensa XXI, S.A. Barcelona.

Coleto Fiaño, I. y Maestro, M^a. T. 1988b. Recogida y conservación de muestras. En: *Aguas Subterráneas. Instrumentación, medida y toma de muestras*. Ed. Prensa XXI, S.A. Barcelona.

CNA. Comisión Nacional del Agua. Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento. 2007. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México D.F.

Cozzarelli ,I., Weiss, J. 2007. Biogeochemistry of Aquifer Systems, p 843-859. *In* Hurst C, Crawford R, Garland J, Lipson D, Mills A, Stetzenbach L (ed), *Manual of Environmental Microbiology*, Third Edition. *ASM Press, Washington, DC*.

Craig, H. 1961. Isotopic variations in meteoric waters. *Science, New Series*, 133 (3465), 1702-1703.

Cuenca-Bescós, G., Blainb, H.A., Rofes, J., López-García, J. M., Lozano-Fernández, I., Julia Galána,I., Núñez-Lahuerta, C. 2016. Updated Atapuerca biostratigraphy: Small-mammal distribution and its implications for the biochronology of the Quaternary in Spain. Published by Elsevier Masson SAS. *Comptes Rendus Palevol* volume. 15 Pp. 621–634.

Cullimore, D. R. 2008. *Practical Manual of Groundwater Microbiology, Second Edition*. CRC Press. Taylor & Francis Group. 400p.

Custodio, E. y Llamas, M. R. 1983. *Hidrología Subterránea*. 2 volúmenes. Ediciones Omega. Barcelona.

Custodio, E. 1988. Consideraciones generales sobre instrumentación y técnicas de medición y muestreo de aguas subterráneas. En: *Aguas Subterráneas. Instrumentación, medida y toma de muestras*. Ed. Prensa XXI, S.A. Barcelona.

Custodio, E., Alcalá-García, F. 2003. El potencial de la relación Cl/Br como indicador del origen de la salinidad de los acuíferos costeros españoles. *Tecnología de la intrusión de agua de mar en acuíferos costeros: países mediterráneos*. IGME (Instituto Geológico y Minero de España).

Custodio, E. 2004. Hidrogeología urbana: una nueva rama de la ciencia hidrogeológica. *Boletín Geológico y Minero*, 115 Núm. Especial. IGME. Pp 283-288.

Danielopol, D.L., Griebler, C. 2008. Changing Paradigms in Groundwater Ecology – from the ‘Living Fossils’ Tradition to the ‘New Groundwater Ecology’. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 93 4–5 565–577. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim.

Dansgaard, W., 1964. Stable Isotope in Precipitation. *Tellus*, 16, 436-468.

Dávila Pórcel, A. 2011. Desarrollo sostenible de usos de suelo en ciudades en crecimiento, aplicando hidrogeología urbana como parámetro de planificación territorial: caso de estudio linares, N.L., México. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Nuevo León.

Davis, J.C. 2002. *Statistics and Data Analysis in Geology*. 3rd Edition. New York J. Wiley. 638 p.

Davis, J.W., Carpenter, C.L. 1990. Aerobic biodegradation Vinyl Chloride in Groundwater Samples. *Applied and Environmental Microbiology*. Pp 3879-3880.

Deutsch, W.J. 1997. *Groundwater Geochemistry. Fundamentals and Applications to Contamination*. Lewis Publishers. 221 p.

Díaz-Teijeiro, M.F., Rodríguez-Arevalo, J., Castano, S. 2009. La Red Española de Vigilancia de Isótopos en la precipitación (REVIP): distribución isotópica espacial y aportación al conocimiento del ciclo hidrológico. *Ingeniería Civil* 155/2009.

Dolz Ripollés J. 2007. Hidrología urbana. Problemática del drenaje de aguas pluviales en zonas urbanas. *Flumen Dinàmica fluvial i enginyeria hidrològica*. Editor Manuel Gómez Valentín. Pp 5-16.

Drever, J. 1997. *The Geochemistry of Natural Waters*. 3ª Edition. Prentice-Hall, Inc.

Edmunds, W.M., Carrillo-Rivera, J.J, Cardona, A. 2002. Geochemical evolution of groundwater beneath Mexico city. *Journal of Hydrology* 258. Pp1-24.

Eganhouse , R.P., Baedecker, M.J., Cozzarelli, I.M., Aiken, G.R., Thom, K.A., Dorsey, T.F. 1993. Crude Oil in a Shallow Sand and Gravel Aquifer-II. *Organic Geochemistry, APPL. Geochem*, 8. Pp 551-567.

Epting J., García-Gil, A., Huggenberger, P., Vázquez-Suñe, E., Mueller, M. H. 2017. Development of concepts for the management of thermal resources in urban areas – Assessment of transferability from the Basel (Switzerland) and Zaragoza (Spain) case studies. Elsevier. *Journal of Hydrology*. Volume 548. Pp 697–715.

Espinosa García, A. C, Arias Ortíz, C. F., Mazari Hiriart, M., 2004. Virus en sistemas acuáticos e implicaciones en salud pública *Hidrobiológica*. *Hidrobiológica* vol. 14, num.2, pp. 166-17.

Essington, M.E. *Soil and Water Chemistry* . 2003. An Integrative Approach. CRC Press. 534p.

Estudio Hidrológico. 2012. Plan General de Ordenación Urbana de Burgos. Ayuntamiento de Burgos. Autor. Juan Fisac Herrero.

Fábregas González, J. 2000. Explotación y control de aguas subterráneas en el municipio de Murcia. Aguas subterráneas y Abastecimiento urbano. Pp. 177-196.

Fetter, C.W. 2001. Applied Hydrogeology. Fourth Edition. Pearson Education. 598 p.

Fifield, F.W., Haines, P.J. 1996. Environmental Analytical Chemistry. Blackie Academic & Professional. 424p.

FISRWG. 2001. Federal Interagency Stream Restoration Working Group (15 Federal agencies of the US government): Stream Corridor Restoration: Principles, Processes and Practice.

Flynn, T. M., Sanford, R. A., Bethke, C. M. 2008. Attached and suspended microbial communities in a pristine confined aquifer Water Resour. Res., 44 , W07425.

Flynn, T. M., Sanford, R. A., Santo Domingo, J. W., Ashbolt, N. J., Levine A. D., Bethke, C M. 2012. The active bacterial community in a pristine confined aquifer, Water Resour. Res., 48, W09510.

Foster, S., Lawrence, A., Morris, B. 2001. Las aguas subterráneas en el desarrollo urbano. Evaluación de las necesidades de gestión y formulación de estrategias. Documento Técnico del Banco Mundial nº 390.

Foster, S.S.D. 2001. The interdependence of groundwater and urbanisation in rapidly developing cities. Elsevier Science Ltd. Urban Water. Pp 185-192.

Foster, S.S.D., Morris, B.L., Chilton, P.J. 1999. Groundwater in urban development-a review of linkages and concerns. Impacts of Urban Growth on Surface Water and Groundwater Quality. Symposium HS5. IAHS Publ.no. 259. Pp 3-12.

Freeze, R.A., Cherry, J.A. 1979. Groundwater. Ed. Prentice-Hall, Inc.

Fundación Atapuerca. Disponible en www.atapuerca.org. Fecha de consulta: 2017.

Fusconi, R, Ghodino, M.J.L. 1999. Bacteria and Protozoa populations in groundwater in a landfill area in São Carlos, sp. Revista de Microbiologia 30:196-202.

García Gil, A., Sánchez Navarro, J.A., Vázquez-Suñé, E., Garrido Schneider, E., Pérez García, A., Mateo Lázaro, J. 2015. Fenómenos de inundación subterránea asociados a las crecidas del río Ebro en la ciudad de Zaragoza. Sociedad Geológica de España. Geogaceta, 57. Pp 147-150.

García-Fresca Grocín, B., Sharp Jr, J.M. 2003. Comunicación Consideraciones hidrogeológicas del desarrollo urbano. Simposio sobre el agua y la ciudad sostenible: hidrogeología urbana. Barcelona. Publicación del Instituto Geológico y Minero de España. Serie: Hidrogeología y aguas subterráneas nº 11. Pp 221-233.

García-Gil, A, Epting, J., Garrido, E, Vázquez-Suñé, E., Mateo Lázaro, J., Sánchez Navarro, J.A., Huggenberger P., Marazuela Calvo, M.A. 2016. A city scale study on the effects of intensive groundwater heat pump systems on heavy metal contents in groundwater. Elsevier. Science of the Total Environment. Volume 572 . Pp 1047–1058.

Gat , J. R. 1996. Oxygen and Hydrogen Isotopes in the Hydrologic Cycle. Annu. Rev. Earth Planet. Sci.. 24:225–62. Annual Reviews Inc.

Gat, J.R. y Dansgaard, W. 1972. Stable isotope survey of the fresh water occurrences in Israel and the Northern Jordan Rift Valley. Journal of Hydrology, 16, 177-212.

Goldscheider, N, Rossi, P, Hunkeler, D. 2006. Microbial biocenoses in pristine aquifers an an assessment of investigative methods. Hidrogeology journal.

Gómez Artola, C., De Bustamante, I., Gómez Pérez, M.T.,1996. Microcontaminantes orgánicos en las aguas subterráneas de la Comunidad de Madrid en relación con las distintas unidades geológicas. Geogaceta, 20 (6). 1291-1294

González Santamaría, F.J. 1994. Hidrogeología e Hidroquímica del Aluvial y Terrazas del río Arlanzón. Curso medio y bajo (Burgos). Tesis de Licenciatura. Departamento de Geología. Facultad de Ciencias. Universidad de Salamanca.

Grbic-Galic, D. 1990. Methanogenic Transformation of Aromatic Hydrocarbons and Phenols in Groundwater Aquifers. Geomicrobiol, 8. Pp 167-200.

Gregory, S.P, Maurice, L.D., West, J.M, Goody, D.C. 2014. Microbial communities in UK aquifers: current understanding and future research needs. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*, Vol. 47, 2014, pp. 145-157.

Griebler, C., Lueders, T. 2009. Microbial Biodiversity in groundwater ecosystems. The Authors journal compilation. Blackwell Publishing Ltd. *Freshwater Biology*, 54, 649-677.

Grimmeisen, F., Lehmann, M.F., Liesch, T., Goeppert, N., Klinger J., Zopfi, J., Goldscheider, N. 2017 Isotopic constraints on water source mixing, network leakage and contamination in an urban groundwater system. Elsevier. *Science of the Total Environment* 583. 202–213.

Grimvall, A., Asplund, G., Boren, H., Jonsson, S. 1991. Origin of Adsorbable Organic Halogens (AOX) in Aquatic Environments. G. Angeletti et al. (eds). *Organic Pollutants in the Aquatic Environment*. Springer Science + Business Media Dordrecht.

Grischeck, T., Nestler, W., Piechniczek, D., Fischeer, T. 1996. Urban Groundwater in Dresden, Germany". *Hydrogeology Journal*, v4, no1.

Grøn, C., Wassenaar, L., Krog, M. 1996. Origin and Structures of Groundwater Humic substances from three Danish Aquifers". *Environment International*, Vol.22. No. 5. Pp 519-534. Pergamon.

Gusyev, M. A., Abrams D., Toews, M. W., Morgenstern, U., Stewart, M. K. 2014. A comparison of particle-tracking and solute transport methods for simulation of tritium concentrations and groundwater transit times in river water. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18(8), 3109-3119.

Gutiérrez Elorza, M. 2008. *Geomorfología*. Pearson Educación. S.A. 898 p.

Hanna Instruments. Disponible en <http://www.hannainst.es>.

Hem, J. D. 1985. *Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Waters*. 3ª Edition. U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 2254.

Hervas, M.J. 1991. Análisis de la Contaminación Orgánica del Agua. *Quim, Hoy*, vol.8.

Hewlett Packard. 1990. GC Inlets-An Introduction.

Howard, K.W.F. 2007. Urban Groundwater-Meeting the Challenge. Development of e GIS model for assessing groundwater pollution from scale petrol spills (p107-127) Taylor & Francis Group., London UK. 307 p.

Howard, K.W.F., Israfilov, R.G. 2002. Current Problems of Hydrogeology in Urban Areas, Urban Agglomerates and Industrial centers. Editor Ken W.F. Howard and Rauf G. Israfilov. "Urban groundwater issues-an introduction" p1-15 . NATO Science Series. IV Earth and Environmental Sciences-vol 8. Kluwer Academic Publishr. 500 p.

Huang, G., Sun, J., Zhang, Y., Chen, Z., Liu, F. 2013. Impact of anthropogenic and natural processes on the evolution of groundwater chemistry in a rapidly urbanized coastal área, South China. Elsevier B.V. Science of the Total Environment 463-464. Pp 209-221.

IAEA. International Atomic Energy Agency. 1981. Stable Isotope Hydrology. Deuterium and Oxygen-18 in the Water Cycle, (J.R.Gat and R.Gonfiantini eds.), Monograph by Working Group, IAEA, Vienna, 340 pp. (STI/DOC/10/210).

IAEA. International Atomic Energy Agency. 2002. The Application of isotope techniques to the assessment of aquifer systems in major urban areas. Final report of a coordinated research project 1997-2002.

ICRA. Instituto Catalán de Investigación de Agua. 2005. Disponible en http://www.icra.cat/files/equipament/SCT-UAQ%2005_2.pdf. Instituto Catalán de Investigación del agua.

INAQUAS. 2009. Moreno Merino, I., de la Losa Román, A. Utilidad para la interpretación de análisis químicos de las aguas subterráneas. IGME. Instituto Geológico y Minero de España.

ITGE. 1997. Mapa Geológico de España. Hoja 200. Burgos. Instituto Tecnológico Geominero de España. Ministerio de Industria y Energía. Mapa y Memoria. Madrid.

ITGE. 1997. Mapa Geológico de España. Hoja 238. Villagonzalo Pedernales. Instituto Tecnológico Geominero de España. Ministerio de Industria y Energía. Mapa y Memoria. Madrid.

ITGE. 1998. Atlas del Medio Hídrico de la Provincia de Burgos. Instituto Tecnológico Geominero de España. Madrid.

Jackson, K.W., Qiao y Huancheng. 1992. Atomic Absorption, Atomic Emission, and Flame Emission Spectrometry. Analytical Chemistry.

Jakobsen, R., Postma, D. J. 1999. Redox zoning, rates of sulfate reduction and interactions with Fe-reduction and methanogenesis in a shallow sandy aquifer, Rømø, Denmark. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 63(1), 137-151.

Jho, E.H., Singhal, N., Turner, S. Fenton degradation of tetrachloroetheno and hexachloroethane in Fe(II) catalyzed systems. Elsevier Journal of Hazardous Materials. Vol. 184. 234-240.

Jiménez Gallardo, R.B. 1999. Contaminación por escorrentía urbana. Colegio de Ingenieros de caminos, canales y puertos. Colección Señor nº 22

Jurado, A., Gago-Ferrero, P., Vázquez-Suñé, E., Carrera, J., Pujades, E., Díaz-Cruz, M.S., Barceló, D. 2014a. Urban Groundwater contamination by residues of UV filters. Elsevier E.V. Journal of Hazardous Materials 271. Pp 141- 149.

Jurado, A., López-Serna, R., Vázquez Suñé, E. Carrera, J., Pujades, E., Petrovic, M., Barceló, D. 2014b. Occurrence of carbamazepine and five metabolites in an urban aquifer. Elsevier Ltd. Chemosphere. Volume 115. Pages 47-53.

Jurado, A., Vázquez-Suñé, E., Carrera, J., López de Alda, M., Pujades, E., Barceló, D. 2012. Emerging organic contaminants in groundwater in Spain: A review of sources, recent occurrence and fate in a European context. *Science of the Total Environment* . Volume 440. Pp 82-94.

Kastner, M. 1991. Reductive Dechlorination of Tri- and Tetrachloroethylenes Depends on Transition from Aerobic to Anaerobic Conditions. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 57, No. 7. Pp 2039-2046.

Keith, H. 1996. Compilation of EPA's. Sampling and Analysis methods (2ª edición). Lewis.

Koirtzoyhann, S.R. 1991. Atomic Absorption: from an academic perspective. Analytical Chemistry (Reprot).

Kruse, E., Varela, L., Laurencena, P., Deluchi, M., Rojo, A., Carol, E. 2003. Conferencia: Modificaciones del ciclo hidrogeológico en un área del noroeste de la provincia de Buenos Aires. Argentina. Simposio sobre el agua y la ciudad sostenible: hidrogeología urbana. Barcelona. Publicación del Instituto Geológico y Minero de España. Serie: Hidrogeología y aguas subterráneas nº 11. Pp 131-137.

Krysztof, W., Van Breemen, A.N. 1990. Competitive adsorption of trichloroethylene and humic substances from groundwater on activated carbon. Water Research, Vol 24. No 6. Pp 773-779. Pergamon Press plc.

La Vignaa F., Mazzab R., Amantic M., Di Salvod C., Petittae M., Pizzinof, L., Pietrosanteb, A., Martarellic, L., Bonfàa I., Capellib, G., Cintif, D., Ciotolie, F., Ciotolid, G., Contec, G., Del Bone, A., Dimasib, M., Falcettic, S., Gafàc, R, M., Lacchinie, A., Mancinid, M., Martellia, S., Mastrorillob, L., Montic, G,M., Procesif, M., Romac, M., Sciarraf, A., Silvic, A., Stiglianod, F., Succhiarelli, C. 2016. Groundwater of Rome. Taylor & Francis Group. Journal of Maps, vol. 12, no. s1, 88–93.

Lamastra L., Balderacchi, M, Trevisan, M. 2016. Inclusion of emerging organic contaminants in groundwater monitoring plans. MethodsX 3 459–476. Published by Elsevier B.V.

Lambán, J. y Custodio, E. 1999 estudio isotópico ambiental ($\delta^{18}\text{O}$) en la unidad Anioia: principales zonas de recarga e implicaciones en el funcionamiento hidrogeológico del sistema. Ingeniería del Agua. Vol. 6 Num.2 pp 139-150.

Langmuir, D. 1997. Aqueous Environmental Geochemistry. Prentice-Hall.

Lapworth D.J., Krishan, G., MacDonald, A.M., Rao, M.S., 2017. Groundwater quality in the alluvial aquifer system of northwest India: New evidence of the extent of anthropogenic and geogenic contamination. Elsevier. Science of the Total Environment. Volumes. 599–600 .Pp 1433–1444.

Larrea Murrell, J.A, Rojas Badía, M.M, Romeu Álvarez,B, Rojas Hernández, N.M , Heydrich Pérez, M. 2013. Bacterias indicadoras de contaminación fecal en la evaluación de la calidad de las aguas: revisión de la literatura. Revista CENIC Ciencias Biológicas, Vol. 44, No. 3, pp. 24-34.

Laws, A.E. 2000. Aquatic Pollution. 3ª Edition. John Wiley & Sons, Ic.

Lehman, R.M., Colwell, F.S., Bala, G.A.2001. Attached and Unattached Microbial Communities in a Simulated Basalt Aquifer under Fracture- and Porous-Flow Conditions. Applied and Environmental Microbiology, pp. 2799–2809.

León-Gómez de, H., Dávila Pórcel, R.A. 2011. Importancia de la hidrogeología urbana: ciencia clave para el desarrollo urbano sostenible. Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana. Volumen 63, nº 3. Pp 463-477.

Lerner, D.N. 1996. Guest Editor's preface. Theme issue on Urban Groundwater. Hydrogeology Journal, v. 4, no. 1, 1996.

Leyva Suárez, E. 2010. Acuíferos semiconfinados y su modelación: aplicaciones al acuífero de la zona metropolitana de la ciudad de México. Tesis. Universidad Nacional Autónoma de México.

Llamas, M.R., Custodio, E. 2002. Acuíferos explotados intensamente: conceptos principales, hechos relevantes y algunas sugerencias. Boletín Geológico y Minero 113 (3). IGME. Instituto Geológico y Minero de España Pp 223-228.

López Geta, J., Moreno Merino, L., Navarrete Martínez, P. 1997. Guía Operativa para la Recogida, Almacenamiento y Transporte de Muestras de Aguas Subterráneas destinadas al Análisis Químico y Bacteriológico. IGME. Instituto Geológico y Minero de España.

Losa de la Román, A., Padrino de la Mata, A., Moreno Merino, L. 2004. Hidrogeología Urbana: La ciudad de Zaragoza. Instituto Geológico y Minero de España (IGME).

Manzano Arellano, M. 2003. Utilidad y limitaciones del uso de pequeños instrumentos portátiles de caracterización hidroquímica y de obtención de muestras en hidrología subterránea. Operatividad de la instrumentación en aguas subterráneas, suelos contaminados y riesgos geológicos. IGME. Instituto Geológico y Minero de España.

MAPAMA. Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Disponible en <http://www.mapama.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/aguas-subterranneas/masas-agua/>. Fecha de consulta: 2017

Marcos Naveira, L. A. 1997. Procesos geoquímicas en las aguas subterráneas de los acuíferos Terciarios y Cuaternarios de la Cuenca del río Arlanzón (Burgos). Tesis Doctoral. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Burgos.

Marrero Díaz, R. 2010. Modelo hidrogeoquímico del acuífero de las Cañadas del Teide (Tenerife). Tesis Doctoral. Universitat Politècnica de Catalunya.

Martínez Alfaro, P.E., Martínez Santos, P., Castaño Castaño, S. 2005. Fundamentos de hidrogeología. Ediciones Mundi Prensa, S.A.

Mateu, J., Morrell, I. 2003. Geoestadística y modelos matemáticos en hidrogeología. Publicaciones de la Universidad Jaume I. D.L.

Matia i Ribot, L. 1988. Técnicas Instrumentales para el Análisis de la Conductividad, oxígeno disuelto, pH, y potencial redox en el campo. En: Aguas subterráneas. Instrumentación, medida y toma de muestras. Ed. Prensa XXI. S.A. Barcelona.

Mattes, T.E., Alexander, A.K., Colemn N.V. 2010. Aerobic biodegradation of the cloroetenos: pathways, enzymes, ecology and evolution. Federation of European Microbiological Societies. Published by Blackwell Publishing LTD. Microbiol Rev 34. Pp 445-475.

Meckenstock, R.U., Morasch, B., Griebler, C., Richnow, H. 2004 Stable Isotope Fraction analysis as a tool to monitor biodegradation in contaminated acquifer. Journal of contaminant hidrology, volume 75. Issues 3-4. Pp 215-255.

Mercer, J.W., Cohen, E.M. 1990. A review of immiscible fluids in the surface: properties, models, characterization and remediation. *Journal of contaminant hydrology*, 6. Elsevier Science Publishers B.V. Pp 106-163.

Merckel, B.J., Planer-Friedrich, B. 2008. *Groundwater Geochemistry. A practical guide to modeling of natural and contaminated aquatic systems*. Nordstrom, Darrell K (ed). Springer.

Mírame- IDDuero. Sistema de Información Alfanumérica y Cartográfica de la CHD. Disponible en www.mirame.chduero.es. Fecha de consulta: 2017.

Miyake, Y., Sakoda, A., Yamanashi, H., Kaneda, H., Suzuki, M. 2003. Activated carbon adsorption of trichloroethylene (TCE) vapor stripped from TCE-contaminated water. *Water Research*. Vol. 37 PP. 1852-1858. Pergamon.

Molina Pérez, M.A. 1989. *Procesos Geoquímicos de interacción roca-agua relacionados con el flujo subterráneo en las arcas del acuífero de Madrid*. Facultad de Ciencias Geológicas. Universidad Complutense de Madrid.

Mook, W.G. 2002. *Isótopos ambientales en el ciclo hidrológico: principios y aplicaciones*. Serie: guías y manuales. Instituto Geológico y Minero de España. 596 p.

Moore, W.J., Ramamoorthy. 1984. *Organic Chemicals in Natural Waters*. Springer series on Environmental Management. Springer-Verlag. 289 p.

MOPU. 1977. *Estudio de Recopilación y síntesis de recursos hidráulicos de las cuencas de los ríos Alanza y Esgueva*. Dirección General de Obras Públicas. Ministerio de Obras Públicas. 3 Tomos. Madrid.

Moral, S., Pulido, A., Valenzuela, P. 1984. Aplicación del Análisis Cluster al estudio de aguas subterráneas. *Estudios Geol.* 40: 193-200.

Moreno Merino, L., De la Losa Román, A., Romero Prados, A., Navarrete Martínez, P. 2016. *Guía para el muestreo de las aguas subterráneas y la solución del suelo*. Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España. Hidrogeología y Aguas subterráneas nº32.

Muñoz, I, De Andrés, A., Vicente, R. 1996. Estabilidad de los minerales de la arcilla en las relaciones de interacción arcillas-agua subterránea en el acuífero de campo arañuelo. *Geogaceta*, 20 (6).

Murillo Díaz, J.M., Azcón González de Aguilar, A., Ballesteros Navarro, B., Aragón Rueda, R., Meléndez Asensio, M., Ruiz Hernández, J.M., Martínez Cortina, L., López Gutiérrez, J.C., Rubio Campos, J.C. 2010. IGME. Instituto Geológico y Minero. Actividad 4: identificación y caracterización de la interrelación que se presenta entre aguas subterráneas, cursos fluviales, descargas por manantiales, zonas húmedas y otros ecosistemas naturales de especial interés hídrico. Capítulo IV .1: Demarcación Hidrográfica 021 Duero. Sistemas de explotación Arlanza 021.01 a 021.06. Tomo 9. 100 pp.

Naik, P.K., Awasthi, A.K., Anand A. V. S. S., Behera, P. N. 2009. Hydrogeochemistry of the Koyna River basin, India. *Environ Earth Sci.* Springer-Verlag.

Nanía Escobar, L. 2007. Hidrología urbana. Modelos de flujos en calles y criterios de riesgo asociado. *Flumen Dinàmica fluvial i enginyeria hidrològica*. Editor Manuel Gómez Valentín. Pp 147-174.

Navarro Flores, A., Almarcha Morell, M., Puigcercós, M. 2001. Saneamiento de acuíferos contaminados por disolventes halogenados. Investigación, gestión y recuperación de acuíferos contaminados. Editores: A. Ballester Rodríguez, J. Grima Olmedo, J.A. López Geta, L. Rodríguez Hernández.

Navarro Flores, A., Carbonell Ventura, M. 2003. Comunicación: Utilización de las aguas subterráneas en las áreas urbanas de la cuenca del río Besós (Barcelona). Simposio sobre el agua y la ciudad sostenible: hidrogeología urbana. Barcelona. 2003. Publicación del Instituto Geológico y Minero de España. Serie: Hidrogeología y aguas subterráneas nº 11. Pp 151-157.

Nordstrom, D K. 2007. Modeling Low-Temperature Geochemical Processes. US Geological Survey, Boulder, CO, USA.

Norma UNE EN 1485:1996 AOX . <http://www.aenor.es/aenor/inicio/home/home.asp>.

ORDEN de 27 de julio de 1983 Por la que se establecen métodos oficiales de análisis microbiológicos de aguas potables de consumo público. BOE.-Núm. 193.pp 22393-22400.

Orden SCO/778/2009, de 17 de marzo, sobre métodos alternativos para el análisis microbiológico del agua de consumo humano. Núm. 78. Martes 31 de marzo de 2009 Sec. I. Pág. 30417-30421.

Parkhurst, D. L., Appelo, C.A.J. 1999. User's Guide to PHREEQC (Version 3)—A Computer Program for Speciation, Batch-Reaction, One-Dimensional Transport, and Inverse Geochemical Calculations. U.S. Department of The Interior U.S. Geological Survey .Water-Resources Investigations. Report 99-4259.

Parkhurst, D.L., and Appelo, C.A.J., 2013, Description of input and examples for PHREEQC version 3—A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations: U.S. Geological Survey Techniques and Methods, book 6, chap. A43, 497 p., available only at <http://pubs.usgs.gov/tm/06/a43/>.

PERKIN-ELMER. 1992. Manual de Teoría: Curso de Entrenamiento en Absorción Atómica, Llama y Generación de Vapor. Departamento de Asistencia al Usuario. Grupo de Soporte y Aplicaciones.

Piña García, R., Sánchez Pastor, N., Fernández Díaz, L. 2014. Reduca (Geología). Serie Mineralogía 6 (3). Pp 85-95.

PGOU. 2013. Plan General de Ordenación Urbana de Burgos. Memoria Informativa. (Diciembre 2013) Ayuntamiento de Burgos.

PHD. 2015. Plan Hidrológico CHD 2015-2021. Real Decreto 1/2016, de 8 de enero, por el que se aprueba la revisión de los Planes Hidrológicos de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Occidental, Guadalquivir, Ceuta, Melilla, Segura y Júcar, y de la parte española de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Oriental, Miño-Sil, Duero, Tajo, Guadiana y Ebro. Núm. 16. Martes 19 de enero de 2016. Pp. 2972-3503.

PHD Memoria. Plan Hidrológico de la parte Española de la Demarcación Hidrográfica del Duero (2015-2021) Memoria. Valladolid, diciembre de 2015.

Plata Bedmar, A. 2006. Presente y futuro del tritio natural como herramienta de investigación hidrológica. Ingeniería Civil 143.

Plummer, L., Parkhurst, D.L., Thorstenson, D.C. 1983. Development of reaction models for ground-water systems. Elsevier Science B.V Geochimica et Cosmochimica Acta, Volume 47, Issue 4, p. 665-685.

Plummer, L.N. , Busenberg, E. , Eberts, S.M. , Bexfield, L.M. , Brown, C.J., Fahlquist, L.S., Katz, B.G., Landon, M.K.. 2008. Low-Level Detections of Halogenated Volatile Organic Compounds in Groundwater: Use in Vulnerability Assessments. Journal of Hydrologic Engineering © ASCE .PP 1049-1068.

Porrás Martín, J., Nieto-López Guerrero, P., Álvarez Fernández, C., Fernández Uría, A., Gimeno, M.V. 1985. Calidad y Contaminación de las aguas subterráneas en España. IGME. Instituto Geológico y Minero de España.

Powell, K.L., Taylor, R.G., Cronin, A.A., Barret, M.H., Pedley, S., Shellwood, J., Trowsdale, S.A., Lerner, D.N. 2003. Microbial Contamination of two urban sandstone aquifers in the UK. Elsevier Science Ltd. Water Research 37.PP 339-352.

Pronk, M, Goldscheider, N., Zopfi, J. 2009. Microbial communities in karst groundwater and their potential use for biomonitoring. Sprrinnger-Verlag. Hydrogeology Journal 17: 37-48.

PRTR. Registro estatal de emisiones y fuentes contaminantes. Ministerio de Agricultura y pesca y alimentación y Medio ambiente. Fecha de consulta: 2017.

Radojević, M., Bashkin, V.N. 1999. Practical environmental analysis. Royal Society of Chemistry. 466 p.

Renau Llorens, E.A. 2010. Elementos minoritarios y agua en la masa de agua subterránea. 080.021. (Plana de Castelló). Origen y procesos asociados. Tesis Doctoral. Universitat Jaume I. Departamento de Ciencias Agrarias y del medio natural.

Rindsberger, M., Margaritz, M., Carmi, I. and Gilad, D. 1983. The relation between air mass trajectories and the water isotopic composition in the Mediterranean Sea area. *Geophysical Rev. Lett.*, 10: 43-46.

Roberts Roger, J., Bennett P.C. 2004. "Mineral simulation of subsurface microorganisms: release of limiting nutrients from silicates". *Chemical Geology* 203. Pp 91-108.

Rodier, J. 1981. *Análisis de Aguas*. Editorial Omega. Barcelona.

Rodríguez-Arévalo, J., Castaño, S., Díaz-Teijeiro, M.F., Marcos, L.A. Vázquez, M. 2007. Modelo de distribución espacial continua de $\delta^{18}O$ en la precipitación en la provincia de Burgos. *Desarrollo de la metodología y aplicación en hidrología*. *Geogaceta*, 43, 79-82.

Rodríguez-Rodríguez, M., Moral, F., y Benavente, J. 2009. Grado de dependencia de las aguas subterráneas, índice de funcionamiento hidrológico y principales amenazas en los principales humedales continentales de la depresión del Guadalquivir. *Boletín Geológico y Minero*, 120 (3): 347-360.

Rouessac, F., Rouessac, A. 2007. *Chemical Analysis: Second Edition*. John Wiley & Sons, Ltd. Pp 574.

Sahuquillo, A., Custodio, E., Llamas M. R. 2008. *Fundación Nueva Cultura del Agua panel científico-técnico de seguimiento de la política de aguas*. Convenio Universidad de Sevilla-Ministerio de Medio Ambiente *La gestión de las aguas subterráneas*.

Sanaham, P. 2009. *Groundwater in the Urban Environment*. L.A. Baker (ed). *The Water Environment of Cities*. Chapter 3. Pp 29-48.

Sánchez San Román, F.J. 2006. Los grandes acuíferos de la cuenca del Duero. Congreso Homenaje al Duero y sus ríos. Zamora 27, 28 y 29 de abril de 2006. Campus Universitario Viriato. www.usal.es/congreso.duero.

Schirmer, M., Strauch, K., Reinstorf, F. 2008. Challenges in urban hydrogeology: maintaining urban water quality. *Groundwater Quality: Securing Groundwater Quality in Urban and Industrial Environments* (Proc. 6th International Groundwater Quality Conference held in Fremantle, Western Australia, AHS Publ. 324. Pp 1–8.

Schirmer, M., Leschik, S., Musolff, A. 2013. Current research in urban hydrogeology – A review. Elsevier. *Advances in Water Resources* 51. Pp 280–291.

Schwarzenbach, P.R, Gschwend, M.P., Imboden, M.D. 1995. *Environmental Organic Chemistry*. John Wiley & Sons, Inc.

Semprini, L., Kitadinis, P.K., Kampbell, D.H., Wilson, J.T. 1995. Anaerobic transformation of chlorinated aliphatic hydrocarbons in a sand aquifer based on spatial chemical distributions. *Water Resources Research*, vol. 31, no. 4, p.p 1051-1062.

Shirazi, S.M., Imran, H.M., Akib, S., Yusop, Z., Harun, Z.B. 2013. Groundwater vulnerability assessment in the Melaka State of Malaysia using DRASTIC and GIS techniques. *Environ Earth Sci* 70. Springer -Verlag Berlin Heidelberg. Pp 2293-2304.

Shy, I., Zwolinski, M.D., Cchereiber, M.E., Bahr, J.M., Sewell, G.W., Hickey, W.J. 1999. Molecular analysis of Microbial Community Structures in Pristine and Contaminated Aquifers: Field and Laboratory Microcosm Experiments . *Applied and Environmental Microbiology*. Pp2143-215.

Sierra Alonso, I., Pérez Quintanilla, D., Gómez Ruiz, S., Morante Zarcero S. 2010. Análisis instrumental. Netbiblo. 236 p.

SINAC. 2015. Informe Técnico. Calidad del agua de consumo humano en España. Servicio de Información Nacional de aguas de consumo. Ministerio de Sanidad Servicios Sociales e Igualdad. Consultado en sinac.msssi.es/.

Sirisena, K. A, Daughney, C.J, Moreau Fournier, M, Ryan, K.G, Chambers G.K. 2013. National survey of molecular bacterial diversity of New Zealand groundwater: relationships between biodiversity, groundwater chemistry and aquifer characteristics. *Federation of European Microbiological Societies*. Published by John Wiley & Sons Ltd. Pp. 490-504.

- Skogg, D, West, D, Holler, F, Crouch, S. 2001. Química Analítica. 7ª Edición. Editorial Mc Graw Hill.
- Skoog, D.A., Holler, F.J., Crouch, S.R. 2008. Principios de análisis instrumental. Cengage Learning. Sexta Edición.
- Skoog, D.A. y West, D.M. 1987. Análisis Instrumental. Editorial Interamericana.
- Skoog, D.A. y West, D.M. 2013 . Fundamentals of Analytical Chemistry. 9 Edition. Brookes and cole edition.
- Smith, R.J., Jeffries, T.C., Roudnew, B., Fitch A.J., Seymor, J.R., Delpin, M.W., Newton, K., Brown, M.H., Mitchell, J.G. 2012. Metagenomic comparasion of microbialcommunities inhabiting confined and unconfined aquifer ecosystems. Enviromental Microbiology, 14.pp 240-253.
- Stuart M., Lapworth D. 2013 Emerging Organic Contaminants in Groundwater. In: Mukhopadhyay S., Mason A. (eds) Smart Sensors for Real-Time Water Quality Monitoring. Smart Sensors, Measurement and Instrumentation, vol 4. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Taylor, R.G., Cronin, A.A., Lerner, D.N., Tellam, J.H., Bottrell, S.H.,Rueedi, J., Barret, M.H. 2006. Hydrochemical evidence of the depth of penetration of recharge in sandstone aquifers underlying two mature cities in the U.K. Elsevier Ltd. Applied Geochemistry 21. Pp 1570-1592.
- Tóth, J. 1999. Groundwater as a geologic agent: An overview of the causes, processes, and manifestations. Springer-Verlag. Hydrogeology Journal 7: Pp 1–14.
- Tubau, I., Vázquez-Suñé,E., Carrera, J., Valhondo, C., Criollo, R. 2017. Quantification of groundwater recharge in urban environments. Elsevier. Science of the Total Environment Volume. 592 . Pp 391–402.
- UAM. Universidad Autónoma de Madrid. 2008. Disponible en:
https://www.uam.es/ss/Satellite/es/1242668321125/1242665760775/UAM_Laboratorio_FA/labatorio/Laboratorio_de_Isotopos_Estables.htm.

UDC. Universidad de La Coruña. Servicios de Apoyo a la Investigación. Edificio de Servicios Centrales de Investigación. Disponible en www.sai.udc.es. Fecha de consulta: 2017.

UVA. Universidad de Valladolid. Laboratorio de técnicas instrumentales de la UVA. Disponible en <http://laboratoriotecnicasinstrumentales.es/>. Fecha de consulta: 2017.

US. Universidad de Sevilla. Servicios Generales de Investigación Radioisótopos. <https://investigacion.us.es/scisi/sgi/servicios/radioisotopos/equipamiento>. F. consulta: 2017.

Vallejos Izquierdo, A. 2001. Hidrogeoquímica de la recarga del campo de Dalias a partir de la Sierra de Gádor. Monografías Ciencia y Tecnología. Universidad de Almería. Servicio de Publicaciones.

Van Leeuwen, C.J., Frijns, J., Van Wezel, A., Van de Ven, F.H.M. 2012. City Blueprints: 24 indicators to Assess the Sustainability of the Urban Water Cycle. *Water Resour Manage* 26. Ed. Springer Science. Pp 2177-2197.

Varela P., Contreras M.J., De la Fuente M.A. 2005. Niveles de AOX (halógenos orgánicos adsorbibles) en aguas de piscinas de la provincia de Burgos. Ayuntamiento de Burgos.

Vasin, S., Carle, A., Lang, U., Kirchholtes, H, J. 2016. A groundwater management plan for Stuttgart. Elsevier. *Science of the Total Environment*. Volumes 563-564. Pp 704–712.

Vázquez Marroquín, M. 2005. Tesis de Licenciatura. Calidad Química y Grado de Contaminación de las aguas subterráneas del tramo urbano del acuífero aluvial del Arlanzón (Burgos). Universidad de Burgos.

Vázquez-Suñé, E. 2003.. Urban Groundwater. Barcelona city case study. Doctoral Thesis. Universitat Politècnica de Catalunya.

Velasco Ayuso, S., Guerrero, M.C., Montes, C., López Archilla, A.I. 2009. Spatiotemporal distribution of microbial communities in a coastal, Sandy aquifer system (Doñana, SW Spain). *Blackell Publishing Ltd. Geobiology*, 7. Pp 66-81.

Velasco Ayuso, S. 2010. El acuífero de Doñana como un sistema ecológico: estructura y función de sus comunidades microbianas. Universidad Autónoma de Madrid. Facultad de Ciencias Departamento Interuniversitario de Ecología.

WHO. World Health Organization. 2004. Barium in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality.

Wigilius, B., Allard, B., Boren, H., Grimvall, A. 1988. Determination of Adsorbable organic halogens and their molecular weight distribution in Surface water samples. *Chemosphere*, Vol.17. No.10. Pp1985-1994. Pergamon Press plc.

William, J. 1997. *Groundwater Geochemistry. Fundamentals and Applications to Contamination.* Lewis Publishers.

Wilmanski, K., Van Breemen, A.N. 1990. Competitive adsorption of trichloroethylene and humic substances from groundwater on activated carbon. *Pergamon Press*. Vol. 24, No. 6, pp. 773-779.

Winter, T.C. 1999. Relation of streams, lakes, and wetlands to groundwater flow systems. *Hydrogeology Journal* 7: Pp. 28–45.

Wong, C.I., Mahler, B.J., Musgrove, M., Banner L. 2012. Changes in sources and storage in a karst aquifer during a transition from drought to wet conditions. *Journal of Hydrology* 468–469 (159–172).

Wong, C.I., Sharp Jr, J.M., Hauwert, N., Lindrum, J., White, K.M. 2012. Impact of Urban Development on Physical and Chemical Hydrogeology. *Elements*. Vol 8, nº 6. Pp 429-434.

Wood, W.W. 1976. Guidelines for collection and field analysis of groundwater samples for selected unstable constituents. Book.1. Government Printing Office. Washington.

Wunderlich, R.W., Fountain, J.C., Jackson, R.E. 1992. In situ reemediation of Aquifers Contaminated with Dense Nonaqueous Phase Liquids by Chemically Enhanced Solubilization. *J. Soil Contm.*, 1. Pp 361-378.

13. Bibliografía

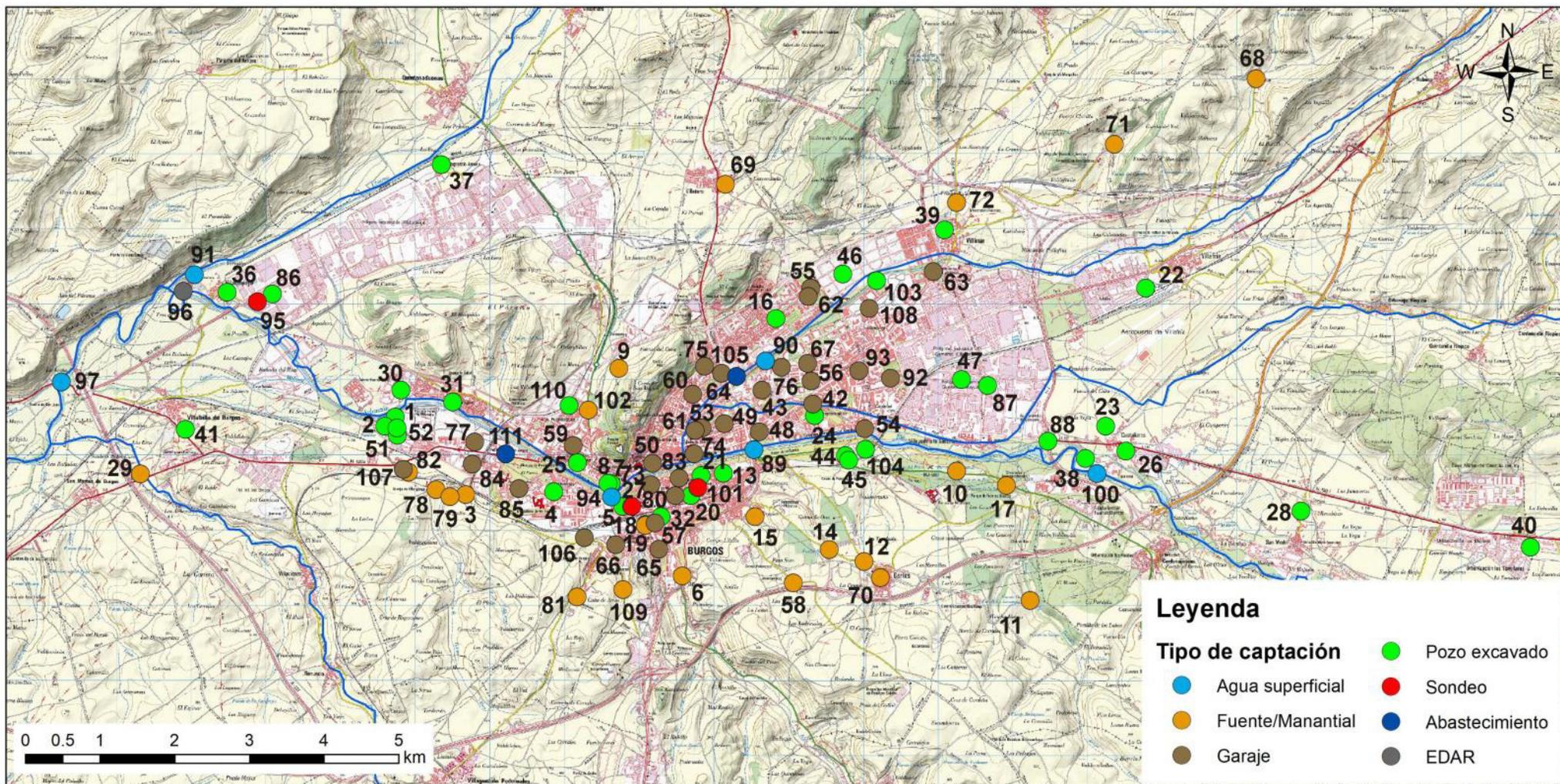
Zhan, Y., Guo, H., Wang, Y., Li, R., Hou C., Shao, J., Cui, Y. 2014. Evolution of Groundwater Major Components in the Hebei Plain: Evidences from 30-Year Monitoring Data. *Journal of Earth Science*, Vol. 25, No. 3, p. 563–574.

Zhou, Y., Kellerman, C., Griebl, C. 2012. Spatio-temporal patterns of microbial communities in a hydrologically dynamic pristine aquifer. *Federation of European Microbiological Societies. FEMS Microbiol Ecol* 81 .230–242. Blackwell Publishing Ltd.

Anexos

Anexo I





Anexo II



ID PUNTO	TOPONIMIA	COORDENADAS (Datum ETRS89)		COTA m s.n.m.	TIPO CAPTACIÓN	ACUÍFERO	Prof. Pozo m	Prof. Agua m
		X_UTM	Y_UTM					
1	Los Guindales I	438734	4688499	841	PEX	Q		3,71 - 1,07 (brocal)
2	Los Guindales II	438593	4688376	840	PEX	Q	4,5	3,07 - 0,40
3	Fuente La Nogaleja	439674	4687468	848	FTE	T		
4	Convento Agustinos Recoletos	440853	4687507	849	PEX	Q		
5	Seminario Menor	441779	4687310	853	PEX	Q		
6	Fuente El Balconcillo	442576	4686388	875	FTE	T		
7	Convento Salesas I	441626	4687613	853	PEX	Q		
8	Convento Salesas II	441586	4687617	853	PEX	Q		5,50 - 0,64
9	Fuente Palomarejos	441726	4689147	882	FTE	T		
10	Fuente El Castaño	446245	4687780	873	FTE	T		
11	Fuente Fuendorada	447231	4686064	913	FTE	T		
12	Fuente La Pesquera	445008	4686579	916	FTE	T		
13	C/ Mateo Cerezo	443126	4687752	859	PEX	Q		
14	Fuente La Nava	444543	4686739	911	FTE	T		
15	Residencia Cortes	443550	4687175	883	FTE	T		
16	C/ Condesa Mencía Nº 115	443829	4689806	867	PEX	Q		4,89 - 0,53
17	Fuente La Salud	446917	4687589	877	FTE	T		
18	Convento Santa Dorotea I	442085	4687076	856	PEX	Q		
19	Convento Santa Dorotea II	442082	4687060	855	FTE	T		
20	Convento Clarisas	442690	4687456	856	PEX	Q		
21	Convento Trinitarias	442825	4687723	857	PEX	Q		
22	Villafría	448778	4690211	893	PEX	Q		2,30 - 0
23	Castañares	448245	4688378	882	PEX	Q		
24	Deportiva Militar	444347	4688518	864	PEX	Q		2,05
25	Convento Benedictinas	441173	4687892	851	PEX	Q	3	
26	Castañares -Tableros Bon	448513	4688045	885	PEX	Q	2	
27	Ed. Monte Carmelo C/ Padre Silverio	441900	4687310	854	SND	T	45	
28	San Medel	450855	4687251	898	PEX	Q	3,0	
29	Granja de Pollos Villalbilla	435326	4687745	832	FTE	T		

ID PUNTO	TOPONIMIA	COORDENADAS (Datum ETRS89)		COTA m s.n.m.	TIPO CAPTACIÓN	ACUÍFERO	Prof. Pozo m	Prof. Agua m
		X_UTM	Y_UTM					
30	C/ Costa Rica nº 112	438808	4688858	841	PEX	Q	4	
31	C/ Brasil 5	439503	4688701	843	PEX	Q	3	
32	Residencia San Agustín	442292	4687176	857	PEX	Q	5,0	
33	Villaverde Peñahorada	445701	4702652	879	FTE	M		
34	Hontoria de la Cantera	446868	4671080	927	FTE	M		
35	Modúbar de San Cibrían	451999	4678774	941	FTE	M		
36	Villalonquejar. Particular	436484	4690156	832	PEX	Q	5,0	
37	Villagonzalo Arenas	439348	4691853	837	PEX	Q		0,60
38	Club Golf "El Soto"	447975	4687950	881	PEX	Q	8 o 9	
39	Panadería Villimar	446083	4690985	879	PEX	Q	3,0	
40	Urbanización Los Tomillares	453928	4686773	917	PEX	Q	6,0	2
41	C/ Estación Villalbila	435927	4688338	848	PEX	T	19,0	
42	Avd/ Constitución nº 9	444323	4688670	864	GAR	Q	1	
43	C/ Juan de Padilla nº 10	443644	4688859	862	GAR	Q		
44	Vivero Municipal I	444759	4687986	866	PEX	Q	6	4,5
45	Vivero Municipal II	444803	4687924	867	PEX	Q	12	8
46	Jovilma (S3)	444723	4690399	872	PEX	Q		
47	Prosider	446311	4688997	874	PEX	Q		
48	Hotel Puerta de Burgos	443604	4688304	861	GAR	Q		
49	C/ Soria nº3	443138	4688412	860	GAR	Q	10	
50	Aparcamiento Plaza Mayor	442180	4687882	855	GAR	Q	1	
51	Centro Recuperación Animales I	438763	4688257	841	PEX	Q	3 o 3,5	
52	Centro Recuperación Animales II	438759	4688355	841	PEX	Q	3	
53	C/ Virgen del manzano nº 18	442843	4688355	859	GAR	Q	planta 3	
54	C/ Antonio García Martín nº 24	445017	4688347	867	GAR	Q		
55	C/ Victoria Balfé nº 24	444296	4690213	871	GAR	Q	planta 2	
56	Aparcamiento Santa Bárbara	444299	4688978	864	GAR	Q		
57	C/ Sara Borrell nº 1 - Río Cardeña	442211	4687094	857	GAR	Q		
58	Valle María	444059	4686296	924	FTE	T		
59	C/ Malatos	441118	4688122	853	GAR	Q		
60	C/ Petronila Casado nº 28	442714	4688803	859	GAR	Q	planta 3	1

ID PUNTO	TOPONIMIA	COORDENADAS (Datum ETRS89)		COTA m s.n.m.	TIPO CAPTACIÓN	ACUÍFERO	Prof. Pozo m	Prof. Agua m
		X_UTM	Y_UTM					
61	C/ Guardia Civil nº 1	442748	4688322	859	GAR	Q	planta 2	0,9
62	C/ Marqués de Berlanga nº 4	444263	4690102	869	GAR	Q	planta 3	0,4
63	C/ Vela Zanetti nº 18	445931	4690430	874	GAR	Q	planta 1	0,15
64	Avda. Cantabria nº 75	443103	4689080	861	GAR	Q	planta 3	0,95
65	C/ Calleja y Zurita nº 15	442265	4686744	860	GAR	Q	planta 3	0,8
66	C/ San Pedro y San Felices nº 26	441686	4686802	858	GAR	Q	planta 2	0,45
67	C/ Severo Ochoa nº 22	444252	4689209	865	GAR	Q	planta 1 - 1,15	0,9
68	Cótar	450253	4692999	909	FTE	T		
69	Barrio Villatoro	443154	4691590	875	FTE	T		
70	Barrio de Cortes	445227	4686364	935	FTE	T		
71	San Esteban de los Olmos	448359	4692122	917	FTE	T		
72	Río Viejo-Villimar	446246	4691351	876	FTE	T		
73	Aparcamiento Plaza Vega	442156	4687602	855	GAR	Q	planta 3 - 1,40	0,95
74	C/ Vitoria nº 36	442733	4688011	857	GAR	Q		
75	Aparcamiento José M ^a de la Puente	442873	4689175	866	GAR	Q	planta 2 - 2,15	1,6
76	Avd/ Castilla y León nº 44	443904	4689159	863	GAR	Q	planta 1 - 2,30	1,2
77	C/ Autónoma nº 3	439795	4688169	846	GAR	Q	planta 1 - 90	0,6
78	Arroyo Villargámar	439277	4687536	855	FTE	T		
79	Fuente Villargámar	439464	4687441	855	FTE	Q		
80	C/ Progreso nº33	442482	4687454	856	GAR	Q		
81	Fuente de la Paciencia	441168	4686109	897	FTE	T		
82	El Pollo	438910	4687769	847	FTE	T		
83	Museo de la Evolución Humana	442536	4687688	861	GAR	Q		
84	C/ Hornillos nº23	439764	4687876	845	GAR	Q		
85	C/ Las Infantas nº12	440389	4687547	848	GAR	Q		
86	Matadero INCARSA	437090	4690131	834	PEX	T		
87	Frío Burgos	446659	4688918	874	PEX	Q		
88	Carretera Logroño- Castañares	447470	4688176	879	PEX	Q		
89	Río Arlanzón (Cruz Roja)	443536	4688064	857	SUP			
90	Río Vena (Politécnica)	443689	4689242	859	SUP			
91	Río Ubierna (Villalonguéjar)	436046	4690389	829	SUP			

ID PUNTO	TOPONIMIA	COORDENADAS (Datum ETRS89)		COTA m s.n.m.	TIPO CAPTACIÓN	ACUÍFERO	Prof. Pozo m	Prof. Agua m
		X_UTM	Y_UTM					
92	C/ Luis Alberdi 44-46	445361	4689014	869	GAR	Q		
93	Plaza Roma	444937	4689112	866	GAR	Q		
94	Río Arlanzón (Plaza Castilla)	441628	4687436	849	SUP			
95	Sondeo Villalonquéjar	436890	4690031	834	SND	T		
96	EDAR	435896	4690171	831	DEP			
97	Río Ubierna+Arlanzón (Villalbilla)	434265	4688966	823	SUP			
98	Cueva de Juarros	455786	4680797	958	FTE	M		
99	Brieva de Juarros	464374	4681456	1040	FTE	M		
100	Río Arlanzón (Castañares)	448128	4687748	879	SUP			
101	Covento Carmelitas Descalzas	442785	4687563	858	SND	T		
102	Fuente Bermeja	441317	4688593	867	FTE	Q		
103	Edificio Mercurio.S4	445173	4690311	868	PEX	Q		
104	Antigua Fábrica Pieles	445026	4688072	867	PEX	Q		
105	Agua de Red. Politécnica	443302	4689038	861	ABTO			
106	C/ Siervas de Jesús	441269	4686895	854	GAR	Q		
107	C/ Rosalía de Castro	438839	4687806	853	GAR	Q		
108	C/ Solidaridad nº 4	445077	4689943	872	GAR	Q		
109	Fuente La Piluca	441782	4686208	883	FTE	T		
110	C/ El Patillas nº 4	441063	4688653	858	PEX	Q		

ID PUNTO	TOPONIMIA	Fecha TOMA	T °C	Cond μS/cm	pH	O ₂ mg/l	CO ₂ mg/l	HCO ₃ ⁻ mg/l	Turbidez NTU	NO ₂ ⁻ mg/l
1	Los Guindales I	07/06/2006	13,0	925	7,26	4,79	15,84	322,08	0,96	0,072
1	Los Guindales I	27/02/2008	11,1	784	7,08	9,50	17,6	610,00	0,00	0,013
1	Los Guindales I	05/09/2008	12,4	523	7,33	8,90	12,32	231,80	0,00	0,013
2	Los Guindales II	06/06/2006	12,3	1211	6,97	6,31	39,60	348,92	0,00	0,049
3	Fuente La Nogaleja	07/06/2006	13,0	665	4,40	9,58	20,24	356,24	0,01	0,026
4	Convento Agustinos Recoletos	09/06/2006	15,1	970	6,34	3,90	30,80	351,36	0,00	0,056
4	Convento Agustinos Recoletos	25/02/2008	11,5	837	7,34	9,00	14,96	610,00	0,00	0,023
4	Convento Agustinos Recoletos	24/09/2008	16,0	860	7,06	2,20	19,36	336,72	0,00	0,033
5	Seminario Menor	09/06/2006	12,0	275	6,43	5,63	2,64	122,00	0,60	0,007
5	Seminario Menor	25/02/2008	12,3	724	7,36	5,71	13,2	512,40	0,00	0,053
5	Seminario Menor	03/09/2008	15,1	760	7,03	4,00	21,12	292,80	0,00	0,016
6	Fuente El Balconcillo	09/06/2006	12,2	666	6,68	6,33	18,48	290,36	0,16	0,013
6	Fuente El Balconcillo	26/03/2008	12,3	695	7,15	6,52	13,2	253,76	5,50	0,013
6	Fuente El Balconcillo	02/09/2008	12,9	710	7,12	6,52	20,24	285,48	0,00	0,016
7	Convento Salesas I	07/06/2006	13,5	758	7,39	6,26	13,20	204,96	0,00	0,02
7	Convento Salesas I	25/02/2008	12,0	315	7,23	9,70	1,76	202,52	0,00	0,004
7	Convento Salesas I	03/09/2008	14,9	761	7,06	5,80	20,24	219,60	0,00	0,007
8	Convento Salesas II	07/06/2006	13,6	772	7,47	6,75	13,20	214,72	0,00	0,007
9	Fuente Palomarejos	09/06/2006	11,3	947	6,91	9,43	18,48	375,76	0,00	0,000
9	Fuente Palomarejos	26/03/2008	10,3	964	7,28	9,20	10,56	317,20	0,00	0,016
9	Fuente Palomarejos	02/09/2008	12,8	927	7,38	10,00	37,84	373,32	0,00	0,016
10	Fuente El Castaño	09/06/2006	18,8	700	6,88	3,53	21,12	366,00	12,22	0,013
10	Fuente El Castaño	26/03/2008	9,5	737	7,15	4,90	12,32	207,40	2,30	0,016
10	Fuente El Castaño	02/09/2008	17,6	726	7,11	3,60	29,04	383,08	0,00	0,010
11	Fuente Fuendorada	07/06/2006	12,6	485	7,70	9,67	6,16	261,08	0,00	0,013
11	Fuente Fuendorada	26/03/2008	11,5	504	7,24	8,60	4,4	158,60	0,98	0,007
11	Fuente Fuendorada	04/09/2008	12,4	523	7,33	8,90	12,32	231,80	0,00	0,013
12	Fuente La Pesquera	07/06/2006	12,7	890	7,20	9,24	18,48	278,16	0,00	0,010
13	C/ Mateo Cerezo	08/06/2006	13,4	596	7,29	8,99	7,04	190,32	0,00	0,007

ID PUNTO	TOPONIMIA	Fecha TOMA	Tª °C	Cond µS/cm	pH	O ₂ mg/l	CO ₂ mg/l	HCO ₃ ⁻ mg/l	Turbidez NTU	NO ₂ ⁻ mg/l
14	Fuente La Nava	08/06/2006	12,0	672	7,36	7,19	10,56	224,48	0,00	0,026
15	Residencia Cortes	09/06/2006	13,6	940	7,04	9,36	6,16	251,32	1,91	0,049
15	Residencia Cortes	23/01/2008	10,0	847	7,81	10,71	8,80	305,00	0,00	0,118
15	Residencia Cortes	30/09/2008	14,5	885	7,32	8,20	7,92	268,40	0,00	0,039
16	C/ Condesa Mencía Nº 115	08/06/2006	12,2	1005	7,23	9,34	15,84	302,56	0,00	0,013
16	C/ Condesa Mencía Nº 115	01/04/2008	12,4	1095	7,38	10,01	7,92	244,00	0,00	0,181
16	C/ Condesa Mencía Nº 115	08/09/2008	17,1	1491	7,05	8,30	16,72	305,00	0,00	0,020
17	Fuente La Salud	08/06/2006	10,4	555	7,49	7,36	22,88	353,80	0,00	0,049
18	Convento Santa Dorotea I	19/06/2006	13,0	793	7,16	4,59	8,80	268,40	0,00	0,089
18	Convento Santa Dorotea I	27/03/2008	10,3	939	7,05	5,73	7,04	239,12	0,81	0,013
18	Convento Santa Dorotea I	03/09/2008	13,5	758	7,16	3,54	23,76	280,60	0,00	0,007
19	Convento Santa Dorotea II	19/06/2006	17,0	1326	6,98	8,43	12,32	451,40	0,00	0,010
19	Convento Santa Dorotea II	24/01/2008	8,0	1148	7,45	9,90	17,60	536,80	0,00	0,016
19	Convento Santa Dorotea II	01/10/2008	17,7	1318	7,15	7,90	27,28	422,12	0,00	0,020
20	Convento Clarisas	19/06/2006	14,5	1154	6,97	6,61	17,60	407,48	0,00	0,108
20	Convento Clarisas	27/03/2008	14,0	1056	6,90	6,90	18,48	414,8	0	0,115
20	Convento Clarisas	03/09/2008	17,3	1117	7,03	6,40	38,72	375,76	0,00	0,023
21	Convento Trinitarias	20/06/2006	14,0	418	6,20	6,58	14,08	104,92	0,00	0,043
21	Convento Trinitarias	28/03/2008	10,7	582	7,25	3,70	7,92	175,68	0,00	0,013
21	Convento Trinitarias	03/09/2008	17,0	563	6,71	4,10	23,76	204,96	0,00	0,013
22	Villafría	20/06/2006	16,0	630	6,71	6,31	12,32	102,48	13,12	0,808
22	Villafría	27/02/2008	16,5	680	6,80	6,31	14,96	97,60	13,12	0,329
22	Villafría	04/09/2008	18,8	563	6,92	1,41	14,08	170,80	0,65	0,959
23	Castañares	02/10/2006	14,4	977	6,10	7,91	14,08	192,76	0,26	0,072
23	Castañares	27/02/2008	9,8	866	7,13	10,70	6,16	383,08	0,00	0,003
23	Castañares	05/09/2008	14,8	1035	7,16	8,30	11,44	229,36	0,00	0,013
24	Deportiva Militar	02/10/2006	14,6	407	6,70	1,77	14,96	129,32	2,14	0,016
24	Deportiva Militar	27/02/2008	12,4	309	7,50	9,10	7,04	200,08	0,00	0,007
24	Deportiva Militar	05/09/2008	14,9	337	7,32	5,20	22	136,64	0,00	0,007

ID PUNTO	TOPONIMIA	Fecha TOMA	Tª °C	Cond µS/cm	pH	O ₂ mg/l	CO ₂ mg/l	HCO ₃ ⁻ mg/l	Turbidez NTU	NO ₂ ⁻ mg/l
25	Convento Benedictinas	09/10/2006	17,0	1240	7,29	4,02	7,04	229,36	6,19	0,345
25	Convento Benedictinas	28/03/2008	11,6	1253	7,49	8,10	9,68	214,72	0,00	0,026
25	Convento Benedictinas	03/09/2008	16,0	1329	7,32	9,12	9,68	244,00	0,26	0,013
26	Castañares -Tableros Bon	09/10/2006	17,4	1010	6,80	2,97	45,76	158,60	2,58	0,122
26	Castañares -Tableros Bon	27/03/2008	11,7	877	6,44	3,00	17,6	136,64	0,00	0,069
26	Castañares -Tableros Bon	05/09/2008	18,1	1052	6,65	1,70	89,76	366,00	0,00	0,450
27	Ed. Monte Carmelo C/ Padre Silverio	10/10/2006	16,0	677	7,27	1,33	19,36	305,00	3,00	0,013
27	Ed. Monte Carmelo C/ Padre Silverio	28/03/2008	15,7	719	7,44	9,60	5,28	312,32	5,09	0,010
27	Ed. Monte Carmelo C/ Padre Silverio	03/09/2008	17,5	676	7,38	8,80	17,6	317,20	0,00	0,003
28	San Medel	10/10/2006	17,0	715	7,22	8,34	14,08	131,76	2,40	0,069
29	Granja de Pollos Villalbilla	10/10/2006	14,0	1660	7,82	8,08	9,68	268,40	2,07	0,016
29	Granja de Pollos Villalbilla	27/03/2008	10,1	1397	7,16	9,40	6,16	146,40	0,00	0,013
29	Granja de Pollos Villalbilla	03/09/2008	15,9	1031	7,38	9,10	11,44	309,88	0,00	0,013
30	C / Costa Rica nº 112	11/10/2006	15,6	530	7,55	5,20	12,32	209,84	5,79	0,026
31	C/ Brasil 5	11/10/2006	15,7	1013	7,66	6,25	4,40	536,80	0,79	0,283
32	Residencia San Agustín	11/10/2006	15,8	537	7,67	7,97	7,04	143,96	0,26	0,039
32	Residencia San Agustín	01/04/2008	10,4	490	7,45	10,50	1,76	122,00	0,30	0,059
32	Residencia San Agustín	03/09/2008	15,0	905	7,05	7,80	15,84	292,80	0,00	0,010
33	Villaverde Peñahorada	06/11/2006	13,4	416	6,59	8,80	4,40	212,28	2,34	0,026
33	Villaverde Peñahorada	26/03/2008	12,2	446	7,30	8,70	7,92	268,40	0,00	0,059
33	Villaverde Peñahorada	02/09/2008	12,9	437	7,04	9,60	19,36	236,68	0,00	0,013
34	Hontoria de la Cantera	07/11/2006	14,5	484	7,16	7,21	19,36	248,88	0,70	0,030
34	Hontoria de la Cantera	27/03/2008	13,9	515	7,16	7,32	7,92	244,00	0,00	0,023
34	Hontoria de la Cantera	09/09/2008	14,0	518	7,22	8,20	10,56	287,92	0,00	0,102
35	Modúbar de San Cibrían	07/11/2006	14,9	433	7,33	9,20	8,80	214,72	1,40	0,036
36	Villalquejar. Particular	22/11/2006	15,3	1320	6,82	2,04	21,12	361,12	3,33	0,036
36	Villalquejar. Particular	28/03/2008	11,8	1107	7,14	2,12	10,56	292,80	0,00	0,013
36	Villalquejar. Particular	03/09/2008	15,0	1284	7,16	6,30	33,44	378,20	0,00	0,023
37	Villagonzalo Arenas	27/11/2006	11,8	678	6,88	6,50	7,92	195,20	6,20	0,039

ID PUNTO	TOPONIMIA	Fecha TOMA	Tª °C	Cond µS/cm	pH	O ₂ mg/l	CO ₂ mg/l	HCO ₃ ⁻ mg/l	Turbidez NTU	NO ₂ ⁻ mg/l
38	Club Golf "El Soto"	27/11/2006	13,5	318	6,55	4,33	7,04	112,24	0,15	0,023
38	Club Golf "El Soto"	27/03/2008	8,5	351	7,02	7,20	3,52	126,88	0,00	0,013
38	Club Golf "El Soto"	04/09/2008	15,0	292	7,06	2,50	17,6	141,52	0,00	0,000
39	Panadería Villimar	28/11/2006	14,0	1930	6,92	2,50	9,68	219,60	21,50	0,470
39	Panadería Villimar	01/04/2008	13,6	1498	7,36	9,93	8,8	219,60	2,93	0,401
39	Panadería Villimar	05/09/2008	15,1	1922	7,21	3,13	10,56	224,48	0,00	0,243
40	Urbanización Los Tomillares	27/02/2007	16,4	1335	7,05	8,72	6,16	170,80	10,21	0,000
41	C/ Estación Villalbila	02/04/2007	14,6	2470	6,84	2,76	4,40	122,00	2,28	0,000
41	C/ Estación Villalbila	11/04/2008	13,6	1650	7,10	3,95	5,28	134,20	0,00	0,003
41	C/ Estación Villalbila	03/09/2008	14,9	1133	7,14	9,90	26,4	341,60	0,00	0,013
42	Avd/ Constitución nº 9	02/05/2007	15,0	660	6,90	6,30	3,52	131,76	0,34	0,023
42	Avd/ Constitución nº 9	10/12/2007	12,1	656	7,42	4,99	4,40	341,60	0,00	0,023
42	Avd/ Constitución nº 9	01/10/2008	16,8	657	6,66	5,00	5,28	178,12	0,00	0,010
43	C/ Juan de Padilla nº 10	14/05/2007	11,1	760	7,30	8,50	3,52	219,60	0,00	0,007
43	C/ Juan de Padilla nº 10	01/04/2008	10,0	745	7,50	8,00	2,64	195,20	0,00	0,003
43	C/ Juan de Padilla nº 10	18/09/2008	16,9	805	7,71	7,40	13,2	131,76	0,00	0,066
44	Vivero Municipal I	02/11/2007	12,8	1304	7,25	5,95	35,20	366,00	0,33	0,020
45	Vivero Municipal II	02/11/2007	10,8	1633	7,56	8,68	10,56	305,00	1,74	0,030
46	Jovilma (S3)	06/11/2007	12,9	1205	8,11	9,61	1,76	200,08	0,03	0,020
47	Prosider	19/11/2007	14,3	1093	7,29	4,66	17,60	658,80	0,22	0,023
48	Hotel Puerta de Burgos	19/11/2007	10,0	578	7,11	5,78	8,80	536,80	0,00	0,020
49	C/ Soria nº3	10/12/2007	9,4	1041	7,57	5,76	9,68	439,20	0,00	0,036
50	Aparcamiento Plaza Mayor	20/11/2007	16,2	973	6,70	5,62	13,20	414,80	0,00	0,026
51	Centro Recuperación Animales I	19/11/2007	7,0	1045	7,98	5,41	17,60	585,60	7,75	0,033
52	Centro Recuperación Animales II	26/11/2007	8,8	888	7,59	5,31	13,20	305,00	4,20	0,200
53	C/ Virgen del manzano nº 18	27/11/2007	15,3	1004	7,71	6,11	8,80	610,00	0,00	0,020
54	C/ Antonio García Martín nº 24	10/12/2007	10,8	402	7,10	6,22	1,76	256,20	0,00	0,023
55	C/ Victoria Balfé nº 24	11/12/2007	8,9	894	7,49	6,73	13,20	585,60	0,00	0,023
56	Aparcamiento Santa Bárbara	11/12/2007	9,8	447	7,83	7,24	70,40	12,20	0,00	0,085

ID PUNTO	TOPONIMIA	Fecha TOMA	Tª °C	Cond µS/cm	pH	O ₂ mg/l	CO ₂ mg/l	HCO ₃ ⁻ mg/l	Turbidez NTU	NO ₂ ⁻ mg/l
57	C/ Sara Borrell nº 1 - Río Cardeña	12/12/2007	8,0	719	7,54	7,57	2,64	292,80	0,00	0,131
58	Valle María	12/12/2007	6,4	954	7,58	8,96	4,40	463,60	0,00	0,062
59	C/ Malatos	18/12/2007	10,3	1280	7,33	7,81	7,92	561,20	0,00	0,016
60	C/ Petronila Casado nº 28	17/12/2007	14,4	938	6,96	2,60	26,40	292,80	0,00	1,084
61	C/ Guardia Civil nº 1	18/12/2007	12,4	520	7,69	5,80	4,40	195,20	0,00	0,276
62	C/ Marqués de Berlanga nº 4	18/12/2007	10,9	1026	7,28	7,70	22,00	561,20	0,00	0,187
63	C/ Vela Zanetti nº 18	18/12/2007	9,9	733	7,96	7,80	4,40	219,60	0,00	0,000
64	Avda. Cantabria nº 75	22/01/2008	13,3	925	8,12	8,90	4,40	158,60	0,00	0,023
65	C/ Calleja y Zurita nº 15	22/01/2008	12,0	477	7,60	5,60	8,80	390,40	2,39	0,020
66	C/ San Pedro y San Felices nº 26	22/01/2008	10,1	682	8,00	7,00	123,20	4,88	0,00	0,237
67	C/ Severo Ochoa nº 22	22/01/2008	9,8	281	7,70	5,70	1,76	122,00	8,41	0,059
68	Cótar	23/01/2008	8,3	516	7,74	9,90	13,20	305,00	0,00	0,010
69	Barrio Villatoro	23/01/2008	5,6	101	8,02	11,80	1,76	73,20	0,00	0,003
70	Barrio de Cortes	23/01/2008	5,9	470	7,82	11,52	1,76	219,60	0,00	0,023
71	San Esteban de los Olmos	24/01/2008	10,9	719	7,35	6,60	13,20	390,40	0,00	0,043
72	Río Viejo-Villimar	24/01/2008	5,6	1077	7,60	11,30	4,40	390,40	0,00	0,118
73	Aparcamiento Plaza Vega	24/01/2008	13,2	707	7,65	9,30	8,80	256,20	0,00	0,053
74	C/ Vitoria nº 36	25/01/2008	11,5	345	7,77	8,10	4,40	170,80	0,00	0,020
75	Aparcamiento José Mª de la Puente	25/01/2008	10,2	1320	7,59	7,32	22,00	536,80	0,00	0,033
76	Avd/ Castilla y León nº 44	25/01/2008	9,5	977	7,67	8,50	13,20	414,80	4,13	0,023
77	C/ Autónoma nº 3	30/01/2008	9,3	214	8,23	8,10	20,47	122,00	0,00	0,013
78	Arroyo Villargámar	31/01/2008	6,7	711	7,96	11,00	4,40	317,20	0,00	0,016
79	Fuente Villargámar	31/01/2008	5,7	625	7,53	9,10	8,80	402,60	0,00	0,059
80	C/ Progreso nº33	06/02/2008	7,4	856	7,45	7,61	8,80	390,40	0,02	0,020
81	Fuente de la Paciencia	06/02/2008	9,9	699	7,54	7,00	3,52	402,60	0,00	0,049
82	El Pollo	06/02/2008	11,2	631	7,80	8,80	4,40	329,40	0,00	0,043
83	Museo de la Evolución Humana	08/02/2008	7,7	561	8,70	7,60	48,40	305,00	1,24	1,084
84	C / Hornillos nº23	08/02/2008	10,1	1436	9,57	7,50	176,00	963,80	0,00	0,016
85	C/ Las Infantas nº12	11/02/2008	9,5	1095	7,26	7,40	13,20	610,00	0,00	0,016

ID PUNTO	TOPONIMIA	Fecha TOMA	Tª °C	Cond µS/cm	pH	O ₂ mg/l	CO ₂ mg/l	HCO ₃ ⁻ mg/l	Turbidez NTU	NO ₂ ⁻ mg/l
86	Matadero INCARSA	11/02/2008	14,0	970	7,12	5,80	12,32	475,80	0,00	0,082
87	Frío Burgos	12/02/2008	6,4	953	7,66	10,62	2,64	395,28	0,00	0,056
88	Carretera Logroño- Castañares	12/02/2008	9,5	552	7,51	9,50	2,64	248,88	0,00	0,112
89	Río Arlanzón (Cruz Roja)	25/02/2008	9,3	320	7,50	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
89	Río Arlanzón (Cruz Roja)	06/06/2008	19,0	260	8,00	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
89	Río Arlanzón (Cruz Roja)	05/09/2008	18,2	220	7,80	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
90	Río Vena (Politécnica)	27/02/2008	9,0	1100	7,40	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
90	Río Vena (Politécnica)	05/09/2008	18,0	1300	7,85	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
91	Río Ubierna (Villalonquénjar)	27/02/2008	10,0	805	7,90	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
91	Río Ubierna (Villalonquénjar)	16/04/2008	11,2	785	7,82	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
91	Río Ubierna (Villalonquénjar)	06/06/2008	17,4	890	7,30	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
91	Río Ubierna (Villalonquénjar)	05/09/2008	17,6	1250	7,60	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
92	C/ Luis Alberdi 44-46	29/02/2008	13,8	571	7,91	9,09	3,52	224,48	0,00	0,056
93	Plaza Roma	04/04/2008	12,4	452	7,65	10,20	3,52	117,12	0,00	0,003
94	Río Arlanzón (Plaza Castilla)	16/04/2008	12,2	410	7,80	n.a	n.a	n.a	n.a	n.a
94	Río Arlanzón (Plaza Castilla)	06/06//2008	18,7	540	7,90	n.a	n.a	n.a	n.a	n.a
94	Río Arlanzón (Plaza Castilla)	05/09/2008	18,5	410	7,80	n.a	n.a	n.a	n.a	n.a
95	Sondeo Villalonquénjar	16/04/2008	16,0	52215	7,90	n.a	n.a	n.a	n.a	n.a
96	EDAR	16/04/2008	13,0	1160	6,90	n.a	n.a	n.a	n.a	n.a
97	Río Ubierna+Arlanzón (Villalbilla)	16/08/2008	13,0	745	8,00	n.a	n.a	n.a	n.a	n.a
97	Río Ubierna+Arlanzón (Villalbilla)	06/08/2008	18,0	650	8,10	n.a	n.a	n.a	n.a	n.a
97	Río Ubierna+Arlanzón (Villalbilla)	05/09/2008	17,9	750	7,40	n.a	n.a	n.a	n.a	n.a
98	Cueva de Juarros	16/04/2008	11,5	280	7,80	n.a	n.a	n.a	n.a	n.a
99	Brieva de Juarros	16/04/2008	12,0	250	7,90	n.a	n.a	n.a	n.a	n.a
100	Río Arlanzón (Castañares)	01/08/2008	18,1	270	7,90	n.a	n.a	n.a	n.a	n.a
100	Río Arlanzón (Castañares)	05/09/2008	18,0	200	7,90	n.a	n.a	n.a	n.a	n.a
101	Covento Carmelitas Descalzas	08/09/2008	17,9	2290	7,45	8,60	11,44	158,60	0,00	0,099
102	Fuente Bermeja	08/09/2008	13,7	863	7,32	6,80	17,6	366,00	0,00	0,020
103	Edificio Mercurio.S4	18/09/2008	17,0	204	7,21	7,00	24,64	253,76	0,00	0,325

ID PUNTO	TOPONIMIA	Fecha TOMA	Tª °C	Cond μS/cm	pH	O ₂ mg/l	CO ₂ mg/l	HCO ₃ ⁻ mg/l	Turbidez NTU	NO ₂ ⁻ mg/l
104	Antigua Fábrica Pielés	18/09/2008	17,5	274	8,00	7,00	12,32	129,32	0,00	0,039
105	Agua de Red. Politécnica	18/09/2008	17,4	102	7,60	8,90	1,76	51,24	0,00	0,003
106	C/ Siervas de Jesús	22/09/2008	14,9	2280	8,06	3,50	26,4	158,60	1,54	0,624
107	C/ Rosalía de Castro	22/09/2008	15,4	650	7,72	7,30	10,56	248,88	1,71	0,076
108	C/ Solidaridad nº 4	24/09/2008	14,8	2910	7,94	2,70	5,28	134,20	4,31	0,043
109	Fuente La Piluca	24/09/2008	15,0	1180	7,24	7,80	14,96	424,56	0,00	0,026
110	C/ El Patillas nº 4	01/10/2008	16,2	1426	7,60	9,20	13,2	451,40	0,00	0,046

ID PUNTO	DQO mg/l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ²⁻ mg/l	HCO ₃ ⁻ mg/l	CO ₃ ²⁻ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	Na mg/l	Mg mg/l	Ca mg/l	K mg/l	pH	Cond.	Error
1	1,2	42	224	254	0	23	32	24	142	9	6,7	888	3,04
1	0,7	34	194	110	0	8	30	18	85	9	7	860	4,79
1	1	17	211	254	0	13	25	18	138	9	7,1	823	4,82
2	1,3	62	376	328	0	90	45	44	224	5	6,2	1215	3,07
3	0,7	7	77	292	0	45	9	29	97	2	6,8	642	5,00
4	1,1	42	240	302	0	66	40	27	162	10	6,7	970	1,04
4	0,8	42	209	112	0	43	38	25	90	10	7,3	994	4,92
4	1,4	30	244	214	0	32	46	29	116	9	7,5	1041	4,65
5	0,7	9	21	116	0	9	9	3	43	3	7,2	262	4,57
5	1,2	79	123	133	0	37	40	13	99	7	7,1	770	4,87
5	1,2	54	80	241	0	43	27	10	120	9	7,5	772	4,96
6	0,6	24	74	242	0	82	9	23	111	0	6,8	661	4,36
6	0,7	24	66	96	0	80	10	19	63	0	7,4	585	4,76
6	0,7	26	71	220	0	80	12	16	112	1	7,6	722	4,96
7	0,5	34	226	200	0	18	20	19	140	9	6,9	729	4,60
7	0,8	11	65	96	0	8	10	2	56	5	7,3	328	4,67
7	0,8	24	223	177	0	13	18	12	136	8	7,5	778	4,02
8	0,7	32	228	200	0	18	20	20	140	9	6,9	745	5,61
9	0,9	14	258	306	0	92	9	48	160	20	7,0	980	4,77
9	1	13	215	114	0	190	10	42	96	25	7,4	884	-4,53
9	1,4	18	144	292	0	140	10	37	140	24	7,7	1011	5,12
10	0,6	14	85	291	0	46	10	33	97	2	6,9	686	4,90
10	0,7	17	86	160	0	54	10	33	57	2	7,4	652	5,05
10	0,8	20	82	284	0	58	10	30	106	2	7,6	745	4,99
11	0,6	5	15	211	0	46	3	12	75	0	7,1	462	4,57
11	0,7	10	31	115	0	48	3	12	53	0	7,5	412	5,03
11	0,6	10	30	192	0	52	4	11	81	0	7,6	481	4,79
12	0,7	98	69	232	0	96	41	11	140	8	6,7	859	3,56
13	0,7	42	98	194	0	41	24	16	98	5	7,1	568	4,53

ID PUNTO	DQO mg/l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ²⁻ mg/l	HCO ₃ ⁻ mg/l	CO ₃ ²⁻ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	Na mg/l	Mg mg/l	Ca mg/l	K mg/l	pH	Cond.	Error
14	0,6	48	59	190	0	74	16	12	110	0	7,0	635	4,23
15	0,8	152	89	189	0	72	46	15	152	0	7,1	947	4,18
15	0,6	145	104	61	0	70	46	10	113	0	6,9	934	1,14
15	1,4	122	99	171	0	70	44	12	140	0	7,5	939	4,90
16	0,6	30	300	282	0	66	18	31	194	1	6,9	964	2,23
16	0,5	27	436	106	0	66	13	37	192	1	7,5	1155	4,65
16	0,5	19	550	228	0	60	11	46	264	3	7,1	1445	5,01
17	0,6	1	31	348	0	4	7	26	85	2	6,8	532	4,71
18	0,9	45	126	244	0	37	28	12	116	7	7,4	736	-3,61
18	1,6	90	174	65	0	27	38	25	83	7	7,6	671	4,92
18	1	46	127	188	0	42	19	11	124	6	7,5	772	4,91
19	1,0	165	228	404	0	11	44	54	212	1	7,1	1270	4,84
19	0,9	234	268	92	0	14	70	51	146	2	6,8	1425	4,91
19	1,1	227	244	187	0	18	75	54	152	1	7,4	1560	3,42
20	1,0	43	360	384	0	30	30	37	222	9	7,1	1125	1,30
20	1,4	38	306	114	0	38	29	33	124	9	7,4	924	4,83
20	0,7	44	300	320	0	37	27	31	200	10	7,4	1096	4,83
21	1,5	22	30	88	0	42	16	3	48	6	6,8	366	3,86
21	1	40	77	137	0	25	19	12	73	7	7,7	551	4,84
21	1	35	69	152	0	26	19	10	76	6	7,4	532	4,96
22	5,4	49	57	68	0	109	70	3	35	12	6,6	542	-1,71
22	4,3	31	33	52	0	60	42	1	28	9	6,3	406	4,57
22	3,1	42	56	84	0	60	52	4	40	13	6,7	510	4,77
23	0,7	50	352	215	0	60	15	30	194	3	7	977	-2,49
23	0,6	73	312	62	0	41	21	25	150	2	7,2	944	2,85
23	0,6	60	310	188	0	41	27	24	184	3	7,3	995	4,46
24	0,7	28	55	138	0	13	18	8	62	3	7	411	4,74
24	0,8	20	47	90	0	7	13	2	50	2	7,3	309	4,70
24	0,6	17	38	110	0	7	13	4	48	2	7,1	314	4,90

ID PUNTO	DQO mg/l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ²⁻ mg/l	HCO ₃ ⁻ mg/l	CO ₃ ²⁻ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	Na mg/l	Mg mg/l	Ca mg/l	K mg/l	pH	Cond.	Error
25	1,9	32	412	213	0	90	29	44	172	63	7,8	1193	4,61
25	0,9	40	464	186	0	86	36	44	186	59	8,1	1331	5,00
25	0,9	37	466	190	0	92	32	37	204	58	7,5	1304	4,98
26	4,7	22	73	26	0	400	13	19	142	8	6,6	974	4,57
26	1,9	22	51	3	0	330	16	13	98	8	4,1	781	-2,58
26	4,7	35	29	220	0	260	27	15	134	9	6,6	957	-0,50
27	0,5	1	122	167	0	0	5	26	60	1	7,7	645	1,57
27	0,5	4	153	152	0	0	5	30	67	2	7,5	647	5,15
27	0,7	5	133	325	0	0	5	28	106	2	7,5	675	-4,43
28	1,4	61	150	98	0	46	27	14	102	5	7,3	687	4,98
29	0,5	15	580	101	0	25	11	70	180	2	7,7	1323	5,02
29	0,7	15	980	115	0	19	9	94	292	2	7,4	2284	-0,96
29	0,6	31	360	219	0	45	10	44	176	1	7,5	1012	1,62
30	0,9	23	75	203	0	8	15	9	90	3	7,5	508	5,25
31	1,8	16	314	248	0	42	17	34	170	11	7,4	973	4,94
32	0,8	26	106	132	0	21	16	10	79	0	7,8	530	0,53
32	0,5	26	74	116	0	17	17	6	65	7	7,7	441	4,70
32	0,5	77	199	240	0	49	40	16	164	13	7,5	988	4,90
33	0,8	11	14	85	0	10	7	3	34	0	7,7	221	4,36
33	0,6	11	26	93	0	9	7	4	40	0	7,4	318	4,41
33	0,6	11	23	182	0	9	7	3	71	0	7,7	400	4,60
34	0,6	6	16	118	0	18	4	4	47	0	7,6	260	4,56
34	0,6	8	28	147	0	19	5	4	62	2	7,6	440	4,82
34	0,5	9	29	236	0	19	5	3	96	1	7,5	470	5,00
35	0,5	6	15	116	0	21	4	7	42	0	7,8	260	4,68
36	2,5	101	280	372	0	4	96	28	170	20	7,1	1247	4,34
36	1	95	266	96	0	23	39	26	124	24	7,5	1051	4,76
36	1,5	140	240	302	0	20	95	24	164	24	7,3	1263	4,88
37	3,9	17	92	204	0	62	11	11	99	30	7,5	611	5,27

ID PUNTO	DQO mg/l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ²⁻ mg/l	HCO ₃ ⁻ mg/l	CO ₃ ²⁻ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	Na mg/l	Mg mg/l	Ca mg/l	K mg/l	pH	Cond.	Error
38	1	9	38	123	0	8	6	4	55	0	7,1	299	4,62
38	0,7	11	53	103	0	7	7	7	50	0	7,8	298	5,07
38	0,7	9	29	99	0	8	6	4	43	0	7,5	269	4,93
39	0,9	16	1060	216	0	88	9	43	496	3	7,3	1793	4,71
39	0,8	19	920	86	0	100	9	43	396	3	7,3	2244	4,71
39	0,7	17	900	174	0	96	11	41	416	3	7,3	1838	4,60
40	0,9	185	332	157	0	27	95	24	194	3	6,7	1289	4,86
41	0,7	14	1690	123	0	0	9	176	490	5	6,9	3464	5,04
41	0,6	2	1760	114	0	2	9	200	410	5	7,5	3744	-2,83
41	1	58	205	292	0	96	31	20	170	53	7,4	1110	4,91
42	0,7	38	174	113	0	24	30	13	96	4	6,8	672	4,87
42	0,5	36	172	108	0	26	29	13	94	4	7,2	671	5,03
42	0,7	28	144	140	0	21	19	10	100	4	7,6	603	5,04
43	1,9	12	380	99	0	54	18	16	174	19	7,6	955	4,92
43	1	7	226	81	0	25	15	11	99	16	7,9	733	4,19
43	1,4	8	310	101	0	31	16	11	146	14	7,6	766	4,68
44	0,8	61	512	86	0	29	20	34	224	4	7,4	1433	4,92
45	1,2	50	998	70	0	7	18	39	410	4	7,3	2764	4,77
46	0,8	14	656	57	0	34	12	40	220	7	7,5	1338	-3,52
47	0,7	33	452	72	0	24	18	32	180	3	7,5	1169	4,83
48	0,5	27	139	80	0	12	18	9	76	4	7,9	578	5,05
49	0,5	26	682	75	0	18	17	31	278	4	7	1570	4,99
50	0,9	50	310	73	0	26	32	21	128	16	7,8	955	4,67
51	0,7	50	266	102	0	18	39	27	105	6	7,6	1006	4,58
52	1,0	25	292	130	0	21	16	21	144	3	7,5	819	4,75
53	0,7	21	352	69	0	26	16	19	150	6	7,7	947	4,58
54	0,5	18	65	62	0	10	17	5	39	3	7,2	376	4,51
55	0,5	33	296	65	0	50	17	28	112	2	6,9	936	-2,99
56	0,5	31	76	96	0	32	26	5	62	5	7,1	450	4,83

ID PUNTO	DQO mg/l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ²⁻ mg/l	HCO ₃ ⁻ mg/l	CO ₃ ²⁻ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	Na mg/l	Mg mg/l	Ca mg/l	K mg/l	pH	Cond.	Error
57	1	27	247	69	0	16	39	16	71	43	7,5	784	4,97
58	0,6	205	49	49	0	90	104	6	89	0	7,1	1044	4,51
59	0,6	26	880	72	0	6	17	83	268	9	7,2	1990	4,26
60	2,1	31	572	114	0	33	27	30	242	7	6,9	1560	4,76
61	1,2	30	169	122	0	29	28	11	96	10	7,1	640	4,97
62	1,2	20	656	86	0	62	16	44	252	4	6,8	1466	2,34
63	0,7	35	126	92	0	21	17	16	70	7	7,4	620	5,05
64	1	64	888	93	0	36	46	39	340	34	7,4	2163	3,01
65	0,9	5	36	171	0	3	7	22	35	2	7,3	360	4,73
66	1,1	42	144	235	0	80	48	13	122	20	7,6	845	4,68
67	5,9	35	29	100	0	4	31	1	34	13	7,3	325	5,00
68	0,8	12	55	97	0	90	3	19	61	0	7	558	4,85
69	0,6	3	7	35	0	1	3	1	13	0	7	104	5,09
70	0,7	18	26	68	0	110	7	1	75	0	7,1	496	4,94
71	0,5	19	140	130	0	90	5	39	79	0	7	805	4,93
72	1,2	22	624	93	0	42	10	50	240	3	7,1	1630	5,06
73	0,7	69	158	172	0	42	44	11	121	12	7,2	809	4,99
74	0,6	26	50	97	0	12	17	1	54	8	7,2	352	4,63
75	1,4	79	764	310	0	38	42	45	340	10	7,1	2393	-4,44
76	1	13	476	108	0	3	15	36	176	11	6,9	1165	4,89
77	0,7	16	32	75	0	2	38	1	8	14	7,4	223	4,67
78	0,7	33	194	55	0	60	11	19	103	0	7,1	715	5,10
79	0,9	25	76	112	0	70	8	26	60	1	7,2	490	5,00
80	0,7	58	209	77	0	1	26	40	62	4	7,4	634	4,99
81	0,8	38	92	89	0	90	15	25	67	5	6,9	727	4,94
82	0,7	22	99	97	0	120	9	28	75	3	7	687	5,09
83	1,6	32	126	172	0	11	33	6	66	59	7,1	657	3,26
84	13,7	57	52	380	320	5	268	1	1	340	10,9	1805	4,06
85	1,7	64	510	104	0	2	114	37	128	16	6,8	1352	4,54

ID PUNTO	DQO mg/l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ²⁻ mg/l	HCO ₃ ⁻ mg/l	CO ₃ ²⁻ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	Na mg/l	Mg mg/l	Ca mg/l	K mg/l	pH	Cond.	Error
86	0,7	151	272	122	0	42	113	24	125	4	7,1	1214	5,04
87	1,6	29	494	62	0	18	17	34	188	3	7,1	1051	4,80
88	1,3	80	76	82	0	37	37	13	66	3	7,1	532	4,76
89	1	22	137	91	0	13	12	9	82	2	7,3	479	4,56
89	1,8	8	36	99	0	7	6	4	45	0	7,8	267	4,69
89	0,8	7	29	66	0	5	5	3	32	0	7,9	215	5,03
90	1	59	522	76	0	29	30	40	206	3	7,2	1323	5,04
90	1,4	51	590	207	0	29	30	45	264	5	7,7	1507	4,24
91	1,1	28	274	60	0	30	14	20	120	2	7,3	852	4,28
91	1,2	19	162	120	0	38	12	16	99	1	7,5	714	4,95
91	2,1	16	180	141	0	32	10	16	112	1	7,3	609	4,92
91	1,3	24	550	214	0	30	15	27	280	3	7,6	1263	5,04
92	1,2	35	195	117	0	5	25	13	100	9	7,8	639	4,77
93	0,6	16	79	103	0	20	14	8	59	3	7,9	383	4,50
94	1,1	21	121	107	0	18	12	13	76	1	7,8	558	5,01
94	2,1	14	98	133	0	11	9	8	79	1	8,1	446	4,77
94	1	10	71	88	0	7	7	6	53	0	7,9	336	3,96
95	n.d	14100	6600	360	0	0	12002	320	280	189	7,9	52215	4,79
96	3,9	153	186	143	0	90	122	15	105	29	6,9	1130	4,53
97	1,6	30	130	170	0	27	19	13	102	4	8,1	620	4,71
97	2,4	22	135	167	0	25	16	11	104	3	8	595	4,58
97	2,8	73	133	106	0	39	51	10	85	9	7,2	710	4,49
98	1,2	5	28	130	0	9	3	8	47	0	7,9	284	4,59
99	0,9	3	23	123	0	5	2	8	41	0	7,9	245	5,03
100	1,8	6	28	92	0	6	5	3	40	0	8,1	230	4,48
100	1	7	29	66	0	5	5	3	32	0	7,9	197	5,03
101	0,9	5	1510	127	0	0	14	104	520	3	7,3	3335	4,64
102	0,9	28	45	341	0	120	7	33	134	0	7,5	817	5,05
103	2,1	23	1140	164	0	14	32	56	440	23	7,6	2745	4,63

ID PUNTO	DQO mg/l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ²⁻ mg/l	HCO ₃ ⁻ mg/l	CO ₃ ²⁻ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	Na mg/l	Mg mg/l	Ca mg/l	K mg/l	pH	Cond.	Error
104	0,7	151	272	122	0	42	113	24	125	4	7,1	1214	5,04
105	0,5	3	7	37	0	0	3	1	13	0	8,0	95	3,08
106	4,9	51	1250	24	0	120	72	14	460	114	5,5	3035	1,32
107	1,9	22	97	199	0	23	33	10	67	38	7,2	611	4,81
108	4	1190	20	92	0	9	785	1	19	39	7	3385	1,59
109	1,3	185	225	225	0	40	48	55	156	8	7,4	1417	2,80
110	1,9	87	250	173	0	150	50	39	140	33	7,5	1637	2,50

ID PUNTO	NH ₄ ⁺ mg/l	PO ₄ ³⁻ mg/l	SiO ₂ mg/l	B mg/l	F mg/l	Li mg/l	Br mg/l	Fe µg/l	Mn µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Pb µg/l	Cr µg/l
1	0,00	0,00	12,2	0,068	0,00	0,00	0,046	35,00	0,00	0,00	50,00	10,00	0,00
1	0,000	0,000	15,20	0,000	0,000	0,000	0,115	< 10	< 1	< 1	6,28	< 1	< 4
1	0,000	0,710	15,60	66,000	n.a	0,000	0,047	33,30	20,50	1,45	5,65	< 0,5	< 2
2	0,00	0,05	14,9	0,054	0,00	0,00	0,143	0,00	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00
3	0,00	0,00	15,2	0,000	0,00	0,00	0,031	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
4	0,00	0,05	12,7	0,114	0,00	0,00	0,105	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
4	0,000	0,000	15,30	0,093	0,000	0,000	0,088	< 10	< 1	1,33	15,80	< 1	< 4
4	0,000	0,000	16,80	0,066	0,000	0,000	0,100	< 30	1,44	1,45	9,29	< 1	< 4
5	0,00	0,04	6,1	0,000	0,00	0,00	0,016	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
5	0,000	0,000	12,10	0,000	0,000	0,000	0,044	< 10	2,58	3,09	16,50	< 1	< 4
5	0,000	0,000	14,30	51,000	n.a	0,000	0,057	23,90	< 0,5	1,64	3,27	< 0,5	< 2
6	0,00	0,00	9,7	0,000	0,00	0,00	0,043	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
6	0,000	0,000	12,60	0,000	0,000	0,000	0,044	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
6	0,000	0,000	12,30	0,000	n.a	0,000	0,056	21,30	<1	1,35	6,67	< 1	< 4
7	0,00	0,74	10,7	0,000	0,00	0,00	0,042	53,00	0,00	0,00	120,00	20,00	0,00
7	0,000	0,000	10,00	0,000	0,000	0,000	0,012	< 10	2,19	10,10	122,00	< 1	< 4
7	1,400	0,000	14,60	0,000	n.a	0,000	0,032	23,70	< 0,5	2,93	12,10	< 0,5	< 2
8	0,00	0,67	10,9	0,050	0,00	0,00	0,032	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
9	0,00	0,09	12,9	0,063	0,00	0,00	0,067	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
9	0,000	0,000	16,90	0,000	0,000	0,000	0,069	0,00	36,000	0,000	0,000	0,000	0,000
9	0,000	0,000	15,50	54,000	n.a	0,000	0,062	25,70	< 0,5	1,86	7,88	1,14	< 2
10	0,00	0,00	13,2	0,000	0,00	0,00	0,049	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
10	0,000	0,000	17,10	0,000	0,000	0,000	0,040	21,00	16,000	0,000	0,000	0,000	0,000
10	0,000	0,000	16,80	0,000	n.a	0,000	0,050	17,20	< 0,5	0,81	7,91	< 0,5	< 2
11	0,00	0,05	6,3	0,000	0,00	0,00	0,028	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
11	0,000	0,000	8,10	0,000	0,000	0,000	0,031	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
11	0,000	0,000	7,30	0,000	n.a	0,000	0,030	<15	< 0,5	0,69	2,66	< 0,5	< 2
12	0,00	0,00	8,9	0,000	0,00	0,00	0,064	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
13	0,00	0,34	10,4	0,065	0,00	0,00	0,051	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

ID PUNTO	NH ₄ ⁺ mg/l	PO ₄ ³⁻ mg/l	SiO ₂ mg/l	B mg/l	F mg/l	Li mg/l	Br mg/l	Fe μg/l	Mn μg/l	Cu μg/l	Zn μg/l	Pb μg/l	Cr μg/l
14	0,00	0,00	7,6	0,000	0,00	0,00	0,037	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
15	0,00	0,00	7,2	0,000	0,00	0,00	0,090	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
15	0,000	0,000	8,100	0,000	0,000	0,000	0,063	< 10	1,09	2,11	6,66	< 1	< 4
15	0,000	0,000	10,30	0,000	0,000	0,000	0,074	< 30	3,03	2,35	8,31	1,92	< 4
16	0,00	0,00	13,6	0,000	0,00	0,00	0,113	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
16	0,000	0,000	16,90	0,000	0,000	0,000	n.a	0,00	31,000	0,000	0,000	0,000	2,000
16	0,000	0,000	20,70	0,000	n.a	0,000	0,062	46,50	10,10	0,81	9,04	< 0,5	< 2
17	0,00	0,00	14,3	0,000	0,00	0,00	0,024	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
18	0,25	0,05	10,4	0,070	0,00	0,00	0,061	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00
18	0,000	0,000	12,40	0,000	0,000	0,000	0,059	0,00	0,000	0,000	70,000	0,000	0,000
18	0,000	0,000	13,40	0,000	n.a	0,000	0,058	104,00	20,90	1,91	82,70	1,70	< 2
19	0,00	0,00	10,9	0,000	0,00	0,00	0,172	0,00	0,00	0,00	90,00	0,00	0,00
19	0,000	0,000	13,700	0,000	0,000	0,000	0,013	< 10	16,60	14,50	104,00	< 1	< 4
19	0,000	0,000	14,10	0,000	0,000	0,000	0,200	55,10	2,49	3,00	29,50	< 1	< 4
20	0,00	0,31	17,4	0,098	0,00	0,00	0,088	0,00	0,00	0,00	60,00	0,00	0,00
20	0,000	0,000	17,90	0,058	0,000	0,000	0,065	33,00	31,000	0,000	60,000	0,000	0,000
20	0,000	0,000	22,50	69,000	n.a	0,000	0,075	31,30	7,79	13,80	42,30	< 1	< 4
21	0,00	0,45	10,2	0,000	0,00	0,00	0,020	0,00	39,00	0,00	0,00	0,00	0,00
21	0,000	0,000	13,30	0,000	0,000	0,000	0,181	58,00	0,000	0,000	90,000	0,000	0,000
21	0,000	0,000	14,60	67,000	n.a	0,000	0,044	15,50	10,90	3,06	8,63	< 0,5	< 2
22	1,80	4,62	13,4	0,064	0,00	0,00	0,036	42,00	154,00	0,00	0,00	0,00	0,00
22	0,000	6,030	7,80	0,000	0,000	0,000	0,025	43,00	166,00	4,31	16,10	1,58	< 4
22	0,000	4,500	16,80	0,000	n.a	0,000	0,039	84,20	364,00	5,77	26,60	0,73	< 2
23	0,00	0,04	11,10	0,00	0,00	0,00	0,10	60,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
23	0,000	0,000	12,50	0,000	0,000	0,000	0,053	< 10	2,70	7,82	27,20	18,40	14,80
23	0,000	0,000	14,50	0,000	n.a	0,000	0,062	41,20	2,05	1,47	3,62	< 0,5	< 2
24	0,00	0,07	8,10	0,00	0,00	0,00	0,02	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
24	0,000	0,000	0,20	0,000	0,000	0,000	0,026	< 10	1,01	1,06	14,60	< 1	< 4
24	0,000	0,000	9,30	0,000	n.a	0,000	0,018	16,40	3,73	1,17	12,30	< 0,5	< 2

ID PUNTO	NH ₄ ⁺ mg/l	PO ₄ ³⁻ mg/l	SiO ₂ mg/l	B mg/l	F mg/l	Li mg/l	Br mg/l	Fe µg/l	Mn µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Pb µg/l	Cr µg/l
25	0,00	0,80	20,10	0,10	0,00	0,00	0,02	0,00	10,00	0,00	0,00	0,00	0,00
25	0,000	0,000	18,90	0,058	0,000	0,000	n.a	26,00	21,000	0,000	70,000	0,000	0,000
25	0,000	0,000	20,20	0,000	n.a	0,000	0,070	34,50	1,46	1,25	6,42	< 0,5	< 2
26	0,00	0,00	15,20	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	4500,00	0,00	0,00	0,00	10,00
26	7,600	0,000	18,60	0,000	0,000	0,000	0,416	52,00	2649,000	0,000	0,000	0,000	0,000
26	0,000	0,000	14,60	0,000	n.a	0,000	1,221	24,10	2230,00	4,06	5,72	< 0,5	< 2
27	0,00	0,00	12,30	0,00	0,00	0,05	0,33	240,00	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00
27	0,000	0,000	17,00	0,000	0,000	0,000	0,034	1874,00	19,000	90,000	240,000	0,000	0,000
27	0,000	0,000	16,70	0,000	n.a	0,000	0,033	29,90	< 2	7,92	76,20	< 2	< 8
28	0,00	0,00	10,20	0,00	0,00	0,00	0,05	0,03	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00
29	0,000	0,000	17,30	0,000	0,000	0,000	0,047	20,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
29	0,000	0,000	23,40	0,000	0,000	0,000	0,083	27,00	31,000	0,000	0,000	0,000	0,000
29	0,000	0,000	20,20	0,000	n.a	0,000	0,070	34,50	1,46	1,25	6,42	< 0,5	< 2
30	0,000	0,390	7,30	0,000	0,000	0,000	0,035	20,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
31	0,000	0,540	13,10	0,068	0,694	0,000	0,025	295,00	15,000	0,000	60,000	0,000	9,000
32	0,000	0,270	9,40	0,077	0,000	0,000	0,043	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
32	0,000	0,201	10,00	0,000	0,000	0,000	0,029	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
32	0,560	0,000	18,50	88,000	n.a	0,000	0,065	27,00	0,60	6,68	15,40	< 0,5	< 2
33	0,000	0,000	4,80	0,000	0,000	0,000	0,009	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
33	0,000	0,000	6,60	0,000	0,000	0,000	0,017	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
33	0,000	0,000	6,50	0,000	n.a	0,000	0,022	23,50	0,50	1,85	13,30	< 0,5	< 2
34	0,000	0,000	7,00	0,000	0,000	0,000	0,024	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
34	0,000	0,000	9,60	0,000	0,000	0,000	0,022	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
34	0,000	0,000	9,00	0,000	n.a	0,000	0,027	28,50	< 0,5	0,73	7,13	< 0,5	< 2
35	0,000	0,000	7,70	0,000	0,000	0,000	0,024	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
36	0,000	0,000	12,60	0,296	0,000	0,000	0,883	149,00	308,000	0,000	0,000	0,000	51,000
36	0,000	0,000	15,50	0,152	0,000	0,000	0,381	0,00	645,000	0,000	0,000	0,000	0,000
36	0,000	0,000	17,50	225,000	n.a	0,000	0,764	34,80	657,00	2,76	4,68	< 0,5	< 2
37	0,000	0,740	13,30	0,088	0,000	0,000	0,049	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

ID PUNTO	NH ₄ ⁺ mg/l	PO ₄ ³⁻ mg/l	SiO ₂ mg/l	B mg/l	F mg/l	Li mg/l	Br mg/l	Fe µg/l	Mn µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Pb µg/l	Cr µg/l
38	0,000	0,000	5,90	0,000	0,000	0,000	0,016	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
38	0,000	0,000	5,40	0,000	0,000	0,000	0,018	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
38	0,000	0,000	8,00	0,000	n.a	0,000	0,021	<15	1,77	2,93	17,40	< 0,5	< 0,5
39	0,000	0,000	15,40	0,000	0,000	0,000	0,054	0,00	52,000	0,000	0,000	0,000	0,000
39	0,000	0,000	19,40	0,000	0,000	0,000	n.a	0,00	46,000	0,000	0,000	0,000	0,000
39	0,000	0,000	19,10	0,000	n.a	0,000	0,062	56,10	25,30	0,95	4,56	< 0,5	< 2
40	0,000	0,000	8,60	0,000	0,000	0,000	0,206	59,00	21,000	0,000	0,000	0,000	0,000
41	0,000	0,047	86,80	0,000	0,000	0,140	0,000	259,00	441,000	0,000	220,000	0,000	6,000
41	0,000	0,000	117,60	0,000	2,860	0,150	n.a	308,00	432,000	0,000	290,000	0,000	0,000
41	0,000	0,710	23,50	0,000	n.a	0,000	0,090	32,00	< 0,5	1,18	6,41	< 0,5	< 2
42	0,000	0,100	9,10	0,058	0,000	0,000	0,029	54,00	0,000	0,000	0,000	0,000	5,000
42	0,000	0,000	12,50	0,077	0,000	0,000	0,031	< 10	< 1	1,760	18,900	< 1	< 4
42	0,000	0,230	13,10	0,053	0,000	0,000	0,035	< 30	3,32	1,70	6,19	< 1	< 4
43	0,000	0,000	14,20	0,000	0,000	0,100	0,049	45,00	0,000	0,000	0,000	0,000	4,000
43	0,000	0,000	15,00	0,000	0,000	0,080	n.a	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
43	0,000	0,000	17,90	0,000	n.a	0,090	0,030	129,00	5,93	2,70	8,22	< 0,5	< 2
44	0,000	0,000	11,20	0,000	0,000	0,000	0,11*	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
45	0,000	0,000	9,90	0,000	0,000	0,000	N.D	0,00	24,000	0,000	0,090	0,000	0,000
46	0,000	0,000	10,60	0,000	0,000	0,000	N.D	0,00	0,000	0,000	0,050	0,000	0,000
47	0,000	0,000	9,60	0,000	0,000	0,000	N.D	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
48	0,000	0,000	7,80	0,000	0,000	0,000	0,026	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
49	0,000	0,000	15,80	0,000	0,000	0,000	0,071	< 10	1,390	< 1	7,060	< 1	< 4
50	0,000	0,000	11,70	0,000	0,000	0,000	0,162	0,00	93,000	0,000	0,000	0,000	0,000
51	0,000	0,000	12,90	0,000	0,000	0,000	0,09*	0,00	0,000	0,000	0,100	0,000	0,000
52	0,000	0,210	7,40	0,000	0,000	0,000	N.D	67,00	26,000	0,000	60,000	0,000	0,000
53	0,000	0,000	10,40	0,000	0,000	0,000	N.D	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
54	0,000	0,000	9,50	0,000	0,000	0,000	0,028	< 10	< 1	1,320	7,710	< 1	< 4
55	0,000	0,000	19,600	0,000	0,000	0,000	0,109	< 10	1,42	20,10	78,30	6,28	< 4
56	0,000	0,110	12,900	0,053	0,000	0,000	0,039	< 10	< 1	1,98	11,00	< 1	< 4

ID PUNTO	NH ₄ ⁺ mg/l	PO ₄ ³⁻ mg/l	SiO ₂ mg/l	B mg/l	F mg/l	Li mg/l	Br mg/l	Fe µg/l	Mn µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Pb µg/l	Cr µg/l
57	0,000	0,000	14,700	0,084	0,000	0,130	0,114	< 10	< 1	1,64	5,65	< 1	< 4
58	0,000	0,000	7,500	0,000	0,000	0,000	0,184	24,9	< 1	< 1	5,99	< 1	< 4
59	0,000	0,000	24,200	0,000	0,000	0,060	0,051	14,6	1,99	1,58	5,33	< 1	5,08
60	0,000	0,000	15,700	0,066	0,000	0,000	n.a	< 10	430,00	2,30	18,10	< 1	< 4
61	0,000	0,000	7,500	0,000	0,000	0,000	0,026	< 10	25,80	21,10	54,60	20,90	109,00
62	0,000	0,000	17,000	0,063	0,000	0,000	0,165	< 10	1,08	2,00	7,19	< 1	5,21
63	0,000	0,000	14,300	0,000	0,000	0,000	n.a	< 10	< 1	1,69	11,30	< 1	< 4
64	0,000	0,150	22,300	0,087	0,000	0,110	n.a	13,4	< 1	1,29	12,70	< 1	7,95
65	0,000	0,000	16,000	0,000	0,000	0,000	0,024	< 10	10,90	2,85	15,60	< 1	153,00
66	0,000	0,940	20,900	0,178	0,000	0,000	0,027	< 10	< 1	2,99	5,43	< 1	< 4
67	0,000	0,000	9,100	0,000	0,000	0,000	0,004	< 10	13,10	5,07	30,90	2,35	10,90
68	0,000	0,000	10,900	0,000	0,000	0,000	0,018	< 10	2,61	1,51	10,70	1,10	22,40
69	0,000	0,000	3,200	0,000	0,000	0,000	n.a	< 10	< 1	< 1	4,19	< 1	< 4
70	0,000	0,000	5,300	0,000	0,000	0,000	0,030	< 10	< 1	3,28	6,87	< 1	< 4
71	0,000	0,000	13,400	0,000	0,000	0,000	0,032	< 10	< 1	1,07	3,98	< 1	5,44
72	0,000	0,000	12,500	0,000	0,000	0,000	0,057	< 10	22,20	2,33	7,24	< 1	45,70
73	0,000	0,520	15,900	0,085	0,000	0,000	0,374	< 10	< 1	3,13	8,63	< 1	< 4
74	0,000	0,600	11,100	0,000	0,000	0,000	0,027	< 10	13,60	1,93	6,64	< 1	74,60
75	0,000	1,540	23,000	0,068	0,577	0,000	1,258	19,5	33,40	3,00	7,96	1,23	41,50
76	0,000	0,000	26,200	0,115	0,000	0,000	n.a	< 10	23,30	4,95	12,90	1,43	21,40
77	0,000	0,260	7,600	0,000	0,000	0,000	0,011	< 10	7,76	7,37	13,60	1,77	22,50
78	0,000	0,000	15,100	0,000	0,519	0,000	0,044	11,5	2,60	1,77	5,15	< 1	12,70
79	0,000	0,000	14,000	0,000	0,000	0,000	0,073	< 10	2,31	1,92	9,31	< 1	< 4
80	0,000	0,000	18,400	0,051	0,000	0,000	0,073	< 10	5,14	< 1	9,59	< 1	< 4
81	0,000	0,000	12,50	0,000	0,000	0,000	0,063	< 10	2,89	< 1	4,05	< 1	< 4
82	0,000	0,000	19,10	0,000	0,000	0,000	0,060	< 10	< 1	< 1	4,23	< 1	< 4
83	0,000	0,000	26,20	0,057	0,000	0,090	0,046	< 10	1,13	5,09	9,65	< 1	16,80
84	0,000	0,220	20,90	0,256	0,000	0,640	0,104	644,0	6,34	35,60	35,30	2,48	6,19
85	0,000	0,000	22,10	0,071	0,000	0,060	0,200	< 10	7,86	4,73	19,70	< 1	< 4

ID PUNTO	NH ₄ ⁺ mg/l	PO ₄ ³⁻ mg/l	SiO ₂ mg/l	B mg/l	F mg/l	Li mg/l	Br mg/l	Fe μg/l	Mn μg/l	Cu μg/l	Zn μg/l	Pb μg/l	Cr μg/l
86	0,000	0,000	13,50	0,586	0,000	0,000	0,155	< 10	3,84	3,98	30,00	< 1	< 4
87	0,000	0,000	14,10	0,108	0,000	0,000	0,230	15,6	< 1	< 1	143,00	< 1	< 4
88	0,000	0,000	10,00	0,000	0,000	0,000	n.a	< 10	18,00	1,70	14,20	< 1	< 4
89	0,000	0,000	8,20	0,000	0,000	0,000	0,009	< 10	5,04	1,06	9,50	< 1	< 4
89	0,000	0,000	7,30	0,000	0,000	0,000	0,014		< 1	< 1	6,95	< 1	< 4
89	0,000	0,000	6,10	0,000	n.a	0,000	0,009	36,30	2,85	0,79	2,52	< 0,5	< 2
90	0,000	0,000	5,90	0,000	0,000	0,000	n.a	13,6	< 1	< 1	< 4	< 1	< 4
90	0,000	0,000	14,90	0,000	n.a	0,000	0,053	64,70	23,00	1,24	3,78	< 0,5	< 2
91	0,000	0,000	12,10	0,000	0,000	0,000	0,064	< 10	5,80	3,58	15,90	4,45	4,62
91	0,000	0,000	9,70	0,000	0,000	0,000	0,099	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
91	0,000	0,000	11,10	0,000	0,000	0,000	0,032		< 1	< 1	7,47	< 1	< 4
91	0,000	0,160	12,30	53,000	n.a	0,000	0,070	48,70	9,07	0,82	4,41	< 0,5	< 2
92	0,000	0,200	14,90	0,000	0,540	0,000	0,063	50,00	11,000	0,000	0,000	0,000	3,000
93	0,000	0,000	12,40	0,000	0,000	0,000	0,015	50,00	0,000	0,000	0,000	0,000	3,000
94	0,000	0,000	7,40	0,000	0,000	0,000	0,020	23,00	12,000	0,000	0,000	0,000	0,000
94	0,000	0,000	8,20	0,000	0,000	0,000	0,019		< 1	6,63	7,49	< 1	< 4
94	0,000	0,000	6,90	0,000	n.a	0,000	0,013	95,90	6,31	0,93	2,67	< 0,5	< 2
95	0,000	0,000	9,50	4,120	1,170	0,000	10,170	1432,00	1586,000	0,000	0,000	0,000	131,000
96	0,000	8,710	10,30	0,244	0,000	0,000	0,213	96,00	70,000	0,000	0,000	0,000	8,000
97	0,000	0,570	8,60	0,000	0,000	0,000	0,044	52,00	18,000	0,000	0,000	0,000	0,000
97	0,000	0,000	9,30	0,00	0,000	0,000	0,036		< 1	< 1	10,50	< 1	< 4
97	0,000	0,350	7,70	105,000	n.a	0,000	0,076	63,50	28,00	1,60	15,50	0,50	2,12
98	0,000	0,000	8,80	0,000	0,000	0,000	0,009	21,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
99	0,000	0,000	6,70	0,000	0,000	0,000	0,009	20,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
100	0,000	0,000	7,20	0,000	0,000	0,000	0,012		< 1	1,29	6,78	< 1	< 4
100	0,000	0,000	6,10	0,000	n.a	0,000	0,009	40,50	4,00	0,83	2,55	< 0,5	< 2
101	0,000	0,000	19,70	0,000	n.a	0,050	0,021	106,00	10,50	0,69	165,00	< 0,5	< 2
102	0,000	0,000	16,20	0,000	n.a	0,000	0,074	25,20	0,83	0,81	5,68	< 0,5	< 2
103	0,000	0,000	25,60	0,000	n.a	0,080	0,181	129,00	74,60	1,51	3,60	< 0,5	< 2

ID PUNTO	NH ₄ ⁺ mg/l	PO ₄ ³⁻ mg/l	SiO ₂ mg/l	B mg/l	F mg/l	Li mg/l	Br mg/l	Fe µg/l	Mn µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Pb µg/l	Cr µg/l
104	0,000	0,000	8,80	0,000	n.a	0,000	0,017	60,20	5,92	4,98	8,79	< 0,5	5,97
105	0,000	0,000	4,00	0,000	n.a	0,000	0,005	29,90	4,30	5,56	116,00	< 0,5	< 2
106	14,800	0,320	0,40	0,000	0,000	0,140	0,060	64,30	31,00	2,25	5,33	< 1	< 4
107	0,000	0,300	21,80	0,000	0,000	0,070	0,035	< 30	204,00	3,85	109,00	< 1	< 4
108	0,000	0,330	7,90	0,000	0,000	0,070	0,109	105,00	21,30	4,19	53,00	1,87	< 4
109	0,000	0,000	15,10	0,000	0,000	0,000	0,164	30,70	1,51	1,86	6,66	< 1	< 4
110	0,000	0,000	40,70	0,149	0,000	0,050	0,072	42,40	7,44	4,10	14,10	1,01	< 4

ID PUNTO	Ni µg/l	Cd µg/l	As µg/l	Se µg/l	Al µg/l	Hg µg/l	Sr mg/l	Ba µg/l	Be µg/l	Co µg/l	V µg/l	TC mg/l	TOC mg/l
1	4,00	6,00	0,00	0,00	19,00	0,00	2,70	51,60	<0.005	2,00	1,50	64,00	1,87
1	< 4	< 1	< 1	< 10	< 20	< 2		54,50	< 10	< 1	< 1		
1	< 2	1,27	0,53	< 0,5	< 10	< 1		53,8	< 5	< 0,5	< 0,5	1,81	1,54
2	7,00	6,00	0,00	0,00	23,00	0,00	5,40	39,70	<0.005	2,90	1,70	72,79	2,48
3	7,00	6,00	0,00	0,00	23,00	0,00	5,40	39,70	<0.005	2,90	1,70	72,79	2,48
4	4,00	2,00	0,00	0,00	22,00	0,00	2,30	81,60	<0.005	2,30	3,00	68,61	1,85
4	< 4	1,66	1,23	< 10	< 20	< 2		75,60	< 10	< 1	< 1		
4	< 4	2,33	1,20	< 10	< 20	< 2	2,2	94,0	< 10	< 1	1,2	63,1	1,39
5	0,00	0,00	0,00	0,00	14,00	0,00	<0.5	17,80	<0.005	1,00	1,50	23,21	1,02
5	< 4	2,35	2,23	< 10	43,90	< 2		72,90	< 10	< 1	< 1		
5	< 2	0,54	1,90	< 0,5	< 10	< 1		88,0	< 5	< 5	0,68	0,99	0,80
6	0,00	0,00	0,00	0,00	16,00	0,00	0,80	123,00	<0.005	1,60	1,00	55,92	0,98
6	0,00	5,60	0,00	0,00	0,00	0,00							
6	< 4	< 1	< 1	< 10	< 20	< 2		124,0	< 10	< 1	< 1	0,66	0,54
7	2,00	17,00	0,00	0,00	10,00	0,00	2,40	22,80	<0.005	2,10	1,40	42,66	1,11
7	< 4	1,10	2,05	< 10	29,80	< 2		9,85	< 10	< 1	< 1		
7	< 2	17,10	1,93	< 0,5	< 10	< 1		27,7	< 5	< 5	0,60	0,91	0,56
8	3,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,40	21,10	<0.005	2,10	1,50	44,03	1,08
9	4,00	0,00	0,00	0,00	15,00	0,00	5,70	57,90	<0.005	2,00	1,00	68,44	1,55
9	0,00	1,60	0,00	0,00	0,00	0,00							
9	< 2	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 10	< 1		73,9	< 5	< 5	< 0,5	1,78	1,59
10	2,00	0,00	0,00	0,00	15,00	0,00	4,00	139,00	<0.005	1,30	0,96	65,78	0,95
10	0,00	2,30	0,00	0,00	0,00	0,00							
10	< 2	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 10	< 1		133,0	< 5	< 5	< 0,5	0,57	< 0,5
11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	<0.5	93,70	<0.005	1,10	0,87	47,02	0,85
11	0,00	7,00	0,00	0,00	0,00	0,00							
11	< 2	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 10	< 1		90,0	< 5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
12	3,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	80,40	<0.005	1,90	2,70	51,59	1,22
13	2,00	0,00	0,00	0,00	7,00	0,00	0,90	98,80	<0.005	1,50	1,50	37,71	1,18

ID PUNTO	Ni µg/l	Cd µg/l	As µg/l	Se µg/l	Al µg/l	Hg µg/l	Sr mg/l	Ba µg/l	Be µg/l	Co µg/l	V µg/l	TC mg/l	TOC mg/l
14	2,00	0,00	0,00	0,00	31,00	0,00	0,80	101,00	<0.005	1,70	1,50	41,70	0,73
15	4,00	0,00	0,00	0,00	8,00	0,00	1,10	126,00	<0.005	2,10	3,50	40,78	1,05
15	< 4	< 1	< 1	< 10	< 20	< 2		117,00	< 10	< 1	< 1		
15	< 4	1,39	< 1	< 10	< 20	< 2	1,1	117,0	< 10	< 1	< 1	49,33	0,56
16	3,00	0,00	0,00	0,00	17,00	0,00	4,30	22,10	<0.005	2,50	1,20	61,65	0,82
16	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00							
16	< 2	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 10	< 1		45,7	< 5	< 0,5	< 0,5	1,04	0,61
17	0,00	0,00	0,00	0,00	86,00	0,00	10,40	86,60	<0.005	1,20	0,73	71,47	0,52
18	5,30	5,00	0,00	0,00	17,00	0,00	1,00	120,00	<0.005	4,60	30,90		1,96
18	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00							
18	148,00	1,55	0,69	< 0,5	< 10	< 1		86,8	< 5	< 5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
19	8,70	1,00	0,00	0,00	28,00	0,00	1,00	141,00	<0.005	7,70	8,08		1,98
19	< 4	11,50	< 1	< 10	< 20	< 2		98,40	< 10	1,18	< 1		
19	4,22	< 1	< 1	< 10	< 20	< 2	1,6	107,0	< 10	< 1	< 1	58,72	1,01
20	9,50	1,00	0,00	0,00	27,00	0,00	2,30	90,40	<0.005	8,80	3,87		1,84
20	0,00	6,10	0,00	0,00	0,00	0,00							
20	< 4	< 1	< 1	< 10	< 20	< 2		78,1	< 10	< 1	< 1	1,03	0,85
21	2,50	5,00	0,00	0,00	14,00	0,00	<0.5	83,20	<0.005	2,50	1,82		2,13
21	0,00	0,60	0,00	0,00	0,00	0,00							
21	< 2	< 0,5	0,83	< 0,5	< 10	< 1		90,3	< 5	< 5	< 0,5	0,97	0,80
22	3,80	4,00	0,00	0,00	27,00	0,00	<0.5	32,20	<0.005	2,00	8,04		9,75
22	< 4	< 1	2,61	< 10	47,40	< 2		18,80	< 10	< 1	2,18		
22	2,75	6,98	5,31	< 0,5	14,1	< 1		28,1	< 5	2,28	2,08	8,42	7,72
23	3,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00							
23	< 4	18,20	< 1	< 10	86,10	< 2		46,70	< 10	< 1	< 1		
23	< 2	0,67	< 0,5	< 0,5	< 10	< 1		44,2	< 5	< 0,5	< 0,5	0,9	0,72
24	0,00	0,00	0,00	0,00	22,00	0,00							
24	< 4	1,70	< 1	< 10	< 20	< 2		42,70	< 10	< 1	< 1		
24	< 2	0,81	< 0,5	< 0,5	< 10	< 1		46,9	< 5	< 0,5	< 0,5	0,63	< 0,5

ID PUNTO	Ni µg/l	Cd µg/l	As µg/l	Se µg/l	Al µg/l	Hg µg/l	Sr mg/l	Ba µg/l	Be µg/l	Co µg/l	V µg/l	TC mg/l	TOC mg/l
25	0,00	3,00	0,00	0,00	0,00	0,00							
25	0,00	0,70	0,00	0,00	0,00	0,00							
25	< 2	< 0,5	2,42	< 0,5	< 10	< 1		42,2	< 5	< 5	1,88	0,83	0,57
26	14,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00							
26	12,00	10,80	0,00	0,00	0,00	0,00							
26	12,80	0,78	0,63	< 0,5	< 10	< 1		214,0	< 5	1,16	< 0,5	8,36	7,64
27	4,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00							
27	11,00	2,40	0,00	0,00	33,00	0,00							
27	< 8	3,62	< 2	< 20	< 40	< 4		99,8	< 20	< 2	< 2	1,46	1,27
28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00							
29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00							
29	0,00	1,30	0,00	0,00	0,00	0,00							
29	< 2	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 10	< 1		166,0	< 5	< 5	0,69	< 0,5	< 0,5
30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00							
31	0,00	1,90	0,00	0,00	0,00	0,00							
32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00							
32	0,00	2,30	0,00	0,00	24,00	0,00							
32	< 2	1,15	2,06	< 0,5	< 10	< 1		83,2	< 5	0,81	2,18	0,95	0,74
33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00							
33	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00							
33	< 2	1,08	< 0,5	< 0,5	< 10	< 1		12,3	< 5	< 5	0,65	< 0,5	< 0,5
34	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00							
34	0,00	11,60	0,00	0,00	0,00	0,00							
34	< 2	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 10	< 1		44,2	< 5	< 0,5	0,65	< 0,5	< 0,5
35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00							
36	41,00	2,20	0,00	0,00	0,00	0,00							
36	4,00	2,50	0,00	0,00	0,00	0,00							
36	4,22	0,84	< 0,5	< 0,5	< 10	< 1		59,8	< 5	0,65	< 0,5	1,99	1,74
37	5,00	0,00	0,00	0,00	13,00	0,00							

ID PUNTO	Ni µg/l	Cd µg/l	As µg/l	Se µg/l	Al µg/l	Hg µg/l	Sr mg/l	Ba µg/l	Be µg/l	Co µg/l	V µg/l	TC mg/l	TOC mg/l
38	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00							
38	0,00	3,00	0,00	0,00	0,00	0,00							
38	< 2	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 10	< 1		46,5	< 5	< 0,5	< 0,5	5,6	< 0,5
39	3,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00							
39	0,00	1,30	0,00	0,00	0,00	0,00							
39	< 2	0,92	0,77	< 0,5	< 10	< 1		27,5	< 5	0,77	< 0,5	1,05	0,88
40	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00							
41	7,00	0,00	0,00	0,00	45,00	0,00							
41	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00							
41	< 2	< 0,5	5,65	< 0,5	< 10	< 1		97,7	< 5	< 5	0,78	1,52	1,29
42	0,00	1,70	0,00	0,00	0,00	0,00							
42	< 4	< 1	1,45	< 10	< 20	< 2		49,70	< 10	< 1	< 1		
42	< 4	< 1	1,05	< 10	< 20	< 2	2,2	50,0	< 10	< 1	< 1	32,80	< 0,5
43	0,00	0,70	0,00	0,00	0,00	0,00		78,50	< 10	< 1	4,41		
43	0,00	3,10	0,00	0,00	0,00	0,00							
43	< 2	0,66	1,45	< 0,5	19,7	< 1		63,7	< 5	< 0,5	3,51	2,18	1,91
44	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00							
45	0,00	2,10	0,00	0,00	0,00	0,00							
46	0,00	2,30	0,00	0,00	0,00	0,00							
47	0,00	1,30	0,00	0,00	0,00	0,00							
48	0,00	0,60	0,00	0,00	0,00	0,00							
49	< 4	< 1	1,16	< 10	< 20	< 2		45,40	< 10	1,03	< 1		
50	0,00	0,60	0,00	0,00	0,00	0,00							
51	0,00	1,30	0,00	0,00	0,00	0,00							
52	0,00	1,40	0,00	0,00	32,00	0,00							
53	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00							
54	< 4	< 1	1,01	< 10	40,50	< 2		60,20	< 10	< 1	< 1		
55	4,26	< 1	< 1	< 10	32,50	< 2		40,70	< 10	< 1	< 1		
56	< 4	< 1	1,24	< 10	< 20	< 2		21,30	< 10	< 1	< 1		

ID PUNTO	Ni µg/l	Cd µg/l	As µg/l	Se µg/l	Al µg/l	Hg µg/l	Sr mg/l	Ba µg/l	Be µg/l	Co µg/l	V µg/l	TC mg/l	TOC mg/l
57	< 4	< 1	1,00	< 10	90,50	< 2		51,70	< 10	1,02	7,54		
58	< 4	< 1	< 1	< 10	< 20	< 2		138,00	< 10	< 1	< 1		
59	< 4	< 1	1,23	< 10	35,90	< 2		20,60	< 10	1,06	2,74		
60	19,70	22,10	< 1	< 10	< 20	< 2		42,40	< 10	1,21	< 1		
61	< 4	3,04	3,02	< 10	260,00	< 2		75,20	< 10	< 1	1,33		
62	< 4	< 1	1,08	< 10	< 20	< 2		84,70	< 10	1,12	< 1		
63	< 4	< 1	1,30	< 10	< 20	< 2		26,90	< 10	< 1	3,37		
64	4,45	< 1	1,02	< 10	< 20	< 2		25,60	< 10	1,26	< 1		
65	35,90	< 1	< 1	< 10	31,70	< 2		128,00	< 10	2,27	1,27		
66	< 4	< 1	6,70	< 10	< 20	< 2		114,00	< 10	1,26	2,23		
67	8,12	1,59	1,32	< 10	87,80	< 2		27,50	< 10	1,02	3,28		
68	< 4	10,60	< 1	< 10	58,10	< 2		87,70	< 10	< 1	< 1		
69	< 4	1,27	< 1	< 10	27,10	< 2		12,40	< 10	< 1	2,64		
70	< 4	< 1	< 1	< 10	< 20	< 2		42,90	< 10	< 1	< 1		
71	< 4	< 1	< 1	< 10	< 20	< 2		66,20	< 10	< 1	< 1		
72	34,00	2,89	1,35	< 10	24,60	< 2		43,90	< 10	2,12	< 1		
73	< 4	2,30	1,96	< 10	< 20	< 2		77,80	< 10	< 1	< 1		
74	78,70	1,07	2,31	< 10	< 20	< 2		33,90	< 10	3,05	< 1		
75	22,70	1,27	1,10	< 10	22,40	< 2		26,70	< 10	1,79	< 1		
76	< 4	< 1	1,46	< 10	21,30	< 2		23,40	< 10	1,04	< 1		
77	4,45	1,17	1,46	< 10	213,00	< 2		5,02	< 10	< 1	15,70		
78	< 4	< 1	< 1	< 10	29,60	< 2		79,40	< 10	< 1	< 1		
79	< 4	< 1	< 1	< 10	< 20	< 2		136,00	< 10	< 1	< 1		
80	< 4	9,66	< 1	< 10	< 20	< 2		39,30	< 10	< 1	< 1		
81	< 4	3,73	< 1	< 10	< 20	< 2		143,00	< 10	< 1	< 1		
82	< 4	4,42	< 1	< 10	< 20	< 2		145,00	< 10	< 1	< 1		
83	< 4	4,58	3,74	< 10	55,80	< 2		54,20	< 10	1,21	89,10		
84	10,20	32,00	7,28	< 10	355,00	< 2		34,70	< 10	1,43	62,00		
85	< 4	5,04	1,16	< 10	< 20	< 2		74,00	< 10	< 1	2,87		

ID PUNTO	Ni µg/l	Cd µg/l	As µg/l	Se µg/l	Al µg/l	Hg µg/l	Sr mg/l	Ba µg/l	Be µg/l	Co µg/l	V µg/l	TC mg/l	TOC mg/l
86	< 4	6,07	< 1	< 10	< 20	< 2		55,60	< 10	< 1	1,08		
87	< 4	< 1	< 1	< 10	< 20	< 2		32,80	< 10	< 1	< 1		
88	< 4	2,76	< 1	< 10	< 20	< 2		77,50	< 10	< 1	< 1		
89	< 4	6,04	< 1	< 10	59,40	< 2		43,70	< 10	< 1	< 1		
89	< 4	< 1	< 1	< 10	27,9	< 2	< 0,5	45,9	< 10	< 1	< 1	3,65	2,62
89	< 2	< 0,5	< 0,5	< 0,5	58,2	< 1		33,2	< 5	< 0,5	< 0,5	1,98	1,24
90	< 4	< 1	1,11	< 10	< 20	< 2		42,10	< 10	< 1	< 1		
90	< 2	< 0,5	1,18	< 0,5	< 10	< 1		50,0	< 5	0,65	1,08	2,63	2,26
91	< 4	2,25	1,40	< 10	24,00	< 2		33,60	< 10	< 1	< 1		
91	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00							
91	< 4	< 1	1,62	< 10	< 20	< 2	2,1	41,3	< 10	< 1	1,06	3,93	3,07
91	< 2	< 0,5	1,15	< 0,5	< 10	< 1		37,6	< 5	0,54	1,09	2,3	1,93
92	0,00	1,50	0,00	0,00	0,00	0,00							
93	4,00	1,80	0,00	0,00	0,00	0,00							
94	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00							
94	< 4	< 1	< 1	< 10	24,1	< 2	1,1	51,3	< 10	< 1	< 1	3,74	2,80
94	< 2	< 0,5	0,54	< 0,5	68,5	< 1		36,3	< 5	< 0,5	0,52	1,53	1,22
95	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00							
96	17,00	1,50	0,00	0,00	39,00	0,00							
97	0,00	0,90	0,00	0,00	0,00	0,00							
97	< 4	< 1	1,11	< 10	< 20	< 2	1,5	47,0	< 10	< 1	< 1	4,40	3,57
97	6,06	0,82	0,81	< 0,5	27,8	< 1		34,8	< 5	0,60	1,27	5,75	5,16
98	0,00	1,20	0,00	0,00	0,00	0,00							
99	0,00	1,10	0,00	0,00	0,00	0,00							
100	< 4	< 1	< 1	< 10	171	< 2	< 0,5	44,8	< 10	< 1	< 1	3,97	2,99
100	< 2	0,63	< 0,5	< 0,5	21,9	< 1		31,3	< 5	< 0,5	< 0,5	1,31	0,99
101	< 2	0,90	0,60	< 0,5	< 10	< 1		7,5	< 5	0,82	< 0,5	< 0,5	< 0,5
102	< 2	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 10	< 1		211,0	< 5	< 0,5	< 0,5	1,22	0,99
103	2,68	< 0,5	1,54	< 0,5	< 10	< 1		83,7	< 5	1,18	1,79	4,75	4,34

ID PUNTO	Ni µg/l	Cd µg/l	As µg/l	Se µg/l	Al µg/l	Hg µg/l	Sr mg/l	Ba µg/l	Be µg/l	Co µg/l	V µg/l	TC mg/l	TOC mg/l
104	< 2	0,95	0,70	< 0,5	75,8	< 1		30,2	< 5	< 0,5	3,31	1,06	0,81
105	< 2	< 0,5	< 0,5	< 0,5	113	< 1		9,75	< 5	< 0,5	1,85	1,06	0,70
106	7,04	1,34	2,04	< 10	< 20	< 2	5,7	42,0	< 10	2,37	39,8	10,39	6,54
107	< 4	1,88	2,24	< 10	79,7	< 2	2,7	47,1	< 10	< 1	16,4	46,55	1,48
108	43,30	9,36	1,45	< 10	41,5	< 2	1,3	36,8	< 10	< 1	6,5	26,53	2,46
109	< 4	1,05	< 1	< 10	< 20	< 2	1,7	92,7	< 10	< 1	< 1	64,75	1,51
110	< 4	1,19	1,86	< 10	< 20	< 2	6,3	95,5	< 10	< 1	1,4	56,66	2,55

Anexo III



ID PUNTO	TOPONIMIA	TIPO	ACUÍFERO	Fecha TOMA	$\delta^2\text{H}$ (‰) (1)	$\delta^{18}\text{O}$ (‰) (1)	$\delta^2\text{H}$ (‰) (2)	$\delta^{18}\text{O}$ (‰) (2)	$\delta^{18}\text{O}$ (‰) Promedio	$\delta^2\text{H}$ (‰) Promedio
1	Los Guindales I	PEX	Q	07/06/2006	-57,62	-8,12	-57,62	-8,05	-8,09	-57,62
1	Los Guindales I	PEX	Q	27/02/2008	-55,93	-8,41			-8,41	-55,93
1	Los Guindales I	PEX	Q	05/09/2008	-57,29	-8,42			-8,42	-57,29
2	Los Guindales II	PEX	Q	06/06/2006	-59,83	-7,99		-8,27	-8,13	-59,83
3	Fuente La Nogaleja	FTE	T	07/06/2006	-61,66	-8,33		-8,37	-8,35	-61,66
4	Convento Agustinos Recoletos	PEX	Q	09/06/2006	-60,62	-8,48		-8,49	-8,49	-60,62
4	Convento Agustinos Recoletos	PEX	Q	25/02/2008	-56,93	-8,52			-8,52	-56,93
5	Seminario Menor	PEX	Q	09/06/2006	-61,83	-8,82		-8,81	-8,82	-61,83
5	Seminario Menor	PEX	Q	12/04/2007	-59,78	-8,55			-8,55	-59,78
5	Seminario Menor	PEX	Q	25/02/2008	-56,42	-8,46			-8,46	-56,42
5	Seminario Menor	PEX	Q	03/09/2008	-56,55	-8,19			-8,19	-56,55
6	Fuente El Balconcillo	FTE	T	09/06/2006	-62,02	-8,52		-8,57	-8,55	-62,02
6	Fuente El Balconcillo	FTE	T	26/03/2008	-60,02	-8,69			-8,69	-60,02
6	Fuente El Balconcillo	FTE	T	02/09/2008	-59,17	-8,69			-8,69	-59,17
7	Convento Salesas I	PEX	Q	07/06/2006	-61,25	-8,57		-8,65	-8,61	-61,25
7	Convento Salesas I	PEX	Q	25/02/2008	-54,47	-8,13			-8,13	-54,47
7	Convento Salesas I	PEX	Q	03/09/2008	-56,64	-8,46			-8,46	-56,64
8	Convento Salesas II	PEX	Q	07/06/2006	-60,72	-8,6		-8,4	-8,50	-60,72
9	Fuente Palomarejos	FTE	T	09/06/2006	-60,81	-8,22		-8,38	-8,30	-60,81
9	Fuente Palomarejos	FTE	T	26/03/2008	-57,91	-8,49			-8,49	-57,91
9	Fuente Palomarejos	FTE	T	02/09/2008	-57,57	-8,47			-8,47	-57,57
10	Fuente El Castaño	FTE	T	09/06/2006	-62,37	-8,6		-8,61	-8,61	-62,37
10	Fuente El Castaño	FTE	T	26/03/2008	-59,76	-8,7			-8,70	-59,76
10	Fuente El Castaño	FTE	T	02/09/2008	-59,52	-8,63			-8,63	-59,52
11	Fuente Fuendorada	FTE	T	07/06/2006	-61,24	-8,45		-8,43	-8,44	-61,24
11	Fuente Fuendorada	FTE	T	26/03/2008	-59,67	-8,59			-8,59	-59,67
11	Fuente Fuendorada	FTE	T	04/09/2008	-59,8	-8,65			-8,65	-59,80
12	Fuente La Pesquera	FTE	T	07/06/2006	-63,16	-8,65		-8,65	-8,65	-63,16
13	C/ Mateo Cerezo	PEX	Q	08/06/2006	-60,92	-8,71			-8,71	-60,92

ID PUNTO	TOPONIMIA	TIPO	ACUÍFERO	Fecha TOMA	$\delta^2\text{H}$ (‰) (1)	$\delta^{18}\text{O}$ (‰) (1)	$\delta^2\text{H}$ (‰) (2)	$\delta^{18}\text{O}$ (‰) (2)	$\delta^{18}\text{O}$ (‰) Promedio	$\delta^2\text{H}$ (‰) Promedio
14	Fuente La Nava	FTE	T	08/06/2006	-61,43	-8,62			-8,62	-61,43
15	Residencia Cortes	FTE	T	09/06/2006	-60,25	-8,53			-8,53	-60,25
15	Residencia Cortes	FTE	T	23/01/2008	-59,31	-8,58			-8,58	-59,31
16	C/ Condesa Mencía Nº 115	PEX	Q	08/06/2006	-59,58	-8,39			-8,39	-59,58
16	C/ Condesa Mencía Nº 115	PEX	Q	01/04/2008	-57,86	-8,44			-8,44	-57,86
16	C/ Condesa Mencía Nº 115	PEX	Q	08/09/2008	-58,86	-8,54			-8,54	-58,86
16	C/ Condesa Mencía Nº 115	PEX	Q	01/10/2008	-56,11	-8,46			-8,46	-56,11
17	Fuente La Salud	FTE	T	08/06/2006	-61,29	-8,7			-8,70	-61,29
18	Convento Santa Dorotea I	PEX	Q	19/06/2006	-58,8	-8,32			-8,32	-58,80
18	Convento Santa Dorotea I	PEX	Q	27/03/2008	-59,52	-8,63			-8,63	-59,52
18	Convento Santa Dorotea I	PEX	Q	03/09/2008	-56,96	-8,27			-8,27	-56,96
19	Convento Santa Dorotea II	FTE	T	19/06/2006	-59,97	-8,54			-8,54	-59,97
19	Convento Santa Dorotea II	FTE	T	24/01/2008	-59,36	-8,78			-8,78	-59,36
20	Convento Clarisas	PEX	Q	19/06/2006	-60,43	-8,54			-8,54	-60,43
20	Convento Clarisas	PEX	Q	27/03/2008	-59,92	-8,75			-8,75	-59,92
20	Convento Clarisas	PEX	Q	03/09/2008	-58,52	-8,57			-8,57	-58,52
21	Convento Trinitarias	PEX	Q	20/06/2006	-56,78	-8,39			-8,39	-56,78
21	Convento Trinitarias	PEX	Q	28/03/2008	-57,21	-8,38			-8,38	-57,21
21	Convento Trinitarias	PEX	Q	03/09/2008	-57,67	-8,61			-8,61	-57,67
22	Villafría	PEX	Q	20/06/2006	-59,14	-8,58			-8,58	-59,14
22	Villafría	PEX	Q	27/02/2008	-54,21	-8,16			-8,16	-54,21
22	Villafría	PEX	Q	04/09/2008	-57,76	-8,5			-8,50	-57,76
23	Castañares	PEX	Q	02/10/2006	-58,5	-8,37			-8,37	-58,50
23	Castañares	PEX	Q	27/02/2008	-56,79	-8,52			-8,52	-56,79
23	Castañares	PEX	Q	05/09/2008	-57,83	-8,45			-8,45	-57,83
23	Castañares	PEX	Q	30/09/2008	-59,5	-8,73			-8,73	-59,50
24	Deportiva Militar	PEX	Q	02/10/2006	-58,48	-8,39			-8,39	-58,48
24	Deportiva Militar	PEX	Q	27/02/2008	-55,39	-8,31			-8,31	-55,39
24	Deportiva Militar	PEX	Q	05/09/2008	-58,71	-8,74			-8,74	-58,71

ID PUNTO	TOPONIMIA	TIPO	ACUÍFERO	Fecha TOMA	$\delta^2\text{H}$ (‰) (1)	$\delta^{18}\text{O}$ (‰) (1)	$\delta^2\text{H}$ (‰) (2)	$\delta^{18}\text{O}$ (‰) (2)	$\delta^{18}\text{O}$ (‰) Promedio	$\delta^2\text{H}$ (‰) Promedio
25	Convento Benedictinas	PEX	Q	09/10/2006	-60,38	-8,47			-8,47	-60,38
25	Convento Benedictinas	PEX	Q	28/03/2008	-59,18	-8,63			-8,63	-59,18
25	Convento Benedictinas	PEX	Q	03/09/2008	-58,87	-8,67			-8,67	-58,87
26	Castañares -Tableros Bon	PEX	Q	09/10/2006	-52,1	-7,32	-52,04	-7,3	-7,31	-52,07
26	Castañares -Tableros Bon	PEX	Q	27/03/2008	-59,65	-8,57			-8,57	-59,65
26	Castañares -Tableros Bon	PEX	Q	05/09/2008	-54,02	-7,79			-7,79	-54,02
26	Castañares -Tableros Bon	PEX	Q	30/09/2008	-59	-8,56			-8,56	-59,00
27	Ed. Monte Carmelo C/ Padre Silverio	SND	T	10/10/2006	-62,85	-8,77			-8,77	-62,85
27	Ed. Monte Carmelo C/ Padre Silverio	SND	T	28/03/2008	-61,05	-8,51			-8,51	-61,05
27	Ed. Monte Carmelo C/ Padre Silverio	SND	T	03/09/2008	-57,68	-7,76			-7,76	-57,68
28	San Medel	PEX	Q	10/10/2006	-62,39	-8,86			-8,86	-62,39
29	Granja de Pollos Villalbilla	FTE	T	10/10/2006	-64,06	-8,84			-8,84	-64,06
29	Granja de Pollos Villalbilla	FTE	T	27/03/2008	-62,64	-8,91			-8,91	-62,64
29	Granja de Pollos Villalbilla	FTE	T	03/09/2008	-61,1	-8,7			-8,70	-61,10
30	C / Costa Rica nº 112	PEX	Q	11/10/2006	-58,6	-8,34			-8,34	-58,60
31	C/ Brasil 5	PEX	Q	11/10/2006	-59,11	-8,34			-8,34	-59,11
32	Residencia San Agustín	PEX	Q	11/10/2006	-48,63	-6,96	-48,37	-6,97	-6,97	-48,50
32	Residencia San Agustín	PEX	Q	01/04/2008	-65,9	-9,48			-9,48	-65,90
32	Residencia San Agustín	PEX	Q	03/09/2008	-54,23	-7,71			-7,71	-54,23
33	Villaverde Peñahorada	FTE	M	06/11/2006	-61,88	-8,92			-8,92	-61,88
33	Villaverde Peñahorada	FTE	M	26/03/2008	-59,99	-8,82			-8,82	-59,99
33	Villaverde Peñahorada	FTE	M	02/09/2008	-59,92	-8,82			-8,82	-59,92
34	Hontoria de la Cantera	FTE	M	07/11/2006	-63,69	-9,06			-9,06	-63,69
34	Hontoria de la Cantera	FTE	M	27/03/2008	-63,21	-9,12			-9,12	-63,21
34	Hontoria de la Cantera	FTE	M	09/09/2008	-60,85	-9,03			-9,03	-60,85
35	Modúbar de San Cibrián	FTE	M	07/11/2006	-63,01	-8,96			-8,96	-63,01
36	Villalondejar. Particular	PEX	Q	22/11/2006	-58,03	-8,14			-8,14	-58,03
36	Villalondejar. Particular	PEX	Q	28/03/2008	-56,01	-8,25			-8,25	-56,01
37	Villagonzalo Arenas	PEX	Q	27/11/2006	-51,82	-7,49			-7,49	-51,82

ID PUNTO	TOPONIMIA	TIPO	ACUÍFERO	Fecha TOMA	$\delta^2\text{H}$ (‰) (1)	$\delta^{18}\text{O}$ (‰) (1)	$\delta^2\text{H}$ (‰) (2)	$\delta^{18}\text{O}$ (‰) (2)	$\delta^{18}\text{O}$ (‰) Promedio	$\delta^2\text{H}$ (‰) Promedio
38	Club Golf "El Soto"	PEX	Q	27/11/2006	-58,95	-8,4			-8,40	-58,95
38	Club Golf "El Soto"	PEX	Q	27/03/2008	-56,5	-8,38			-8,38	-56,50
38	Club Golf "El Soto"	PEX	Q	04/09/2008	-58,66	-8,82			-8,82	-58,66
39	Panadería Villimar	PEX	Q	28/11/2006	-63,08	-8,88			-8,88	-63,08
39	Panadería Villimar	PEX	Q	01/04/2008	-59,89	-8,76			-8,76	-59,89
39	Panadería Villimar	PEX	Q	05/09/2008	-60,93	-8,81			-8,81	-60,93
40	Urbanización Los Tomillares	PEX	Q	27/02/2007	-61,26	-8,7			-8,70	-61,26
41	C/ Estación Villalbila	PEX	T	02/04/2007	-69,47	-9,6			-9,60	-69,47
41	C/ Estación Villalbila	PEX	T	11/04/2008	-68,02	-9,66			-9,66	-68,02
42	Avd/ Constitución nº 9	GAR	Q	02/05/2007	-59,24	-8,48			-8,48	-59,24
42	Avd/ Constitución nº 9	GAR	Q	10/12/2007	-56,49	-8,3			-8,30	-56,49
43	C/ Juan de Padilla nº 10	GAR	Q	14/05/2007	-56,95	-8,11			-8,11	-56,95
43	C/ Juan de Padilla nº 10	GAR	Q	01/04/2008	-54,48	-8,14			-8,14	-54,48
43	C/ Juan de Padilla nº 10	GAR	Q	18/09/2008	-55,95	-8,48			-8,48	-55,95
44	Vivero Municipal I	PEX	Q	02/11/2007	-57,75	-8,25			-8,25	-57,75
45	Vivero Municipal II	PEX	Q	02/11/2007	-59,35	-8,63			-8,63	-59,35
46	Jovilma (S3)	PEX	Q	06/11/2007	-53,32	-7,04			-7,04	-53,32
47	Prosider	PEX	Q	19/11/2007	-53,8	-8,03			-8,03	-53,80
48	Hotel Puerta de Burgos	GAR	Q	19/11/2007	-54,03	-7,79			-7,79	-54,03
49	C/ Soria nº3	GAR	Q	10/12/2007	-56,6	-8,35			-8,35	-56,60
50	Aparcamiento Plaza Mayor	GAR	Q	20/11/2007	-56,42	-8,54			-8,54	-56,42
51	Centro Recuperación Animales I	PEX	Q	19/11/2007	-55,2	-8,11			-8,11	-55,20
52	Centro Recuperación Animales II	PEX	Q	26/11/2007	-54,25	-8,16			-8,16	-54,25
53	C/ Virgen del manzano nº 18	GAR	Q	27/11/2007	-54,89	-8,32			-8,32	-54,89
54	C/ Antonio García Martín nº 24	GAR	Q	10/12/2007	-57,6	-8,47			-8,47	-57,60
55	C/ Victoria Balfé nº 24	GAR	Q	11/12/2007	-57,81	-8,49			-8,49	-57,81
56	Aparcamiento Santa Bárbara	GAR	Q	11/12/2007	-56,03	-8,33			-8,33	-56,03
57	C/ Sara Borrell nº 1 - Río Cardeña	GAR	Q	12/12/2007	-49	-6,87			-6,87	-49,00
58	Valle María	FTE	T	12/12/2007	-59,83	-8,47			-8,47	-59,83

ID PUNTO	TOPONIMIA	TIPO	ACUÍFERO	Fecha TOMA	$\delta^2\text{H}$ (‰) (1)	$\delta^{18}\text{O}$ (‰) (1)	$\delta^2\text{H}$ (‰) (2)	$\delta^{18}\text{O}$ (‰) (2)	$\delta^{18}\text{O}$ (‰) Promedio	$\delta^2\text{H}$ (‰) Promedio
59	C/ Malatos	GAR	Q	18/12/2007	-60,6	-8,65			-8,65	-60,60
60	C/ Petronila Casado nº 28	GAR	Q	17/12/2007	-57,39	-8,35			-8,35	-57,39
61	C/ Guardia Civil nº 1	GAR	Q	18/12/2007	-56,4	-8,26			-8,26	-56,40
62	C/ Marqués de Berlanga nº 4	GAR	Q	18/12/2007	-56,67	-8,35			-8,35	-56,67
63	C/ Vela Zanetti nº 18	GAR	Q	18/12/2007	-56,44	-8,37			-8,37	-56,44
64	Avda. Cantabria nº 75	GAR	Q	22/01/2008	-54,96	-7,81			-7,81	-54,96
65	C/ Calleja y Zurita nº 15	GAR	Q	22/01/2008	-61,56	-8,84			-8,84	-61,56
66	C/ San Pedro y San Felices nº 26	GAR	Q	22/01/2008	-52,67	-8,1			-8,10	-52,67
67	C/ Severo Ochoa nº 22	GAR	Q	22/01/2008	-29,79	-5,68			-5,68	-29,79
68	Cótar	FTE	T	23/01/2008	-56,46	-8,11			-8,11	-56,46
69	Barrio Villatoro	FTE	T	23/01/2008	-54,7	-8,2			-8,20	-54,70
70	Barrio de Cortes	FTE	T	23/01/2008	-60,15	-8,61			-8,61	-60,15
71	San Esteban de los Olmos	FTE	T	24/01/2008	-57,34	-8,34			-8,34	-57,34
72	Río Viejo-Villimar	FTE	T	24/01/2008	-54,93	-8,09			-8,09	-54,93
73	Aparcamiento Plaza Vega	GAR	Q	24/01/2008	-56,14	-8,39			-8,39	-56,14
74	C/ Vitoria nº 36	GAR	Q	25/01/2008	-55,42	-8,26			-8,26	-55,42
75	Aparcamiento José M ^a de la Puente	GAR	Q	25/01/2008	-57,61	-8,4			-8,40	-57,61
76	Avd/ Castilla y León nº 44	GAR	Q	25/01/2008	-56,76	-8,28			-8,28	-56,76
77	C/ Autónoma nº 3	GAR	Q	30/01/2008	-32,52	-5,77			-5,77	-32,52
78	Arroyo Villargámar	FTE	T	31/01/2008	-57,35	-8,35			-8,35	-57,35
79	Fuente Villargámar	FTE	Q	31/01/2008	-55,97	-8,04			-8,04	-55,97
80	C/ Progreso nº33	GAR	Q	06/02/2008	-58,62	-8,7			-8,70	-58,62
81	Fuente de la Paciencia	FTE	T	06/02/2008	-59,1	-8,71			-8,71	-59,10
82	El Pollo	FTE	T	06/02/2008	-58,39	-8,39			-8,39	-58,39
83	Museo de la Evolución Humana	GAR	Q	08/02/2008	-52,77	-7,93			-7,93	-52,77
84	C / Hornillos nº23	GAR	Q	08/02/2008	-42,47	-4,77	-42,32	-4,68	-4,73	-42,40
85	C/ Las Infantas nº12	GAR	Q	11/02/2008	-54,97	-8,03			-8,03	-54,97
86	Matadero INCARSA	PEX	T	11/02/2008	-56,53	-8,28			-8,28	-56,53
87	Frío Burgos	PEX	Q	12/02/2008	-54,59	-7,86			-7,86	-54,59

ID PUNTO	TOPONIMIA	TIPO	ACUÍFERO	Fecha TOMA	$\delta^2\text{H}$ (‰) (1)	$\delta^{18}\text{O}$ (‰) (1)	$\delta^2\text{H}$ (‰) (2)	$\delta^{18}\text{O}$ (‰) (2)	$\delta^{18}\text{O}$ (‰) Promedio	$\delta^2\text{H}$ (‰) Promedio
88	Carretera Logroño- Castañares	PEX	Q	12/02/2008	-56,52	-8,42			-8,42	-56,52
89	Río Arlanzón (Cruz Roja)	SUP		22/06/2006	-60,97	-8,76		-8,76	-8,76	-60,97
89	Río Arlanzón (Cruz Roja)	SUP		28/02/2007	-59,68	-8,59			-8,59	-59,68
89	Río Arlanzón (Cruz Roja)	SUP		06/06/2008	-57,4	-8,61			-8,61	-57,40
89	Río Arlanzón (Cruz Roja)	SUP		05/09/2008	-58,54	-8,8			-8,80	-58,54
90	Río Vena (Politécnica)	SUP		22/06/2006	-53,49	-7,88			-7,88	-53,49
90	Río Vena (Politécnica)	SUP		27/02/2008	-56,13	-8,27			-8,27	-56,13
90	Río Vena (Politécnica)	SUP		05/09/2008	-54,39	-8,1			-8,10	-54,39
91	Río Ubierna (Villalonquéjar)	SUP		22/06/2006	-51,96	-7,4			-7,40	-51,96
91	Río Ubierna (Villalonquéjar)	SUP		28/02/2007	-58,35	-8,17			-8,17	-58,35
91	Río Ubierna (Villalonquéjar)	SUP		27/02/2008	-55,08	-8,21			-8,21	-55,08
91	Río Ubierna (Villalonquéjar)	SUP		16/04/2008	-56,03	-8,11			-8,11	-56,03
91	Río Ubierna (Villalonquéjar)	SUP		06/06/2008	-54,64	-8,01			-8,01	-54,64
91	Río Ubierna (Villalonquéjar)	SUP		03/09/2008	-56,05	-8,26			-8,26	-56,05
91	Río Ubierna (Villalonquéjar)	SUP		05/09/2008	-54,81	-7,95			-7,95	-54,81
92	C/ Luis Alberdi 44-46	GAR	Q	29/02/2008	-55,97	-8,15			-8,15	-55,97
93	Plaza Roma	GAR	Q	04/04/2008	-57,12	-8,21			-8,21	-57,12
94	Río Arlanzón (Plaza Castilla)	SUP		22/06/2006	-60,18	-8,67			-8,67	-60,18
94	Río Arlanzón (Plaza Castilla)	SUP		25/02/2008	-56,38	-8,38			-8,38	-56,38
94	Río Arlanzón (Plaza Castilla)	SUP		16/04/2008	-58,18	-8,49			-8,49	-58,18
94	Río Arlanzón (Plaza Castilla)	SUP		06/06/2008	-57,28	-8,56			-8,56	-57,28
94	Río Arlanzón (Plaza Castilla)	SUP		05/09/2008	-58,07	-8,73			-8,73	-58,07
95	Sondeo Villalonquéjar	SND	T	16/04/2008	-55,68	-7,86			-7,86	-55,68
96	EDAR	DEP		16/04/2008	-56,76	-8,18			-8,18	-56,76
97	Río Ubierna+Arlanzón (Villalbilla)	SUP		22/06/2006	-53,92	-8,46		-8,49	-8,48	-53,92
97	Río Ubierna+Arlanzón (Villalbilla)	SUP		28/02/2007	-59,66	-8,53			-8,53	-59,66
97	Río Ubierna+Arlanzón (Villalbilla)	SUP		16/04/2008	-57,67	-8,32			-8,32	-57,67
97	Río Ubierna+Arlanzón (Villalbilla)	SUP		06/06/2008	-57,01	-8,42			-8,42	-57,01
97	Río Ubierna+Arlanzón (Villalbilla)	SUP		03/09/2008	-58,8	-8,35			-8,35	-58,80

ID PUNTO	TOPONIMIA	TIPO	ACUÍFERO	Fecha TOMA	$\delta^2\text{H}$ (‰) (1)	$\delta^{18}\text{O}$ (‰) (1)	$\delta^2\text{H}$ (‰) (2)	$\delta^{18}\text{O}$ (‰) (2)	$\delta^{18}\text{O}$ (‰) Promedio	$\delta^2\text{H}$ (‰) Promedio
97	Río Ubierna+Arlanzón (Villalbilla)	SUP		05/09/2008	-55,44	-8,28			-8,28	-55,44
98	Cueva de Juarros	FTE	M	16/04/2008	-59,68	-8,96			-8,96	-59,68
99	Brieva de Juarros	FTE	M	16/04/2008	-61,1	-9,13			-9,13	-61,10
100	Río Arlanzón (Castañares)	SUP		22/06/2006	-60,43	-8,66		-8,64	-8,65	-60,43
100	Río Arlanzón (Castañares)	SUP		28/02/2007	-60,82	-8,62			-8,62	-60,82
100	Río Arlanzón (Castañares)	SUP		06/06/2008	-58,61	-8,67			-8,67	-58,61
100	Río Arlanzón (Castañares)	SUP		05/09/2008	-58,37	-8,84			-8,84	-58,37
101	Covento Carmelitas Descalzas	SND	T	08/09/2008	-62,49	-9,18			-9,18	-62,49
102	Fuente Bermeja	FTE	Q	08/09/2008	-57,98	-8,41			-8,41	-57,98
103	Edificio Mercurio.S4	PEX	Q	18/09/2008	-48,66	-6,93			-6,93	-48,66
104	Antigua Fábrica Pielés	PEX	Q	18/09/2008	-57,69	-8,6			-8,60	-57,69
105	Agua de Red. Politécnica	ABTO		16/04/2008	-55,28	-8,2			-8,20	-55,28
105	Agua de Red. Politécnica	ABTO		18/09/2008	-58,17	-8,73			-8,73	-58,17
106	C/ Siervas de Jesús	GAR	Q	22/09/2008	-41,65	-5,68			-5,68	-41,65
107	C/ Rosalía de Castro	GAR	Q	22/09/2008	-54,1	-7,85			-7,85	-54,10
108	C/ Solidaridad nº 4	GAR	Q	24/09/2008	-40,95	-6,2			-6,20	-40,95
109	Fuente La Piluca	FTE	T	24/09/2008	-57,19	-8,41			-8,41	-57,19
110	C/ El Patillas nº 4	PEX	Q	01/10/2008	-58,56	-8,76			-8,76	-58,56
111	Residencia Camino de Santiago	ABTO		04/07/2007	-56,75	-8,23			-8,23	-56,75
112	Cueva de Juarros II	FTE	M	16/04/2008	-60,01	-8,95			-8,95	-60,01

ID PUNTO	TOPONIMIA	TIPO	ACUÍFERO	Fecha TOMA	T (UT)	Inc. (UT)
1	Los Guindales I	PEX	Q	07/06/2006	3,94	0,44
1	Los Guindales I	PEX	Q	05/09/2008	3,79	0,40
4	Convento Agustinos Recoletos	PEX	Q	09/06/2006	3,29	0,42
5	Seminario Menor	PEX	Q	09/06/2006	4,10	0,44
5	Seminario Menor	PEX	Q	12/04/2007	4,11	0,35
5	Seminario Menor	PEX	Q	03/09/2008	3,70	0,40
6	Fuente El Balconcillo	FTE	T	02/09/2008	4,73	0,40
7	Convento Salesas I	PEX	Q	07/06/2006	4,16	0,44
7	Convento Salesas I	PEX	Q	03/09/2008	3,93	0,41
9	Fuente Palomarejos	FTE	T	02/09/2008	3,63	0,37
10	Fuente El Castaño	FTE	T	02/09/2008	2,76	0,34
11	Fuente Fuendorada	FTE	T	04/09/2008	4,04	0,41
15	Residencia Cortes	FTE	T	23/01/2008	5,98	0,43
16	C/ Condesa Mencía Nº 115	PEX	Q	08/09/2008	4,84	0,44
16	C/ Condesa Mencía Nº 115	PEX	Q	01/10/2008	4,88	0,46
18	Convento Santa Dorotea I	PEX	Q	03/09/2008	3,73	0,40
19	Convento Santa Dorotea II	FTE	T	24/01/2008	4,23	0,39
20	Convento Clarisas	PEX	Q	03/09/2008	3,52	0,40
21	Convento Trinitarias	PEX	Q	03/09/2008	4,40	0,39
22	Villafría	PEX	Q	04/09/2008	3,85	0,40
23	Castañares	PEX	Q	02/10/2006	4,24	0,47
23	Castañares	PEX	Q	05/09/2008	3,86	0,41
23	Castañares	PEX	Q	30/09/2008	4,65	0,45
24	Deportiva Militar	PEX	Q	02/10/2006	4,42	0,47
24	Deportiva Militar	PEX	Q	05/09/2008	3,87	0,41
25	Convento Benedictinas	PEX	Q	03/09/2008	1,85	0,34
26	Castañares - Tableros Bon	PEX	Q	05/09/2008	3,92	0,41
26	Castañares - Tableros Bon	PEX	Q	30/09/2008	7,35	0,53
27	Ed. Monte Carmelo C/ Padre Silverio	SND	T	03/09/2008	0,00	0,29
29	Granja de Pollos Villalbilla	FTE	T	03/09/2008	3,06	2,56
32	Residencia San Agustín	PEX	Q	03/09/2008	4,18	0,42

ID PUNTO	TOPONIMIA	TIPO	ACUÍFERO	Fecha TOMA	T (UT)	Inc. (UT)
33	Villaverde Peñahorada	FTE	M	06/11/2006	4,96	0,59
33	Villaverde Peñahorada	FTE	M	02/09/2008	4,47	0,39
34	Hontoria de la Cantera	FTE	M	07/11/2006	3,63	0,56
34	Hontoria de la Cantera	FTE	M	09/09/2008	3,67	0,40
35	Modúbar de San Cibrián	FTE	M	07/11/2006	2,39	0,52
38	Club Golf "El Soto"	PEX	Q	04/09/2008	3,68	0,40
39	Panadería Villímar	PEX	Q	05/09/2008	3,71	0,40
40	Urbanización Los Tomillares	PEX	Q	27/02/2007	4,33	0,36
41	C/ Estación Villalbila	PEX	T	02/04/2007	0,04	0,23
42	Avda. Constitución nº 9	GAR	Q	02/05/2007	3,61	0,34
42	Avda. Constitución nº 9	GAR	Q	10/12/2007	3,42	0,36
43	C/ Juan de Padilla nº 10	GAR	Q	14/05/2007	3,75	0,34
43	C/ Juan de Padilla nº 10	GAR	Q	18/09/2008	4,55	0,43
44	Vivero Municipal I	PEX	Q	02/11/2007	4,72	0,42
45	Vivero Municipal II	PEX	Q	02/11/2007	4,61	0,42
46	Jovilma (S3)	PEX	Q	06/11/2007	4,23	0,41
47	Prosider	PEX	Q	19/11/2007	4,07	0,40
48	Hotel Puerta de Burgos	GAR	Q	19/11/2007	3,49	0,39
49	C/ Soria nº3	GAR	Q	10/12/2007	3,85	0,39
50	Aparcamiento Plaza Mayor	GAR	Q	20/11/2007	3,52	0,39
51	Centro Recuperación Animales I	PEX	Q	19/11/2007	3,61	0,39
52	Centro Recuperación Animales II	PEX	Q	26/11/2007	4,16	0,41
53	C/ Virgen del manzano nº 18	GAR	Q	27/11/2007	3,99	0,40
54	C/ Antonio García Martín nº 24	GAR	Q	10/12/2007	1,12	0,29
55	C/ Victoria Balfé nº 24	GAR	Q	11/12/2007	4,02	0,38
56	Aparcamiento Santa Bárbara	GAR	Q	11/12/2007	4,22	0,39
57	C/ Sara Borrell nº 1 - Río Cardeña	GAR	Q	12/12/2007	1,60	0,31
58	Valle María	FTE	T	12/12/2007	6,20	0,44
59	C/ Malatos	GAR	Q	18/12/2007	3,16	0,36
60	C/ Petronila Casado nº 28	GAR	Q	17/12/2007	4,19	0,39
61	C/ Guardia Civil nº 1	GAR	Q	18/12/2007	4,20	0,39

ID PUNTO	TOPONIMIA	TIPO	ACUÍFERO	Fecha TOMA	T (UT)	Inc. (UT)
62	C/ Marqués de Berlanga nº 4	GAR	Q	18/12/2007	3,51	0,38
63	C/ Vela Zanetti nº 18	GAR	Q	18/12/2007	2,99	0,37
64	Avda. Cantabria nº 75	GAR	Q	22/01/2008	3,48	0,38
65	C/ Calleja y Zurita nº 15	GAR	Q	22/01/2008	0,17	0,30
66	C/ San Pedro y San Felices nº 26	GAR	Q	22/01/2008	4,07	0,42
67	C/ Severo Ochoa nº 22	GAR	Q	22/01/2008	2,35	0,37
68	Cótar	FTE	T	23/01/2008	7,44	0,51
69	Barrio Villatoro	FTE	T	23/01/2008	4,14	0,42
70	Barrio de Cortes	FTE	T	23/01/2008	6,22	0,48
71	San Esteban de los Olmos	FTE	T	24/01/2008	6,06	0,43
72	Río Viejo-Villímar	FTE	T	24/01/2008	4,96	0,41
73	Aparcamiento Plaza Vega	GAR	Q	24/01/2008	3,69	0,37
74	C/ Vitoria nº 36	GAR	Q	25/01/2008	3,90	0,38
75	Aparcamiento José Mª de la Puente	GAR	Q	25/01/2008	3,85	0,36
76	Avda. Castilla y León nº 44	GAR	Q	25/01/2008	3,54	0,35
77	C/ Autónoma nº 3	GAR	Q	30/01/2008	1,64	0,29
78	Arroyo Villargámar	FTE	T	31/01/2008	4,49	0,38
79	Fuente Villargámar	FTE	Q	31/01/2008	3,80	0,36
80	C/ Progreso nº33	GAR	Q	06/02/2008	2,89	0,33
81	Fuente de la Paciencia	FTE	T	06/02/2008	4,46	0,37
82	El Pollo	FTE	T	06/02/2008	4,63	0,38
83	Museo de la Evolución Humana	GAR	Q	08/02/2008	2,04	0,31
84	C / Hornillos nº23	GAR	Q	08/02/2008	3,70	0,38
85	C/ Las Infantas nº12	GAR	Q	11/02/2008	4,30	0,40
86	Matadero INCARSA	PEX	T	11/02/2008	4,08	0,39
87	Frío Burgos	PEX	Q	12/02/2008	4,67	0,41
88	Carretera Logroño-Castañares	PEX	Q	12/02/2008	4,03	0,39
89	Río Arlanzón (Cruz Roja)	SUP		06/06/2008	4,97	0,40
89	Río Arlanzón (Cruz Roja)	SUP		05/09/2008	4,32	0,42
90	Río Vena (Politécnica)	SUP		05/09/2008	4,37	0,42
91	Río Ubierna (Villalonquéjar)	SUP		16/04/2008	3,68	0,36

ID PUNTO	TOPONIMIA	TIPO	ACUÍFERO	Fecha TOMA	T (UT)	Inc. (UT)
91	Río Ubierna (Villalonquéjar)	SUP		06/06/2008	4,61	0,42
91	Río Ubierna (Villalonquéjar)	SUP		03/09/2008	3,51	0,40
91	Río Ubierna (Villalonquéjar)	SUP		05/09/2008	4,83	0,44
93	Plaza Roma	GAR	Q	04/04/2008	3,79	0,38
94	Río Arlanzón (Plaza Castilla)	SUP		16/04/2008	4,44	0,40
94	Río Arlanzón (Plaza Castilla)	SUP		06/06/2008	4,69	0,39
94	Río Arlanzón (Plaza Castilla)	SUP		05/09/2008	4,37	0,42
95	Sondeo Villalonquéjar	SND	T	16/04/2008	0,15	0,26
96	EDAR	DEP		16/04/2008	3,90	0,39
97	Río Ubierna+Arlanzón (Villalbilla)	SUP		16/04/2008	3,86	0,36
97	Río Ubierna+Arlanzón (Villalbilla)	SUP		06/06/2008	4,72	0,40
97	Río Ubierna+Arlanzón (Villalbilla)	SUP		03/09/2008	3,19	0,39
97	Río Ubierna+Arlanzón (Villalbilla)	SUP		05/09/2008	4,28	0,42
98	Cueva de Juarros	FTE	M	16/04/2008	3,74	0,36
99	Brieva de Juarros	FTE	M	16/04/2008	3,75	0,36
100	Río Arlanzón (Castañares)	SUP		06/06/2008	4,25	0,41
100	Río Arlanzón (Castañares)	SUP		05/09/2008	3,95	0,39
101	Covento Carmelitas Descalzas	SND	T	08/09/2008	0,13	0,28
102	Fuente Bermeja	FTE	Q	08/09/2008	3,74	0,41
103	Edificio Mercurio.S4	PEX	Q	18/09/2008	4,62	0,43
104	Antigua Fábrica Pieles	PEX	Q	18/09/2008	4,45	0,43
105	Agua de Red. Politécnica	ABTO		16/04/2008	3,55	0,35
105	Agua de Red. Politécnica	ABTO		18/09/2008	5,00	0,44
106	C/ Siervas de Jesús	GAR	Q	22/09/2008	6,60	0,48
107	C/ Rosalía de Castro	GAR	Q	22/09/2008	3,99	0,41
108	C/ Solidaridad nº 4	GAR	Q	24/09/2008	4,95	0,44
109	Fuente La Piluca	FTE	T	24/09/2008	4,27	0,44
110	C/ El Patillas nº 4	PEX	Q	01/10/2008	4,50	0,45
112	Cueva de Juarros II	FTE	M	16/04/2008	3,75	0,36

Anexo IV



