

expe  
rien  
cias

# prácticas de reutilización

en el marco del programa  
consolider-tragua



MINISTERIO  
DE ECONOMÍA  
Y COMPETITIVIDAD



[www.consolider-tragua.com](http://www.consolider-tragua.com)



**expe** prácticas  
**rien** de reutilización  
**cias** en el marco del programa  
consolider-tragua

# índice

**expe** prácticas  
**rien** de reutilización  
**cias** en el marco del programa  
consolider-tragua

# índice

capítulo 1

## **Campo de golf Girona [4]**

Raúl Lovera, Josefina C. Tapias, Mahjoub Himi, Eva Marguí, Óscar González, Ignasi Queralt y Albert Casas. Grupo R1

capítulo 2

## **Balsas de infiltración del río Llobregat [17]**

Álex Sendrós, Mahjoub Himi, Raúl Lovera, Luis Rivero, Josefina C. Tapias, Albert Casas, Helena Gallardo, Eva Marguí e Ignasi Queralt. Grupo R1

capítulo 3

## **Reutilización para riego y recarga [27]**

Irene de Bustamante, José Antonio Iglesias, Irene Ortiz, Ángel de Miguel, Virtudes Martínez, Víctor González, Manuel Segura, Ramón Bienes, Ana Berreteaga, Beatriz Carenas y Javier Gil. Grupo R2

Francisco Javier Lillo, Francisco Carreño, Álvaro Márquez, Tomás Martín, David Gómez, Silvia Martín, María Leal, Raquel García-Pacheco y Patricia Moreno. Grupo R3  
Juan José Salas e Isabel Martín. Fundación CENTA

capítulo 4

## **Acuífero profundo del delta del río Llobregat (Barcelona) [45]**

Lucila Candela, Gloria Teijón, Karim Tamoh, Joaquín Jiménez, Manuela Hidalgo, Oscar Alfranca y Javier Valdés. Grupo R4

capítulo 5

## **Campo de golf de Bandama (Gran Canaria) [55]**

María del Carmen Cabrera, María del Pino Palacios, Esmeralda Estévez, José Manuel Hernández, José Juan Santana, Tatiana Cruz, María Teresa Morant, Annetty Benavides, Juan Ramón Fernández, Víctor González, Pilar Hernández, Vanessa Mendoza, Sarah Montesdeoca y Zoraida Sosa. Grupo R6

capítulo 6

## **Riego de chopera en la Vega de Granada (Granada) [82]**

Virginia M<sup>a</sup> Robles-Arenas, Diego Rojas, José Benavente, Antonio Castillo, Iacopo Benedetti y Luis Sánchez. Grupo R7

# campo de golf girona

**expe  
rien  
cias** prácticas  
de reutilización  
en el marco del programa  
consolider-tragua

## autores

UB

Raúl Lovera  
Josefina C. Tapias  
Mahjoub Himi  
Albert Casas

CSIC

Eva Marguí  
Óscar González  
Ignasi Queralt

grupo R1

capítulo



## INTRODUCCIÓN

Este estudio tiene la finalidad de caracterizar los green de un campo de golf regado con agua regenerada, a partir de técnicas clásicas de análisis edafológico con el apoyo de técnicas geofísicas de alta resolución. Si bien existen numerosos trabajos que han estudiado las propiedades hídricas de los campos de golf a partir de datos edafológicos, la utilización de un método geofísico como la tomografía eléctrica para caracterizar los campos de golf no es común. La correlación de los análisis químicos, físicos y físico-químicos con la información extraída de la geofísica constituye el carácter innovador del presente trabajo.

La industria de golf en España ha experimentado un crecimiento extraordinario desde 1950 con la existencia actualmente de más 300 campos de golf y casi un cuarto de millón de jugadores autorizados. En Cataluña, el golf produce un impacto económico de casi 20 millones de euros al año y las Autoridades de Turismo de Cataluña entendieron desde hace tiempo el golf como una política para promover turismo de interés especial (Priestley, 1987). En años recientes, ha habido una considerable demanda de campos de golf siendo en general el consumo de agua de un campo de golf que conste de 18 hoyos alrededor de  $0,3 \text{ Mm}^3$  por año (Tapias, 1998) lo que ha impulsado el uso y desarrollo de estrategias de diseño, construcción y gestión para adoptar prácticas ambientalmente sostenibles en los campos de golf (Tapias y Salgot, 2006).

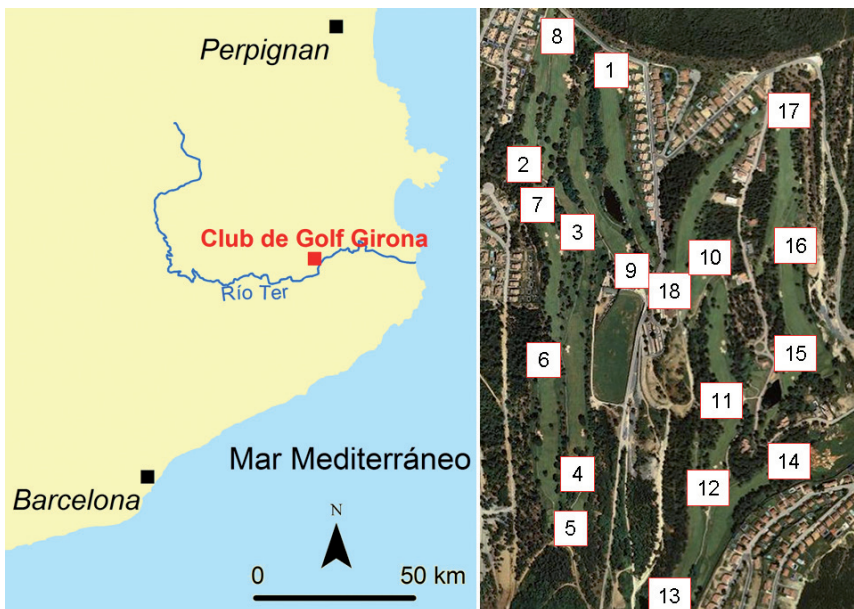


Figura 1.1. Situación del Club de Golf Girona. (<http://www.golfgirona.com>)

La mayor parte de las administraciones competentes en materia de agua están obligando por ley a los gestores de los campos de golf a regar con recursos de agua alternativos, principalmente con agua regenerada. Muchos campos de golf en España utilizan agua regenerada para el riego. Ya que el agua regenerada ha pasado a ser una opción básica, es necesario llevar a cabo estudios detallados sobre los problemas técnicos y sanitarios. El agua regenerada se caracteriza normalmente por su mayor salinidad, siendo necesario un control cuidadoso de los potenciales riesgos relacionados al lixiviado de sales y agroquímicos hacia el subsuelo (Brauen y Stahnke, 1995).

Los trabajos de campo se realizaron en las instalaciones del Club de Golf Girona, a lo largo de aproximadamente 10 días entre febrero y junio de 2010; la elección de los días de trabajo se hizo conjuntamente con la dirección y los *greenkeepers* del Club de Golf Girona dependiendo de las condiciones meteorológicas y de la afluencia de socios. El Club de Golf Girona (Figura 1.1) se encuentra en Sant Julià de Ramis, es un municipio de la comarca del Gironès, que forma parte del área urbana de Girona. Se encuentra a aproximadamente 117 Km. de Barcelona y a unos 60 Km. de Francia.

## CARACTERIZACIÓN EDAFOLÓGICA

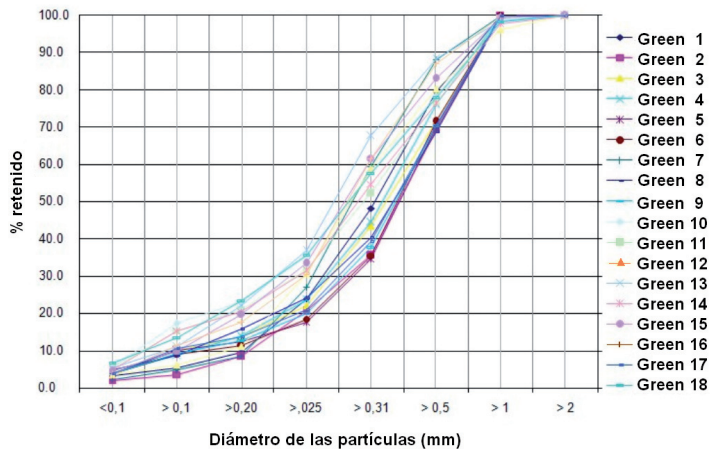
En la campaña edafológica se recogieron 18 muestras pertenecientes a todos los *greens* del Club de Golf. Estas muestras fueron tomadas en la zona colindante al hoyo del *green*, hasta una profundidad aproximada de 20 cm y una anchura de 15 cm.

Asimismo, se tuvo especial atención en dos *greens*, el número 11 por la baja eficiencia de riego según indicaciones del *greenkeeper* y el número 16 que a priori es un *green* que no presentaba problemas de drenaje. En ambos, además de las muestras tomadas en la zona colindante a los hoyos, se realizaron en los *antegreen* dos sondeos con una sonda manual Eijkelkamp (hand auger). En cada uno, de acuerdo con el nivel del substrato y los trabajos de modelado del terreno, se hicieron los muestreos a diferente profundidad. En el hoyo 11 se obtuvieron 14 muestras hasta una profundidad de 100 cm, mientras que en el hoyo 16 se obtuvieron 19 muestras hasta una profundidad de 170 cm.

La granulometría de las 18 muestras recogidas en los *greens* se ha determinado en el laboratorio efectuando una clasificación de sus materiales sólidos, mediante tamices de distintas mallas dispuestos sucesivamente en un cilindro vertical, de forma que cada uno devuelve las partículas de diámetro superior al de malla, y dejase pasar el resto de la muestra (USDA, 1975) y midiendo por pesada el porcentaje de material retenido en cada tamiz. Se han usado tamices de 2- 1- 0,5- 0,31-0,25- 0,2- 0,1 de malla (en milímetros).



Se han dibujado las curvas granulométricas obtenidas en dichos ensayos que representan el porcentaje acumulado de material que pasa por cierto tamiz.



*Figura 1.2. Curvas granulométricas de las 18 muestras de greens*

Puede observarse en la figura 1.2 como las curvas granulométricas muestran diferencias texturales respecto al tamaño de partículas en las arenas de los diferentes *greens*. Estas diferencias en el tamaño de grano del particulado que conforma la arena pueden tener como consecuencia un mejor o peor drenaje del *green*. Los valores de resistividad aportados por la tomografía eléctrica se correlacionarán con el tamaño de las partículas extraído de las curvas granulométricas, así como con la permeabilidad hidráulica, permitiendo extraer conclusiones sobre el mejor o peor drenaje de los distintos *greens*.

Se ha realizado la clasificación textural separando el contenido de arenas, limos y arcillas mediante el método de Bouyoucos (Bouyoucos, 1951). En la tabla 1.1 se muestran los resultados obtenidos.

Tabla 1.1.: Determinación textural de los substratos de cada uno de los greens del Club de Golf Girona

Green	% arena	% limo	% arcilla
Green 1	93	6,5	0,5
Green 2	94	6	0
Green 3	95	5	0
Green 4	94	5,5	0,5
Green 5	96	4	0
Green 6	96	3,5	0,5
Green 7	97	3	0
Green 8	93	6	1
Green 9	94	5,5	0,5
Green 10	93	7	0
Green 11	92	7,5	0,5
Green 12	94	6	0
Green 13	94	6	0
Green 14	94	6	0
Green 15	94	6	0
Green 16	97	2,5	0,5
Green 17	94	5,5	0,5
Green 18	92	7,5	0,5

## CARACTERIZACIÓN QUÍMICA

Se realizaron análisis químicos de todas las muestras tomadas en cada uno de *greens* y también en las obtenidas a diferentes profundidades de los sondeos efectuados en los *greens* 11 y 16.

Las determinaciones analíticas efectuadas en el laboratorio han sido las siguientes:

### Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica de los suelos se ha determinado por potenciometría en extracto 1:5. Se pesaron 10 g de muestra secada al aire, que se colocaron en un erlenmeyer de 100 ml. A continuación se añadieron 50 ml de agua destilada y se agitó fuertemente cada 10 minutos durante 1 hora. Después de reposar 10 minutos para que la muestra sedimentase, se filtró sin perturbar la suspensión. A continuación se realizaron las medidas con el conductivímetro.



Los valores de conductividad eléctrica de los substratos son bastante homogéneos, con un valor típico de  $130 \mu\text{S}/\text{cm}$  y valores extremos que oscilan entre un mínimo de  $84 \text{ mS}/\text{cm}$  en el *green 3* a un máximo de  $190 \mu\text{S}/\text{cm}$  en el *green 18*. No se han observado tendencias significativas de variación de la conductividad eléctrica con la profundidad en las muestras procedentes del sondeo efectuado en el *green 11*, ni tampoco en las del *green 16*.

### Carbono orgánico oxidable

El análisis del contenido en carbono orgánico oxidable se realizó según el método de Walkley y Black (1934). Se colocaron 250 mL del material a analizar en un erlenmeyer y se añadieron 10 mL de dicromato potásico 1 N, a continuación se añadieron 20 mL de ácido sulfúrico y se dejó en reposo una media hora; y posteriormente se añadieron 200 mL de agua destilada y se agitó el erlenmeyer para homogeneizar el contenido. Para la valoración se añadieron 4-5 gotas de solución indicadora de ortofenantrolina ferrosa y se valoró con sal de Mohr hasta el cambio de color, de verde a marrón-rojizo.

Las concentraciones de carbono orgánico oxidable de los substratos presentan un valor típico de 0,43% en peso y valores extremos que oscilan entre un mínimo de 0,21% también en el *green 3* a un máximo de 0,70% en el *green 15*. Sin embargo, en este caso las concentraciones en carbono orgánico disminuyen drásticamente a partir de los 20 cm de profundidad.

### Análisis elemental

El análisis de las muestras de suelo se realizó por medio de espectrometría de fluorescencia de rayos X por dispersión de longitud de onda (WDXRF) como metodología para la determinación rápida de la composición química elemental. El análisis permite identificar la presencia de cualquier elemento químico desde sodio a uranio en orden de número atómico creciente, en concentraciones desde unos pocos mg/L hasta porcentajes muy elevados. Los resultados obtenidos reflejan el contenido total de los elementos ya que la técnica, por sí misma, no ofrece la posibilidad de identificar especies químicas o mineralógicas.

Las muestras se secaron en estufa a  $60^\circ\text{C}$ , tras lo cual fueron molidas en mortero de ágata. El polvo obtenido se compactó para la obtención de pastillas por prensado (*pressed powder pellets*) necesarias para el análisis WDXRF. Para ello se utilizaron 5 gramos de muestra finamente pulverizada, mezclados y homogenizados con 0.4 g de Elvacite (metil-metacrilato) como agente compactante para hacer una pastilla de 4 cm de diámetro, elaborada por prensado a  $20 \text{ Tn}/\text{cm}^2$ .

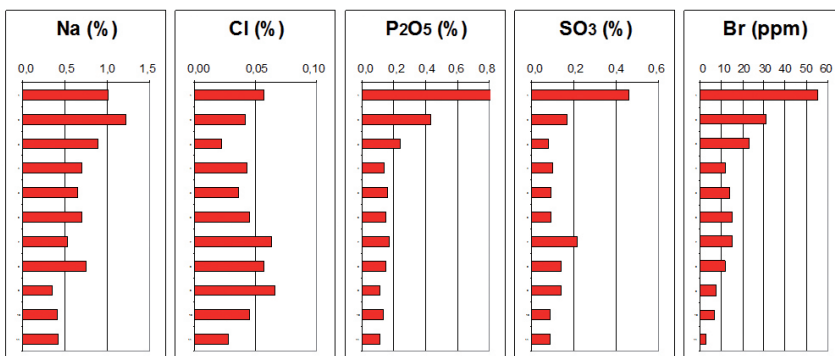
## experiencias

prácticas de reutilización en el marco del programa consolider tragua

Se utilizó un equipo Bruker equipado con un tubo con ánodo de Rh, potencia máxima de 1 kW, cuatro cristales analizadores (OVO-B, OVO-55, LiF 200 y PET) y dos detectores adaptados para cubrir el rango de energías de los diferentes elementos químicos. El equipo permite tener un rango analítico elemental muy amplio, con un tiempos de medición entre 10 y 30 segundos por elemento o el barrido de la región espectral completa entre 5 a 15 minutos.

Los elementos químicos analizados han sido:  $\text{Na}_2\text{O}$ ,  $\text{MgO}$ ,  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ,  $\text{SiO}_2$ ,  $\text{P}_2\text{O}_5$ ,  $\text{SO}_3$ ,  $\text{Cl}$ ,  $\text{K}_2\text{O}$ ,  $\text{CaO}$ ,  $\text{TiO}_2$ ,  $\text{V}_2\text{O}_5$ ,  $\text{Cr}_2\text{O}_3$ ,  $\text{MnO}$ ,  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ,  $\text{NiO}$ ,  $\text{CuO}$ ,  $\text{ZnO}$ ,  $\text{As}_2\text{O}_3$ ,  $\text{Br}$ ,  $\text{Rb}_2\text{O}$ ,  $\text{SrO}$ ,  $\text{Y}_2\text{O}_3$ ,  $\text{ZrO}_2$ ,  $\text{Nb}_2\text{O}_5$ ,  $\text{BaO}$  y  $\text{PbO}$ . Los datos químicos obtenidos para cada uno de los dos perfiles realizados permiten apreciar unos enriquecimientos notables de sodio, y bromo en la parte superior del perfil, atribuibles a la salinización producida por el riego continuado con las aguas regeneradas, ya que no consta en el registro histórico que se realizaran campañas de desinfección del suelo con bromuro de metilo. Esta acumulación es patente hasta unos 40-50 cm de profundidad (muestras 1 a 4). Mientras que para el sodio los contenidos de muestras subsuperficiales presentan unos valores tres a cuatro veces superiores a aquellos correspondientes a las muestras de mayor profundidad, en el caso del bromo los contenidos de la parte superior de los perfiles suelen tener unas concentraciones entre 6-8 veces superiores a niveles inferiores.

Otros elementos, como azufre, potasio y fósforo, presentan igualmente fenómenos de enriquecimiento en la parte superior de los perfiles aunque en este caso el origen debe interpretarse por la combinación del riego con aguas regeneradas y el uso de fertilizantes. En cualquier caso la acumulación sigue la misma tendencia que para sodio y bromo aunque el azufre queda retenido en los niveles más superficiales del suelo, en la capa de enraizamiento.



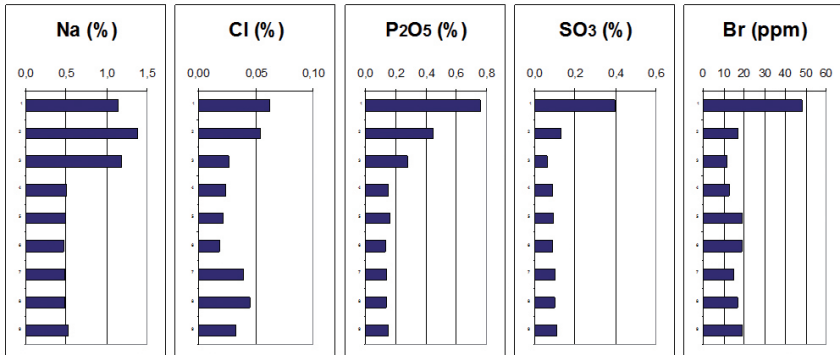


Figura 1.3. Variación en profundidad de algunos elementos y compuestos químicos significativos. Página 10 (en rojo) variación en el green 11 y arriba (en azul) variación en el green 16.

## CARACTERIZACIÓN GEOFÍSICA

La campaña de geofísica ha consistido en la realización de tomografías eléctricas en cada uno de los 18 greens del Club de Golf Girona. Todos los perfiles tienen una longitud de 23,5 m con una separación entre electrodos de 0,5 m alcanzando una profundidad aproximada de 4,5 m. El dispositivo utilizado ha sido un Wener-Schlumberger recíproco. El equipo utilizado ha sido un resistímetro modelo Syscal PRO de Iris Instruments.

En los perfiles obtenidos el ajuste presenta un error muy bajo (inferior al 2,5%) por lo que los resultados de la inversión se pueden dar por muy satisfactorios. La figura 1.4 muestra las secciones de resistividad invertidas después del procesado en RES2DINV de las 18 tomografías eléctricas realizadas (Locke, 1996); observándose como todos los perfiles presentan la misma estructura, pudiéndose definir un nivel superior con valores altos de resistividad (colores rojos) y un nivel inferior que presenta resistividades bajas.

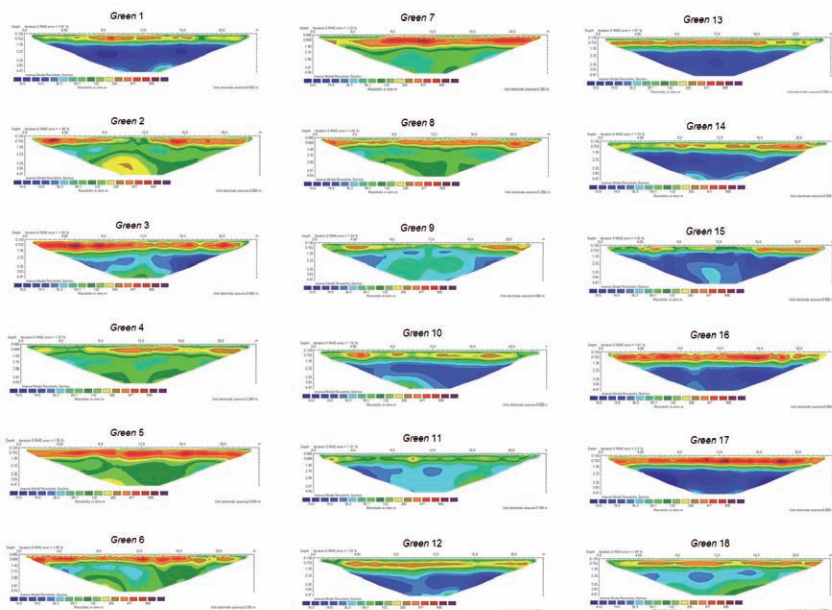


Figura 1.4. Secciones de tomografía de resistividad eléctrica obtenidos en cada uno de los greens. La escala de resistividades desde un mínimo de inferior a  $10 \text{ ohm.m}$  (color azul) a un máximo superior a  $1000 \text{ ohm.m}$  (color granate) es igual para todos los gráficos.

La comparación entre la resistividad eléctrica y la textura muestra una notable correlación ( $R=0'65$ ) entre ambas variables de forma que cuanto mayor es la resistividad eléctrica menor es la proporción de partículas finas del sustrato del green. En la figura 5 se muestra que la mayoría se agrupan en dos polos bastante bien definidos. En el inferior, que incluye los greens 10, 11, 12, 13, 14, 15 y 18, los sustratos tienen un mayor contenido en finos mientras que los greens 2, 3, 5, 6, 7 y 17 se agrupan en el otro polo que se caracteriza por mayores valores de resistividad eléctrica y menor proporción de partículas de textura fina. A partir de la interpretación de estos resultados se pueden evaluar las propiedades hídricas de cada uno de los greens, como son la capacidad de retención y la tasa de drenaje del agua aportada para mantener la cubierta de césped en las condiciones requeridas para la práctica de este deporte.

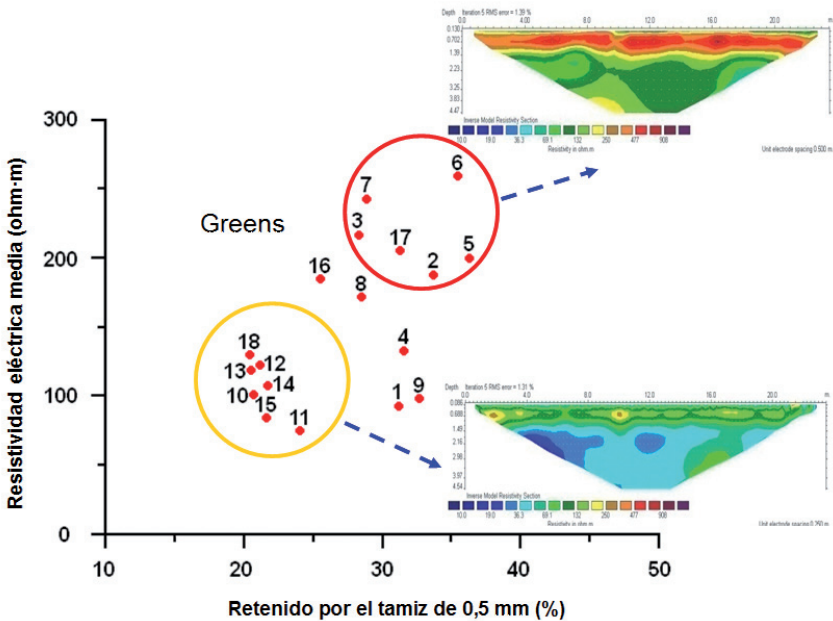


Figura 1.5. Correlación entre la resistividad eléctrica y el contenido en partículas finas de los sustratos de los 18 greens numerados del 1 al 18

Finalmente, en los perfiles de tomografía eléctrica también se pone de manifiesto las diferencias en el valor de la resistividad eléctrica de los sedimentos naturales situados debajo del sustrato arenoso que constituye cada green. Los valores promedio de la resistividad eléctrica de esta capa oscilan entre mínimos inferiores a  $20 \Omega\text{-m}$  en los greens 1, 13 y 17, a valores máximos superiores a  $100 \Omega\text{-m}$  en los greens 2 y 5. La clara tendencia a aumentar la resistividad eléctrica de este a oeste está relacionada con la litología de los sedimentos, que varían desde típicamente arcillosos al este del campo a limos arenosos al oeste. Esta información puede utilizarse para evaluar el riesgo a la contaminación de las aguas subterráneas como consecuencia del lixiviado de nutrientes y plaguicidas a través de los sustratos arenosos de los greens.

## DESCRIPCIÓN DE LOS SISTEMAS DE RIEGO

El riego en el Club de Golf Girona se realiza por el método de goteo y se usa agua regenerada según el Real Decreto del año 2007 (RD 1620-2007)

## CONCLUSIONES

El estudio ha cumplido el objetivo de desarrollar una nueva metodología para la caracterización de los greens de campo de golf combinando técnicas edafológicas con técnicas geofísicas. Los resultados indican que la técnica geofísica de la tomografía eléctrica es muy eficiente para determinar la variabilidad lateral y vertical de la capa de arenas del green y la composición del sustrato.

El estudio ha demostrado que aunque la resistividad eléctrica dependa simultáneamente de muchas propiedades del suelo como la humedad y salinidad, la medida de resistividad aparente en un green puede ser fácilmente correlacionada con la composición textural del suelo, ya sea la capa de arenas o el sustrato. La mayoría de los campos de golf utilizan para el diagnóstico de suelos y sustratos los resultados de análisis clásico de pocas muestras puntuales que pueden no ser representativas cuando deben tomar importantes decisiones relativas al mantenimiento y renovación de los greens.

## REFERENCIAS

- Bouyoucos G.J. (1951) A recalibration of the hydrometer: Method of making mechanical analysis of soils, *Agron. Journal*, 43: 434-438.
- Brauen, S.E. y Stahnke, G. (1995) Leaching of nitrate from sand putting greens. *USGA Green Section Record*, 33(1), 29-32.
- Loke M.H. y Barker R.D. (1996) Rapid least-squares inversion of apparent resistivity pseudo-sections using a quasi-Newton method. *Geophysical Prospecting*, 44, 131-152.
- Porta J., López-Acevedo M. y Rodríguez R. (1992) *Laboratori d'Edafologia*. UPC. 193 págs.
- Priestley G.K. (1987) The role of golf as a tourist attraction: the case of Catalonia, Spain. Acts of the meeting of the Commission of Geography of Tourism, Leisure and Recreation of the International Geographical Union. Sousse, Office National de Tourisme, Tunis, pp. 288-302.
- Real Decreto 1620/2007: de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas.
- Tapias J.C. (1998) Estrategias de gestión de los recursos hídricos en los campos de golf. Tesis Doctoral. Universitat de Barcelona. 431 páginas.



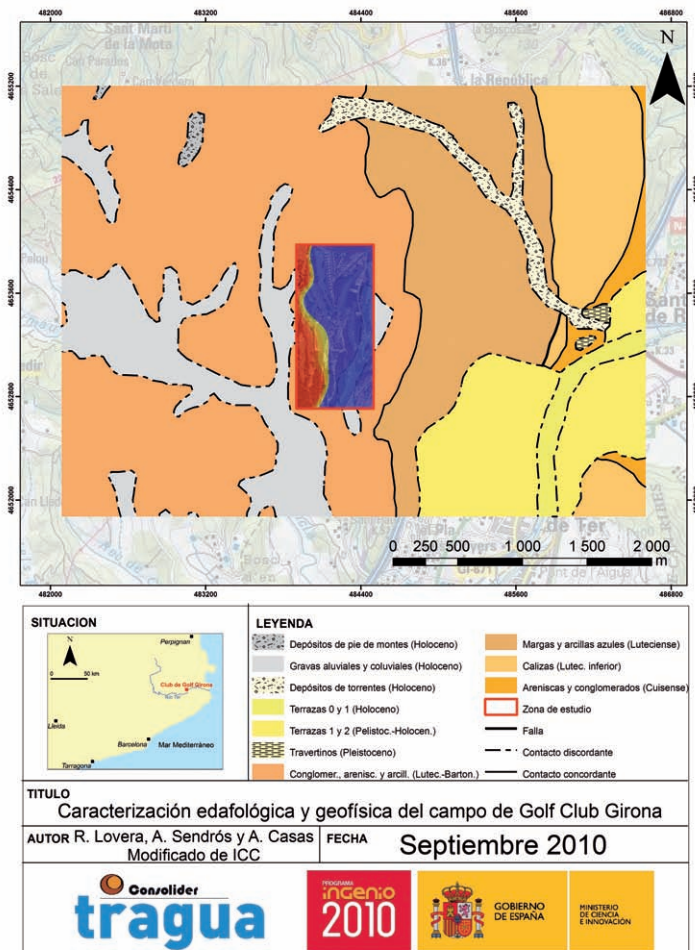
Tapias J.C. y Salgot M. (2006) Management of soil – water resources in golf courses. *Tourism and Hospitality Research*, 6(3): 197-203.

USDA (1975) Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpretation of soil surveys. Handbook 436, 754 págs.

Walkley A. y Black I.A. (1934) An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37: 29-38.

## ANEJO

### MAPA DE SITUACIÓN



La gradación de colores en el interior del recuadro corresponde a los valores promedio de resistividad eléctrica del sustrato geológico debajo de los greens que varía desde mínimos inferiores a 20  $W \cdot m$  (color azul) a valores máximos superiores a 100  $W \cdot m$  (color rojo). La clara tendencia a aumentar la resistividad eléctrica de este a oeste está relacionada con la litología de los sedimentos, que varían desde típicamente arcillosos al este del campo a arenas y gravas al oeste.

**expe  
rien  
cias** prácticas  
de reutilización  
en el marco del programa  
consolider-tragua

## autores

UB

Álex Sendrós

Mahjoub Himi

Raúl Lovera

Luis Rivero

Josefina C. Tapias

Albert Casas

CSIC

Helena Gallardo

Eva Marguí

Ignasi Queralt

Grupo R1

2

capítulo

# balsas de infiltración del río llobregat

## INTRODUCCIÓN

El desarrollo económico del área metropolitana de Barcelona ha supuesto que el curso medio y Bajo del río Llobregat haya sufrido durante décadas una intensa presión urbanística y de infraestructuras. La progresiva impermeabilización del terreno ha provocado un impacto hidrogeológico directo sobre los acuíferos que conforman la Cubeta de Sant Andreu, la Vall Baixa y el Delta del Llobregat, que han visto reducida notablemente la superficie natural de recarga. Este hecho, asociado también a una actividad extractiva continuada en el tiempo por parte de las poblaciones e industrias del entorno, ha provocado que exista un déficit hídrico. A partir de esta situación crítica, la Comunitat de Usuaris d'Aigües del Delta del Llobregat (CUADLL), junto con la Agència Catalana de l'Aigua (ACA), han planteado la técnica de la recarga artificial de acuíferos mediante balsas de infiltración como solución a esta problemática (Ortuño *et al.*, 2009)

La gestión de la recarga artificial de acuífero (Managed Acuífer Recharge) es considerada una técnica alternativa de gestión hídrica y se basa en introducir agua en los acuíferos. El origen de esta agua es muy variado, aunque en general proviene del río también puede ser originaria de depuradoras, desalinizadoras, o pluvial. La recarga artificial de acuíferos tiene como objetivo directo mantener el nivel piezométrico del acuífero a valores estables. Por otro lado el agua almacenada en el acuífero puede ser extraída para riego, para el abastecimiento o bien utilizarse como barrera contra la intrusión marina y/o la contaminación.

Actualmente todavía es una técnica infrautilizada en España y la mayoría de proyectos están en fase experimental, aunque estos cumplen con los requerimientos hídricos y el marco legal actual.

En este sentido la CUADLL y la ACA, con colaboración de otras entidades como Aguas de Barcelona (AGBAR), el Departamento del Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya (DMAiH) y la Entitat de Medi Ambient del Àrea Metropolitana de Barcelona (EMSHTR), están llevando a cabo tres proyectos de balsas de recarga artificial en el Llobregat: las balsas de Can Albareda, en la Cubeta de Sant Andreu y las balsas de Sant Vicenç dels Horts y las de Santa Coloma de Cervelló localizadas en el acuífero de la Vall Baixa. Otras entidades también participan en proyectos específicos de investigación como el IGME, el Centro Tecnológico del Agua (CETAQUA), la UPC y el Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC).

El presente estudio se ha llevado a cabo en la balsa de recarga artificial de Can Albareda y su objetivo es el empleo de técnicas de elevada eficiencia en la relación coste-beneficio y mínimamente invasivas para la caracterización del sistema de recarga.

## DESCRIPCIÓN HIDROGEOLÓGICA Y LITOLÓGICA

El río Llobregat nace en los Pirineos, tiene una longitud aproximada de 160 Km y una cuenca de drenaje de 4950 Km<sup>2</sup>. Es en tramo bajo del Llobregat donde se ubican las balsas de recarga artificial de Can Albareda, en el acuífero aluvial de Cubeta Sant Andreu. La cubeta (Figura 2.1) está situada en la depresión Vallès Penedès, entre la Cordillera Prelitoral y la Cordillera Litoral. Regionalmente existen dos sistemas de fracturas que condicionan la estructura: el primero de ellos está formado por un conjunto de fallas de dirección NE-SO, que ponen en contacto los materiales metamórficos del Paleozoico y Mesozoico con materiales detríticos del Cenozoico. El segundo sistema de fracturas está formado por una serie de fallas direccionales NO-SE.

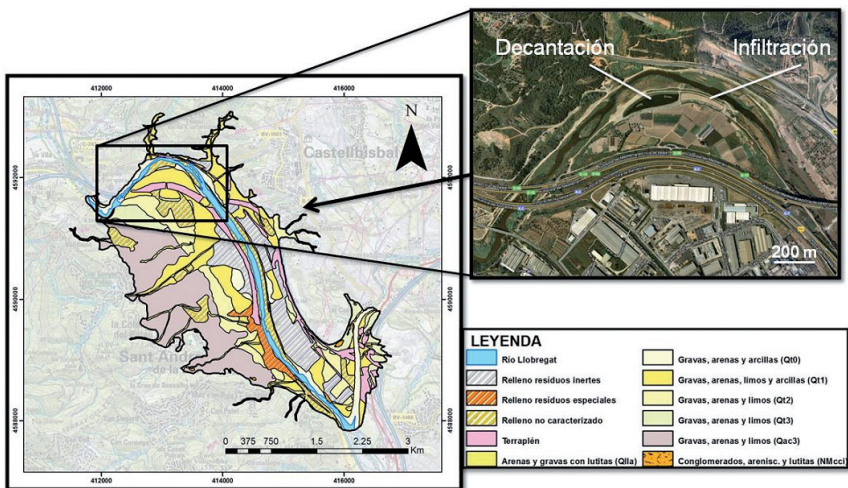


Figura 2.1. Mapa hidrogeológico del acuífero de la Cubeta de Sant Andreu (izquierda), modificado de ICC, 2006. Imagen satelital con la situación de las balsas decantación e infiltración de Can Albareda (parte superior derecha, modificado de ICC, 2010).

El río Llobregat se encaja en una de estas fallas direccionales a través de la cordillera Litoral. La falla genera una gran asimetría entre los dos márgenes del río, separando al oeste los materiales metamórficos paleozoicos y mesozoicos (Bloque del Garraf) de los materiales detríticos cenozoicos (Bloque de Collserola); que afloran al este de la Cubeta. La estructura de la Cubeta es de edad neógena y tiene sedimentos marinos de transición en el fondo de ésta. Las balsas estudiadas, aunque pertenecen a la Cubeta de Sant Andreu, se sitúan en el tramo bajo del Llobregat donde se distinguen diferentes unidades hidrogeológicas.

## experiencias

prácticas de reutilización en el marco del programa consolider tragua

cas, destacando los acuíferos libres de Sant Andreu y de la Vall Baixa y el acuífero confinado profundo del Delta. Estos dos últimos acuíferos están compuestos por dos paquetes detríticos arenosos, separados entre sí por un nivel de limos y arcillas que actúa como acuitardo. El nivel de limos y arcillas tiene su máximo espesor en el valle bajo, acuñándose hasta conectar los dos acuíferos a la altura de la población de Cornellà del Llobregat.

## METODOLOGÍA

El estudio engloba y aplica varias técnicas para el estudio del subsuelo, unas indirectas (geofísicas) y otras directas (sondeos mecánicos y ensayos de infiltración puntual), para correlacionarlas entre sí.

Los parámetros que se han obtenido y correlacionado son:

- Resistividad eléctrica, a partir de 49 perfiles con la técnica eléctrica de la tomografía eléctrica (ERT).
- Conductividad, a partir de los mapas de isoconductividades obtenidos con el método electromagnético EM-31.
- Tamaño de grano, usando las 52 muestras tomadas en la balsa de infiltración y a diferentes profundidades en los dos sondeos mecánicos de 12 metros realizados.
- Porcentaje de arena, limo y arcilla, mediante el método de laboratorio de Bouyoucus. Este método ha permitido obtener la clasificación textural de cada muestra en porcentaje.
- Capacidad de infiltración, obtenida con dos ensayos de infiltración puntual (Infiltrómetro Muntz).
- Permeabilidad hidráulica del suelo a partir de las curvas empíricas de Verdín.

## CARACTERIZACIÓN GEOFÍSICA, GEOLOGICA E HIDROGEOLOGICA

Los perfiles de tomografía eléctrica, la descripción litológica de los sondeos mecánicos, las granulometrías, los valores de permeabilidad calculados in-situ y en laboratorio y el ensayo de clasificación textural de Bouyoucus han permitido definir dos formaciones geológicas con una composición litológica y textural bien diferenciada:

- Conjunto superior: formado por un bloque de unos 9 metros de potencia de gravas heterométricas, intercalaciones de capas arenosas y la presencia discontinua de una matriz arcillosa (Figuras 2.2 y 2.3). Estos materiales detríticos muestran a gran escala una tendencia granodecreciente de techo a base. El bloque constituye la unidad acuífera libre superior y se correlaciona con las terrazas del río Llobregat. El nivel piezométrico se encuentra a



2.7 m de profundidad de la balsa de infiltración (Junio 2011). Los valores de resistividad eléctrica oscilan entre 100 y 1300 ohmios m, con una tasa de infiltración del suelo entre 0.5 y 4 m/día, con una permeabilidad calculada de 0.26, según Hazen, y atribuible a una clase de acuífero buena (clase 3 según la tabla de clasificación de Breddin). Por último destacar, el porcentaje mínimo (0-4%) de matriz arcillosa del conjunto.

- Conjunto inferior: formado por materiales detríticos con tonalidades rojizas. El techo de la unidad está formado por arcillas con clastos y a medida que bajamos en la serie disminuye la proporción de clastos. Este bloque actúa como nivel impermeable delimitando la base del acuífero (acuicludo).

La campaña geofísica del presente estudio ha consistido en la realización de cuatro perfiles longitudinales de tomografía eléctrica en cada uno de los laterales de la balsa de recarga y de la laguna, y cuarenta y nueve perfiles dentro de la balsa para la obtención de un modelo tridimensional de distribución de resistividades. La adquisición de los datos de los perfiles ha sido efectuada mediante un resistivímetro de 48 canales modelo SYSCAL PRO. Para la adquisición de datos de los perfiles longitudinales se ha usado el dispositivo Wenner-Schlumberger, con una separación entre electrodos de 2 m, con lo que se obtiene una profundidad máxima de investigación de 20 metros. Los datos de resistividad aparente medidos han sido sometidos a un proceso de inversión para obtener un modelo de subsuelo que pueda considerarse una solución válida compatible con los datos experimentales. El programa utilizado para la inversión de los datos ha sido el RES2DINV (© Geotomo software). El programa determina de forma automática un modelo bidimensional de resistividades reales del subsuelo a partir de un conjunto de datos que constituyen una pseudosección de resistividades aparentes.

Los ensayos de infiltración realizados en el interior de la balsa de Can Albareda con el infiltrómetro de doble anillo han mostrado valores muy contrastados, desde valores mínimos de  $0,54 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{día}$  en la superficie a valores máximos de  $3,98 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{día}$  a 1,3 metros de profundidad. Estos resultados justifican la baja capacidad de infiltración de la balsa en el ensayo inaugural y la variación de resistividad eléctrica observada a esta profundidad, donde se pasa de gravas con matriz arcillosa a gravas casi libres de arcilla mucho más permeables (Figura 2.4). Por consiguiente, el modelo 3D obtenido a partir de la densa malla de perfiles de resistividad eléctrica puede traducirse a un modelo de conductividad hidráulica equivalente.

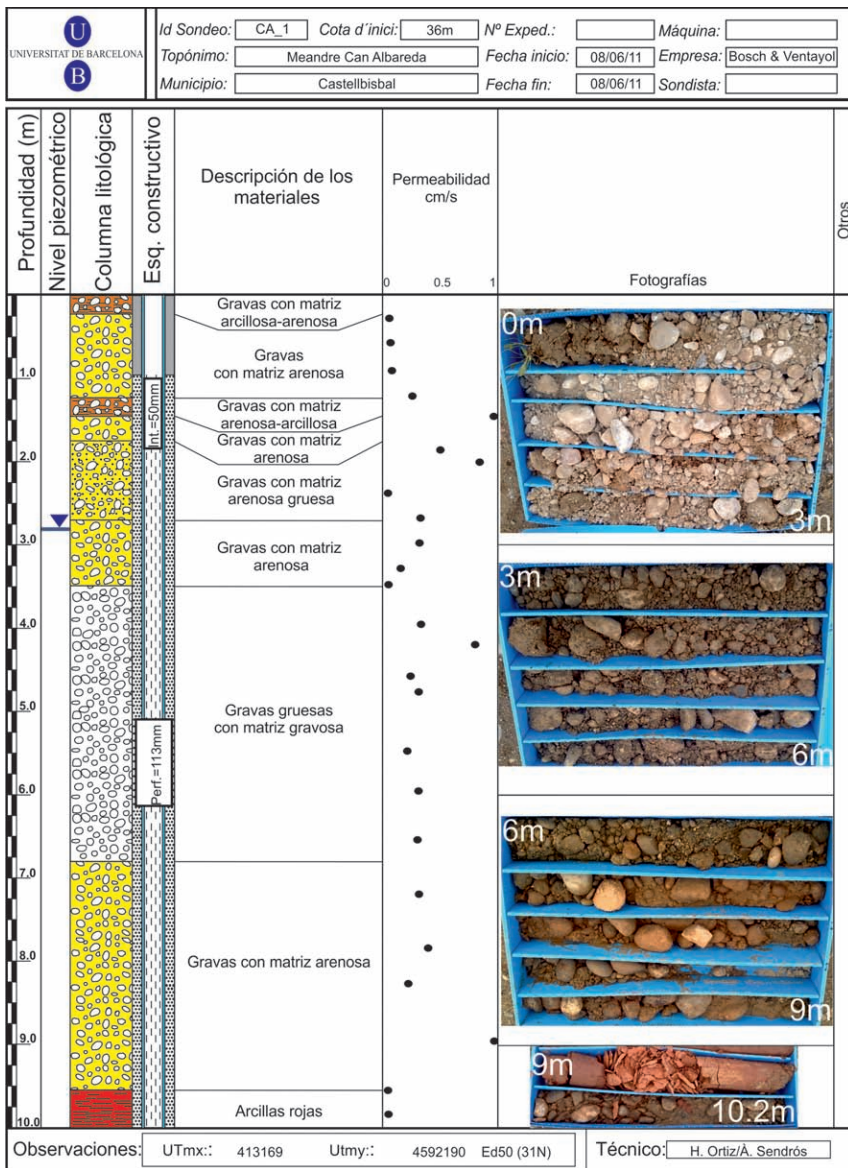


Figura 2.2. Descripción litológica del sondeo CA\_1 realizado en la balsa de infiltración de Can Albareda.



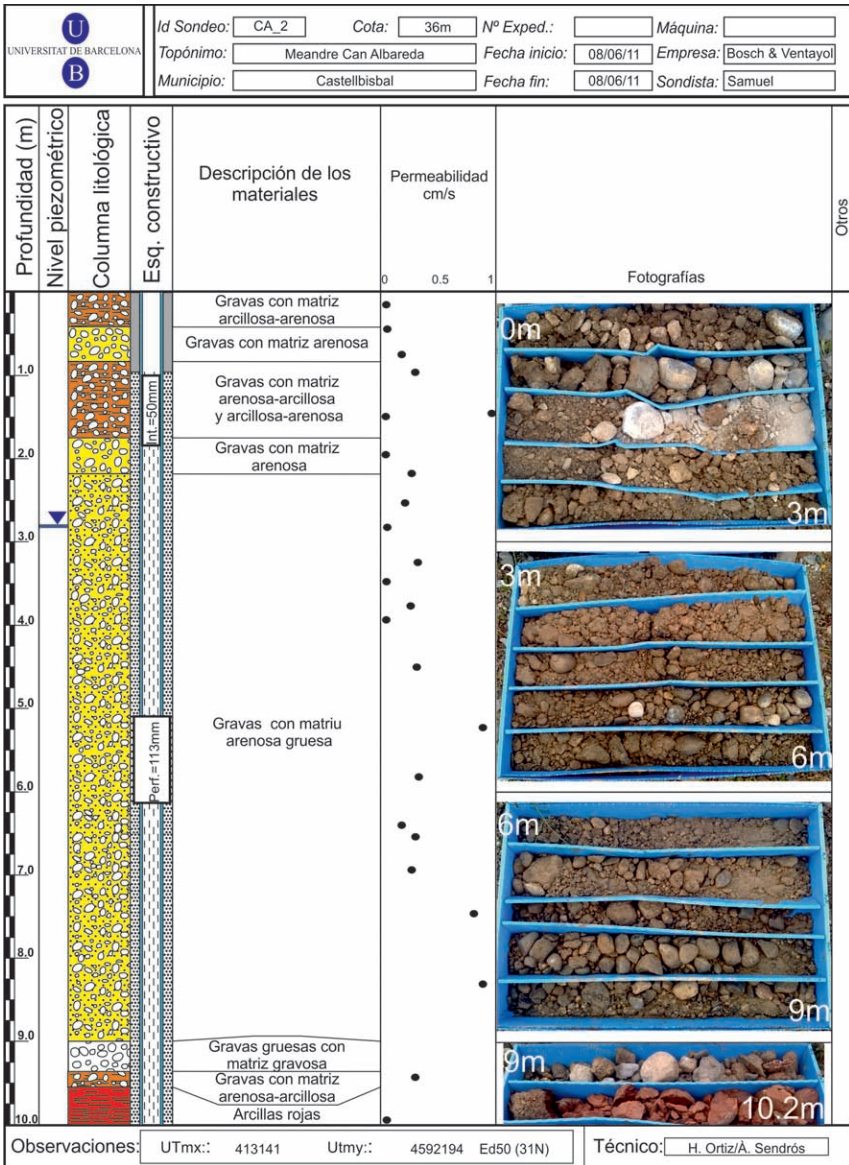


Figura 2.3. Descripción litológica del sondeo CA\_2 realizado en la balsa de infiltración de Can Albareda.

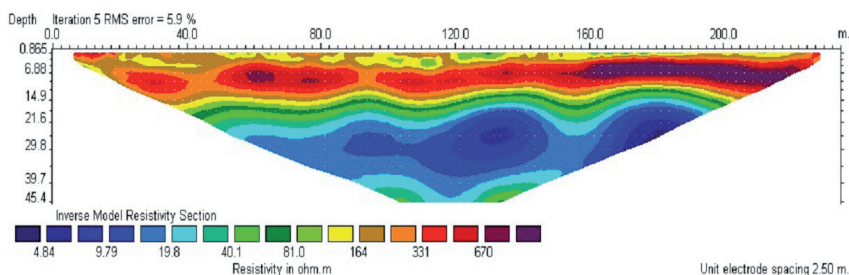


Figura 2.4. Sección típica de resistividad eléctrica de la balsa de Can Albareda mostrando tres capas: una delgada capa superior (1-1.3 m) de gravas y arenas con matriz arcillosa, una capa intermedia de alta resistividad (12-14 m) que representa el nivel de gravas y un substrato de baja resistividad formado por arcillas rojas.

## CONCLUSIONES

Las técnicas de prospección geofísica se han mostrado como herramientas muy útiles para la caracterización del subsuelo en las balsas de Can Albareda, ya que han proporcionado información complementaria a las técnicas puntuales, permitiendo un reconocimiento en un espacio bidimensional y tridimensional, la geometría de las unidades hidrogeológicas y del contacto acuífero-basamento impermeable. Además las variaciones verticales y laterales, quedan perfectamente definidas en las modelizaciones resultantes de la tomografía eléctrica. Sin embargo, deben complementarse con la información litológica deducida a partir de las columnas de los sondeos mecánicos y los valores de permeabilidad obtenidos experimentalmente con el infiltrómetro de doble anillo e indirectamente a partir de los análisis granulométricos de las muestras extraídas de los testigos de los sondeos mecánicos.

Desde el punto de vista de la gestión hídrica, es de especial interés caracterizar las variaciones laterales de los niveles de gravas para evaluar las zonas preferentes para la recarga artificial mediante balsas. Por lo tanto, previo a cualquier construcción de balsas de recarga artificial, es muy recomendable realizar estudios como el presentado en este trabajo, con el fin de valorar las zonas de mayor conductividad hidráulica y la dinámica hidrogeológica desde la superficie hasta el acuífero subyacente a través de la zona no saturada. Además, puede ser recomendable aplicar esta metodología de forma seriada en el tiempo para caracterizar la posible colmatación de la zona de infiltración y controlar el correcto funcionamiento del sistema de recarga. De esta manera, será posible garantizar una mayor efectividad funcional y, por tanto, una mayor rentabilidad económica.



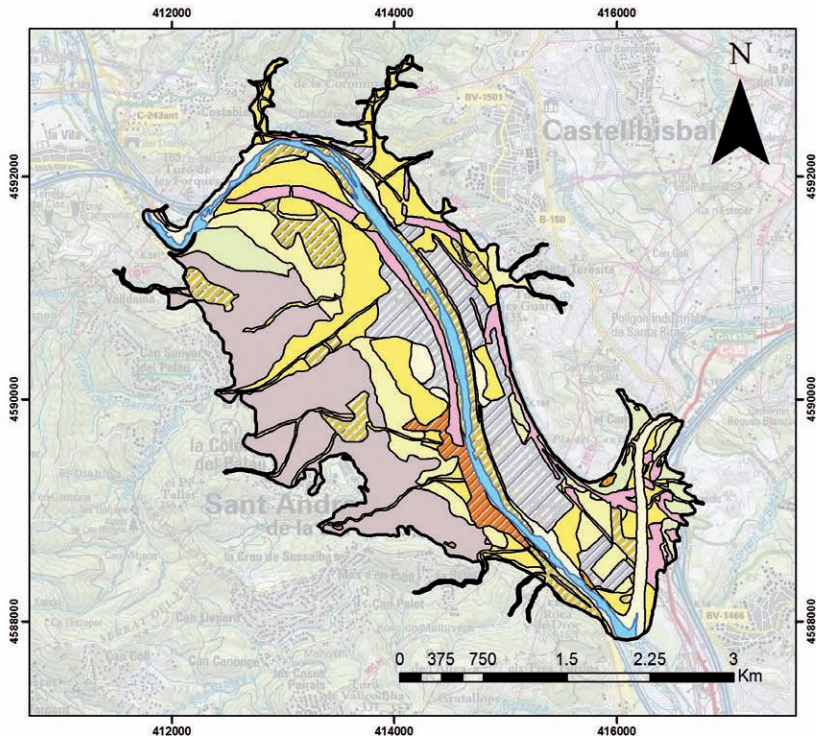
## AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a Luz Zapata, Ismael Casado, Helena Ortiz-Quintana y Gal·la Serra por su colaboración en los trabajos de campo. Se agradece también especialmente a Mireia Iglesias, M<sup>a</sup> Victoria Colomer y Felip Ortuño de la Agenda Catalana del Agua (ACA) y a Enric Queralt de la Comunidad de Usuarios de Agua del Delta del Llobregat (CUADLL) por el apoyo institucional y la valiosa información facilitada de estudios previos.

## REFERENCIAS

- ICC (2006): *Mapa hidrogeològic del tram baix del Llobregat i el seu delta*. [Documento cartogràfic]. Escala 1:30000. Primera Edición. Generalitat de Catalunya. Departament de Política Territorial i Obres Públiques, Barcelona.
- ICC (2010): *Ortofoto 71-31: Martorell* [en línea]. Escala 1:25000. Generalitat de Catalunya. Departament de Política Territorial i Obres Públiques. Barcelona [Consulta Noviembre 2011]. Disponible en: <[www.icc.cat](http://www.icc.cat)>.
- Ortuño, F., Niñerota, J. M., Armenter, J. L., Molinero, J. (2009): La barrera hidráulica contra la intrusión marina i la recarga en el acuífero del Llobregat (Barcelona, España). *Boletín Geológico y Minero*, 120(2): 235-250.

ANEJO



<p><b>SITUACION</b></p>	<p><b>LEYENDA</b></p> <table border="0"> <tr> <td> Río Llobregat</td> <td> Gravas, arenas y arcillas (Qt0)</td> </tr> <tr> <td> Relleno residuos inertes</td> <td> Gravas, arenas, limos y arcillas (Qt1)</td> </tr> <tr> <td> Relleno residuos especiales</td> <td> Gravas, arenas y limos (Qt2)</td> </tr> <tr> <td> Relleno no caracterizado</td> <td> Gravas, arenas y limos (Qt3)</td> </tr> <tr> <td> Terraplén</td> <td> Gravas, arenas y limos (Qac3)</td> </tr> <tr> <td> Arenas y gravas con lutitas (Qla)</td> <td> Conglomerados, arenisc. y lutitas (NMcci)</td> </tr> </table>	Río Llobregat	Gravas, arenas y arcillas (Qt0)	Relleno residuos inertes	Gravas, arenas, limos y arcillas (Qt1)	Relleno residuos especiales	Gravas, arenas y limos (Qt2)	Relleno no caracterizado	Gravas, arenas y limos (Qt3)	Terraplén	Gravas, arenas y limos (Qac3)	Arenas y gravas con lutitas (Qla)	Conglomerados, arenisc. y lutitas (NMcci)
Río Llobregat	Gravas, arenas y arcillas (Qt0)												
Relleno residuos inertes	Gravas, arenas, limos y arcillas (Qt1)												
Relleno residuos especiales	Gravas, arenas y limos (Qt2)												
Relleno no caracterizado	Gravas, arenas y limos (Qt3)												
Terraplén	Gravas, arenas y limos (Qac3)												
Arenas y gravas con lutitas (Qla)	Conglomerados, arenisc. y lutitas (NMcci)												
<p><b>TITULO</b> Mapa Hidrogeológico simplificado de la Cubeta de Sant Andreu</p>													
<p><b>AUTOR</b> A. Sendrós; A. Casas. Modificado de ICC, 2006.</p>	<p><b>FECHA</b> JUNIO 2011</p>												

**expe** prácticas  
**rien** de reutilización  
**cias** en el marco del programa  
consolider-tragua

## autores

### Grupo R2

Irene de Bustamante, José Antonio Iglesias,  
Irene Ortiz, Ángel de Miguel, Virtudes Martínez,  
Víctor González, Manuel Segura, Ramón Bienes,  
Ana Berreteaga, Beatriz Carenas, Javier Gil

### Grupo R3

Francisco Javier Lillo, Francisco Carreño,  
Álvaro Márquez, Tomás Martín, David Gómez,  
Silvia Martín, María Leal, Raquel García-Pacheco,  
Patricia Moreno

### CENTA

Juan José Salas, Isabel Martín

# 3

capítulo

reutilización para riego y recarga

## INTRODUCCIÓN

En Carrión de los Céspedes (Sevilla) la Fundación Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA) tiene instalado un Centro Experimental de I+D+i de tratamiento y reutilización de las aguas residuales urbanas en pequeñas comunidades.

La planta se localiza en la parte suroccidental de la cuenca del Guadalquivir, en los límites de la provincia de Huelva y Sevilla (Figura 3.1). Desde el punto de vista hidrogeológico, se sitúa sobre la unidad Almonte-Marismas (unidad 05.51), limitando por el noroeste con la unidad Aljarafe (unidad 05.50) ([www.chguadalquivir.es](http://www.chguadalquivir.es)). El flujo de aguas subterráneas en la zona de estudio tiene una dirección NNE-SSO (Figura 3.1).

El objetivo general de este proyecto es estudiar, desde el punto de vista del medio físico, dos tecnologías diferentes de reutilización de aguas residuales urbanas depuradas. La primera de ellas consiste en el empleo de filtros verdes de *Eucalyptus camaldulensis* y *Populus euro-america* como estaciones de regeneración, la reutilización del agua para la producción de biomasa y la recarga de acuíferos mediante infiltración a través del terreno (de Bustamante *et al.*, 2009a y b). La segunda de las tecnologías consiste en el riego de parcelas de cultivo de *Jatropha curcas* L. con aguas regeneradas para producir biodiésel. En ambos casos se consigue un tratamiento adicional de las aguas por la acción conjunta del suelo, los microorganismos y las plantas, a través de procesos físicos, químicos y biológicos.

Los objetivos específicos planteados son regenerar el agua depurada, reduciendo la movilidad y biodisponibilidad de las sustancias no deseadas presentes en las mismas; y obtener un beneficio ambiental añadido, mediante la reutilización de estas aguas en el riego para la generación de biomasa y biodiésel y los retornos para la recarga del acuífero.

## METODOLOGÍA

### Descripción y diseño experimental de las parcelas de riego

El filtro verde consiste en una parcela de 2.000 m<sup>2</sup>, de los que una mitad está dividida en 6 calles de chopera y la otra mitad en 12 calles con eucalipto. La parcela se riega por inundación con un caudal de 1.500 m<sup>3</sup>/año con aguas procedentes de un sistema de lagunaje. La línea de flujo del agua es: Pretratamiento (desbaste-desarenado-desengrasado), balsa de homogeneización, laguna anaerobia, laguna facultativa, laguna de maduración, filtro verde.

El cultivo de jatrofa está formado por seis parcelas de iguales características de diseño, que ocupan un área aproximada de 1.200 m<sup>2</sup>. La jatrofa ha sido plantada con un patrón de plantación

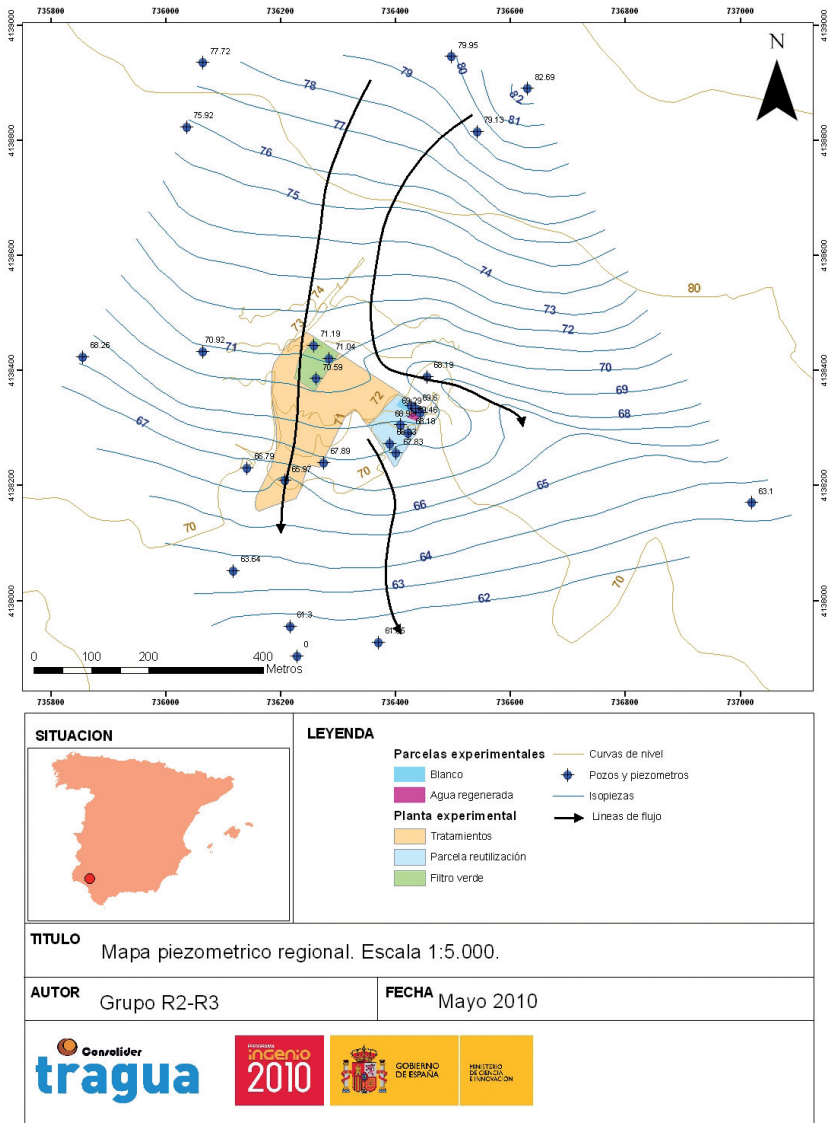


Figura 3.1. Mapa piezométrico regional (mayo 2010) y localización del Centro Experimental de I+D+i de Carrión de los Céspedes.

## experiencias

### prácticas de reutilización en el marco del programa consolidider tragua

de 3,5 x 2m y con una densidad de 1.430 individuos/Ha. El caudal de riego es de 2,3 L/h. En todas las parcelas se emplea riego por goteo (goteros autocompensantes separados 0,5 m) empleándose en tres de ellas aguas subterráneas y en las otras tres aguas regeneradas (agua pretratada-aireación prolongada- filtro de arena).

Para estimar las necesidades de agua de riego, se ha aplicado el modelo CROPWAT (FAO, 2007), basado en la ecuación de Penman-Monteith y adaptado por la FAO. Las variables que requiere este modelo son climáticas (precipitación, temperatura, viento y humedad), el coeficiente de cultivo y las variables edáficas. Los datos climáticos se han descargado del Sistema de información agroclimática para la red de riego (SIAR) del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, para las localidades de Sanlúcar la Mayor y Aznalcázar, las dos poblaciones más cercanas a Carrión de los Céspedes (disponible en <http://www.mapa.es/siar/Presentacion.asp>). El coeficiente de cultivo aplicado ha sido de 1 (de Miguel *et al.*, 2011a y b). Los datos edafológicos empleados se han obtenido de de Bustamante *et al.* (2010).

### Caracterización hidrogeológica e hidroquímica

Siguiendo la metodología descrita en de Bustamante *et al.* (2010), se han caracterizado los dos sistemas. Para caracterizar, analizar, evaluar y controlar la calidad de las aguas subterráneas a distintas profundidades y a lo largo del tiempo, se ha construido una batería de nidos de piezómetros tanto en el filtro verde de eucaliptos y chopos como en las parcelas de jatrofa. La perforación se realizó mediante rotación con recuperación de testigo.

En el filtro verde se han instalado tres piezómetros de 10 m de profundidad mientras que en las parcelas de jatrofa se han instalado 8 nidos de 3 piezómetros cada uno, con profundidades de 10 m, 6 m y 2 m respectivamente. Además, 8 de los 27 piezómetros han sido equipados con sondas piezorresistivas para poder estudiar la evolución de los niveles piezométricos e identificar los principales flujos subterráneos.

Los muestreos de agua para análisis de compuestos mayoritarios, parámetros físico-químicos (pH, conductividad, alcalinidad, DQO, TOC, DBO<sub>5</sub> y potencial redox) y bacteriológicos (*Escherichia coli* y huevos de helmintos intestinales) se han realizado con una periodicidad mensual y las determinaciones analíticas se han llevado a cabo en los laboratorios del Instituto IMDEA Agua y de la Fundación CENTA.

Las muestras de agua para el análisis de compuestos emergentes se han recogido semestralmente y las determinaciones se han realizado en los laboratorios del departamento de Hidrogeología y Química Analítica de la Universidad de Almería.





### Caracterización litológica y edafológica de la parcela de jatrofa

Para caracterizar litológica y edafológicamente la zona de estudio, se han realizado los siguientes trabajos:

- a. Estudio geofísico mediante la técnica de tomografía eléctrica con el fin de valorar la distribución espacial de los materiales que constituyen la zona de estudio y la distribución de la humedad en el suelo. El equipo empleado fue un resistivímetro Syscal Junior 48. Se han realizado 5 perfiles de tomografía en cada uno de los sistemas, 3 de ellos transversales a la parcela y 2 de ellos longitudinales, con 48 electrodos espaciados 1 m cada uno en el caso de los perfiles transversales y 1,5 m en los longitudinales.
- b. Levantamiento de las columnas litológicas de los 22 sondeos piezométricos perforados.
- c. Valoración taxonómica y agronómica del suelo, así como levantamiento de los perfiles del suelo, a partir de dos calicatas abiertas de 1,40 m de profundidad.

Mediante los trabajos de campo y los análisis de laboratorio se han podido identificar las diferentes estructuras y los diferentes horizontes que forman el suelo. Los análisis de laboratorio realizados han sido:

- Análisis mineralógicos: mediante Difracción de Rayos X (DRX) y Microscopía Electrónica de Barrido Ambiental (ESEM), para determinar la composición mineralógica de los distintos materiales. Estas determinaciones han sido realizadas en el Centro de Apoyo Tecnológico de la Universidad Rey Juan Carlos.
  - Análisis de las propiedades físicas: textura, densidad aparente y densidad real.
  - Análisis de las propiedades físico-químicas y químicas: pH, conductividad, capacidad de intercambio catiónico, contenido en carbonatos y carbono orgánico y nitratos. Estas determinaciones se han realizado en el laboratorio de suelos del Departamento de Geología de la Universidad de Alcalá.
- d. Una vez comenzadas las actividades de regeneración y riego, se han realizado toma de muestras de suelo bianuales, para analizar algunas propiedades edáficas y estudiar la evolución del suelo regado con aguas residuales tratadas de diferentes calidades y con una plantación sobre ellos de *Jatropha curcas* L. Estas determinaciones se han llevado a cabo en el laboratorio de suelos del Departamento de Geología de la Universidad de Alcalá.

A partir de las actividades anteriormente descritas, se han diferenciado dos horizontes edáficos de espesor variable (entre 0,2 y 0,6 m de profundidad) y tres conjuntos litológicos subyacentes (Figura 3.2).

Los suelos descritos en la zona corresponden a *Oxyaquic Xerofluvents* y *Calcic Haploxeralf* de acuerdo a la clasificación de la USDA (Soil Survey Staff, 2010). Estos suelos se han desarrollado sobre sedimentos aluviales del Plío-Cuaternario. En el perfil correspondiente al suelo *Calcic Haploxeralf* han tenido lugar procesos de movilización de carbonatos con reprecipitación y formación de nódulos calizos (se han identificado agregados de calcita a profundidades mayores de 3 m). Los principales procesos que han tenido lugar son iluviación, argilización y translocación de carbonato cálcico (Tabla 3.1).

El perfil correspondiente al suelo *Oxyaquic Xerofluvents* apenas presenta diferenciación edáfica entre horizontes (Tabla 3.1), siendo los principales procesos que han tenido lugar la humificación, la brunificación y la gleificación.

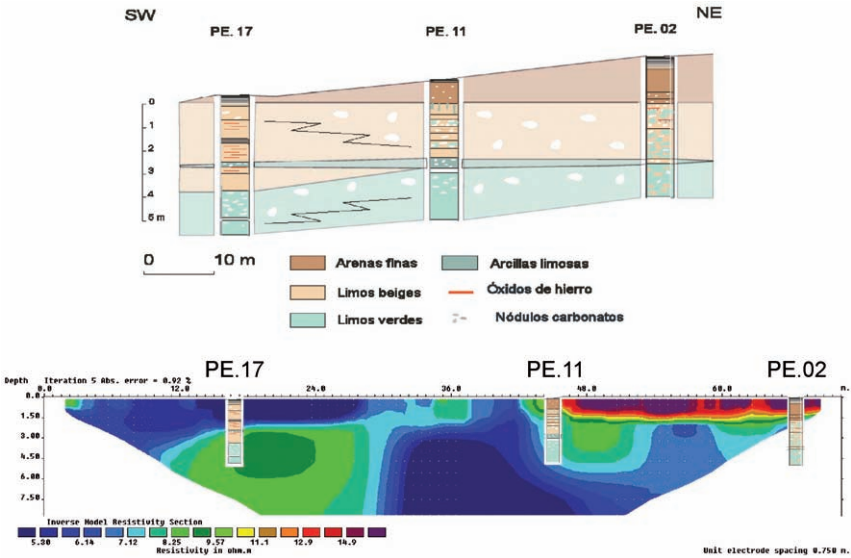


Figura 3.2. Columnas litoestratigráficas de los sondeos y perfil de resistividad obtenido mediante tomografía eléctrica vertical, calado con las columnas litoestratigráficas de los sondeos.

Ambos perfiles presentan valores de materia orgánica que varían entre moderados y altos hasta una profundidad de 32 - 37 cm (Tabla 3.1).



**Tabla 3.1. Propiedades físico-químicas de los suelos de la parcela experimental sembrada de jatrofa (CE: conductividad eléctrica, CO: Carbono Orgánico, MO: Materia Orgánica).**

Perfil	Horizonte	Prof. (cm)	Arcilla (%)	pH	CE (mS/cm)	CO (%)	CaCO <sub>3</sub> (%)	M.O. (%)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/kg)
Oxyaquic	A1	0-23	59,77	8,29	2160	1,68	0,83	2,9	53
Xerofluvents	AC	23-37	62,27	8,29	6460	1,15	0,71	1,98	23
	C1	37-90	64,05	8,63	2720	0,61	0,21	1,07	5
	C2	90-110	54,52	8,86	1570	0,59	0,62	1,02	4
	C3g	>110	52,05	8,79	1523	0,46	0,54	0,8	4
Calcic	Ap1	0-14	54,42	7,75	738	1,21	0,21	2,09	29
Haploxeralf	A2	14-32	57,01	8,17	740	0,96	3,32	1,65	10
	A3	32-50	59,07	8,26	724	0,52	0,33	0,89	10
	Bt1	50-63	74,02	8,22	1082	0,70	0,12	1,21	1
	Bt2	63-80	74,05	8,24	871	0,57	0,41	0,98	<1
	Bt3	80-109	68,79	7,83	2880	0,54	0,12	0,92	<1
	Bt4k	109-140	55,77	7,85	4780	0,50	10,37	0,86	<1

La principal limitación de estos suelos es su drenaje deficiente y su bajo contenido en agua útil, lo que exige que las dotaciones de riego sean inferiores a la capacidad de infiltración del suelo, y por lo tanto bajas, pero frecuentes.

Por debajo de los niveles edáficos se han reconocido tres unidades litoestratigráficas (Figura. 3.2) (Leyva Cabello y Ramírez Copeiro del Villar, 1976; de Bustamante *et al.*, 2010):

- **Unidad superior:** formada por arenas finas a muy finas de edad plio-cuaternaria, sueltas, de color marrón rojizo y de espesor variable (disminuye hacia el O hasta desaparecer), con bajo contenido en agua. Profundidad máxima de 1,5 - 2 m. Aparece en la mitad E y en la zona N de la parcela (Figura 3.2). Corresponde a los materiales de mayor resistividad de la figura 3.2.
- **Unidad intermedia:** limos arcillosos de color ocre a verde con abundantes nódulos y algunos niveles de precipitación de carbonatos, de aspecto radicular del Mioceno Superior (Andaluciense). Posible origen paleoedáfico. En el extremo O se ha desarrollado un suelo agrícola con abundante materia orgánica y algunos pequeños nódulos carbonatados. Espesor superior a los 10 m.
- **Unidad subyacente:** Se describe regionalmente como la unidad de las margas azules. Constituida por arcillas calcáreas de color gris azulado. Presentan fósiles marinos (Mioceno superior: Tortoniense-Messiniense). Muestran compactación incipiente. Son materiales prácticamente impermeables, que actúan como límite inferior de los acuíferos.

En todas las muestras se han identificado, carbonatos (calcita), cuarzo y minerales de la arcilla (esmectita-montmorillonita, illita y caolinita) (Tabla 3.2). Otros minerales relativamente frecuentes en las muestras son albita (plagioclasa sódica) y anortita (plagioclasa cálcica).

Tabla 3.2. Resumen de la mineralogía de la PECC identificada mediante DRX y ESEM

	DRX	ESEM
Carbonatos	Calcita	Calcita
Tectosilicatos	Cuarzo	Cuarzo
	Albita	Albita
	Anortita	
Filosilicatos	Illita	Illita
	Montmorillonita	Montmorillonita
	Caolinita	Biotita
Haluros	Halita	

También hay que señalar la presencia de halita en dos de las muestras, lo que podría explicar los altos valores de conductividad y de concentración de  $\text{Na}^+$  y  $\text{Cl}^-$  encontrados en los análisis hidroquímicos. La composición mineralógica de los materiales estudiados es coherente con la composición hidroquímica de las aguas, según se expone más adelante.

## CARACTERIZACIÓN QUÍMICA Y BACTERIOLÓGICA

Desde el punto de vista composicional, las aguas subterráneas de la zona de estudio son cloruradas magnésicas (muestras correspondientes a los piezómetros del Filtro Verde -FV-) y cloruradas sódicas (muestras correspondientes a los piezómetros del sistema de jatrofa) (Figura 3.3). En todos los casos, el cloruro es el anión dominante.

Son aguas muy mineralizadas, con altos valores de conductividad, hasta los 12.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Figura 3.4); estando, su distribución espacial, fuertemente relacionada con la distribución de la concentración de cloruros (Figura 3.5) y sulfatos (Figura 3.6).

Se ha realizado un análisis de relaciones iónicas para tratar de identificar los procesos hidrogeoquímicos determinantes de la composición de las aguas subterráneas en la zona de estudio. Los procesos identificados son evaporación, disolución de yesos, precipitación de calcita, meteorización de silicatos y contaminación antrópica.

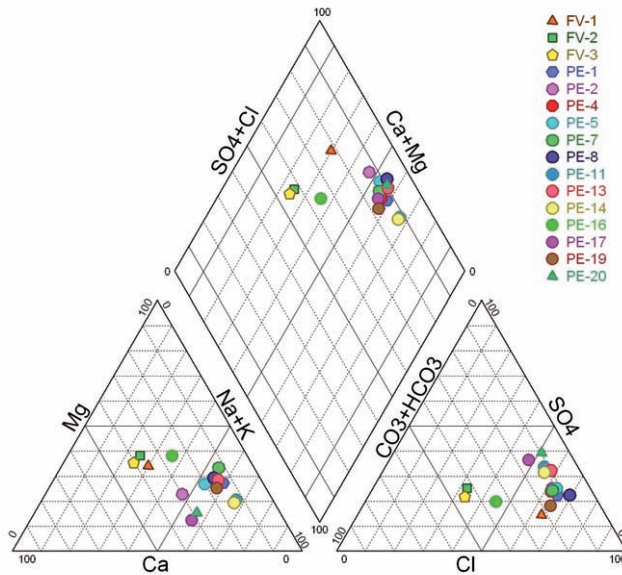


Figura 3.3. Diagrama de Piper de las muestras de agua analizadas (FV: piezómetros en filtro verde, PE: piezómetros en parcela de jatrofa, localización en Figura 3.1).

Además, en las parcelas de jatrofa se han realizado dos campañas de muestreo, una antes y otra después de las campañas de riego, para determinar contaminantes emergentes en el agua subterránea. Se determinaron en total 88 compuestos, siendo los más frecuentes y encontrados en todas las muestras nicotina, cafeína, cotinina y paraxantina en concentraciones de ng/l. Teniendo en cuenta que estos contaminantes aparecían con anterioridad al riego, se pueden relacionar con una contaminación regional, previa a las actividades de regeneración del agua.

En el filtro verde, además de los compuestos mencionados anteriormente, se han encontrado con una frecuencia superior al 50 %, carbamazepina, 4-AAA y propifenazona, todos ellos en concentraciones de ng/l. El mayor número de contaminantes emergentes en las aguas subterráneas situadas bajo esta parcela con respecto a la parcela de jatrofa, se debe a que se ha regado con agua residual pretratada (desbaste, desarenado y desengrado) durante 7 años, tiempo suficientes para causar una afección en las aguas subterráneas.

También se ha determinado *Escherichia coli* y coliformes totales, estando su concentración en todos los casos por debajo de los rangos fijados en el Anexo IA del R.D. 1620/2007 de reutilización de aguas residuales.

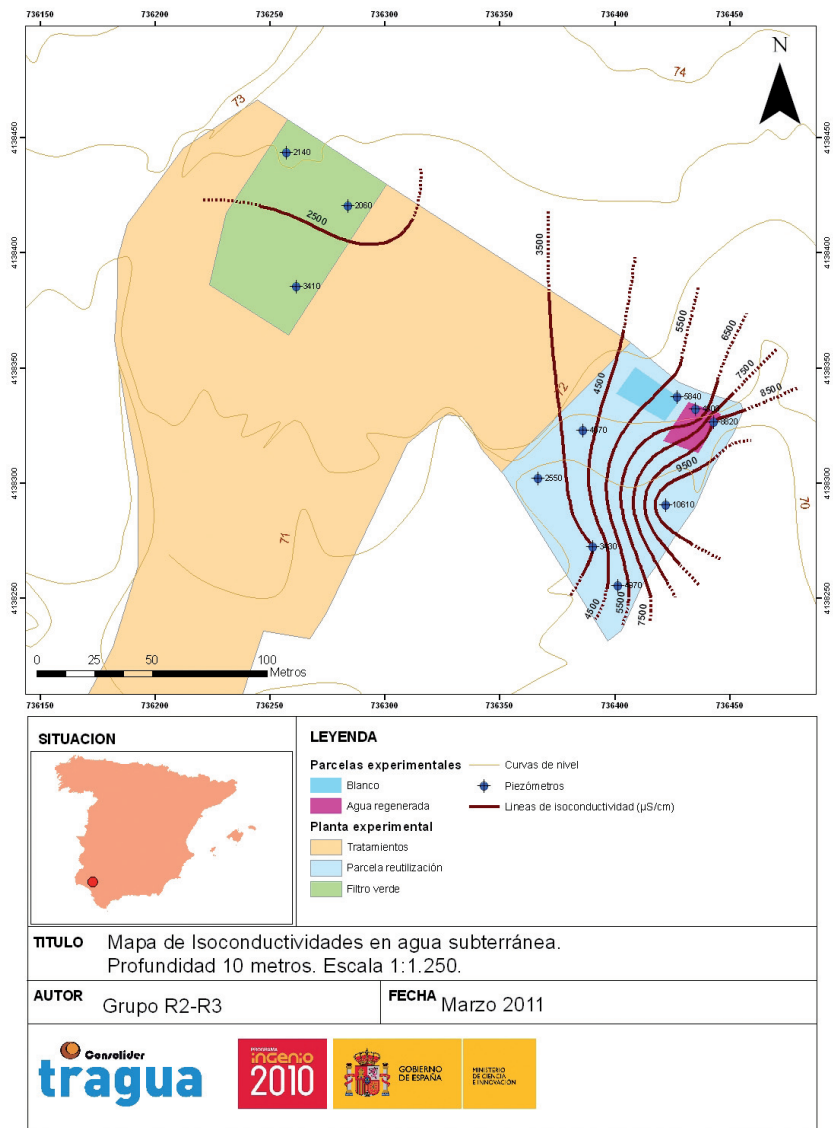


Figura 3.4. Mapa de isoconductividades ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Marzo de 2011.

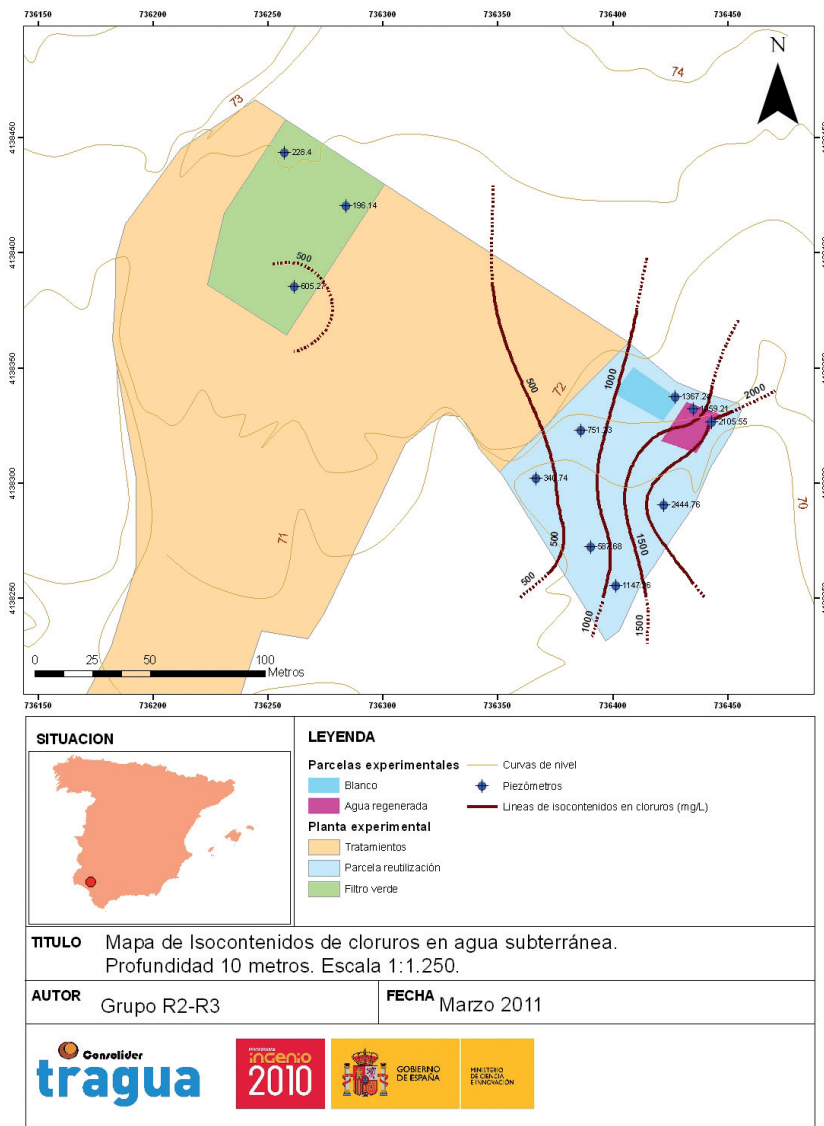


Figura 3.5. Mapa de isocontenidos en cloruros (mg/l). Marzo 2011.

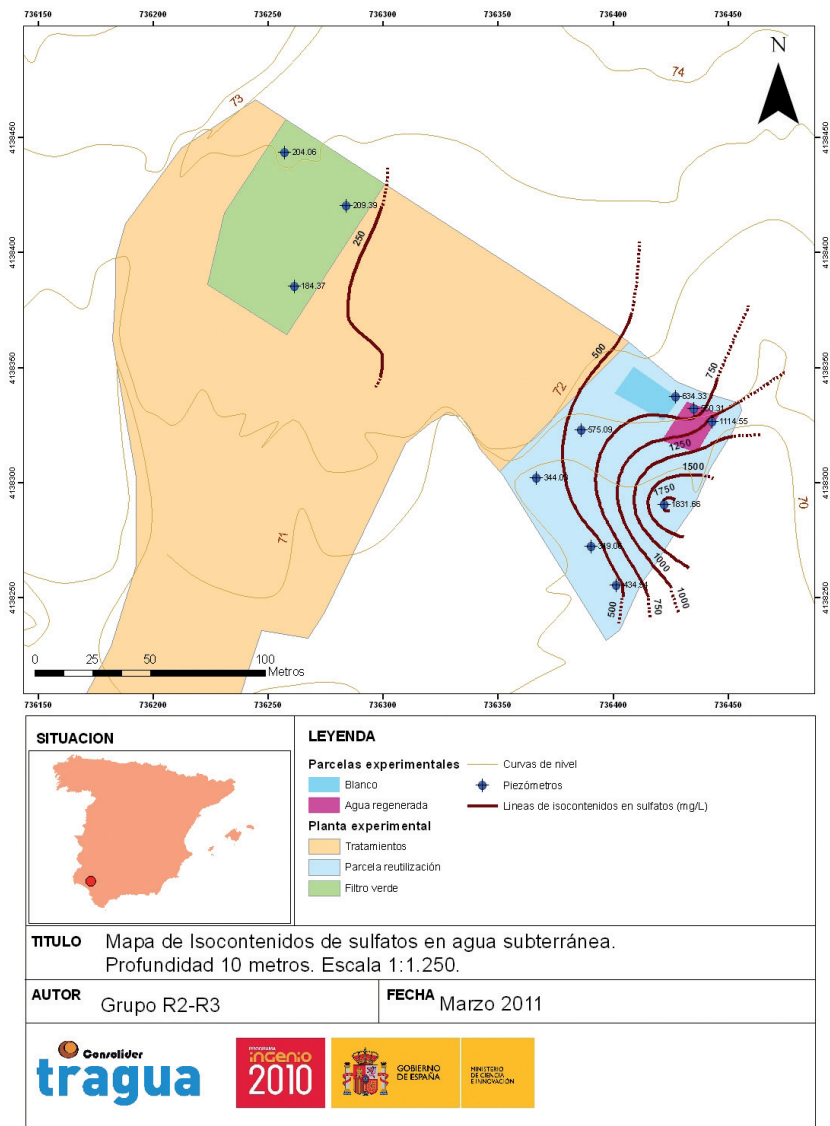


Figura 3.6. Mapa de isocontenidos en sulfatos (mg/l). Marzo 2011.





## IMPACTO DE LAS ACTIVIDADES DE RIEGO

La composición de las aguas de riego subterránea y regenerada se muestra en la Tabla 3.3. Ambos tipos de agua son ligeramente alcalinas y muy salinas. Las principales diferencias en la composición de ambos tipos de aguas están relacionadas con el contenido en carbono orgánico y fosfato y con las especies químicas de nitrógeno disponible, aunque el contenido en nitrógeno total ( $N_T$ ) en ambas aguas es muy similar.

*Tabla 3.3. Características físico-químicas de las aguas de riego. Las aguas regeneradas cumplen el R.D. 1620/2007 de reutilización de aguas residuales (SAR: relación de adsorción de sodio, COT: Carbono orgánico total, COD: Carbono orgánico disuelto).*

	Agua Subterránea	Agua Regenerada
Conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	2.089,45 $\pm$ 14,50	1.143,60 $\pm$ 42,98
pH	7,57 $\pm$ 0,03	7,70 $\pm$ 0,30
SAR	C3S1	C3S1
COT (mg/l)	0,58 $\pm$ 0,03	20,25 $\pm$ 1,56
COD (mg/l)	5,50 $\pm$ 0,14	83,80 $\pm$ 5,98
$\text{NO}_2^-$ (mg/l)	0,30 $\pm$ 0,14	1,00 $\pm$ 0,94
$\text{NO}_3^{2-}$ (mg/l)	148,34 $\pm$ 3,87	0,50 $\pm$ 0,00
$\text{NH}_4^+$ (mg/l)	0,45 $\pm$ 0,11	38,69 $\pm$ 4,17
$N_T$ (mg/l)	32,63 $\pm$ 0,85	30,44 $\pm$ 3,15
$\text{PO}_4^{3-}$ (mg/l)	0	5,89 $\pm$ 1,01
$\text{Cl}^-$ (mg/l)	261,93 $\pm$ 3,34	133,55 $\pm$ 12,11
$\text{SO}_4^{2-}$ (mg/l)	141,29 $\pm$ 1,91	88,26 $\pm$ 4,23
$\text{Na}^+$ (mg/l)	180,87 $\pm$ 1,65	122,14 $\pm$ 0,94
$\text{K}^+$ (mg/l)	9,35 $\pm$ 3,00	18,41 $\pm$ 3,80
$\text{Ca}^{2+}$ (mg/l)	123,50 $\pm$ 1,51	44,88 $\pm$ 2,00
$\text{Mg}^{2+}$ (mg/l)	81,25 $\pm$ 1,32	21,64 $\pm$ 4,39

La relación de adsorción de sodio (SAR), es similar para ambas aguas, perteneciendo a la categoría C3S1, que indica un alto riesgo de salinización y un bajo riesgo de sodificación (U.S.Salinity Laboratory, 1954).

Desde el comienzo de las actividades de riego y regeneración en el año 2010, desde el comienzo de las actividades de regeneración y riego, en la parcela de *Jatropha curcas L.* se ha producido un aumento en la concentración de nitrógeno total ( $N_T$ ) en las aguas subterráneas, tanto en los piezómetros de 6 m como en los de 10 m (Figura 3.9). Además, se observa un incremento de su concentración tras los periodos lluviosos (de noviembre a mayo), tanto en la parcela regada con agua tratada como en la regada con agua subterránea, lo que indica, que el nitrógeno introducido en el sistema mediante el riego, se acumula en el suelo hasta que es lavado por las lluvias.

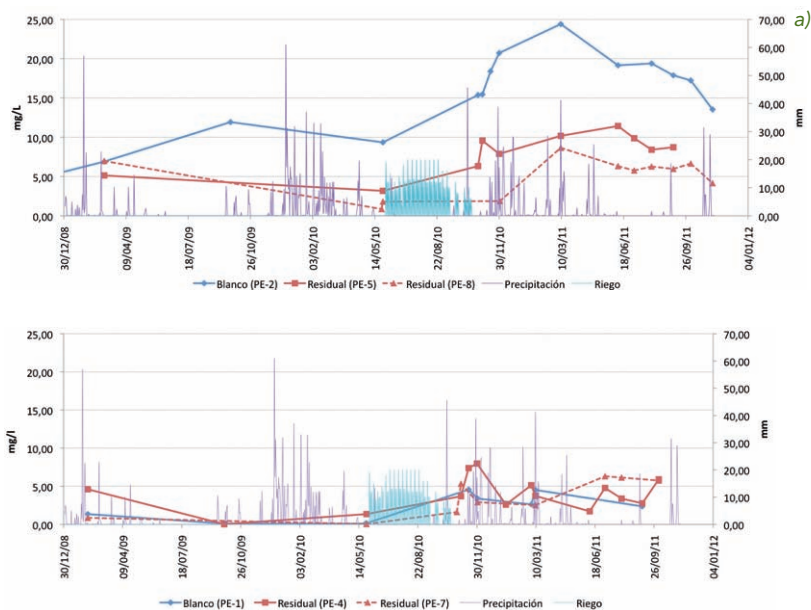


Figura 3.7. Evolución del  $N_T$  (mg/L): a) 6 m de profundidad; b) 10 m de profundidad.

Comparando la parcela regada con agua subterránea y la regada con agua regenerada, se observa una mayor concentración en la primera respecto a la segunda a 6 m de profundidad (Figura 3.7). Esta diferencia puede ser consecuencia de las diferentes especies químicas en que se encuentra el nitrógeno en el agua de riego. El  $\text{NO}_3^-$  (dominante en el agua subterránea) es menos retenido por el suelo y por lo tanto más fácilmente lixiviado que el  $\text{NH}_4^+$  (cuya concentración es mayor en el agua regenerada), siendo por ello menor el contenido de  $N_T$  en las aguas subterráneas localizadas bajo las parcelas regadas con agua regenerada.

En relación al crecimiento de los ejemplares de *Jatropha curcas L.*, no se han observado diferencias significativas ni en el grosor del tronco, ni en el diámetro de copa, ni en la altura de los individuos regados con agua subterránea o con aguas regeneradas. Para ver si existían diferencias significativas en los parámetros de crecimiento entre los individuos regados con agua regeneradas y aquellos regados con agua subterránea se ha analizado la distribución t-Student y la distribución de Fisher-Snedecor. En ambos casos, y para un intervalo de confianza del 95%, la hipótesis nula no puede ser rechazada, es decir, no hay diferencia entre el parámetro de la parcela regada con agua tratada y la regada con agua subterránea (Tabla 3.4).

**Tabla 3.4. Medias y errores de los principales parámetros indicadores del crecimiento de *Jatropha curcas* L. al inicio del estudio y al final del mismo. Datos para plantas regadas con agua subterránea y plantas regadas con agua regenerada.**

	Altura (cm)		Diámetro normal (cm)		Diámetro de copa (cm)	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
Agua Subterránea	78,8 ± 2,97	142,4 ± 2,37	2,9 ± 0,06	5,7 ± 0,16	82,2 ± 2,73	157,1 ± 2,56
Agua Regenerada	83,6 ± 1,89	143,5 ± 2,50	2,7 ± 0,08	5,7 ± 0,16	70,5 ± 2,62	154,7 ± 2,46
Valor T	-1,89	-0,33	2,09	0,99	3,40	-0,62
Valor F	3,20	0,76	1,20	0,81	0,84	0,76
Significancia*	S	Ns	S	Ns	S	Ns

\*Significancia estadística. Diferencias entre medias y varianzas: significativa (S.) y no significativa (N.S.)

Aunque otros estudios (Jadhav *et al.*, 1995; Souza *et al.* 2011) han correlacionado una mayor concentración de K y P con un mayor crecimiento de las plantas, en el presente estudio, a pesar de que el agua tratada aporta un mayor contenido en estos nutrientes (Tabla 3.3 y 3.5), no se han observado diferencias significativas en el crecimiento de las plantas.

**Tabla 3.5. Carga total de macro-nutrientes aportados por el agua de riego.**

	N (kg/ha)	P (kg/ha)	K (kg/ha)
Agua Subterránea	65,26 ± 1,70	N.D.*	18,70 ± 6,00
Agua Regenerada	60,88 ± 6,30	11,78 ± 2,02	36,80 ± 7,60

\*N.D. → No Detectado

Las propiedades edáficas estudiadas hasta el momento se muestran en la tabla 3.6. Los valores del pH varían entre 8,18 y 8,61, no observándose un claro aumento en este parámetro. No ocurre lo mismo con el caso de la conductividad eléctrica (C.E.), donde se observa una tendencia descendente en ambas parcelas, a pesar de que la conductividad del agua subterránea (Tabla 3.3) es 2.089,45  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , casi el doble que para el agua regenerada (1.143,60  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) (Tabla 3.3). Esta tendencia puede deberse al lavado por las lluvias y a la asimilación de nutrientes y sales por las plantas.

Lo mismo ocurre con los nitratos y el fósforo disponibles, que disminuyen con el tiempo. En el caso del nitrógeno, una parte habrá sido absorbido por las plantas y otra habrá sido lavada (como se ha dicho anteriormente, se ha detectado un aumento del mismo en las aguas subterráneas, Figura 3.7). En cuanto a la disminución de fósforo disponible, se debe a la asimilación de nutrientes por parte de *Jatropha curcas* L..

Tabla 3.6. Propiedades físicas y químicas de las muestras de suelos regados con agua subterránea (A.S.) y regados con agua regenerada (A.R.) recogidas en tres campañas de campo.

	pH		C.E. (dS/m)		M.O. (%)		P disponible (mg/kg)		NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/kg)	
	A. S.	A.R.	A. S.	A.R.	A. S.	A.R.	A. S.	A.R.	A. S.	A.R.
Diciembre 2009	8,18	8,18	0,27	0,27	2,70	2,70	72,42	72,42	18,97	18,97
Diciembre 2010	8,61	8,34	0,23	0,19	4,80	6,40	12,93	13,42	12,58	17,09
Diciembre 2011	8,38	8,20	0,09	0,09	5,39	5,41	11,40	11,77	8,77	7,69

El contenido en materia orgánica del suelo aumenta considerablemente después del riego. Este aumento se debe por un lado al aporte que se realiza con el agua regenerada y por otro a la caída de las hojas que las plantas sufrieron en diciembre de 2010.

## CONCLUSIONES

En las parcelas experimentales del Centro de I+D+i de la Fundación CENTA se ha caracterizado un flujo regional con dirección NE-SO. En cuanto a la calidad de las aguas subterráneas, se ha visto que son aguas muy mineralizadas, con un elevado contenido en sales. Los procesos que podrían explicar la calidad del agua subterránea son principalmente la evaporación, la meteorización de silicatos, la disolución de yesos y la contaminación de origen antrópico.

Con respecto a la evolución de la calidad del agua subterránea, cabe resaltar que las concentraciones de N<sub>r</sub> alcanzadas en la parcela regada con agua regenerada son menores que en la regada con agua subterránea, lo que pone de manifiesto la importancia de la especie química en que el nitrógeno es introducido en el sistema (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en el agua regenerada y NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en el agua subterránea). El resto de iones o parámetros físico-químicos no han aumentado su concentración en las aguas subterráneas tras los períodos de riego.

En cuanto al crecimiento de los individuos de *Jatropha curcas* L. no se han observado diferencias significativas entre aquellos regados con agua regenerada y con agua subterránea. Si bien el agua regenerada aporta un mayor contenido en algunos nutrientes como el K y el P, hasta la fecha no se ha observado un efecto positivo en el crecimiento de las plantas. De la misma manera, el agua regenerada aporta una mayor carga microbiana y una mayor cantidad de sustancias orgánicas persistentes que tampoco han provocado un efecto negativo en el desarrollo de *Jatropha curcas* L..

El estudio de los contaminantes emergentes ha revelado la presencia de cotinina, nicotina y cafeína en todas las muestras de agua, incluso antes de las actividades de riego, lo que pue-



de estar relacionado con una contaminación regional previa a las actividades de regeneración y reutilización. Hay que señalar, que en las muestras de agua subterránea del filtro verde se han encontrado más contaminantes que en las de las parcelas de jatrofa. Esto se debe al hecho de que dicha parcela se ha regado durante 7 años con aguas residuales pretratadas (desbaste, desarenado y desengrasado), tiempo suficiente para causar una afección en las aguas subterráneas.

En relación a la evolución de las propiedades edáficas, aunque se observa un aumento de la materia orgánica en el suelo y una disminución de la conductividad eléctrica, del P asimilable y del  $\text{NO}_3^{2-}$ , estos datos deben interpretarse con cierta cautela, ya que sólo se dispone de 3 campañas de muestreo.

Todo ello nos lleva a la conclusión de que sería necesario seguir investigando con más detalle cómo se comportan los sistemas agua-suelo-planta tras largos periodos de riego desde el punto de vista de: la capacidad de adsorción, transformación y/o biodegradación de nutrientes y contaminantes por parte del suelo y de la fauna microbiana; y las concentraciones tóxicas de nutrientes para las plantas, que en consecuencia afectarán al crecimiento de las mismas y que estarán condicionadas por la calidad del agua de riego.

## REFERENCIAS

- Alcalá, F.J. & Custodio, E. (2008). Using the Cl/Br ratio as a tracer to identify the origin of salinity in aquifers in Spain and Portugal. *Journal of Hydrology*, 359: 189-207.
- de Bustamante, I., Lillo, J., Corvea, J.L., Sanz, J.M., Gómez, D., Carreño, F., Martín, T., de Miguel, A. y Leal, M. (2009a) Filtros Verdes: un sistema sostenible de regeneración y reutilización de aguas depuradas. En: III Convención Cubana de Ciencias de la Tierra, Geociencias. La Habana, Cuba. Cd-ISBN: 978-959-7117-19.
- de Bustamante, I., Lillo, J., Segura, M., Iglesias, J.A., Gómez-Ortiz, D., Ortiz-Bernar, I., Carreño, F., Bienes, R., Martín-Crespo, T., Márquez, A., Martín-Velázquez, S., Carenas, B., Salas, J.J., de Miguel, a., Leal, M., Martín, I., Pachecho, R.G. & Martínez-Hernández, V. (2009b) Adapatación de los Filtros Verdes: de estaciones depuradoras (EDAR) a estaciones de regeneración y reutilización de aguas depuradas (ERRAD). Comunicación Oral en: Conferencia Nacional sobre la reutilización del agua. Madrid, 12 de mayo.
- de Bustamante, I., Lillo, J., de Miguel, A. y Leal, M. (2010). La importancia de la caracterización del medio geológico como buenas prácticas en la regeneración de aguas mediante tecnologías extensivas. *Seguridad y Medio Ambiente*, 117: 36 – 49.

de Miguel, A.; Moyano, M.; de Bustamante, I.; Lillo, J.; Leal, M.; Pacheco, R.G.; Salas, J.J. & Martín, I. (2011a) Feasibility of wastewater irrigation for small-scale biodiesel production. Comunicación Oral en: SmallWat11 3rd internacional congress. Sevilla, 25-28 de Abril.

de Miguel, A.; Moyano, M.; Leal, M. & Pacheco, R.G.; Martínez-Hernández, V. (2011b) Wastewater reuse for irrigation and bio-diesel production in small communities. Comunicación Oral en: 2nd IWA Spain National Young Water Professionals Conference. Madrid, 15-17 Junio.

FAO (2007). CROPWAT decision support system – Food and Agricultural Organization.

Jadhav, B.B., Khadtar, B.S., Shinde, V.V., Chavan, S.A. (1995). Performance of differently spaced *Jatropha curcas* under fertilizer management in Konkan region of Maharashtra. *Journal of Maharashtra Agricultural Universities*. 20, 24-26.

Leyva Cabello, F., Ramírez Copeiro del Villar, J. (1976). Mapa geológico de España. Escala 1:50.000. Sanlúcar la Mayor. Hoja 983. IGME, Madrid.

Soil Survey Staff (2010). Keys to soil taxonomy. In: USDA, Natural Resources Conservation Service. 11ª ed. USDA, 338 p.

Souza, P.c.T.d., Silva, E.d.B., Graziotti, P.H., Fernandes, L.A. (2011). NPK fertilization on initial growth of physic nut seedlings in Quartzarenic Neossol. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 35, 559-566.

U.S. Salinity Laboratory (1954) Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. *Agricultural Handbook*, nº60. USDA, 160 p.

**expe  
rien  
cias** prácticas  
de reutilización  
en el marco del programa  
consolider-tragua

## autores

Grupo R4  
Lucila Candela  
Gloria Teijón  
Karim Tamoh  
Joaquín Jiménez  
Manuela Hidalgo  
Óscar Alfranca  
Javier Valdés

# 4

capítulo

# acuífero profundo del delta del río Llobregat (barcelona)

## INTRODUCCIÓN

El delta del Llobregat se sitúa a unos 10 km al SW de la ciudad de Barcelona (España). Con una extensión de unos 97 km<sup>2</sup>, está enmarcado en el conjunto de las Catalánides, concretamente en la vertiente mediterránea de la Cordillera Litoral Catalana (Almera, 1891). Esta formación deltaica constituye uno de los mejores ejemplos hidrogeológicos estudiados desde los años 60, de la que existe un gran número de publicaciones de la zona, entre las que cabe destacar a Custodio (1981), Iríbar et al. (1997), Abarca et al. (2006), Gámez (2007), Solá (2009), entre otros.

Desde un punto de vista hidrogeológico, el delta del Llobregat está caracterizado por la presencia de dos acuíferos separados entre sí por un paquete de limos grises en forma de cuña, que confina al acuífero inferior excepto en los márgenes del delta, donde esta cuña va adelgazándose hasta desaparecer y los dos acuíferos quedan conectados. El acuífero constituye una reserva estratégica de agua para la ciudad de Barcelona. Debido a la intensa explotación a la que se ha visto sometido desde los años 60, el acuífero profundo está afectado por intrusión marina que ha provocado la salinización del agua y un empobrecimiento de su calidad química. Con el objeto de controlar dicha intrusión marina, se ha diseñado una barrera hidráulica positiva consistente en la inyección de agua depurada procedente de la planta Depurbaix (Ortuño et al., 2008).

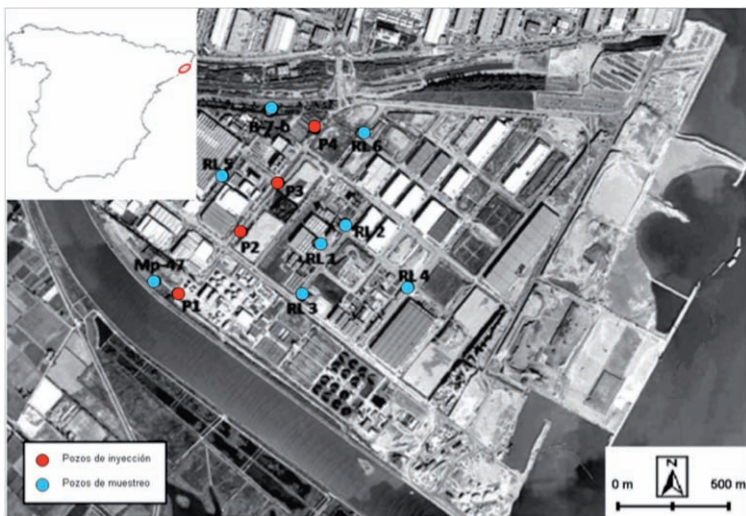


Figura 4.1. Situación del delta del Llobregat. La figura también muestra los pozos de monitoreo de la red local de la barrera hidráulica (modificada de Teijón et al., 2010).





El agua de inyección consiste en el efluente procedente del tratamiento terciario (planta Depurbaix) que recibe un tratamiento adicional a partir de ultrafiltración, ósmosis inversa y desinfección ultravioleta (Cazurra, 2006). Los resultados aquí presentados corresponden a la primera fase de la barrera.

En la figura 4.1 se puede observar un esquema de la situación geográfica del delta y de la situación de los pozos de la red local desarrollada por el ACA.

Paralelamente a los trabajos hidrogeológicos que se llevaron a cabo durante el desarrollo de la primera fase de la barrera se ha realizado una campaña de muestreo con el objetivo de detectar y evaluar la presencia de contaminantes emergentes en el entorno de la barrera, utilizando para ello la red local definida por el ACA, representada en la figura 4.1.

## DESCRIPCIÓN LITOLÓGICA

En la figura 4.2 se muestra un corte geológico del delta del Llobregat en el que se pueden diferenciar 4 unidades que, de base a techo, son (1) margas y arcillas pliocenas; (2) Arenas y gravas pliocenas que se asimilan a terrazas fluviales (Manzano, Solé et al., 1957; Solé, 1961 y 1963) que conforman el acuífero inferior; (3) limos arcillosos marinos holocenos que separan los dos acuíferos confinando el inferior y (4) Arenas limpias con acumulaciones locales de gravas, recientes que dan lugar al acuífero superior.

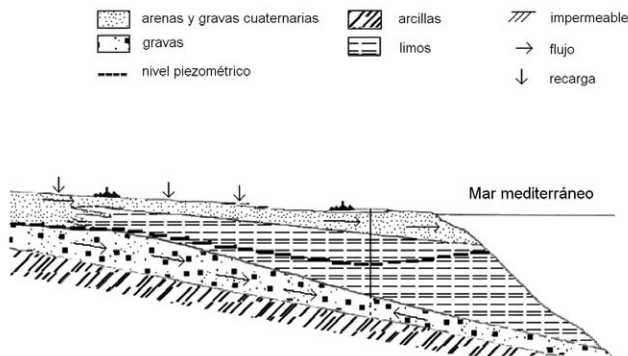


Figura 4.2. Corte geológico del delta paralelo al río Llobregat.

Según los estudios granulométricos del acuífero inferior de la matriz del acuífero profundo el tamaño de grano es de 19,64 % de gravas, 29,66% de arenas, 2,93 % de limo y únicamente

te un 0,04 % de fracción arcillosa. El contenido en materia orgánica es inferior al 0,6 %. Respecto a la mineralogía, la matriz del acuífero está compuesta en un 33,32 % por cuarzo, 12,1 % calcita, 34,33 % anortoclasa, 7,08 % clinocloro, 7,4 % de Illita y 5,67 % dolomita.

## CARACTERIZACIÓN QUÍMICA Y BACTERIOLÓGICA

A partir de los diagramas de Piper y Schoeller-Berkaloff se ha caracterizado el agua del acuífero profundo del delta del Llobregat desde un punto de vista hidroquímico. En los diagramas se han representado las analíticas correspondientes a Mayo/Junio de 2007 (fechas más próximas al inicio de la inyección de la primera fase de la barrera hidráulica) y para Diciembre de 2008 (última fecha con datos hidroquímicos para todos los pozos de muestreo de la red local).

En los diagramas Piper se puede observar que el agua de este acuífero es del tipo clorurado-sódico y que apenas presenta variación entre las dos fechas representadas, constituyendo la principal diferencia que, en diciembre 2008, las muestras de agua subterránea se desplazan ligeramente a más sulfatadas.

En los diagramas de Schoeller-Berkaloff (representados para las mismas fechas que los Piper) se aprecia mejor la variación pozo a pozo derivada de la inyección. En cada uno de los pozos se observa que todas las muestras, para ambas fechas, tienen como parámetros predominantes Na y Cl y que Mg y SO<sub>4</sub> muestran valores más bajos. Los pozos que muestran mayor variación entre 2007 y final de 2008 son Mp47, situado a unos 4 m del pozo de inyección P1, que disminuye de 100 a 10 meq/L el Na y el Cl y RL5, que disminuye su contenido en Na y Cl desde valores superiores a 100 a unos de 40 meq/L.

Además de los iones representados en los diagramas, el pH presenta un valor aproximado de 7 en todos los pozos, variando desde 6.8 a 8.2. La temperatura del agua tiene un valor mínimo de 15.8 en Mp47 y un valor máximo de 19.8 °C en RL4. NH<sub>4</sub> se presenta en concentraciones muy bajas en todos los pozos muestreados ( inferior a 3 mg/L) excepto en RL6 donde, en, con una concentración de 15.03 mg/L en Junio de 2007 que alcanza valores de 35.9 mg/L en Diciembre de 2008, indicativo de un ambiente más reductor que el resto de los pozos muestreados. El contenido en nitratos está por debajo de los 5 mg/L para la mayoría de las muestras.

El estudio microbiológico de los pozos de muestreo y del depósito indica que la presencia de E.COLI está siempre por debajo del límite de detección. Los coliformes totales se sitúan por debajo del límite de detección, excepto para los pozos B7b, RL6 y Mp47. Los valores oscilan desde <1 hasta  $1.73 \cdot 10^{-3}$  para B7b, entre  $1.2 \cdot 10^2$  y >2419.6 en Tabersa y entre <1 y  $7.28 \cdot 10^2$ .

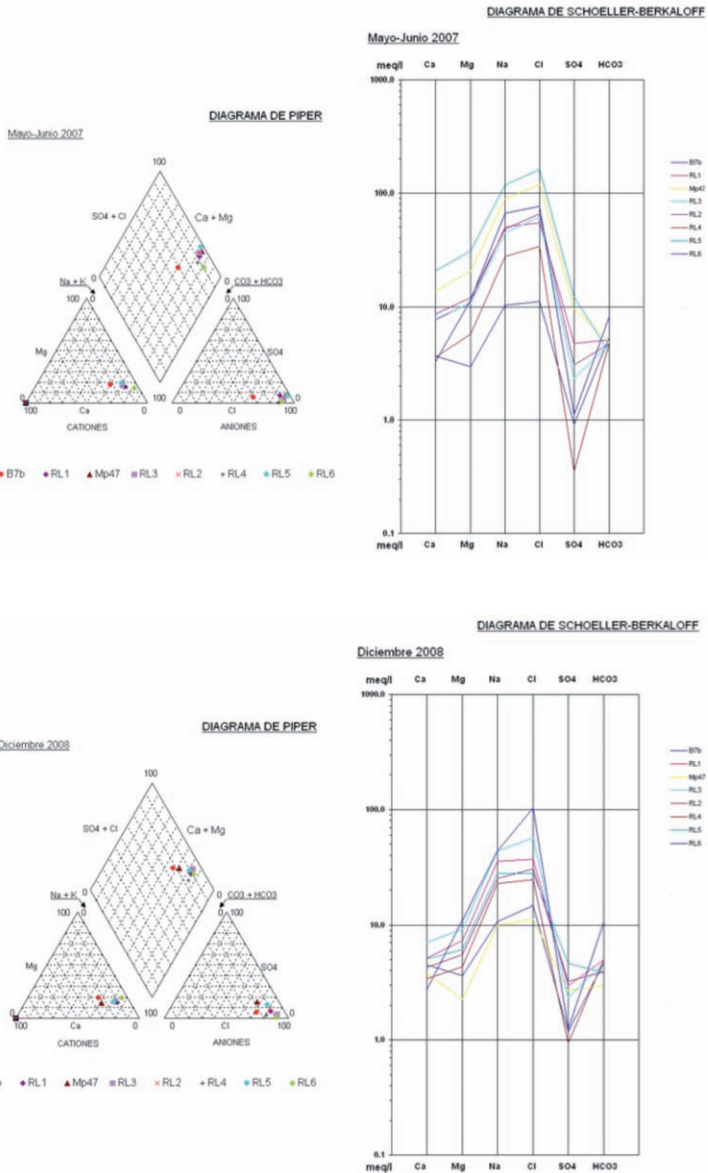


Figura 4.3. Diagramas Pípper y Schoeller-Berkaloff paa Mayo/Junio de 2007 y Diciembre de 2008.

## experiencias

prácticas de reutilización en el marco del programa consolider tragua

Además de los iones mayoritarios analizados, se han realizado en la zona campañas de muestreo que abarcan desde 2007 hasta 2010 para determinar la presencia de microcontaminantes en el acuífero profundo y en el agua de inyección. Durante este periodo se analizaron 170 compuestos (82 fármacos (antibióticos, agentes reguladores de lípidos, analgésicos, antiinflamatorios, etc.), 18 productos para la higiene personal (filtros solares, fragancias, desinfectantes, antisépticos, etc.), 4 metales, 44 plaguicidas, 6 contaminantes volátiles prioritarios y 16 hidrocarburos aromáticos policíclicos). Las técnicas analíticas empleadas están explicadas en Teijón et al., 2010.

En la tabla 4.1 se muestran las concentraciones mínimas, máximas y medias de aquellos que aparecen al menos en una muestra en concentración superior a 0.1 µg/L, valor tomado como nivel guía dado que no existe regulación para este tipo de compuestos en aguas subterráneas. Los resultados presentados en esta tabla fueron publicados y la metodología de muestreo se encuentran expuestas en Teijón et al., 2011 y Cabeza et al., 2011.

*Tabla 4.1. Concentración mínima, máxima y media de los microcontaminantes encontrados en concentración superior a 0.1 µg/L en al menos una muestra en el agua de inyección y en agua subterránea.*

	Agua de inyección			Agua subterránea		
	Min	Max	Valor medio	Min	Max	Valor medio
<b>Fármacos (ng/l)</b>						
Atenolol	24	218	104.37	5	106	46.56
Cafeína	10	141	39.6	4	505	72.95
Carbamazepina	10	169	81.6	2	134	47.16
Ciprofloxacino		52	52	1.27	564	140.28
Codeína				106	348.3	227.15
Diazepam	7	114	39.33	1	128	19.42
Diclofenaco	29	622	182.14	15	477	110.29
Erythromycina	14	80	31	7	428	62.7
Furosemida	28	115	76.85	8	218	86.57
Gemfibrozilo	7	716	203.14	12	852	254.87
Hydrochlorothiazida	2	301	164.7	1.776	594	113.21
Ibuprofeno					185	185
Iopamidol				6	396	157.25
Iopromide				462	687	574.5
Mepivacaina	1	254	78.2	1	252	32.37
N-acetyl-4-amino-antipyrine	76	678	299.22	1	579	115.97
4-AAA						

	Agua de inyección			Agua subterránea		
	Min	Max	Valor medio	Min	Max	Valor medio
<b>Fármacos (ng/l)</b>						
Naproxeno	37	476	233	103	263	170.33
N-formyl-4-amino-antipyrine	110	478	229.22	9	482	112.56
4-FAA						
Nicotina	11	155	36.75	5	190	49.89
Ofloxacino	3	516	220.1	3	178	43.28
Paraxanthina				23	147	79.33
Sulfamethazina	2	164	50.33	3	446	76.89
Sulfamethoxazole	28	145	81.66	2	117	45.08
Sulfapyridina	11	69	42.55	6	104	25.54
Venlafaxina	82	196	137.88	2	181	104.45
<b>Productos de higiene personal (ng/l)</b>						
BHT	159	267	213	42	455	133.41
Ethylhexyl methoxycinnamate	3	16	9.5	6	132	34.08
Galaxolide	29	349	201	2	337	105.97
TCPP	20	133	76.5	1	132	29.38
<b>plaguicidas (ng/l)</b>						
Atrazina*		2	2	2	105.68	41.41
Diuron*	4.27	76	31.33	0.27	155	22.57
Chlorfenvinfos 8*		1.71	1.71	0	145	145
<b>Metales (mg/l)</b>						
Cd*		0.36	0.36	0.38	0.65	0.45
Ni*		28.2	28.2	3.59	26.32	12.1
Pb*	0.57	4.18	2.73	0.53	6.16	2.58

\* *contaminantes prioritarios (2008/105/EC)*

## ENSAYOS DE LABORATORIO

A partir del análisis de los resultados obtenidos, se seleccionó el Naproxeno-C<sub>14</sub>H<sub>14</sub>O<sub>3</sub> (Systematic IUPAC name: (+)-(S)-2-(6-methoxynaphthalen-2-yl) 31 propanoic acid CAS Number: 22204-53-1) como fármaco de interés para un análisis más profundo sobre los procesos que pueden dar lugar a su presencia en las aguas subterráneas. El estudio incluye ensayos Batch para obtener la cinética de la sorción e isotermas, ensayos cinéticos y su modelación mediante el código hydrus. Los ensayos y las determinaciones analíticas se realizaron en la Universitat de Girona.

## experiencias

prácticas de reutilización en el marco del programa consolidar tragua

### Ensayos batch

Se llevó a cabo en condiciones de temperatura controlada a partir de muestras procedentes del acuífero profundo del Llobregat (entre 59-65m de profundidad), una vez llevado a cabo su identificación físico-química, mineralógica e hidráulica en el laboratorio. Las soluciones standard de Naproxeno en metanol fueron diluidas a concentraciones de 0, 10, 20, 25, 30, 40, 50, 100, 150, 200 and 250 ng ml<sup>-1</sup> de Naproxeno en muestras de suelo, concentraciones seleccionadas a partir de las observadas en muestras reales del acuífero. Los experimentos de adsorción-desorción se realizaron a 15 y 25°C y los datos experimentales se ajustaron a una isoterma de Freundlich mediante el código ISOFIT.

El análisis de Naproxeno se efectuó en un HPLC Agilent 1200 (Agilent, USA) provisto con un detector diodo array.

Las isotermas de adsorción pueden describirse mediante una isoterma de Freundlich, mientras que la desorción es lineal. La reacción no es totalmente reversible al presentar histéresis, en ambas temperaturas, siendo esta mayor para 25°C.

### Ensayos de flujo y transporte en columnas y su posterior modelización

Los experimentos en columnas se realizaron con similares muestras de suelos a las utilizadas en los experimentos batch. Los suelos se compactaron en 2 columnas de acero inoxidable, diseñadas expresamente para este experimento (16 mm de diámetro y 100 mm de longitud en el caso de la primera columna y 20 mm de diámetro y 50 mm de longitud en el caso de la segunda). El ensayo se realizó con una bomba peristáltica conectada a las columnas. Para los ensayos de trazador, se realizó una inyección de pulso a partir de una válvula de inyección y el efluente fue analizado en continuo mediante un fotospectrómetro de diodo array. Para los ensayos con Naproxeno, el efluente fue recolectado mediante un muestreador automático y posteriormente analizado con el HPLC. El flujo se controló periódicamente con el objeto de controlar sus posibles variaciones.

Los resultados obtenidos (trazador y transporte de Naproxeno) se han analizado mediante el código HYDRUS y se han estimado los parámetros del transporte mediante el método inverso.

## CONCLUSIONES

La inyección de agua depurada en el acuífero contribuye al descenso de la salinidad en el agua subterránea, como puede observarse en los pozos Mp47 y RL5 (descenso de Na y Cl tras la inyección).



En el tratamiento terciario más el tratamiento adicional no se eliminan todos los contaminantes emergentes, que llegan al acuífero, aunque en concentraciones pequeñas (inferiores a 0.1  $\mu\text{g/L}$  para la mayoría de los compuestos).

En cuanto a los ensayos batch, se puede concluir que el Naproxeno no presenta gran afinidad por ser adsorbido por el material seleccionado. Además, el comportamiento de este compuesto es similar para ambas temperaturas.

Es necesario realizar distintos ensayos de laboratorio para conocer el posible comportamiento de un contaminante en un medio natural como es un acuífero.

## REFERENCIAS

Abarca E, Vázquez-Suñé E, Carrera J, Capino B, Gámez D, Battle F, 2006. Optimal design of measures to correct seawater intrusion. *Water Resour Res* 2006;42:W09415, doi: 10.1029/2005 WR004524.

Cabeza, Y; Candela, L; Teijón, G; Tamoh, K. Presence of pharmaceuticals, personal care products and priority substances (2008/105/EU) in groundwater (Llobregat delta, Barcelona, Spain). EGU General Assembly, Viena, 2011. Vol. 13, EGU2011-3524-1, 2011.

Cabeza, Y; Teijón, G; Tamoh, K; Candela, L. "Integrated Water Resource management in the Mediterranean: Dialogue Towards New Strategy" (Agadir, Marruecos, 19-22 Junio 2011) con la contribución del artículo: "Presence of emerging contaminants in the Llobregat aquifer and Depurbaix facility (Barcelona, Spain).

Cazurra T., 2006. Water reuse of south Barcelona's wastewater reclamation plant. *Desalination*;218:43–51.

Custodio E., 1981. Sea water encroachment in the Llobregat and Besos areas near Barcelona (Catalonia, Spain). Intruded and relict groundwater of marine origin, 27. Proceedings of 7th SWIM, Uppsala. Sweriges Geologiska Undersokning Rappoter och Meddelanden, Uppsala; p. 120–52.

Gámez, D., 2007. Sequence stratigraphy as a tool for water resources management in alluvial coastal aquifers: application to the Llobregat delta (Barcelona, Spain). Ph.D. Dissertation. Universidad Politécnica de Catalunya-UPC. 177 pp.

Iribar V, Carrera J, Custodio E, Medina A., 1997. Inverse modeling of seawater intrusion in the Llobregat delta deep aquifer. *J Hydrol*; 198:226–244.



## experiencias

### prácticas de reutilización en el marco del programa consolidider tragua

M. Manzano Arellano, M. D. Pelaez Albero, J. Serra Raventós . Sedimentos prodeltaicos en el delta emergido del Llobregat. Acta Geológica Hispánica, t 21-22 (1986-1987), pags 205-211

Ortuño Govern F, Niñerola Pla JM, Teijón Ávila G, Candela Lledó L., 2008. Desarrollo de la primera fase de la barrera hidráulica contra la intrusión marina en el acuífero principal del Delta del Llobregat. Hidrogeol Recur Hidrául; Vol. XXVIII:503–9.

Solá V., 2009. Actualització hidroquímica i isotòpica dels aqüífers del Baix Llobregat per a la determinació de la intrusió marina, amb consideració de la isotopia del sulfat. MsD. Dissertation. Universitat Politècnica de Catalunya. 75 pp.

Teijón, G., Candela, L., Tamoh, K., Molina-Díaz, A., Fernández-Alba, A.R., 2010. Occurrence of emerging contaminants, priority substances (2008/105/CE) and heavy metals in treated wastewater and groundwater at Depurbaix facility (Barcelona, Spain) Sci Total Environ. 408, 3584–3595.

Teijón, G.; Cabeza, Y.; Tamoh, K. y Candela, L. Impacto de la reutilización de agua procedente de depuradora urbana sobre suelo y agua subterránea para el riego de un campo de golf. Congreso Agricultura, Agua y Energía, Madrid 11 y 12 de Mayo, 2011.



**expe  
rien  
cias** prácticas  
de reutilización  
en el marco del programa  
consolider-tragua

## autores

Grupo R6

María del Carmen Cabrera,  
María del Pino Palacios-Díaz,  
Esmeralda Estévez,  
José Manuel Hernández-Moreno,  
José Juan Santana, Tatiana Cruz,  
María Teresa Morant

Colaboradores

Annetty Benavides, Juan Ramón Fernández-Vera,  
Víctor González, Pilar Hernández,  
Vanessa Mendoza, Sarah Montesdeoca,  
Zoraida Sosa

capítulo

# Campo de golf de bandama (gran canaria)

## experiencias

prácticas de reutilización en el marco del programa consolider tragua

Los trabajos desarrollados dentro del Programa CONSOLIDER-TRAGUA en Canarias se han enfocado en el estudio de las posibles afecciones al medio (sistema planta-suelo-zona no saturada-acuífero) por la reutilización de aguas depuradas a medio y largo plazo. Ello se debe a que la reutilización de aguas depuradas y posteriormente regeneradas ha sido una práctica tradicional en Gran Canaria. Para llevar a cabo los estudios se seleccionó el Campo de Golf de Bandama, que desde 1976 se riega con aguas depuradas en la EDAR de la ciudad de las Palmas de Gran Canaria. La principal ventaja de dicho emplazamiento es que se dispone de un largo historial de datos agronómicos del propio campo y que en todo momento se facilitó el acceso al mismo, la instalación de instrumentación y la toma de muestras por parte del Real Club de Golf de Las Palmas.

El campo de golf está emplazado en la zona hidrológica N4 de la Planificación Hidrológica de Gran Canaria de 1999 (CIAGC, 1999), que ha sido caracterizada hidrológicamente para evaluar los efectos sobre el medio. Con una superficie de 41 km<sup>2</sup>, la zona comprende las cuencas hidrográficas del barranco principal de Las Goteras y de los barrancos secundarios: Sabinal y Gonzalo (Figura 5.1). La altitud varía desde un máximo aproximado de 850 m hasta el mar. El clima varía en altura, con una disminución de la precipitación desde 700 mm/año en la zona alta a 150 mm/año en la costa.

El campo de golf de Bandama ocupa aproximadamente 30 has y se localiza en el sector central de dicha cuenca (cotas 400-500 m). En el campo de golf la precipitación y temperatura medias son de 300 mm/año y 19°C respectivamente, con un máximo de 22°C en el mes más cálido y 16°C en el más frío. La humedad mínima en invierno alcanza el 78% y la máxima en verano es del 85%. La ET calculada por Thornthwaite (Jensen et al. 1990) en la estación agroclimática más cercana y representativa, para el periodo 1961-1990, es de 746 mm (<http://sig.marm.es/siga/>).

## DESCRIPCIÓN LITOLÓGICA Y EDAFOLÓGICA

El estudio geológico de la zona se ha llevado a cabo a partir de la cartografía y antecedentes existentes (Barrera et al, 1990, Hansen y Moreno, 2008) y trabajo específico de campo. Así, se ha identificado que geológicamente, el campo de golf se emplaza sobre lavas y piroclastos basálticos con 2000 años de antigüedad, emitidos en las erupciones datadas más recientes de la isla (Figura 5.2). Estas erupciones cubrieron de cenizas más de 50 km<sup>2</sup> y dieron lugar al Pico y la Caldera de Bandama, un hoyo de unos 900 m de diámetro y 250 m de profundidad, formado a partir de una erupción altamente explosiva originada por la interacción entre la cámara magmática y las aguas subterráneas. Estos materiales emitidos se sitúan sobre materiales basálticos del Grupo Roque Nublo (in situ y deslizados) y fonolíticos más antiguos (hasta 13 Ma) entre los que se intercalan conglomerados aluviales, que afloran en el interior de la Caldera. Estos conglomerados pueden ser correlacionados con los de la Formación Detrítica de Las Palmas.

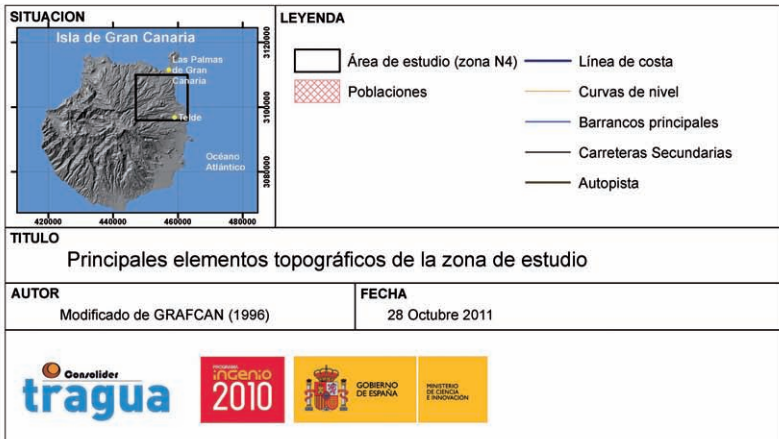
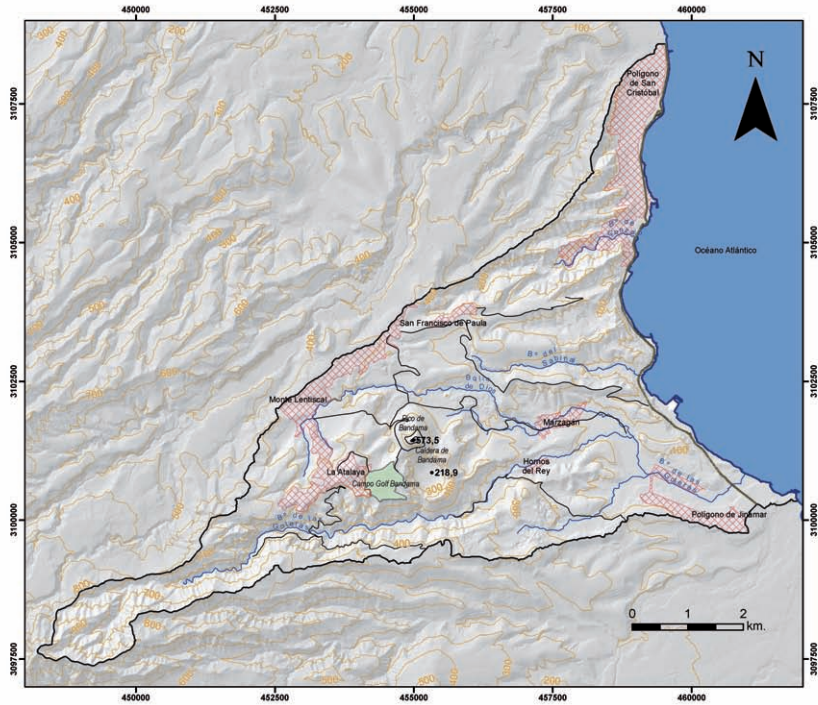


Figura 5.1. Topografía de la zona de estudio.

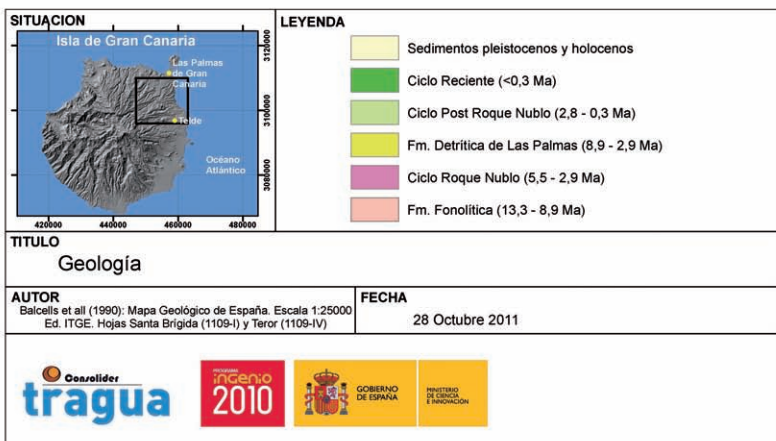
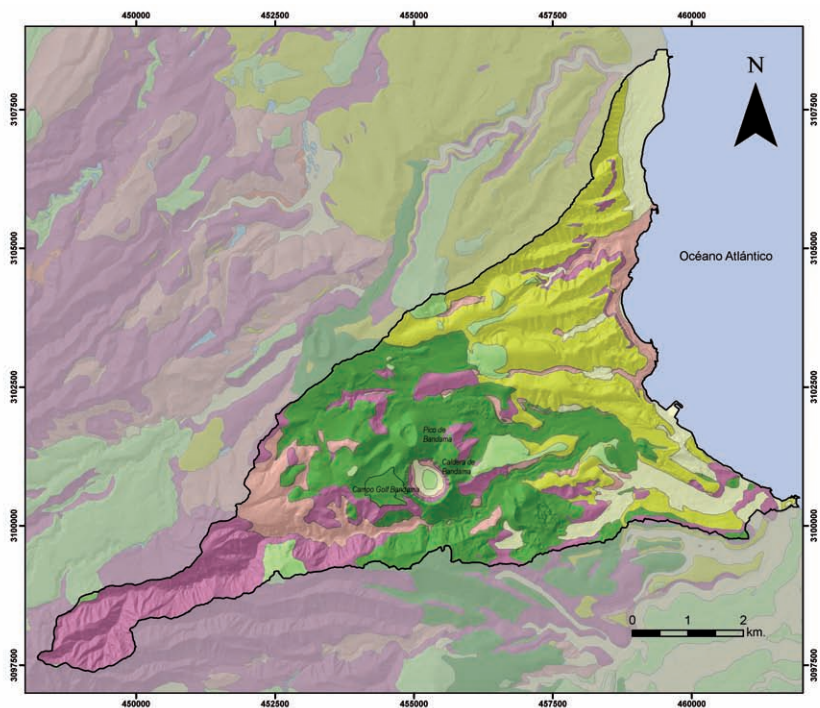


Figura 5.2. Geología superficial de la zona de estudio (modificada de BALCELLS et al., 1990)



Dada la geología de la zona, el suelo del campo de golf (in situ) está conformado por piroclastos basálticos poco alterados con una potencia de 0.25-0.5 m, sobre los que se ha desarrollado una cubierta de alteración franco-arenosa. Los estudios del suelo en el campo de golf han permitido identificar la existencia de un suelo in situ (franco-arenosos) y un suelo transportado de cotas superiores de la misma vertiente de la isla (Figuras 5.3 y 5.4) de naturaleza limo-arcillosa. Estos suelos han sido objeto de varios muestreos para análisis de suelo y análisis mineralógicos de las arcillas mediante Rayos X.



*Figura 5.3. Calicatas y detalles del horizonte superficial (0,15 m) de los suelos in situ (izquierda) y transportado (derecha).*

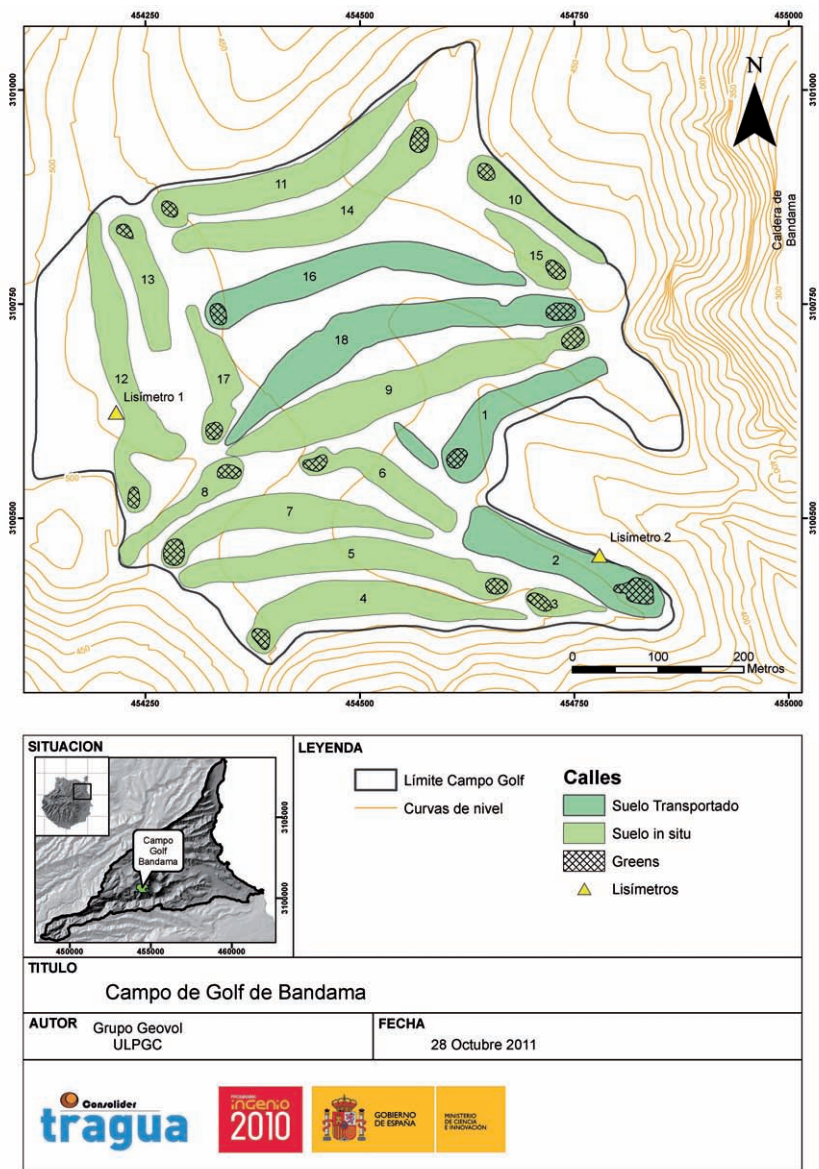


Figura 5.4. Localización de las calles y greens del campo de golf distinguiendo el tipo de suelo y situación de los lisímetros.



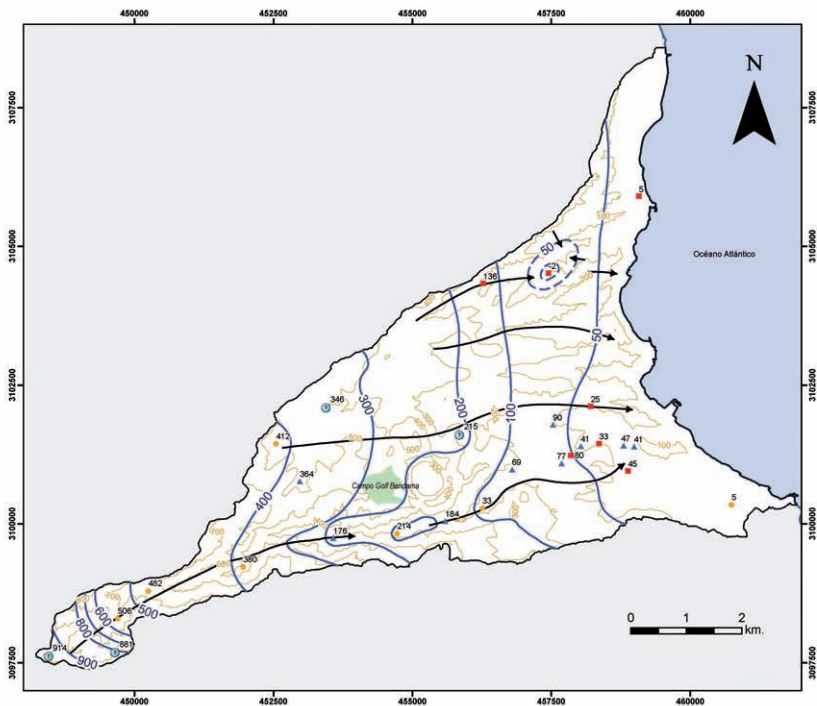
## HIDROLOGÍA E HIDROGEOLOGÍA

Con objeto de caracterizar el acuífero de la zona N4, se recopiló toda la información hidrogeológica existente en el Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria. Esta información incluye un inventario exhaustivo de 56 puntos de agua llevado a cabo en 1997 (CIAGC, 1997). Dentro de los trabajos del Programa CONSOLIDER-TRAGUA, se actualizó esta información en 2009 mediante un inventario de puntos de agua que permitió obtener medidas del nivel piezométrico, entrevistar a los propietarios y tomar muestras de agua de 16 captaciones. A partir de la información obtenida en ambos inventarios, se han elaborado sendas piezometrías (Figuras 5.5 y 5.6) y mapas de isocontenidos en diferentes parámetros químicos. De la interpretación de las piezometrías se deduce que no se observan diferencias significativas en el funcionamiento hidrogeológico de la zona entre ambos periodos. El Barranco de Las Góteras constituye una zona de explotación preferente, como atestigua la gran cantidad de pozos que hay en su fondo. Se ha evidenciado la existencia de un flujo de agua subterránea desde el campo de golf hacia dicho barranco. El inventario permitió identificar la existencia de una galería de agua (El Culatón - 1136BTP), situada en la pared de la Caldera de Bandama a unos 60m bajo el campo de golf, que constituye un punto de referencia para muestrear los lixiviados del campo de golf. Dentro del proyecto, se ha diseñado una red de control trimestral que incluye 6 pozos a lo largo del Barranco de Las Góteras y la galería El Culatón, además de agua de riego en el campo gol. Esta red ha estado activa desde enero de 2009 hasta septiembre de 2011.

El análisis de los datos tomados en la red de control de puntos de agua ha permitido caracterizar un sistema acuífero en el que se están explotando fundamentalmente materiales fonolíticos por medio de pozos de diferentes profundidades. La tabla 5.1 resume las características constructivas e indica las formaciones geológicas explotadas en los puntos de agua incluidos en la red de control.

*Tabla 5.1. Datos de los puntos de agua de la red de control muestreada trimestralmente desde 2008 a 2011.*

Nº del pozo	Cota (m)	Prof.(m)	Cota fondo (m)	Formación explotada
0481 TP	712	207,6	504,4	Roque Nublo
0384ATP	301	132,8	168,2	Fonolitas
4251 TP	275	70	205	Fonolitas
6018 TP	214	31,5	182,5	Basaltos Recientes
2969 TP	185	158	27	Basaltos Recientes- Fonolitas
0095 CP	153	96	57	Basaltos Recientes- Fonolitas
3092 TP	110	34,2	75,8	Fonolitas
1136BTP	452	40	452	Roque Nublo deslizado



<p><b>SITUACION</b></p> <p>Isia de Gran Canaria Las Palmas de Gran Canaria Tejeda Océano Atlántico</p>	<p><b>LEYENDA</b></p> <table border="0"> <tr> <td></td> <td>Área de estudio</td> <td><b>Nivel piezométrico</b></td> </tr> <tr> <td></td> <td>Isopiezas (msnm)</td> <td></td> <td>Dinámico</td> </tr> <tr> <td></td> <td>Líneas de flujo</td> <td></td> <td>Estático</td> </tr> <tr> <td></td> <td></td> <td></td> <td>En recuperación</td> </tr> <tr> <td></td> <td></td> <td></td> <td>Desconocido</td> </tr> </table>		Área de estudio	<b>Nivel piezométrico</b>		Isopiezas (msnm)		Dinámico		Líneas de flujo		Estático				En recuperación				Desconocido
	Área de estudio	<b>Nivel piezométrico</b>																		
	Isopiezas (msnm)		Dinámico																	
	Líneas de flujo		Estático																	
			En recuperación																	
			Desconocido																	
<p><b>TITULO</b></p> <p>Piezometría (1997)</p>																				
<p><b>AUTOR</b> CONSOLIDER-TRAGUA R-6</p>	<p><b>FECHA</b> 28 Octubre 2011</p>																			

Figura 5.5. Mapa piezométrico elaborado a partir del inventario de 1997 (CIAGC, 1997).



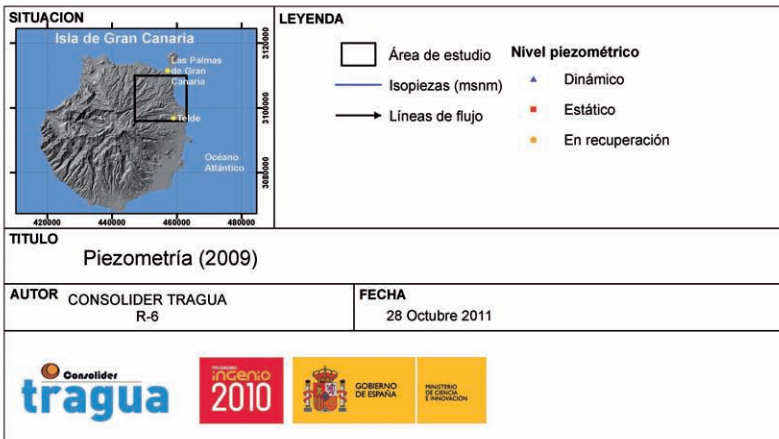


Figura 5.6. Boceto piezométrico elaborado a partir del inventario de 2009.

## experiencias

### prácticas de reutilización en el marco del programa consolider tragua

Los pozos responden al esquema tradicional, con 3 m de diámetro, galerías horizontales y catas en algunos casos, construidos mediante excavaciones a mano o con explosivos. Actualmente los caudales diarios medios equivalentes extraídos en los pozos son menores a 1 L/s en todos los casos, excepto en un pozo (0481 TP) cuyo caudal extraído ha descendido desde unos 3 L/s en 1997 a los 1.7 L/s actuales. Los niveles del agua se han mantenido constantes en todos los pozos, excepto en el pozo 4251 TP, que extrae agua de galerías secundarias menos profundas y ha experimentado un descenso de 20 m en los últimos dos años. Este pozo constituye un nivel colgado en la piezometría de 1997 (Figura 5.5), apuntando a la existencia de una recarga puntual en esa zona procedente del agua del barranco.

La galería El Culatón (1136BTP) tiene unos 40 m de longitud y parece situarse a favor de una fractura desarrollada en sentido SO-NE, transversal a la fracturación NO-SE que dio lugar al complejo volcánico (Hansen y Moreno, 2008), en el torrente denominado El Culatón. Representa un nivel colgado desarrollado en el contacto entre dos unidades de materiales deslizados del Grupo Roque Nublo, ubicado a unos 200 m, por encima del nivel freático insular. Estas zonas de contacto se caracterizan por la presencia de material arcilloso triturado que constituyen las unidades de despegue durante el deslizamiento en bloques diferenciados. Según los aforos llevados a cabo trimestralmente durante la red control el caudal que mana de la galería es constante y oscila alrededor de 0,05 L/s.

La tentativa de piezometría realizada a partir de los datos obtenidos en el inventario del 2009 (Figura 5.6) muestra que el flujo responde al modelo general de la isla, siguiendo la dirección OSO-ENE, de cumbre a costa y que el nivel piezométrico general se sitúa a 250 m bajo el campo de golf. Sin embargo, estos pozos tienen profundidades diferentes, por lo que los niveles medidos en los mismos deben ser tomados con precaución.

## CARACTERIZACIÓN QUÍMICA

### El agua subterránea

La hidrogeoquímica del agua subterránea responde al modelo insular, de forma que la salinidad del agua aumenta de cumbre a costa, paralelamente con el tiempo de residencia del agua en el acuífero y a la llegada de aguas de recarga cada vez más salinas según aumenta la cercanía al mar. Este hecho queda patente en las figuras 5.7 y 5.8, que muestran las isolíneas de cloruros en las aguas subterráneas en 1997 y 2009. En 2009, los datos apuntan hacia un ligero aumento de la salinidad con respecto a 1997. En ambos periodos la separación entre isolíneas en la región central de la zona de estudio induce a intuir procesos de dilución alrededor del campo de golf, siguiendo las líneas de flujo.

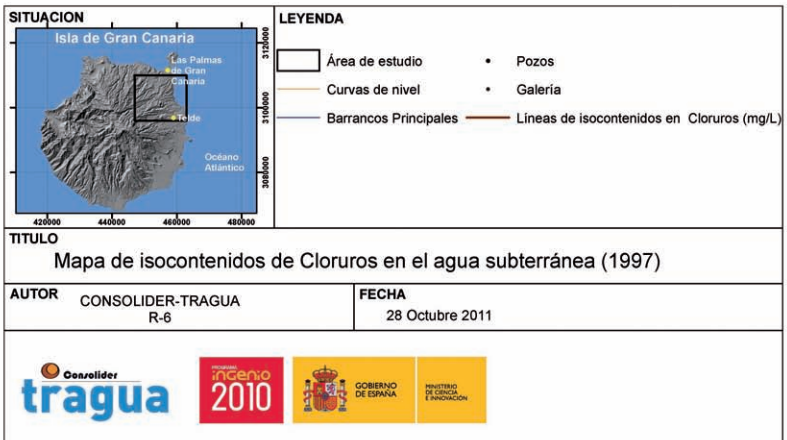
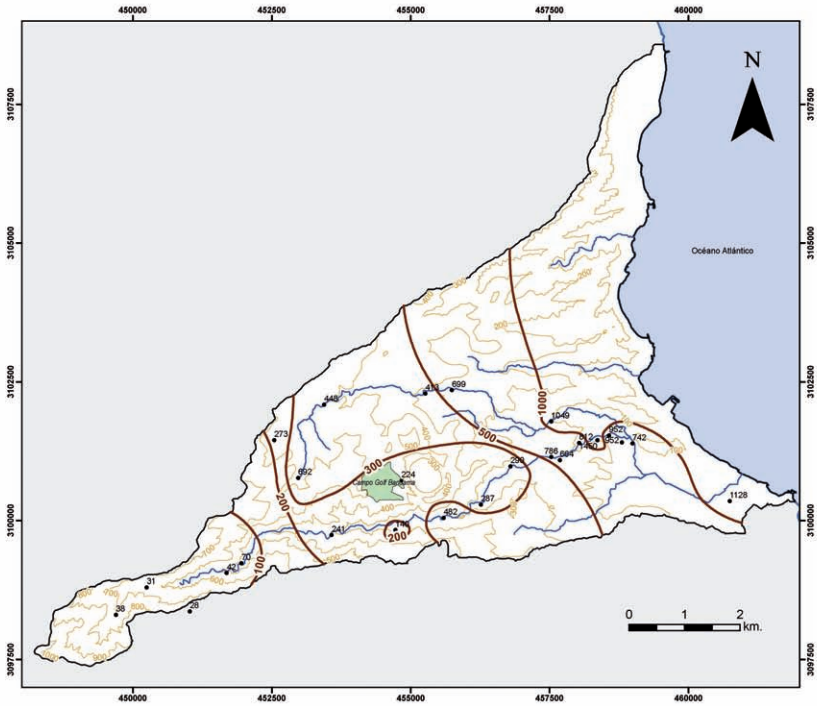


Figura 5.7. Mapa de isocontenidos en cloruro elaborado a partir del inventario de 1997 (CIAGC, 1997).

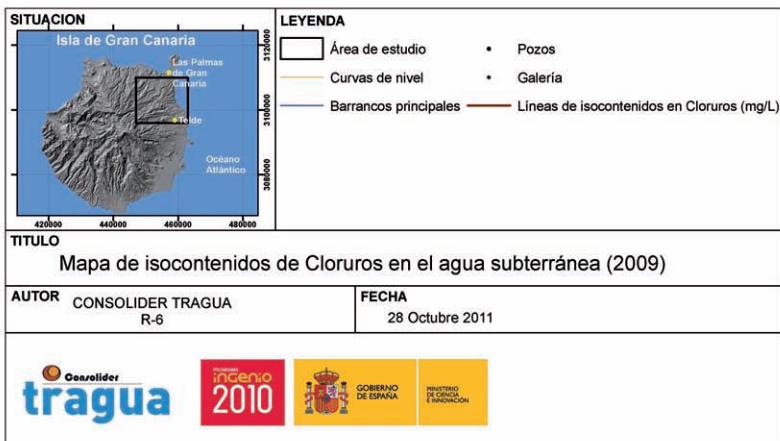
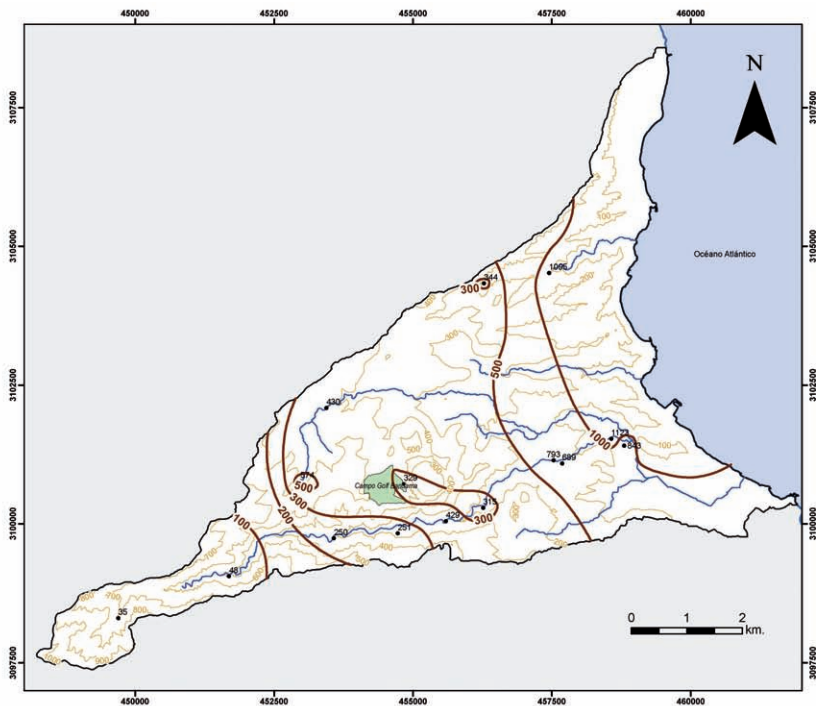


Figura 5.8. Mapa de isocontenidos en cloruro elaborado a partir del inventario de 2009.

La figura 5.9 muestra los diagramas de Stiff modificados de los puntos de la red de control en 2009. Se observa que en la cumbre las aguas son bicarbonatadas sódicas y menos mineralizadas y que hacia la costa aumenta la salinidad y pasan a ser cloruradas sódicas, siguiendo el esquema hidrogeoquímico establecido para la isla (SPA-15, 1975). El pozo 2969 TP presenta un agua bicarbonatada sódica con mayor salinidad que el resto, pH medio de 5,7 y temperatura de 25°C, lo que apunta a la existencia de aportes de CO<sub>2</sub> endógeno. Durante la red control llevada a cabo en la zona (2008-2011), se ha podido deducir que las facies descritas no se ven significativamente modificadas en el tiempo.

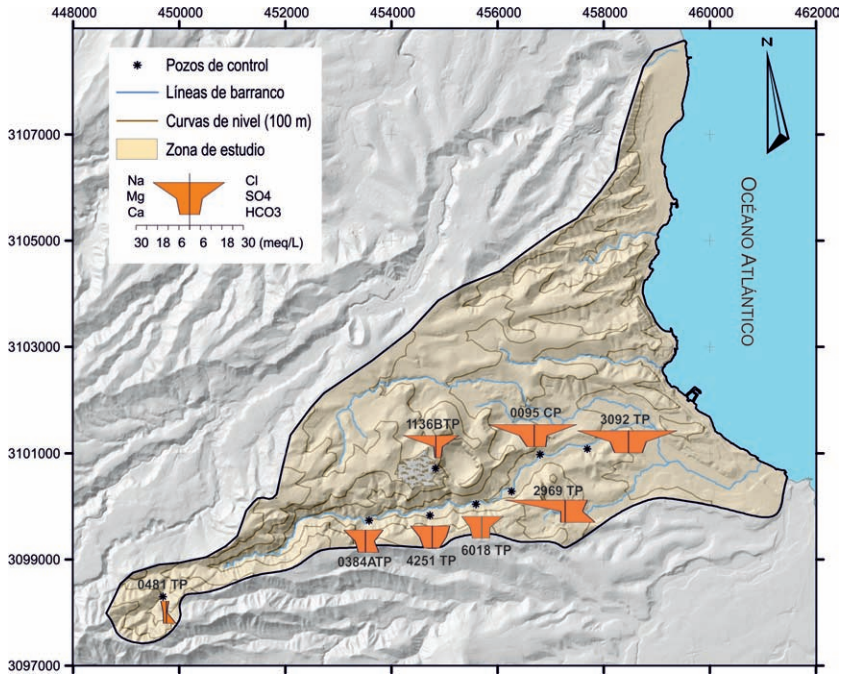


Figura 5.9. Diagramas de Stiff modificados de los puntos de la red de control en 2009.

## experiencias

### prácticas de reutilización en el marco del programa consolidar tragua

Las figuras 5.10 y 5.11 muestran los mapas de isolíneas de concentración de nitratos en las aguas subterráneas en 1997 y en 2009. Dicha evolución evidencia un aumento de la concentración en el Barranco de Las Góteras, alcanzando concentraciones de 200 mg/L y superando por tanto los umbrales establecidos para dicho compuesto (50 mg/L) según la normativa actual (Directiva CEE 676/91, de 19 de diciembre). La mayor concentración en el curso bajo del barranco se relaciona con una zona con cultivos, algunos regados con aguas regeneradas (Figuras 5.12 y 5.13) y con insuficiencias en la red de saneamiento (CIAGC, 2009). Se observa un descenso entre 1997 y 2009 en los pozos situados en el curso bajo del Barranco de Las Góteras, lo que puede ser explicado por dos factores: la mejora en la red de saneamiento a lo largo del barranco en los últimos años y la designación como Zona Vulnerable a la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura por el Decreto del Gobierno de Canarias 49/2000, de 10 de abril (B.O.C. nº 48, de 19.4.00). Este último hecho puede haber dado lugar a la sustitución de fertilizantes ricos en nitratos por otros menos contaminantes o a la disminución la cantidad usada por parte de los agricultores de la zona en la parte baja del Barranco de Las Góteras.

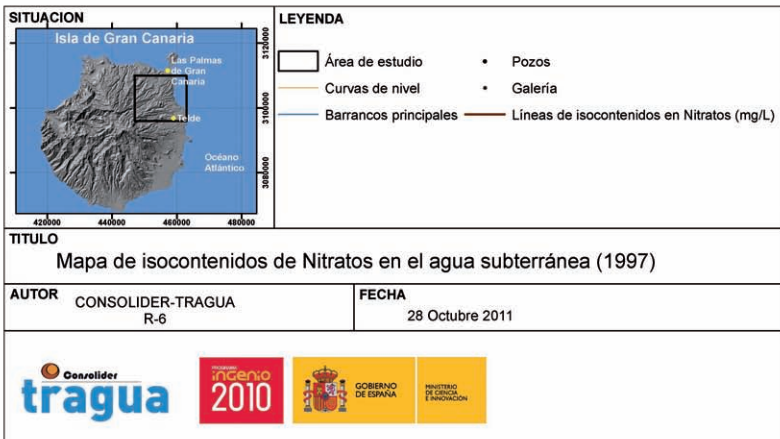
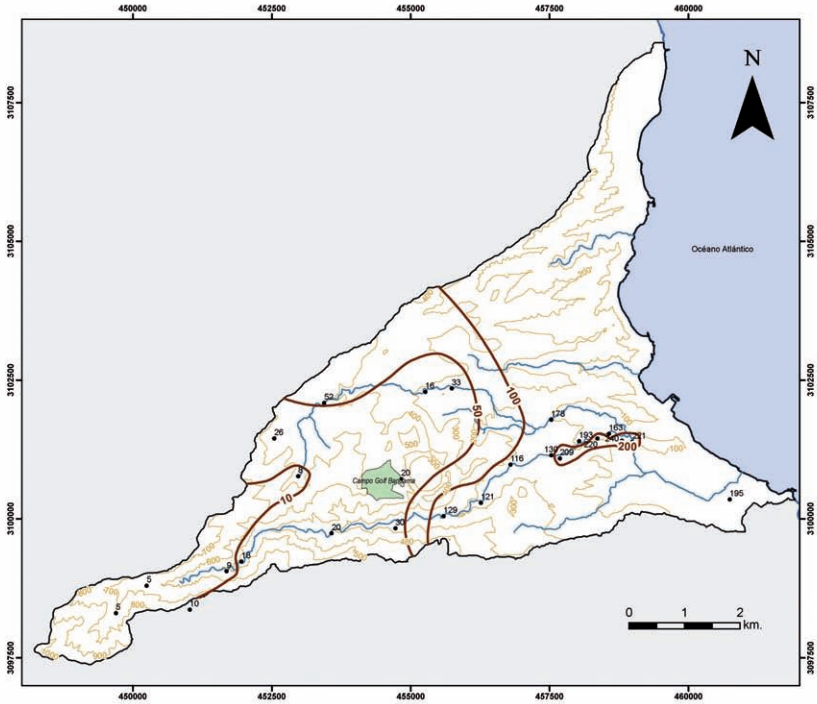


Figura 5.10. Mapa de isocontenidos en nitrato elaborado a partir del inventario de 1997 (CIAGC, 1997).

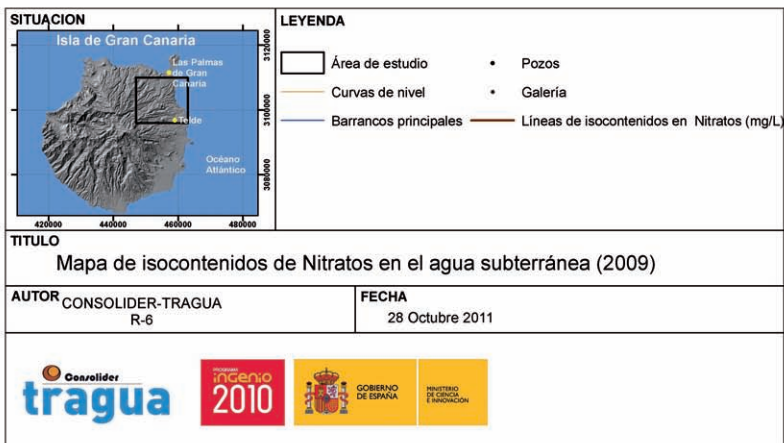
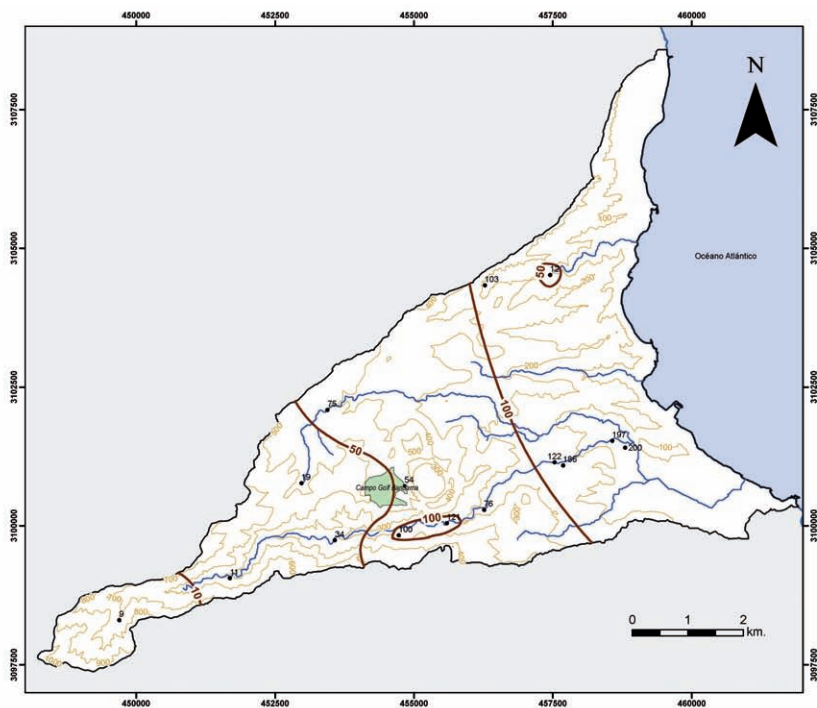


Figura 5.11. Mapa de isocontenidos en nitrato elaborado a partir del inventario de 2009.



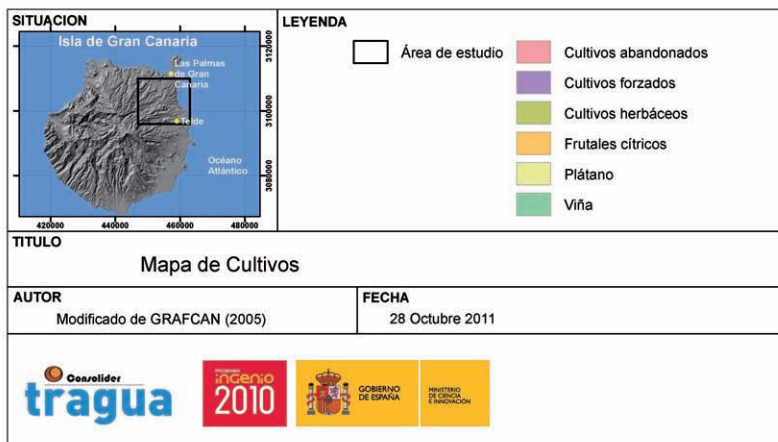
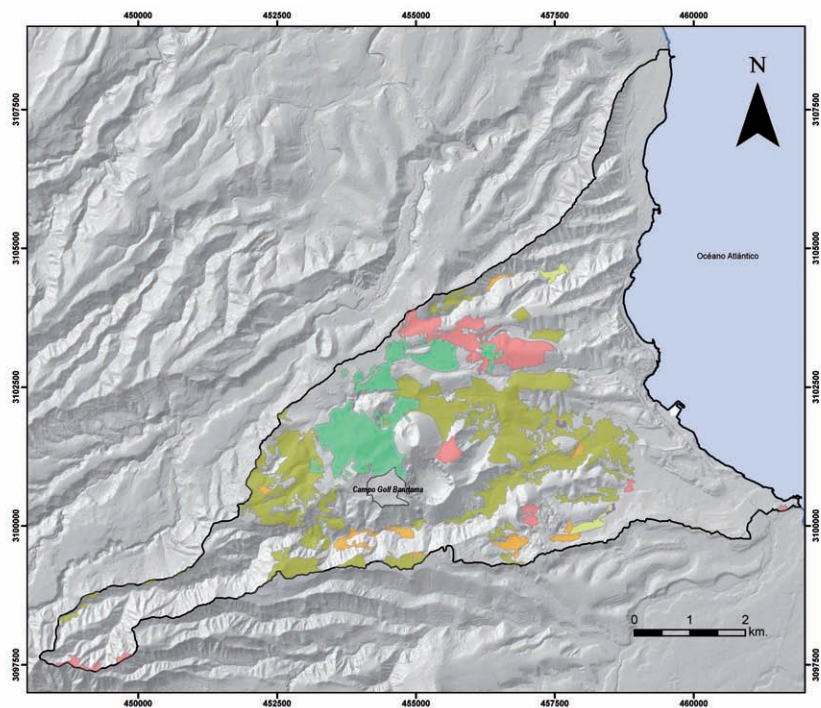


Figura 5.12. Mapa de cultivos (modificado de GRAFCAN, 2005).

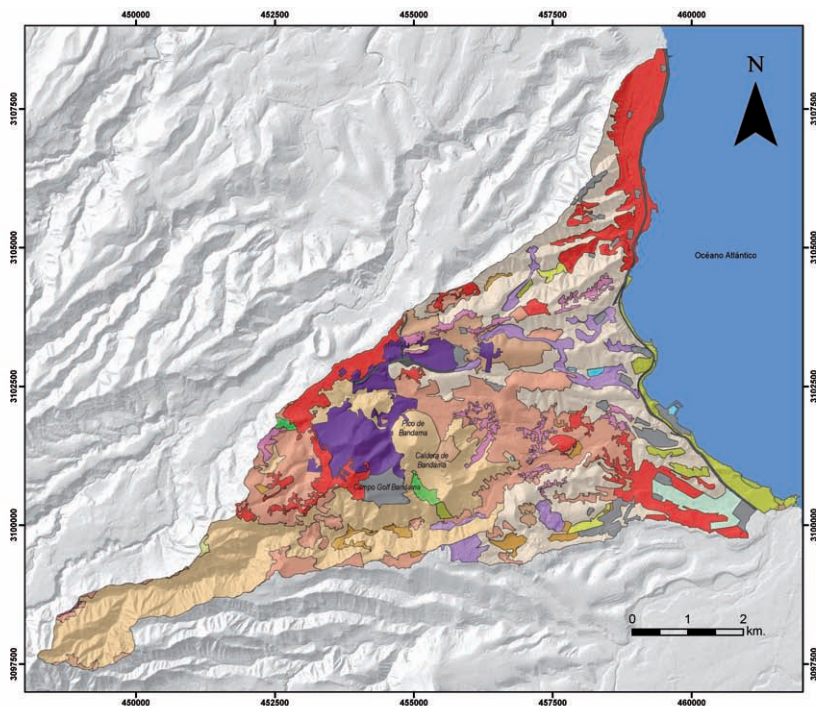


Figura 5.13. Mapa de usos del suelo (modificado de GRAFCAN, 2005).



La comparación entre la química de la galería El Culatón y de los pozos situados en el barranco (Figura 5.14) permite deducir que se trata de dos tipos de agua diferente. El agua de la galería muestra un contenido superior en Na+K y Cl y menor en Ca, Mg,  $\text{SO}_4$ ,  $\text{HCO}_3$  y  $\text{NO}_3$ , mientras que el agua subterránea en el barranco muestra un aumento progresivo en salinidad según disminuye la cota de los pozos dentro de un mismo patrón. Así, se puede concluir que la galería puede ser considerada un punto de muestreo del agua mezcla entre el agua que abandona el suelo y el agua que circula por niveles colgados del acuífero insular desde cotas más altas.

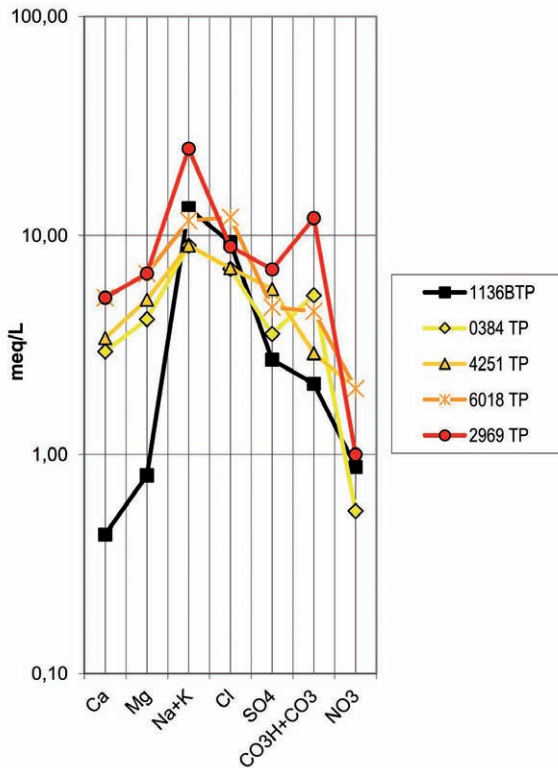


Figura 5.14. Representación en un diagrama de Schoeller de las aguas subterráneas de la red de control (enero/2009).

La química del agua de la galería El Culatón (1136BTP) ha permanecido constante durante la red de control (2009-2011). Presenta una CE media de  $1700 \mu\text{S}/\text{cm}$  y contenidos en nitratos  $>50 \text{ mg}/\text{L}$ , que se muestran estables en el tiempo aunque su valor se ha incrementado respecto a los datos

## experiencias

### prácticas de reutilización en el marco del programa consolider tragua

del 1997 (1300  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y 20mg/L de nitrato). Estos valores de nitratos son inferiores a los observados en pozos próximos lo que induce a pensar en que su origen está fuera del campo de golf. De la galería mana un agua clorurada sódica con un claro exceso de Na. Los contenidos de P determinados en la galería permanecen muy estables y ligeramente elevados considerando la baja movilidad de este elemento. Al asociar estos valores de la galería con un balance de agua excesivo, capaz de lavar durante años el P del suelo, se pueden explicar estos resultados.

### El agua de riego

Se ha llevado a cabo la recopilación de información de agua de riego en el Campo de Golf desde 1989 a la actualidad. Además, se ha caracterizado químicamente de forma trimestral dentro de la red de control del programa. El agua regenerada entre 1989 y 2002, presenta una conductividad eléctrica media de 2800  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . En 2002 se instaló un tratamiento terciario por desalación, que afectó al agua de riego disminuyendo su salinidad notablemente. Desde enero de 2008 hasta agosto del 2009, el agua de riego alcanza valores de conductividad eléctrica que oscilan alrededor de los 900  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y a partir de los muestreos llevados a cabo desde noviembre de 2009 la salinidad ha descendido hasta alcanzar una media de 300  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y una composición química diferente (Tabla 5.2).

### El suelo

La caracterización química del horizonte superficial de los dos tipos de suelo del campo de golf (0-0,15m) se ha llevado a cabo mediante el análisis químico de las muestras tomadas en las campañas de 01/ 2008, 03/ 2009 y 11/2009 y 11/2010. A partir de estos resultados se detectó una tendencia a mayores valores de Materia Orgánica (MO) y P en el suelo transportado (hasta 180 mg/kg) que en el suelo in situ (hasta 120 mg/kg), lo que refleja una mayor capacidad de adsorción del suelo más arcilloso (transportado). De forma global, los contenidos de nitrato son muy variables, existe una tendencia a la disminución de MO en el tiempo. Los valores de P son difícilmente explicables con el programa de abonado definido por el responsable del campo, ya que no se cita ningún abonado fosfórico.

Distinguiendo entre el suelo de la calle y el del rough que la rodea, se ha observado una gran variación en la mayoría de los parámetros. Los factores que lo explican tienen que ver tanto con la influencia del cambio en la calidad y cantidad de agua, como con el efecto estacional de la época del muestreo. Esta variabilidad es inferior en las calles, lo que confirma un manejo del riego menos cuidadoso en el rough.

La variación en la calidad del agua de riego a partir de agosto del 2009 ha dado lugar a un cambio en la composición química del suelo, produciendo una disminución de los contenidos de B y de la salinidad del suelo. Este último parámetro también se ve afectado por la



Tabla 5.2. Resultados de los muestreos de agua de riego. CE en dS/m y  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ , B y P, expresados en mg/L.

		AGUA DE RIEGO															
Fecha	07-11-08	19-2-09	12-03-09	30-04-09	21-05-09	30-06-09	29-07-09	31-08-09	03-11-09	12-01-10	03-02-10	03-03-10	19-04-10	04-05-10	05-07-10		
pH	7,3	7	8,1	7,4	7,3	7,3	7,4	7,5	7,6	7,8	7,5	7,5	7,7	7,7	7,8		
CE	1,02	0,74	0,81	0,93	0,71	1,05	0,88	0,9	0,34	0,28	0,29	0,3	0,23	0,27	0,22		
$\text{Na}^+$	171	119	124	165	9,2	175	120	143	37	23	28	32	18	24	17		
$\text{K}^+$	11	12	11	11	10	13	7	8	3	3	2	3	2	2	2		
$\text{Ca}^{2+}$	12,3	15,2	19	8,3	7,4	9,7	11	7,4	12	15	14	12	13	12	12		
$\text{Mg}^{2+}$	7	7	12	5	126	6	8	6	10	10	10	8	10	9	8		
$\text{Cl}^-$	207	150	141	183	31	200	146	168	49	37	40	42	27	32	25		
$\text{SO}_4^{2-}$	42	37,1	47	34	112	51	30	32	13	12	14	15	13	13	8		
$\text{HCO}_3^-$	118,3	108,6	153	123	28	104	92	104	85	88	83	73	67	73	74		
$\text{NO}_3^-$	29	4	21	26	0,7	39	24	30	5	3	7	12	7	8	4		
$\text{NH}_4^+$	0,6	0,4	0,3	0,5	0,8	0,5	<0,03	0,5	0,3	0,2	0,1	0,7	0	0,2	0		
B	1,5	1,1	1	1,2	1,5	1,1	0,7	1,3	0,3	0,1	0,2	0,2	0,05	0,1	0,07		
P	0,7	1,6	<0,1	1,5	1,5	2,6	<0,1	1,3	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,1	0,1	0,2		

variación estacional, con una disminución que coincide con el final del periodo húmedo (marzo del 2009), lo que pone de manifiesto la importancia de las fechas seleccionadas para programar los muestreos en este tipo de estudios.

### Lixiviado del suelo

El agua lixiviada en el primer metro de la zona no saturada se ha podido muestrear mediante la instalación de dos lisímetros de succión pasiva (Drain Gauge, Decagon Devices, Inc.) en cada tipo de suelo (en noviembre del 2008 en una calle de suelo in situ y en febrero del 2010 en la de suelo transportado). Hasta junio del 2011 se han obtenido quince muestras de agua lixiviada en el suelo in situ, y dos en el transportado. Los lixiviados del suelo in situ (tabla 5.3) poseen en general, mayor concentración respecto al agua de riego debido al lavado de iones. Paradójicamente, a partir del cambio en la calidad del agua de riego, la salinidad del agua lixiviada en el lisímetro se incrementa en mayor medida. Aunque los valores de nitrato del agua de riego no son muy elevados, se encuentran cantidades apreciables en el agua drenada, cuyos valores máximos no parecen relacionarse con los contenidos del agua de riego, siguiendo la tendencia inversa descrita para la salinidad. Los contenidos de amonio son bajos en el agua de riego y se incrementan en el lisímetro, aunque se puede descartar que se produzca la amonificación en el reservorio de muestreo, ya que su concentración es un orden de magnitud inferior a la de nitratos.

**Tabla 5.3. Resultados de los muestreos de agua lixiviada en el suelo in situ. CE en dS/m y Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, B y P, expresados en mg/L.**

AGUA DEL LISÍMETRO									
Fecha	13-11-08	03-02-09	12-02-09	19-02-09	18-03-09	30-04-09	12-01-10	22-02-10	04-03-10
pH	8	8,6	8,6	8,3	8,1	8,7	8,3	8	7,81
CE	1,74	2,31	1,724	2,24	3,12	2,98	5,36	4,77	4,32
Na <sup>+</sup>	323,6	474,4	517,9	504	647	667	927	731	679
K <sup>+</sup>	31,8	36	39,7	40,4	48	52	101	78	75
Ca <sup>2+</sup>	25,9	29,8	25,5	25,2	28	38	99	118	114
Mg <sup>2+</sup>	9	14,8	15,3	14,7	19	25	76	87	78
Cl <sup>-</sup>	297	194	161,7	153,8	387	393	1261	1047	927
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	85	63,8	54,8	52,4	40	51	100	152	144
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	396,5	-	-	-	-	-	1060	671	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,3	81	75	70	17	36	82	302	298
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	6,04	6,9	4,64	2,89	2	3	1	7	0,15
B	7,44	4,93	4,45	4,40	4,22	4,65	5,18	4,16	4,33
P	0,16	-	0,3	2,5	0,8	0,5	0,6	0,3	0,01



El P encontrado en el lisímetro parece relacionarse con la calidad del agua de riego. Aún cuando en el agua de riego los contenidos de P suelen ser bajos (<1 mg/L), eventualmente se incrementan. Dichos incrementos coinciden con épocas con valores superiores de P en el lisímetro, aunque en general el agua del lisímetro suele tener un contenido de P más estable (lo que es coherente con su alta capacidad de adsorción en el suelo). El B se incrementa alrededor de un orden de magnitud en el agua del lisímetro respecto a la de riego, encontrándose concentraciones muy elevadas. Como el B es un elemento poco móvil en el suelo es esperable que un exceso de agua aplicado haya contribuido a su lavado. Pese a que las concentraciones de  $K^+$  en el agua de riego de menor salinidad (aplicada a partir de enero del 2010) son un orden de magnitud inferiores a las medidas en el periodo anterior, para el sulfato son aproximadamente de la mitad, y para el  $Ca^{2+}$  y  $Mg^{2+}$  se mantienen constantes, en el lisímetro el valor de  $K^+$  y sulfato se duplica y para el  $Ca^{2+}$  y  $Mg^{2+}$  se triplica a partir de dicha fecha. Este hecho puede ser consecuencia de una desestabilización de los agregados.

## DETERMINACIÓN DE COMPUESTOS EMERGENTES

Entre 11/2008 y 11/2009, se llevaron a cabo cuatro muestreos de agua de riego, lixiviado del suelo y agua subterránea, en los que se analizó una selección de compuestos emergentes, poniendo a punto las técnicas analíticas para compuestos seleccionados en la ULPGC (Tabla 5.4). A partir de julio de 2009, se estableció una colaboración con el grupo de Química Analítica de la Universidad de Jaén, en donde se han analizado hasta 184 contaminantes emergentes y sustancias prioritarias (2008/105/CE) y 10 metales pesados en agua de riego y agua subterránea. La comparación entre ambos laboratorios ha permitido establecer la importancia de la conservación y traslado de las muestras así como la necesidad de un rápido análisis en este tipo de compuestos.

La tabla 5.5 presenta el listado de compuestos detectados en el laboratorio de Jaén, agrupados en: fármacos, pesticidas, HAP, Contaminantes Orgánicos Volátiles (COV) y Retardantes de Llama. En la misma tabla se distinguen los analitos detectados alguna vez a más de a 0,1  $\mu\text{g/L}$  en el agua de riego (x) o en el agua subterránea (\*). A partir de los resultados de Jaén, se ha visto que en los muestreos de julio y noviembre del 2009 y febrero y mayo del 2010, los fármacos son los compuestos más frecuentes y presentan mayores concentraciones (en ocasiones superiores a los 0,1  $\mu\text{g/L}$ ), mientras que el resto de contaminantes raramente excede los 0,05  $\mu\text{g/L}$ . Los analitos más frecuentes fueron cafeína y nicotina en los resultados de ambos laboratorios. A partir del análisis de un número mucho mayor de contaminantes por la Universidad de Jaén, se observó que otros contaminantes muy abundantes son el pesticida clorpirifós etil y los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP): fluoreno, fenantreno y pireno.

Tabla 5.4. Resultados de los análisis de compuestos emergentes realizados en el Laboratorio de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (ng/L).

Identificación	Fecha	Atenolol	Cafeína	Nicotina	Metamizol	Paraxantina	Ibuprofeno	Fluoxetine	Permetrina
0270 CP	28/01/2009	0	0	40,83	0	0	0	0	0
0330 CP	30/01/2009	67,71	44,94	111,8	15,13	22,33	111,66	59,21	0
0384ATP	02/02/2009	0	19,61	23,15	0	0	0	0	0
0384ATP	29/04/2009	0	33,66	38,99	0	0	0	0	0
0384ATP	29/07/2009	0	101,68	27,88	0	0	0	0	0
0481 TP	28/01/2009	0	29,89	45,02	0	40,11	0	0	0
0557 TP	30/01/2009	0	0	36,72	0	0	0	0	0
1136BTP	12/11/2008	6,92	21,83	68,7	0	39,93	0	0	0
1136BTP	28/01/2009	8,19	10,38	32,28	0	11,81	0	0	0
1136BTP	07/05/2009	1,66	148,08	63,99	0	49,81	0	0	0
1136BTP	14/07/2009	0	21,48	95,82	0	0	0	0	0
1136BTP	03/11/2009	11,17	115,53	143,16	0	14,48	0	0	0
2969 TP	03/01/2009	0	0	0	0	0	0	0	0
2969 TP	27/01/2009	23,6	3,33	43,5	0	65,32	0	0	0
2969 TP	29/04/2009	0	30,92	55,64	0	0	0	0	0
2969 TP	13/07/2009	0	32,08	92,3	0	0	0	0	0
2969 TP	03/11/2009	0	22,02	58,51	0	0	0	52,55	0
3092 TP	30/01/2009	18,4	26,41	58,07	16,01	49,36	0	47,21	0
3092 TP	29/04/2009	5	76,42	71,63	0	33,01	0	0	0
3092 TP	13/07/2009	0	19,64	39,6	0	0	0	0	0
3092 TP	03/11/2009	0	73,34	59,19	0	15,12	0	0	0
4251 TP	26/01/2009	4,26	37,68	0	0	13,48	0	0	0
4251 TP	29/04/2009	0	53,57	64,56	0	6,61	0	0	0
4251 TP	13/07/2009	0	17,27	36,53	0	0	0	0	0
4251 TP	03/11/2009	8,62	24,93	54,06	0	0	0	57,62	0
5902 TP	28/01/2009	0	0	35,52	0	0	0	0	0
5927 TP	28/01/2009	38,14	39,2	110,55	0	146,63	0	0	0
6018 TP	27/01/2009	0	0	0	0	0	0	0	0
6018 TP	29/04/2009	0	17,71	64,83	0	0	0	0	0
6018 TP	13/07/2009	2,82	41,38	49,72	0	15,89	0	0	0
6018 TP	03/11/2009	0	102,89	47,36	0	0	0	0	0
6087 TP	27/01/2009	34,78	36,72	71,46	0	192,87	0	21,49	0
6124 TP	30/01/2009	21,35	14,05	113,55	33,25	89,52	0	34,16	0
6168 TP	27/01/2009	0	35,69	73,87	0	33,92	0	0	0
Agua Lisímetro	12/11/2008	0	180,13	0	0	61,27	0	71,37	0
Agua Lisímetro	02/03/2009	0	292,97	946,99	0	0	0	0	0
Agua Lisímetro	12/03/2009	0	291,92	1344,1	0	52	0	0	0
Agua Lisímetro	07/11/2008	0	166,96	180,25	0	153,91	0	28,83	0
Agua de riego	07/11/2008	208,69	116,11	132,56	0	158	0	126,73	0
Agua de riego	03/11/2009	58,11	104,6	143,22	0	108,28	0	67,74	0
Agua de riego	10/11/2009	57,02	38,14	102	0	45,4	0	35,67	0





Tabla 5.5. Analitos detectados en los muestreos de julio y noviembre de 2009 y febrero y mayo de 2010 en el agua de riego, la galería El Culatón y cuatro pozos de la red de control, según los análisis del Laboratorio de la Universidad de Jaén. <sup>x</sup>: detectados alguna vez a 0,1 µg/L en el agua de riego, <sup>\*</sup>: detectados alguna vez a 0,1 µg/L en el agua subterránea. En **negrita**: analitos más frecuentes (detectados en todas las muestras en los cuatro muestreos).

FÁRMACOS			
Acetaminofén	Claritromicina	Ibuprofeno	Oxacilina
Ácido Flufenámico <sup>x</sup>	Cloruro de benzalconio <sup>**</sup>	Ketoprofeno	Propranolol
Ácido Mefenámico	Codeína	Lincomicina	Propifenazona
Antipirina	Danofloxacín	MDMA	Ranitidina
Atenolol	Difenidramina	Mebendazol	Sulfadimetoxina
Bezafibrato	EDDP	Metadona	Sulfametizol
Benzoilecgonina	Efedrina	Metformina	Sulfametoxazol
<b>Cafeína</b>	Eritromicina <sup>*</sup>	Miconazol	Sulfapiridina
Cannabidiol	Estrona	Morfina	Teobromina <sup>**</sup>
Carbamazepina	Etilanfetamina	<b>Nicotina<sup>*</sup></b>	Teofilina <sup>x</sup>
Cimetidina	Fenilefrina	Nifuroxazida <sup>*</sup>	Trimetoprima
Cis-Diltiazem	Gemfibrozilo	Ofloxacina	Verde malaquita
HAP			
Acenaftileno	Benzo(b)fluoranteno	Criseno	<b>Fluoreno</b>
Benzo(a)antraceno	Benzo(g,h,i)perileno	Dibenzo(a,h)antraceno	Indeno(1,2,3-cd)pireno
Benzo(a)pireno	Benzo(k)fluoranteno	<b>Fenantreno</b>	<b>Pireno</b>
PESTICIDAS			R. DE LLAMA
4,4'-DDE	Diazinón	Oxifluorfen	TEP
4,4'-DDT	Diurón	Pentaclorobenceno	TBP
Alfa-Endosulfán	Gamma-HCH	Procimidona	
Atrazina	Hexaclorobenceno	Propazina	<b>COV</b>
Clorfenvinfos A	Hexaclorobutadieno	Simazina	124 TCB
Clorfenvinfos B	Isoproturón	Terbutilazina	135 TCB
<b>Clorpirifós etil <sup>*</sup></b>	Metoxicloro	Terbutrina	

A partir de octubre de 2010, se inició una colaboración con los Profesores Frederic Huneau y Philippe Le Coustumer, de la Universidad de Burdeos para evaluar la efectividad de los dispositivos POCIS y DGT para analizar compuestos emergentes y metales pesados después de introducirlos durante 15 días en el agua a analizar. Se obtuvieron muestras en agua de riego y 3 pozos seleccionados que se enviaron a Burdeos, aunque hasta el momento no se han obtenido los resultados debido a dificultades técnicas en el análisis. El objetivo es comparar los resultados obtenidos mediante estos dispositivos con los resultados analizados directamente en el agua.

## DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE RIEGO

La superficie total del campo de golf es de unas 30 ha, de las que 14,5 ha se riegan por aspersión desde 1983. Las dosis y frecuencias de riego varían en función de las decisiones del técnico de mantenimiento del campo, encontrando variaciones entre el invierno y el verano, donde las dosis alcanzan máximas de 7 mm/día usando una media de 600 m<sup>3</sup>/día cuando la EDAR funciona adecuadamente. El sistema de riego del campo de golf se caracteriza por un caudal nominal de 92,8 L/min y una distancia media entre aspersores de 21,5 m. Además cuenta con reguladores que permiten uniformizar las presiones en 600 kPa.

La especie predominante es el Kikuyu grass (*Pennisetum clandestinum*), una gramínea C4 muy bien adaptada a ambientes cálidos y suelos salinos. Los tees y greens se fertilizan a voleo bimensualmente con una dosis de 10 g/m<sup>2</sup> de nitrato cálcico granulado y las calles no se fertilizan desde el 2007.

## CONCLUSIONES

El estudio de un caso real de riego con agua regenerada en el campo de golf de Bandama ha demostrado la influencia de los cambios en la calidad y cantidad de agua de riego, el efecto estacional de la época de muestreo y el manejo del riego en los parámetros del suelo. También ha quedado demostrada la importancia de los protocolos de muestreo, conservación de muestras y el tiempo entre el muestreo y el análisis para los compuestos emergentes.

La caracterización hidrológica e hidrogeológica de la zona ha sido fundamental a la hora de interpretar los resultados obtenidos. Así, el agua de la galería El Culatón ha sido identificada como representativa de la Zona No Saturada debajo del Campo de Golf, aunque representa una mezcla entre los lixiviados del mismo con agua que discurre por una superficie de despegue desde la parte superior de la cuenca.

Los datos obtenidos desde 2008 a la actualidad permitirán elaborar un modelo integrado de todo el sistema en el que se podrá representar todo el sistema y durante cuya elaboración se ajustará el conocimiento del medio que se posee actualmente. Todo ello dará lugar a una Tesis Doctoral que está en marcha.



## REFERENCIAS

- Balcells, R., Barrera, J.L. y Ruiz, M.T. (1990). Mapa geológico de España a escala 1:25000 (MAGNA). IGME.
- Hansen, A. y Moreno, C. (2008). El Gran Volcán. La Caldera y el Pico de Bandama. Ediciones Consejería de Medio Ambiente y Aguas del Cabildo de Gran Canaria. 360 pp + mapas.
- CIAGC (Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria) (1997). Inventario de puntos de agua, zona N4. Datos internos, sin publicar.
- CIAGC (Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria) (1999). Plan Hidrológico de Gran Canaria. BOC, 939, Decreto 82/1999 de junio.
- CIAGC (Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria) (2009). Estudio general de la demarcación Hidrológica de Gran Canaria. <http://www.aguasgrancanaria.com>
- SPA-15 (1975): Estudio científico de los recursos de agua de las Islas Canarias (D. Fernando-pullé, S. Sáenz-Oiza, R. Heras, A. Sahuquillo, E. Custodio, eds.) UNESCO-DG Obras Hidráulicas. Las Palmas de Gran Canaria/Madrid. 4 Vols.

## Agradecimientos

Agradecemos al Real Club de Golf de Las Palmas la colaboración para la realización de los trabajos de campo y la puesta a disposición de todos los datos necesarios, así como a los propietarios de los pozos y la galería por la ayuda facilitada durante la toma de muestras.

# riego de chopera en la vega de granada (granada)

**expe  
rien  
cias** prácticas  
de reutilización  
en el marco del programa  
consolider-tragua

## autores

Instituto del Agua UGR  
Virginia M<sup>a</sup> Robles-Arenas  
Diego Rojas  
José Benavente

CSIC-Instituto del Agua UGR  
Antonio Castillo

## colaboradores

ASAJA-Granada  
Iacopo Benedetti

Instituto del Agua UGR  
Luís Sánchez

Grupo R7



capítulo



## INTRODUCCIÓN

En este documento se sintetizan las experiencias llevadas a cabo en el acuífero de la Vega de Granada en el marco del Proyecto CONSOLIDER-TRAGUA. La superficie de este acuífero ha sido explotada agrícolamente desde antiguo, lo que ha favorecido el asentamiento humano en su territorio a lo largo de la historia y el desarrollo de las prácticas de regadío. A este respecto, existen evidencias de la utilización de aguas residuales urbanas en el regadío desde el siglo XIV.

En la Vega de Granada persisten sistemas de regadío tradicional que implican la utilización de aguas residuales urbanas tratadas y sin tratar, las cuales se incorporan directa o indirectamente a las principales acequias de riego. Durante las últimas décadas los recursos para riego han dejado de proceder principalmente de los cursos superficiales para incluir cada vez más las aguas subterráneas y las aguas residuales tratadas en mayor o menor grado. Estos cambios, junto con el desarrollo de la agricultura intensiva, entre otras actividades antrópicas, influyen tanto en la calidad como en la cantidad de los recursos hídricos subterráneos.

En particular, el estudio se ha llevado a cabo en una finca privada, sembrada de chopos (*Populus sp.*) y regada por inundación con aguas residuales urbanas tratadas, ubicada unos 7 km al oeste de la ciudad de Granada (anejo: mapa 1). Las tareas llevadas a cabo incluyen el seguimiento de las propiedades físico-químicas tanto del suelo como del acuífero en el área de estudio durante el año 2011. Estas experiencias han sido realizadas por miembros del Grupo de Hidrogeología del Instituto del Agua de la Universidad de Granada con la finalidad de alcanzar los objetivos marcados en el convenio firmado entre ASAJA-Granada y dicho grupo.

### La Vega de Granada y su agricultura

La comarca conocida como Vega de Granada se localiza en la parte central de la provincia de Granada (anejo: mapa 1). Esta fértil vega ha sido explotada agrícolamente desde antiguo, tanto por sus bondades climáticas, como por la calidad de sus suelos y la abundancia de las aguas procedentes de Sierra Nevada. En estos momentos, cuenta con 40 municipios y una población permanente de unos 528.000 habitantes (INE; datos 2010). 18 de estos municipios se localizan en la zona de vega en sentido estricto, es decir, en la llanura aluvial, destacando por sus dimensiones y densidad de población el núcleo urbano de la ciudad de Granada.

La superficie de regadío en la zona de vega ha disminuido en las últimas décadas, desde la cerca de 20.000 hectáreas de los años 60 del siglo pasado, a poco más de 12.000 en la actualidad. A ello ha contribuido la ocupación del suelo (anejo: mapa 2) para usos urbanos

## experiencias

### prácticas de reutilización en el marco del programa consolidider tragua

e industriales y el abandono de explotaciones por sus bajas rentabilidades, aunque las producciones agrícolas son de las más altas de España para tierras de vegas de medias a altas.

Destacan dos grandes periodos de apogeo de la agricultura en la Vega relacionados con cultivos de carácter industrial. El primero, desde finales del s. XVIII hasta principios del s. XIX, por laboreo de cáñamo y lino (industria textil). El segundo, desde finales del s. XIX hasta el primer tercio del s. XX, por la siembra de remolacha (industria azucarera). En época más reciente, el cultivo del tabaco tuvo también cierta relevancia.

Hoy día la agricultura como recurso económico en la Vega de Granada se encuentra en recesión por causas diversas derivadas del bajo precio de los productos, aunque las producciones son muy buenas. Tensionan también las rentabilidades, alta demanda y elevadas plusvalías del cambio de uso del suelo de agrícola a residencial, recreativo, comercial, infraestructuras viarias o industrial, lo que está desplazando las actividades agrarias como ya se ha comentado.

No obstante, continúan existiendo explotaciones donde se cultiva maíz y choperas sobre todo, con parcelas minoritarias de cereal, hortalizas y frutales. Existen varias decenas de comunidades de regantes que, desde muy antiguo, asocian a todos los agricultores de la Vega, organizadas desde sus fuentes de regadío.

Actualmente, son numerosos los movimientos y corrientes impulsoras de figuras de protección, que persiguen la conservación del valor patrimonial, etnográfico y medio ambiental de la Vega de Granada. A este respecto, se trata de conservar este pulmón verde y productivo próximo a la ciudad de Granada, como un recurso renovable, agrícola y ambientalmente.

## El acuífero

Los primeros estudios hidrogeológicos sobre el acuífero de la Vega de Granada cuentan ya con más de 50 años, y fueron llevados a cabo por la FAO a finales de los años 60. A ellos siguieron las actividades de control de diferentes organismos, como el IGME, la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir e incluso la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía en épocas más recientes. Desde la década de 1980 la Universidad de Granada y el Consejo Superior de Investigaciones Científicas han realizado proyectos, tesis doctorales y numerosas publicaciones sobre este acuífero.

El acuífero detrítico cuaternario de la Vega de Granada es uno de los más importantes de Andalucía, atendiendo a la superficie que ocupa (unos 200 km<sup>2</sup>) y a la cuantía de sus recursos renovables, del orden de 160 hm<sup>3</sup> a<sup>-1</sup>. Se enclava en la vasta depresión intramontañosa



de la Depresión de Granada, dentro del ámbito geológico de las Cordilleras Béticas. El material acuífero es de origen detrítico-aluvial (gravas, arenas, limos y arcillas con importantes cambios de facies en la horizontal y en la vertical), con espesores superiores a los 250 m en el sector central. Los límites laterales están constituidos, mayoritariamente, por materiales neógeno-cuaternarios, mientras que el sustrato lo constituyen materiales neógenos, posiblemente miocenos, todos ellos poco permeables (anejo: mapa 3).

Desde el punto de vista hidrográfico, forma parte de la subcuenca del Alto Genil, dentro de la Cuenca Hidrográfica del Guadalquivir. Sus principales aportaciones proceden de la infiltración de aguas superficiales y del retorno de regadíos (del orden de  $110 \text{ hm}^3 \text{ a}^{-1}$ ), mientras que solo una parte minoritaria procede de la infiltración de la precipitación ( $25 \text{ hm}^3 \text{ a}^{-1}$ ). Los aportes laterales ocultos están posiblemente infravalorados, pero son también minoritarios (se estiman en otros  $25 \text{ hm}^3 \text{ a}^{-1}$ ). A nivel general, la descarga principal se produce por surgencias, en el sector occidental, a los ríos Genil y Cubillas (del orden de  $115 \text{ hm}^3 \text{ a}^{-1}$ ), mientras que la explotación neta por bombeos es moderada (del orden de  $45 \text{ hm}^3 \text{ a}^{-1}$ ).

Así pues, una de las singularidades de este acuífero es que aproximadamente el 75 % de sus recursos son externos (no propios), procedentes del retorno de riegos y de la infiltración de las aguas superficiales que circulan por cursos naturales y a lo largo de la kilométrica red de acequias existente sobre su superficie desde tiempos históricos. No obstante, los caudales de recarga varían mucho, no solo en el espacio, sino también en el tiempo. Con el paso de los años tienden a disminuir por la destrucción e impermeabilización de acequias, limitación y "optimización" de las dotaciones de riego y regulación de las aportaciones de cabecera por embalses y explotación de acuíferos.

En lo referente a la hidrodinámica del acuífero, en el mapa 4 anexo a este documento se muestra la piezometría elaborada para este informe, con datos de abril y mayo de 2011. La dirección de flujo es Este-Oeste, con la presencia de un conoide de depresión bajo la vertical de la confluencia de los ríos Beiro y Dílar con el Genil. Esta depresión fue detectada por primera vez en la década de los 80. El gradiente hidráulico es, en general, muy bajo, excepto en el sector Nororiental y en los bordes del acuífero, donde la disminución de la permeabilidad eleva los gradientes. La transmisividad hidráulica media es muy elevada, del orden de  $4.000 \text{ m}^2 \text{ día}^{-1}$ , con valores máximos, del orden de  $40.000 \text{ m}^2 \text{ día}^{-1}$ , en el sector centro-oriental.

En los últimos años, el aumento de la población y de la demanda asociada, junto con periodos de sequía, han consolidado a este acuífero como un valioso embalse estratégico de abastecimiento urbano. Actualmente hay construida una batería con una quincena de sondeos, que pueden llegar a bombear hasta  $1.500 \text{ l s}^{-1}$  para abastecimiento de la ciudad de Granada y su área de influencia.

## Zona de Estudio

La finca privada objeto de estudio se localiza en el término municipal de Granada, bajo dominio de la Comunidad de Regantes de la Acequia Gorda del Genil. Ocupa aproximadamente 3 ha. Los chopos tienen entre 3 y 5 años, con un marco de plantación de 4 x 4 m. Su finalidad es la producción de madera, y en función de la tasa de crecimiento serán talados a la edad de 10 años. El riego se realiza exclusivamente con agua procedente de la EDAR "Oeste-Los Vados" por inundación, con una frecuencia de riegos quincenal durante los meses de verano. Durante el período de estudio no se aplicó ningún producto agroquímico.

En la EDAR "Oeste-Los Vados" se llevan a cabo los siguientes procesos: pretratamiento (retirada de sólidos, grasas, arenas), decantación primaria, tratamiento biológico mediante balsas de aireación y decantación secundaria. La EDAR se localiza aproximadamente a un kilómetro de distancia de la parcela (Figura 6.1), discurriendo el agua tratada en la mayor parte del recorrido por canales abiertos.

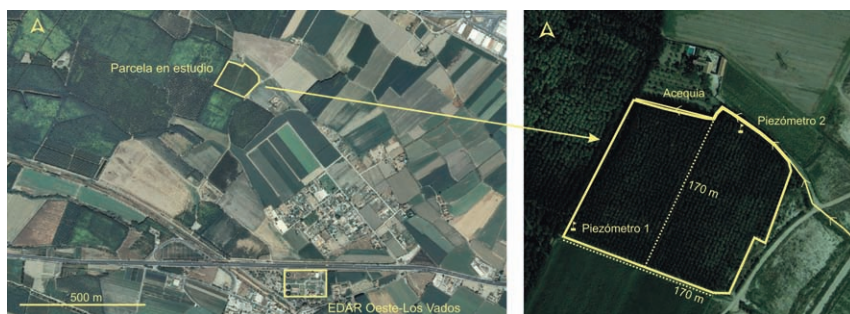


Figura 6.1. Localización y dimensiones de la finca en estudio

## DESCRIPCIÓN LITOLÓGICA Y EDAFOLÓGICA

### Materiales y métodos

Para conocer las modificaciones que ocasiona la aplicación de aguas residuales tratadas sobre el suelo de la finca de estudio, así como para determinar el tipo de suelo y las características físico-químicas de la zona no saturada y saturada del acuífero, se procedió a finales de enero de 2011 a la perforación de dos taladros de 15 m de longitud y 101 mm de diámetro, con recuperación de testigo continuo. Posteriormente quedó instalada en su interior una tubería de PVC, con un diámetro de 75 mm para el sondeo 1 y de 63 mm para el sondeo 2, para per-





mitir su utilización como piezómetros de control, tanto para realizar el seguimiento de la evolución piezométrica, como para la recogida de muestras de agua mediante hidrocaptadores.

Las muestras de suelo obtenidas de los testigos fueron utilizadas para la caracterización del suelo y el establecimiento del back-ground de partida. El resto de muestras de suelo fueron tomadas mediante barrenas manuales tras los sucesivos riegos. Estas últimas fueron muestras compuestas recogidas a 0,1, 0,3, 0,6 y 0,9 m de profundidad. En todas ellas, sobre la fracción de suelo que atraviesa el tamiz de 2 mm, se realizaron las siguientes determinaciones: contenido en materia orgánica, carbonatos, conductividad eléctrica (CE) y pH. Sobre los testigos se determinó la textura y concentración de nitritos, entre otros. Se ha contado con 70 muestras de suelo y realizado un total de 500 determinaciones.

### Resultados y discusión

La textura del suelo, en las dos perforaciones realizadas a testigo continuo, es franca, característica de zonas aluviales. En ambos testigos se reconoce hasta los 3 m de profundidad un tramo franco-arcillo limoso, al que sigue un tramo de 8 m franco-arenoso en el sondeo 1 y de 12 m en el número 2. Los últimos 4 m del sondeo 1 fueron predominantemente franco-arcillosos.

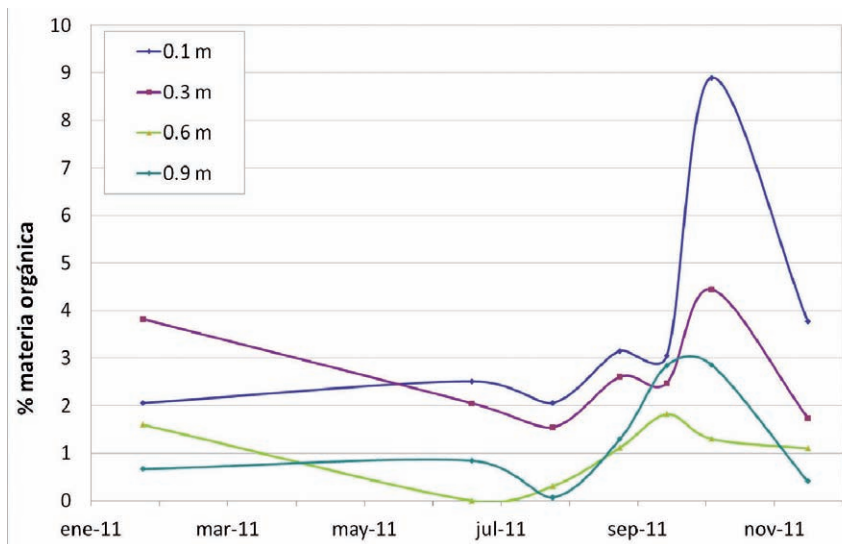


Figura 6.2. Evolución temporal del contenido en materia orgánica en el suelo a diferentes profundidades

En la figura 6.2 se muestra la variación temporal del contenido en materia orgánica (MO) tras la aplicación de los sucesivos riegos. A medida que se suceden los riegos se fue incrementando la cantidad de MO., tal y como era de esperar. No obstante, la última muestra (noviembre), tomada un mes después del último riego, ofreció menores contenidos, consecuencia del cese del aporte que suponían los riegos, junto con la degradación por descomposición, especialmente elevada en el mes de octubre de 2011, que fue especialmente templado. En lo que respecta a la distribución en la vertical, el mayor contenido se reconoce en las muestras más superficiales, si bien se han hallado niveles altos a diferentes profundidades. Ello es consecuencia de la dinámica de los medios sedimentarios de carácter aluvial, con episodios de inundación donde la vegetación y materia orgánica precedente queda enterrada bajo nuevos sedimentos.

El contenido en nitritos es detectable en los testigos de sondeo de ambos piezómetros hasta 0,9 m de profundidad, alcanzando la máxima concentración entre los 0,3-0,6 m, con concentraciones entorno a 30 mg l<sup>-1</sup>. Por lo que respecta al pH, este aumenta en profundidad desde 7,5 a 8,4, posiblemente por el incremento en la proporción de sedimentos carbonatados.

Para conocer la distribución espacial de los materiales en el subsuelo, se realizaron dos tomografías eléctricas (dispositivo Wenner-Schlumberger; AB-192 con 64 electrodos -Figura 6.3-, AB-240 con 80 electrodos, ambos de paso 3). El objetivo era realizarlas cuando el suelo se encontrase relativamente seco, transcurridos 10 días del riego anterior.

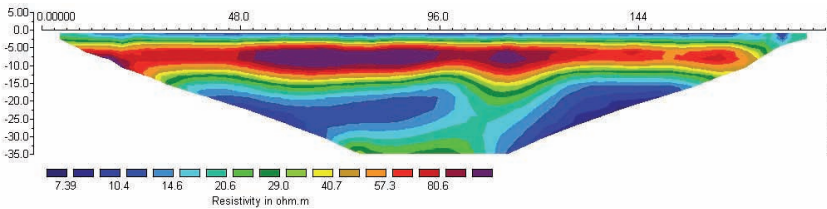


Figura 6.3. Resultado de la tomografía realizada en el lado norte de la finca en estudio

En los dos perfiles realizados se observa un primer tramo arcilloso de unos 3-4 m de espesor, sobre una capa de arenas y gravas de 10-12 m de potencia. Bajo esa capa se reconoce otro nivel de arcillas. Dada la buena correlación lateral de los materiales, las tomografías permiten dar una continuidad espacial a los datos 1-D proporcionados por los testigos.

A pesar de que las tomografías se llevaron a cabo 10 días después del riego, se puede considerar que se han realizado en condiciones de relativa humedad.



## CARACTERIZACIÓN QUÍMICA Y BACTERIOLÓGICA

### Materiales y métodos

Para conocer el impacto que sobre el acuífero ocasiona la aplicación continuada de riego con aguas residuales tratadas en la finca en estudio, se ha procedido a la medida periódica del nivel piezométrico, así como al muestreo del agua subterránea en los dos piezómetros construidos, tanto previamente a la campaña de riegos como a la semana de la aplicación de cada uno de ellos. También se ha muestreado el agua de riego. Se ha contado con un total de 80 muestras de aguas.

En el piezómetro 2 (Figura 6.1) se instaló un data logger (CTD-Diver, Eijkelkamp-Van Essen) para la monitorización del nivel del agua (medida de presión), temperatura y conductividad eléctrica. Los registros se realizaban con frecuencia horaria.

Los análisis efectuados sobre las muestras de aguas incluyen determinaciones microbiológicas y de componentes mayoritarios. Fueron llevados a cabo por un laboratorio comercial homologado. La determinación del contenido en sustancias prioritarias ha sido realizada en el Departamento de Química Física y Analítica de la Universidad de Jaén.

### Resultados y discusión

En la figura 6.4 se han representado los datos registrados por el sensor, instalado en el piezómetro 2, entre abril y diciembre de 2011, junto con las medidas de sonda hidronivel en ambos piezómetros. Son muy evidentes las respuestas piezométricas a cada uno de los eventos de riego monitorizados. La evolución de la CE muestra que de media disminuye unos  $0,2 \text{ mS cm}^{-1}$ , aunque transcurrido un tiempo del cese de los riegos vuelve a aumentar hasta aproximarse a los valores iniciales. La CE media del agua subterránea fue de  $1,6 \text{ mS cm}^{-1}$ , mientras la del agua de riego osciló entre  $0,3-0,7 \text{ mS cm}^{-1}$ .

También se ha constatado que el agua de riego afecta a la temperatura del agua subterránea. Al comienzo de la recarga, la temperatura media del agua subterránea disminuye ligeramente hasta principios de julio, para a continuación ascender, alcanzándose las mayores temperaturas entre los meses de agosto-octubre. La diferencia de temperatura entre ambos extremos es de  $0,5 \text{ }^\circ\text{C}$ . Esta fluctuación es debida a la variación de la temperatura del agua de riego, condicionada por la temperatura ambiente.

Se ha realizado un muestreo periódico del agua subterránea tras la aplicación de cada una de las tandas de riego, así como del agua de riego. En lo que respecta al agua aplicada,

cabe comentar su alta variabilidad en lo relativo a su caudal y a sus características físico-químicas. Procede indicar que la concentración de amonio oscila entre 10-30 mg l<sup>-1</sup>, compuesto que en la zona no saturada se nitrifica a nitrato. Si este proceso se produce fuera del alcance de las raíces o se genera una cantidad superior a la necesaria por las plantas, el nitrato resultante se lixiviaría hasta el acuífero. A esta concentración de N habría que añadir la fracción orgánica y la de los nitratos, también presentes, que varían entre 10-30 mg l<sup>-1</sup>. Siempre en una cantidad inferior a la media del agua en el acuífero, que para esta zona es de unos 80 mg l<sup>-1</sup> (anejo: mapa 6.5). En la mayoría de las muestras de agua subterránea recolectadas, tanto la concentración de amonio como la de nitrato se encuentran por debajo de 0,05 mg l<sup>-1</sup> y la de nitrato oscila entre 60-90 mg l<sup>-1</sup>.

En lo que respecta al contenido microbiológico, todas las muestras presentan, como es natural, coliformes totales (>400 ufc/100 ml) y bacterias aerobias totales a 22 °C (>300 ufc/100 ml). Por lo que respecta a los estreptococos y coliformes fecales, sólo las dos primeras muestras, tomadas en mayo de 2011 antes del inicio del riego de la chopera de dicho año, una en cada uno de los piezómetros, quedaron exentas de estos indicadores microbiológicos.

Se ha procedido a la evaluación de la presencia y contenido de sustancias prioritarias (2008/105/EC) y otros productos derivados de pesticidas, 57 en total. Se detecta la presencia de 18 de ellas en el agua de riego y de 5 en todas las muestras de agua subterránea extraídas de los piezómetros. Estas últimas son: fluoreno, pyreno, terbutylazina, phenanthereno y chorpyriphos-ethyl, si bien en ningún caso se supera la veintena de ng l<sup>-1</sup>. En el agua de riego se han detectado los plaguicidas diuron, diazinon, oxyfluorfen y terbutrin, que no se encuentran presentes en las muestras de agua de los piezómetros, evidenciando la elevada capacidad remediadora del medio.

## EVOLUCIÓN DEL NIVEL PIEZOMÉTRICO

Se ha introducido este aspecto para hacer énfasis en la repercusión positiva que tienen los riegos no localizados que se practican en esta zona de la Vega sobre el nivel piezométrico. En la figura 6.4 se reconoce cómo se alcanzan las mayores cotas piezométricas en los meses de agosto y septiembre. Dentro de esta tendencia general se observan ascensos acusados en cortos periodos de tiempo (10±3días), consecuencia directa de los riegos aplicados sobre la chopera. Pero, como se ha comentado con anterioridad, la finca en estudio solo se regó en verano, por lo que los ascensos acusados que se muestran antes del mes de junio son resultado del riego en parcelas colindantes, que cuentan con cultivos diferentes y por tanto precisan distintos riegos al de la finca en estudio (espárragos al Norte, y cebollas, maíz y ajos al Sur). Por tanto, los datos de nivel piezométrico registrados corresponden a una medida del nivel piezométrico dinámico, consecuencia de la importante recarga que se induce

mediante el riego en el entorno de la zona monitorizada. De ahí que no se pueda reconocer la tendencia generalizada de ascenso del nivel piezométrico que se está produciendo en el acuífero de la Vega.

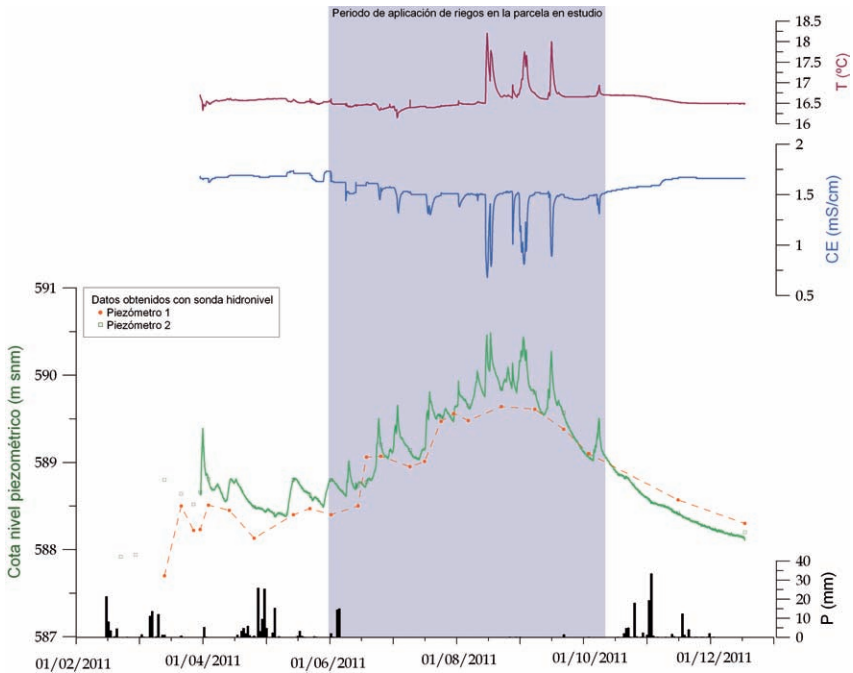


Figura 6.4. Representación de la información almacenada en el data-logger instalado en el piezómetro 2, junto con los datos obtenidos con sonda hidronivel en los dos piezómetros perforados para este estudio

## DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE RIEGO

La finca objeto de estudio es regada por inundación, con una frecuencia aproximadamente quincenal durante los meses estivales. El agua le llega de la EDAR "Oeste-Los Vados" por un ramal de la acequia Gorda del Genil. En determinados momentos, además del agua de la EDAR puede llevar agua restante de riegos de parcelas localizadas aguas arriba, que desagüen mientras se riega la chopera.

## experiencias

prácticas de reutilización en el marco del programa consolidar tragua



Figura 6.5. a) Ramal y surco de distribución b) surcos a lo largo de las calles c) finca inundada

La finca se encuentra dividida en dos parcelas; ambas se encuentran niveladas y presentan aproximadamente un metro de diferencia de cota. Aparte del talud que las separa, hay un caballón que posibilita la inundación de la superior.

El agua, cuando llega a la parcela, se introduce en un surco paralelo al trazado del ramal (Figura 6.5a), el cual tiene diversas salidas que permiten distribuir de un modo uniforme el agua por todas las calles, ya que éstas a su vez están aradas, reconociéndose otros surcos de menores dimensiones, perpendiculares al ramal, que conducen el agua a lo largo de la calle (Figura 6.5b), hasta la total inundación de la parcela.

El agua entra en la parcela durante 10-12 horas, con un caudal irregular, del orden de  $120 \text{ l s}^{-1}$ , con un máximo de  $250 \text{ l s}^{-1}$ . En el año 2011 se practicaron 9 tandas de riegos, entre junio y octubre. Primero se riega la parcela inferior y al día siguiente la superior.

El riego por inundación es un sistema generalizado en la Vega de Granada para la irrigación de choperas. Este hecho no perjudica a la planta, que tolera muy bien el encharcamiento, al tratarse de una freatofita, y además contribuye a una notable recarga del acuífero subyacente. De hecho, este tipo de retornos de riego, junto con la infiltración inducida desde la densísima red de acequias derivadas de los ríos que discurren por la Vega, y a las que vierten también los emisarios de las EDAR, constituyen el 75 % de las entradas al acuífero.

## CONCLUSIONES

La aplicación de aguas residuales urbanas tratadas para riego agrícola, siempre que se realice bajo control, proporciona una serie de beneficios. El más directo es el relacionado con el aporte de nutrientes y materia orgánica al suelo, lo que contribuye a potenciar la fertilidad y propiedades hídricas. Con ello se minimiza la aplicación de fertilizantes químicos, lo que repercute positivamente tanto en la economía del agricultor y como en la contaminación por nitratos, de más fácil y rápida percolación en los fertilizantes. Además, la aplicación de aguas residuales urbanas al suelo permite beneficiarse de la capacidad depuradora del sistema suelo/planta. Ello disminuye costes de depuración y evita el vertido directo o deficientemente depurado en masas de aguas superficiales.



Por otro lado, el aprovechamiento de los volúmenes disponibles de aguas residuales, como recurso no convencional, incrementa el uso racional y eficiente del agua, especialmente en zonas con escasez de recursos. El uso de estos recursos alternativos alivia la explotación de acuíferos y masas de agua superficial, facilitando la existencia de surgencias naturales y de caudales ecológicos, en cantidad y calidad.

La aplicación de aguas residuales urbanas en agricultura, especialmente en cultivos madereros, ha sido siempre generalizada en amplios territorios, como este de la Vega de Granada. Los riegos son viables dados sus mínimos requerimientos. Aparte de los beneficios anteriormente comentados, se incrementa la recarga incidental o no planificada de los acuíferos subyacente en áreas permeables. En ellos, el deterioro de la calidad es muy tolerable. El quimismo sufre escasas variaciones, mientras que la contaminación microbiológica es efímera y localizada, siempre que el espesor no saturado y la litología de dicha franja sea mínimamente adecuada.

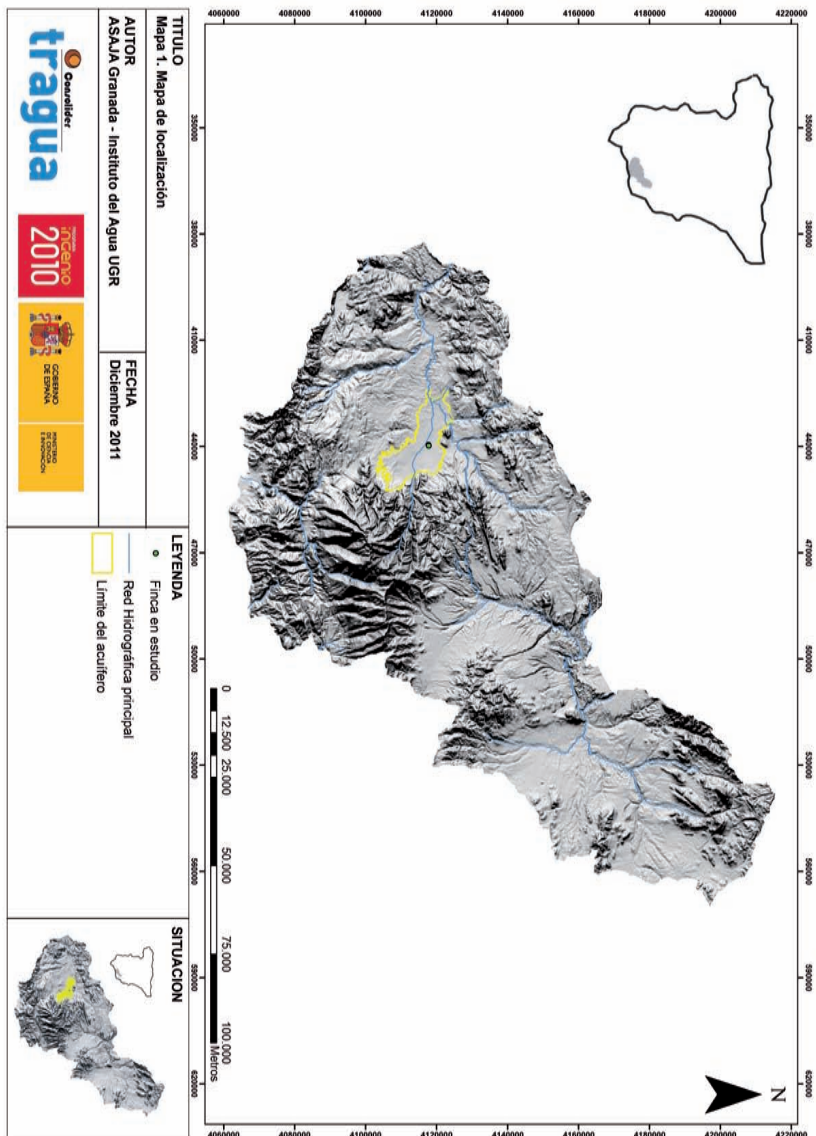
Los riesgos de superar la capacidad depuradora del sistema suelo/planta y de contaminar severamente a las aguas subterráneas se ven aminorados por la pérdida paulatina de permeabilidad del suelo por el depósito natural de la materia orgánica en suspensión. De este modo, una eliminación muy eficiente por decantación y filtración de los sólidos en suspensión, aunque pueda parecer una contradicción, aumenta los riesgos de contaminación de las aguas subterráneas, limitando de paso los beneficios agronómicos de los suelos irrigados.

El riego histórico de choperas en la Vega de Granada con aguas residuales urbanas, incluso sin tratar, ha puesto de manifiesto mayores crecimientos, sin la aparición de enfermedades o limitaciones vegetativas de otro tipo. Los cultivos han estado además exentos de fertilización. Las aguas subterráneas subyacentes, entre 4 y 20 m de profundidad, no han visto deterioradas sus calidades significativamente, con la única limitación de uso para consumo humano por contaminación microbiológica, pero sin aumentos de las concentraciones en nitratos, en comparación con parcelas aledañas no irrigadas con aguas residuales, pero si fertilizadas.

### Agradecimientos

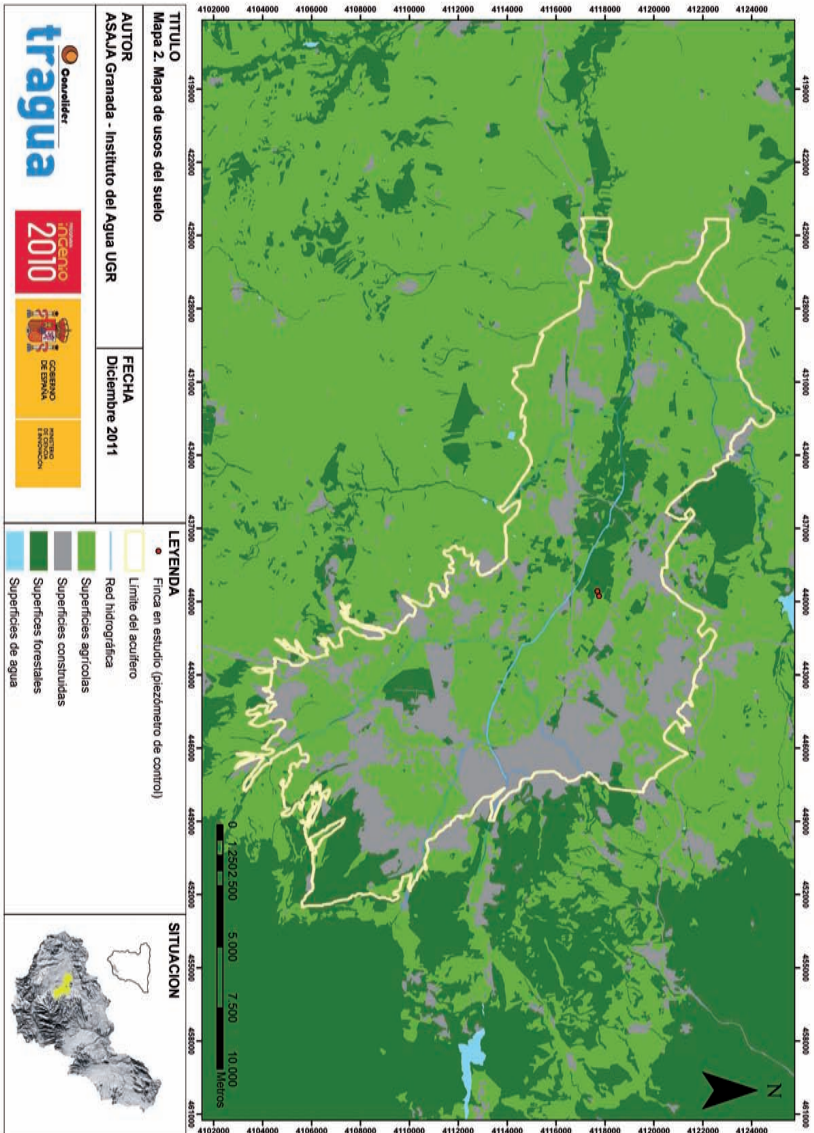
Este trabajo no hubiera sido posible sin la disposición de los propietarios de la finca que nos brindaron la oportunidad de realizar estas experiencias sin objeción alguna, ni sin el inestimable apoyo y colaboración desinteresada del personal de la Comunidad de Regantes de la Acequia Gorda del Genil y de J. G. Vílchez. Agradecemos asimismo a J. Rey y J. Martínez (Universidad de Jaén) la realización de las tomografías eléctricas. Nuestro reconocimiento también a F. J. Martín y colaboradores (Universidad de Granada) por su asesoramiento para la elaboración e interpretación de los datos edafológicos.

## Anejo

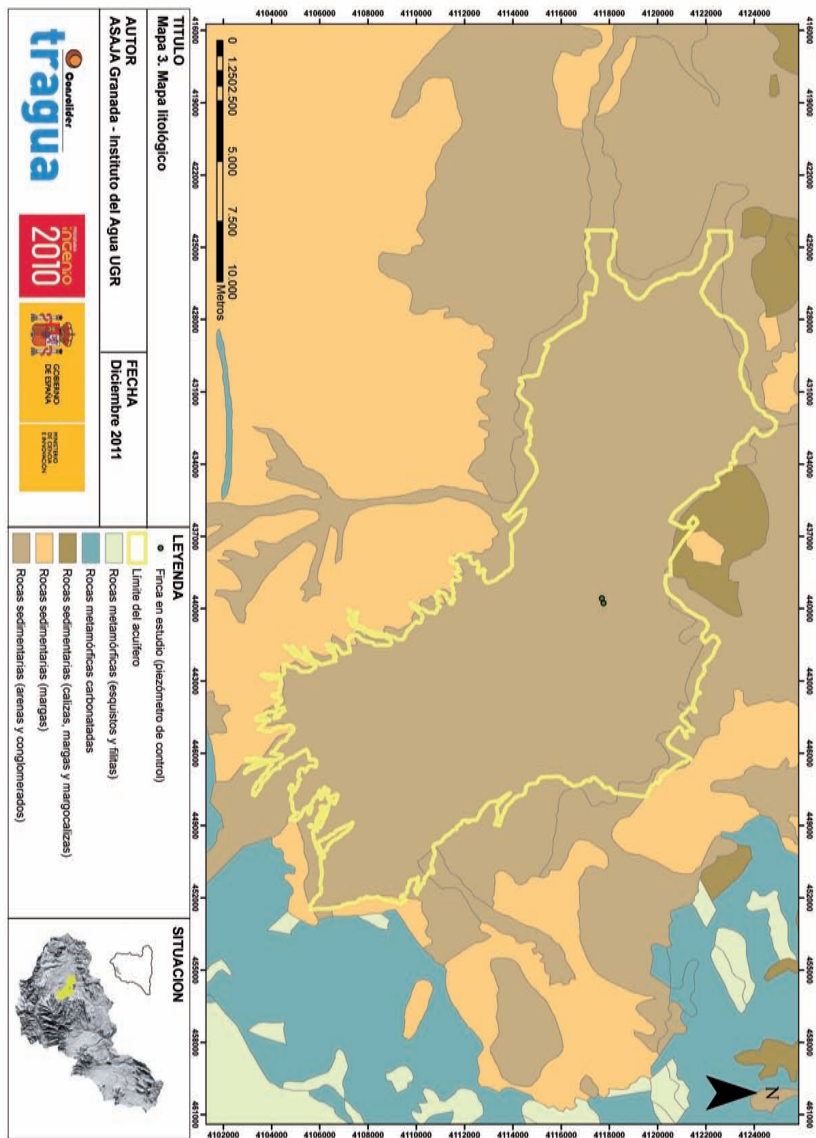


Mapa 6.1: Localización

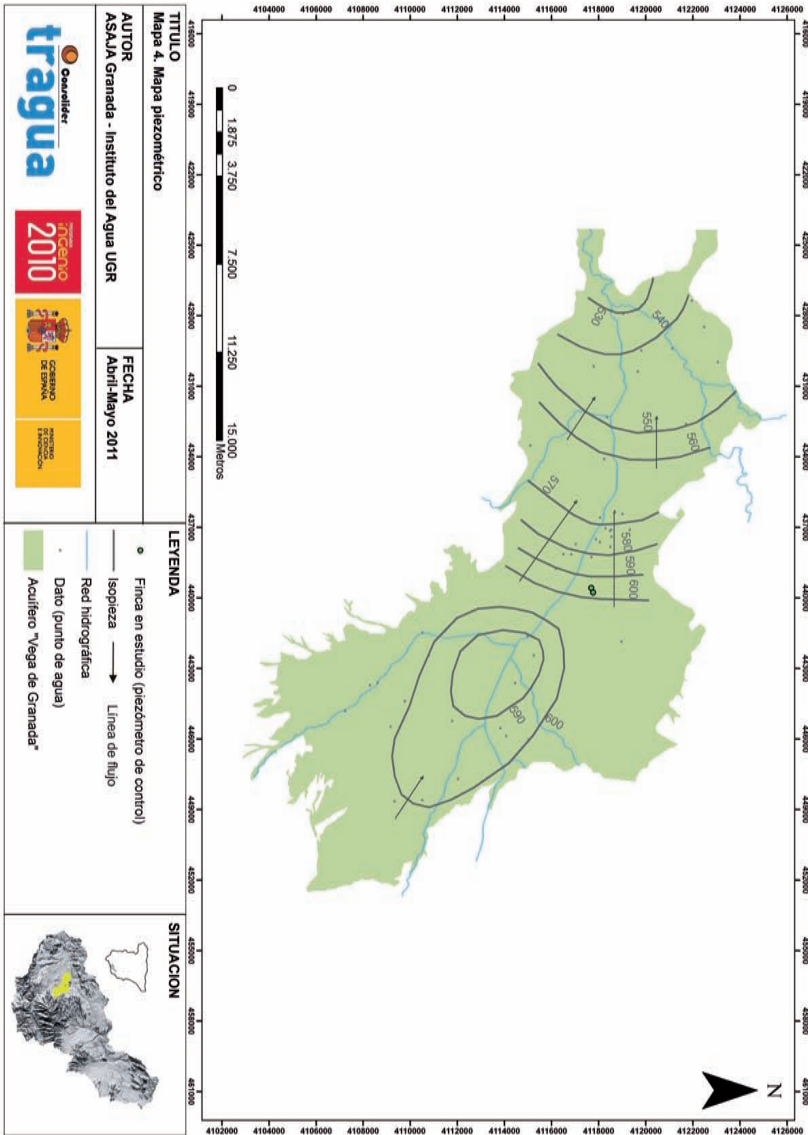




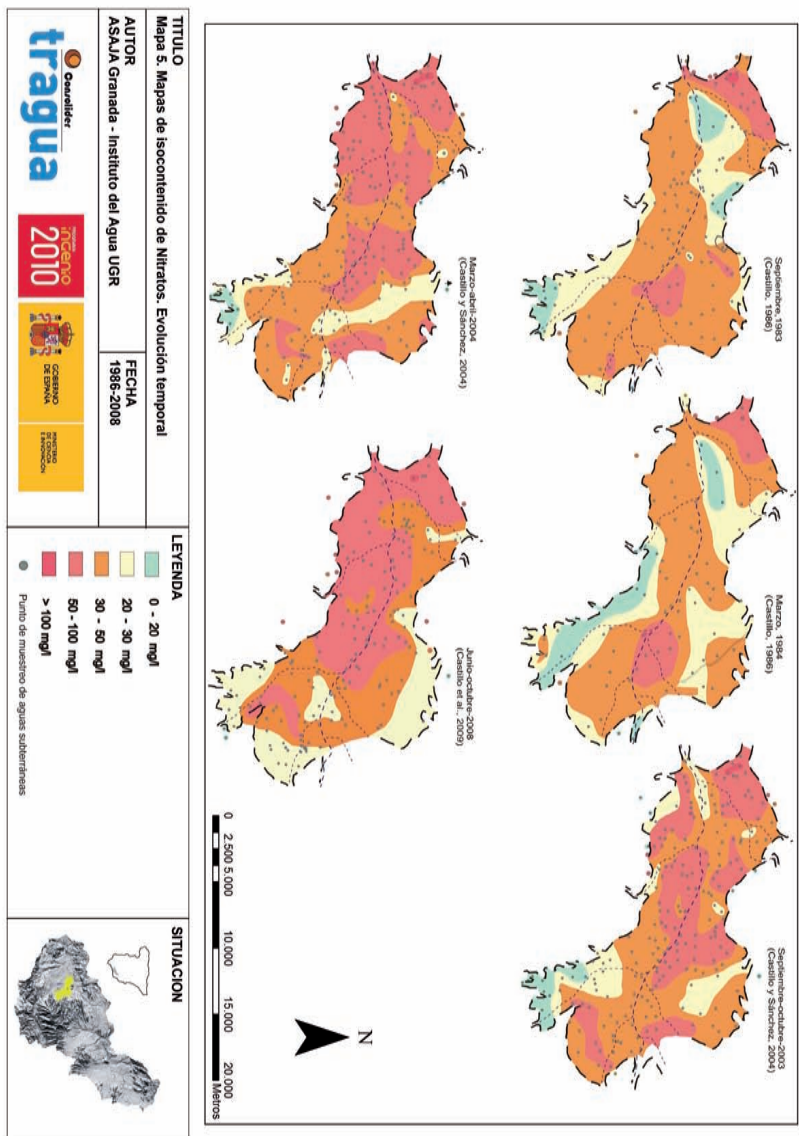
Mapa 6.2: Mapa de usos del suelo



Mapa 6.3: Mapa litológico



Mapa 6.4: Mapa piezométrico



Mapa 6.5: Mapas de isocontenidos de nitratos



editor  
Consolider Tragua

diseño y maquetación  
base 12 diseño y comunicación

ISBN  
978-84-695-4014-5

entidades participantes



**expe  
rien  
cias** prácticas  
**de reutilización**  
en el marco del programa  
consolider-tragua



www.consolider-tragua.com