

RESEARCH ARTICLE

Determination of the water flow velocity by means of hydrogeochemical techniques applied to a MAR (managed aquifer recharge) site in a salinized aquifer with intergranular porosity (Plana de Castellón-Spain)

Determinación de la velocidad del flujo subterráneo mediante técnicas hidrogeoquímicas aplicadas a un dispositivo MAR (Managed Aquifer Recharge) en un acuífero salinizado con porosidad intergranular (Plana de Castellón-España)

Olga García Menéndez¹, Ignacio Morell², Bruno J. Ballesteros³, Arianna Renau⁴

¹ Instituto Geológico y Minero de España. Ríos Rosas 23, 28003 Madrid

² Instituto Universitario de Plaguicidas y Aguas. Universitat Jaume I. Avda Sos Baynat s/n, 12005 Castellón

³ Instituto Geológico y Minero de España. Oficina de Proyectos de Valencia. Cirilo Amorós 42, 46004 Valencia

⁴ Departamento de Botánica y Geología. Universitat de València. Doctor Moliner 50, 46100 Burjassot, Valencia

Corresponding author: olgagame@yahoo.es (Olga García Menéndez)

ABSTRACT

Key points

A significant process of marine intrusion affects the detritic aquifer of Plana de Castellón

The behaviour of the injected water has been studied by applying five hydrochemical parameters

Once lithological columns are known, velocities of groundwater flow have been correlated with lithologies of different permeable sections

A significant process of marine intrusion affects the detritic aquifer of Plana de Castellón, located on the Spanish Mediterranean coast. In its southern sector, an artificial recharge scheme with low mineralization water (330 $\mu\text{S}/\text{cm}$) has been implemented. The experience has lasted 175 days, with an average injection flow of 21 L/s and total refilled volume of over 300000 m³. The hydrodynamic effect caused was immediate, with an appreciable rise in piezometry in the first 24 hours around the recharge wells (radius of 80 m). Maximum water-table levels were obtained 79 days after the start of operations, with increase of 3-3.50 m. The decreases are very rapid when the injection ceases and the initial piezometry recovers after 16-17 days. The behaviour of the injected water, as well as its effects on the underground flow, has been studied by applying five hydrochemical parameters: electrical conductivity (EC), chloride concentration (Cl⁻), nitrate concentration (NO₃⁻), oxygen 18 ($\delta^{18}\text{O}$) and deuterium ($\delta^2\text{H}$). With each of these variables, the rate of expansion of the recharge water has been determined. The velocity of the groundwater flow in each direction, calculated from the five parameters discussed, ranges from 2.4 to 6.3 m/d. The EC parameter is the one that best fits the average speeds, so it is ideal to be applied in this type of studies due to its low cost, immediacy and simplicity in obtaining the data. Consequently, the EC was also selected to characterize the movement of the recharge water through the different permeable formations of the aquifer, from vertical EC profiles made at the control points. Once the lithological columns are known at these points, the velocities of the groundwater flow have been correlated with the lithologies of the differentiated permeable sections. The highest, 6.0 m/d, correspond to gravels and sands with low clay content, while the smallest, 1.0 m/d, are obtained in sands with gravel.

Keywords: Detritic aquifer; Flow rate; Hydrogeochemical techniques; Managed artificial recharge; Marine intrusion.

Article History:

Received: 16/04/2020

Accepted: 25/10/2020

RESUMEN

Puntos clave

El acuífero detrítico de Plana de Castellón está afectado por un proceso de intrusión de agua marina

Se ha estudiado el comportamiento del agua inyectada aplicando cinco parámetros hidroquímicos

Conocidas las columnas litológicas, se han correlacionado velocidades de flujo de agua subterránea con litologías de secciones permeables

El acuífero detrítico de la Plana de Castellón, localizado en la costa mediterránea española, está afectado por un significativo proceso de intrusión marina. En su sector sur se ha implantado un dispositivo de recarga artificial con aguas de baja mineralización ($330 \mu\text{S}/\text{cm}$) procedentes de un curso superficial de funcionamiento esporádico. La experiencia ha tenido una duración de 175 días, con un caudal medio de inyección de 21 L/s y un volumen total recargado de 300000 m^3 . El efecto hidrodinámico causado fue inmediato, con un ascenso apreciable de la piezometría en las primeras 24 horas en un radio de 80 m entorno a los pozos de recarga. Los máximos piezométricos se obtienen 79 días después del inicio de las operaciones, con ascensos de 3-3.5 m. Los niveles iniciales se recuperan a los 16-17 días después de cesar la inyección. El comportamiento del agua inyectada, así como sus efectos sobre el flujo subterráneo, se ha estudiado mediante la aplicación de 5 parámetros hidroquímicos: conductividad eléctrica (CE), concentración de cloruros (Cl^-), concentración de nitratos (NO_3^-), oxígeno 18 ($\delta^{18}\text{O}$) y deuterio ($\delta^2\text{H}$). Con cada una de estas variables, utilizadas como trazadores, se ha determinado la velocidad de expansión del agua de recarga. La velocidad del flujo subterráneo en cada dirección, obtenida a partir de los cinco parámetros comentados, varía entre 2.4 y 6.3 m/d. Contrastados los resultados, se obtiene que la velocidad definida a partir de la CE se ajusta a las velocidades medias obtenidas con los otros parámetros, por lo que resulta idónea para ser aplicada en este tipo de estudios debido a su bajo coste, inmediatez y sencillez en la obtención de los datos. En consecuencia, la CE fue utilizada para caracterizar, a su vez, el movimiento del agua de recarga a través de las diferentes formaciones permeables del acuífero mediante la realización de perfiles verticales de CE. Conocidas las columnas litológicas de los puntos de control, se han correlacionado las velocidades del flujo subterráneo obtenidas con las litologías de los tramos permeables diferenciados. Las más elevadas, 6.0 m/d, corresponden a gravas y arenas con bajo contenido en arcilla, mientras que las menores, 1.0 m/d, se obtienen en sedimentos de arenas con cantos.

Palabras clave: Acuífero detrítico; Intrusión marina; Recarga artificial; Técnicas hidrogeoquímicas; Velocidad de flujo.

Historial del artículo:
Recibido: 16/04/2020
Aceptado: 25/10/2020

1. Introducción

El importante deterioro de acuíferos costeros por los efectos de la intrusión marina, en algunos casos durante décadas, obliga a plantear medidas correctoras para su recuperación. En este sentido, la recarga de artificial y programada es una de las formas más realistas para luchar contra este tipo de contaminación (Pérez-Aparicio, 2007).

En los últimos años, se han llevado a cabo numerosas actuaciones de recarga artificial (Managed Aquifer Recharge, MAR) para la mejora de la calidad del agua subterránea (Patel *et al.*, 2011; Zakhem and Hafez, 2012; Hernández *et al.*, 2014) y para crear barreras hidráulicas, que se han mostrado eficaces para contrarrestar el efecto de la intrusión marina (Ortuño *et al.*, 2012; Foreman, 2014; Herndon and Markus, 2014; Tzoraki *et al.*, 2018; Armanuos *et al.*, 2019).

En España, la actuación más importante en este tipo de experiencias la constituye la barrera hidráulica del Delta del Llobregat. Puesta en marcha en 2007, tuvo dos fases de funcionamiento. En la primera se inyectó agua regenerada a través de tres pozos situados a 1.500 m de la costa y separados entre sí unos 300 m. La se-

gunda fase, con un volumen inyectado de $4 \times 10^6 \text{ m}^3$ a través de 15 pozos situados en línea paralela a 6 km de la costa, empezó en abril de 2010 y finalizó en julio de 2011 (Ortuño *et al.*, 2009; Ortuño *et al.*, 2012). Durante los tres años de duración de la primera fase se observó una significativa mejora de la calidad, con un descenso en la concentración promedio de cloruros de 2634 mg/L a 1018 mg/L. Así mismo, en la segunda fase se verificaron descensos progresivos en los contenidos de sodio, calcio, magnesio, hierro y amonio, con un radio de influencia de la recarga estimado entre 1 y 2 km (Ortuño *et al.*, 2012).

En el año 2000 entró en funcionamiento la recarga artificial del acuífero costero Señorío de Marbella (Málaga) con la inyección de los excedentes del arroyo de Camoján. Perseguía un doble objetivo: regular los recursos superficiales del referido arroyo y generar una barrera hidráulica para contener la intrusión marina (Jaén *et al.*, 2003). Con un caudal medio de inyección de 22.8 L/s se consiguió una considerable mejora de la conductividad eléctrica (CE) y de la dureza del agua, cuyos valores medios bajaron de 1378 a 844 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y de 689 a 447 mg/L CaCO_3 , respectivamente (Jaén *et al.*, 2003; Roper, 2012).

En estas actuaciones, uno de los aspectos de mayor complejidad es el relacionado con la distribución del agua subterránea. La frecuente heterogeneidad de los acuíferos puede afectar notablemente los resultados de la recarga (Maliva and Missiger, 2012), debido a la incertidumbre creada en la predicción del flujo del agua inyectada, la extensión de la pluma de recarga y la proporción de mezcla entre los dos tipos de agua implicados (Le Gal La Salle *et al.*, 2005). Por otro lado, la inyección de agua con características físico-químicas con frecuencia muy diferentes a las del agua residente condiciona la mezcla resultante entre ambas y podrá afectar a la matriz del acuífero, ya que los procesos de disolución de minerales, procesos redox o de cambio iónico pueden ser particularmente relevantes (Stuyfzand *et al.*, 2002; Vandenbohede *et al.*, 2009; Vanderzahm *et al.*, 2010; Ganot *et al.*, 2018).

En consecuencia, en este tipo de experiencias se ha de prestar especial atención a dos aspectos fundamentales: modificaciones hidrodinámicas y cambios en la calidad del agua nativa (procesos hidrogeoquímicos). En general, se obtienen buenos resultados cuando se consigue un ascenso de la superficie piezométrica, lo que implica un incremento del potencial del agua dulce y favorece el flujo hacia la costa, y cuando los parámetros físico-químicos del agua residente mejoran aguas abajo. En muchos casos, se estudian con detalle los procesos hidrogeoquímicos inherentes a la interacción agua-roca, esencialmente intercambio iónico y precipitación-disolución, pero existe poca información sobre los mecanismos que controlan el movimiento del flujo subterráneo.

En este trabajo se exponen los resultados obtenidos sobre la dinámica del agua recargada en un sistema MAR y su relación con la subterránea nativa en un acuífero costero de tipo intergranular afectado por intrusión marina (Plana de Castellón). El artículo sólo trata este aspecto concreto de una investigación realizada, de carácter mucho más amplio, que ha permitido conocer con detalle las condiciones geológicas e hidrogeológicas locales (García Menéndez, 2018), la dinámica de la interfase agua dulce-salada mediante criterios hidroquímicos y geofísicos (García-Menéndez *et al.*, 2016; García-Menéndez *et al.*, 2018), los procesos hidrogeoquímicos asociados a la mezcla de aguas de diferente composición y su interacción con la matriz sólida del acuífero (García Menéndez, 2018).

2. Área de estudio

La actuación de recarga se ha llevado a cabo en la partida de la Rambleta, localizada en el sector sur del acuífero de la Plana de Castellón, al este de la población de Vall de Uxó y al norte del río Belcaire, curso fluvial de régimen esporádico (Figura 1). En este entorno, la precipitación media anual es de 482 mm, con periodos secos relativamente frecuentes y también con eventos de lluvias intensas.

Desde el punto de vista geológico se diferencian cuatro formaciones (Figura 2), dos de ellas detríticas constituidas por gravas, arenas, limos y arcillas, de edad Pliocuaternario (UDA y LDA en Figura 2), una formación esencialmente arcillosa intercalada entre las formaciones anteriores y un sustrato mesozoico (MS).

El flujo subterráneo discurre de oeste a este, con una superficie piezométrica localizada entre 1.5 y 4.0 m s.n.m., aunque se identifican dos notables depresiones piezométricas causadas por bombeos localizados e intensivos (Figura 3). El agua del acuífero, o agua subterránea nativa (ASN), presenta una elevada salinidad (CE 3000 a 3500 $\mu\text{S}/\text{cm}$) al estar afectada por un proceso de intrusión marina en el que la interfase salina avanza en sentido lateral, desde el mar, y también en sentido vertical mediante un proceso de *upconing* generado por la concentración de las explotaciones (García-Menéndez *et al.*, 2016). La facies hidroquímica de estas aguas es claramente clorurada, con concentraciones en ion cloruro entre 400 y 1000 mg/L (Figura 4). La presencia de elevadas concentraciones de nitrato, entre 300 y 400 mg/L, es también una de sus características relevantes.

3. Metodología

La caracterización geológica e hidrogeológica del área de la Rambleta se ha realizado a partir de 115 sondeos identificados en la zona, de los que 33 disponen de columna litológica. Además, para conocer en detalle la estratigrafía local y controlar la experiencia de recarga, en octubre de 2013 y dentro del proyecto de investigación, se perforaron tres piezómetros, dos de ellos de 60 m (W1 y W2) y uno de 100 m (W3) de profundidad, ranurados en toda su longitud, y distantes entre 51 (W3) y 84 m (W2) de los puntos de inyección (Figura 1). Tanto los pozos de recarga como los tres piezómetros fueron testificados

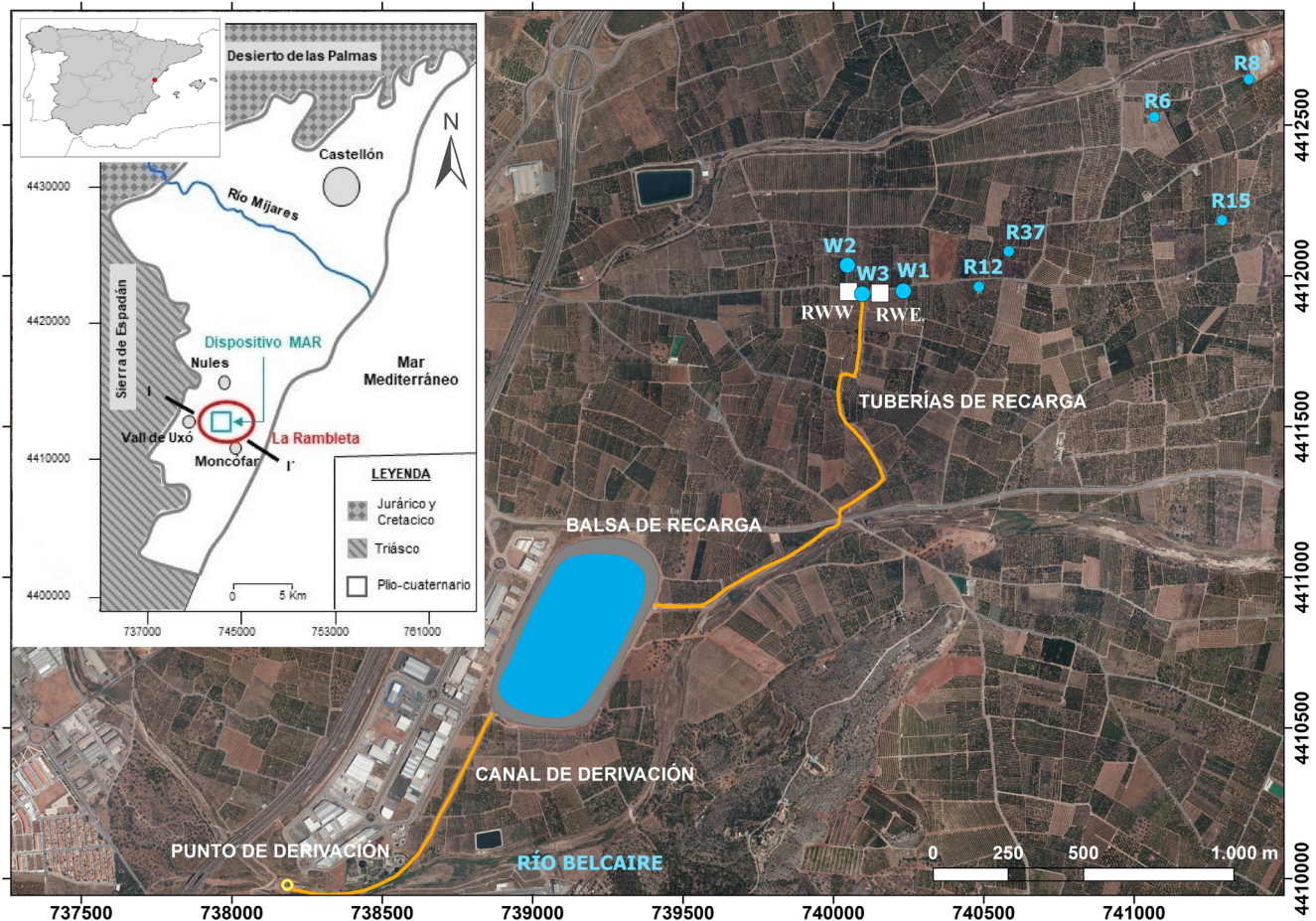


Figura 1. Localización del sitio MAR y esquema del dispositivo (punto de derivación del agua, balsa de almacenamiento, conducción a los pozos de recarga y pozos de recarga -RWW y RWE-), y situación de los piezómetros W1, W2 y W3 y del resto de puntos de la red específica de control.

Figure 1. Setting of the MAR site. In the aerial view is detailed the derivation point in the Belcaire watercourse, the water pipelines, the storage dam and the recharge wells (RWW and RWE) and the monitoring network.

con un equipo Logger System II (PCL2) de Robertson Geologging mediante una sonda ELGX para registros de gamma natural, potencial espontáneo y resistividad (resistividad normal corta, resistividad normal larga y resistividad de punto único).

Entre abril de 2012 y octubre de 2014 se llevó a cabo el control piezométrico y de calidad del agua en una red de observación formada por 32 puntos (Figura 3). Las medidas piezométricas, registros verticales de CE y temperatura, así como la toma de muestras para análisis de cloruros y nitratos se realizaron cada dos meses. Además, con periodicidad semestral, y coincidente con los meses abril y octubre, se analizaron otros iones mayoritarios (sulfato, bicarbonato, calcio, magnesio, sodio, potasio).

Adicionalmente, y para conocer con más detalle el efecto de la recarga, se agregó una red de

control específica integrada por los piezómetros W1, W2, W3 y por el sondeo R37 (a 450 m del RWE). La frecuencia del muestreo en esta red ha sido variable, desde mediciones diarias en la etapa inicial de la inyección hasta mensuales en los últimos meses de control (septiembre 2014 a abril 2015). Las medidas y los muestreos son similares a los de la red general, con la particularidad de que incluyen tomas para determinación de ^2H y ^{18}O coincidentes con los de cloruro y nitrato. También se controlaron con periodicidad mensual los pozos R6 (a 1085 m del RWE), R8 (1420 m), R12 (330 m) y R15 (1160 m) (Figura 1).

Los niveles de agua se midieron con una sonda Seba-Hydrometre-D-8950 Kaufbeuren, con precisión de 1 cm, y los registros verticales de CE y temperatura con una sonda TLC Solinst. Las muestras de agua se tomaron a 5 m por debajo del nivel piezométrico con un muestreador

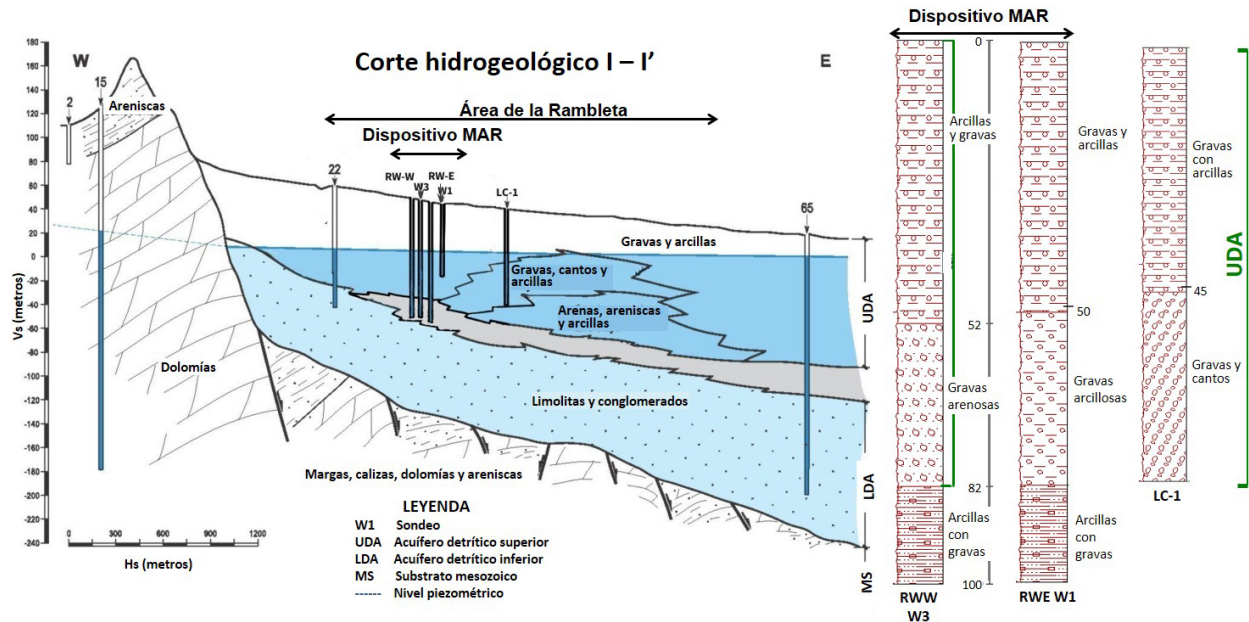


Figura 2. Corte hidrogeológico I-I'. Columnas litoestratigráficas del sitio MAR (RWW, RWE, W1 y W3) y a 500 m al oeste (LC-1) se muestran a la derecha. La orientación del perfil I-I' se indica en la Figura 1.

Figure 2. Hydrogeological cross-section I-I'. Lithostratigraphic columns of the MAR site (RWW, RWE, W1 and W3) and 500 m west (LC-1) are shown to the right. The orientation of the I-I' profile is indicated in Figure 1.

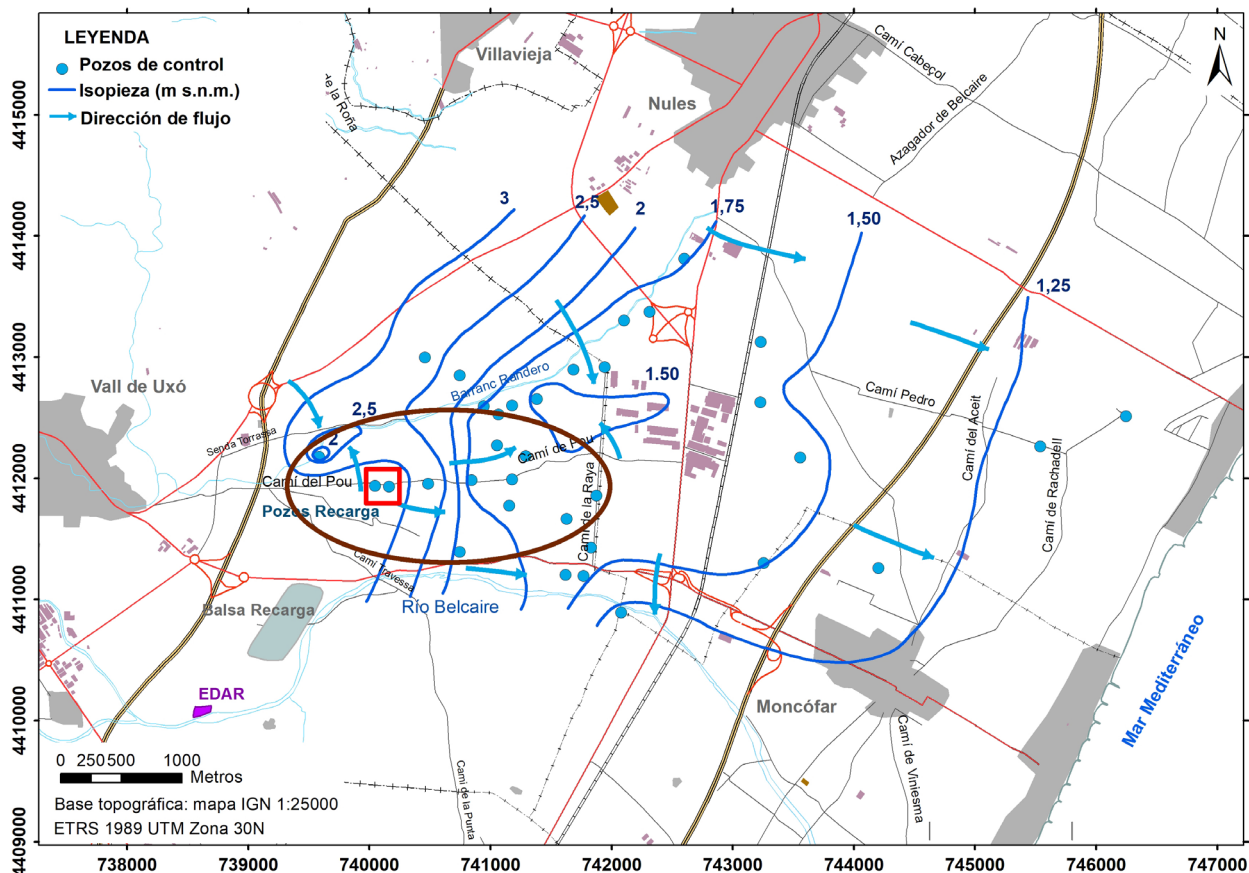


Figura 3. Mapa piezométrico (febrero de 2013). El área de la Rambleta se indica con la envolvente marrón y el sitio MAR con el rectángulo rojo.

Figure 3. Piezometric map (February 2013). The Rambleta area is shown within a brown ellipse and the MAR site within a red rectangle.

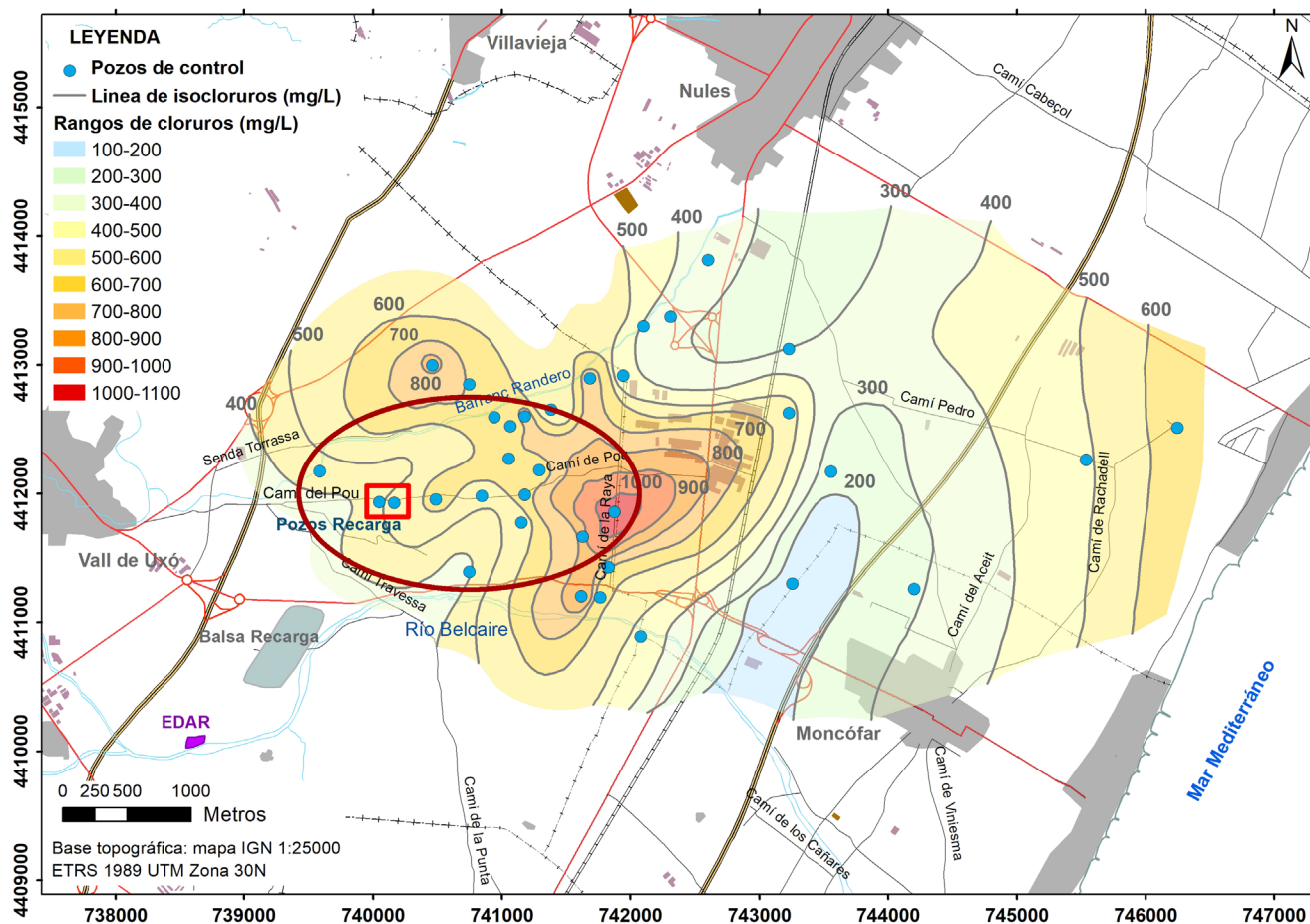


Figura 4. Mapa de isocloruros (abril de 2013). El área de la Rambleta se indica con la envoltura marrón y el sitio MAR con el rectángulo rojo.

Figure 4. Isochloride map (April 2013). The Rambleta area is shown within a brown ellipse and the MAR site within a red rectangle.

de apertura controlada por presión (Solinst 425). La temperatura, pH y CE se registraron *in situ* con un medidor portátil Eutech Instruments PC650. Las muestras (iones principales e isótopos ambientales) se recogieron en botellas de polietileno y vidrio, respectivamente. Los iones mayoritarios se analizaron en los laboratorios del Instituto Geológico y Minero de España (IGME). Los aniones cloruro, sulfato, bicarbonato, nitrato y los cationes calcio y magnesio se determinaron mediante un analizador de flujo continuo por espectrofotometría de absorción molecular, mientras que el sodio y el potasio lo fueron por espectrometría de emisión atómica (Varian Spectra AA-220, modelo 330 FS).

Las determinaciones isotópicas ($\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$) se realizaron en la Universidad de Málaga mediante un analizador de isótopos compacto PICARRO (Sunnyvale CA, EE. UU.), modelo CRDS L1102-i con muestreador automático, idéntico al descrito por Gupta *et al.* (2009). Para el procesamiento de

los datos originales se utilizó el software CHEM-CORRECT, desarrollado por la compañía que suministra el equipo. Los resultados se han expresado según las normas internacionales (V-SMOW, Vienna Standard Mean Ocean Water) proporcionadas por la Agencia Internacional de Energía Atómica (OIEA). La precisión de las mediciones es $\pm 0.1\text{‰}$ para $\delta^{18}\text{O}$ y $\pm 0.5\text{‰}$ para $\delta^2\text{H}$.

Por otra parte, durante el período de inyección se analizó el agua de recarga cada dos meses a partir de muestras tomadas en la balsa de almacenamiento, según los mismos procedimientos analíticos seguidos para las aguas subterráneas.

También se instalaron *divers* (transductor electrónico de presión) en los piezómetros W1, W2 y W3 para el registro de la piezometría, temperatura y CE (Schlumberger Water Services CTD Diver). Como elemento de corrección de las mediciones se instaló un Baro-Diver (Schlumberger Water Services) en el pozo R15.

4. Descripción del esquema MAR

Por la geometría de la cuña salina (García-Menéndez *et al.*, 2016), el sitio MAR se instaló a 6 km de la línea de costa, en el borde occidental de la zona salinizada (Figura 4). Como agua de recarga se utilizó la procedente del río Belcaire, cauce habitualmente seco que experimenta fuertes episodios torrenciales asociados a eventos puntuales e intensos de precipitación. En estas situaciones, parte de las aguas de avenida son derivadas mediante un azud y un canal con capacidad 4,4 m³/s hacia una balsa de almacenamiento (Figura 1). Esta estructura, con una extensión de 20 ha y una altura máxima de lámina de agua de 12 m, tiene una capacidad de 2 hm³. Desde aquí, el agua es conducida mediante una tubería metálica de 1700 m de longitud y 400 mm de diámetro hacia dos pozos de inyección (RWW y RWE). Estos pozos, separados entre sí por 100 m, tienen también una profundidad de 100 m, un diámetro de perforación de 500 mm y están revestidos con tubería de PVC de 250 mm, ranurada entre los 50 y 95 m.

Las pruebas de bombeo efectuadas en las perforaciones arrojaron un caudal óptimo de bombeo de 12.5 L/s (RWW) y 6.5 L/s (RWE), una transmisividad entre 250 y 300 m²/día y un coeficiente de almacenamiento de 0.02 (área RWW–W1) y 0.08 (área RWW–W2). Estos valores se han obtenido con diferentes modos de cálculo (mediante gráficos soportados en Excel según las técnicas de evaluación de Villanueva e Iglesias -1984- y programa PIBE 3.0 para la interpretación automática de ensayos de bombeo), siendo los métodos aplicados Theis-Dupuit y Jacob-Dupuit. Finalmente, la conductividad hidráulica (K), considerando un espesor de acuífero de 40 m, fue de 6.25 y 7.50 m/d.

La experiencia de recarga tuvo lugar entre el 18 de noviembre de 2013 y el 12 de mayo de 2014, es decir, durante 175 días. En un primer momento se utilizó únicamente el RWW, y 21 días después, el 9 de diciembre de 2013, entró en funcionamiento el RWE. El caudal conjunto de ambos pozos alcanzó los 34 L/s, si bien a lo largo de la experiencia se observó un paulatino descenso hasta estabilizarse en 18 L/s. El volumen total recargado ha sido de 314163 m³, con un caudal medio de 20.78 L/s.

El agua inyectada, o agua superficial de recarga (ASR), es de mineralización muy baja, con valores promedio de CE y concentración de clo-

ruros de 327 μ S/cm y 20 mg/L, respectivamente. Los resultados obtenidos en las determinaciones de iones mayoritarios, minoritarios y microbiológicos permiten calificarla como de excelente calidad para la actuación de recarga.

Por otra parte, durante el período de recarga la precipitación ha sido escasa, con un total acumulado de 52.82 mm y un máximo diario de 8.38 mm. Por tanto, se puede considerar que la influencia de la precipitación en los procesos estudiados no es significativa. Episodios importantes de lluvias tuvieron lugar pasados 135 días desde la finalización de la inyección: finales de septiembre de 2014 (52 mm), finales de noviembre (68 mm) y mediados de diciembre (60 mm).

5. Comportamiento piezométrico. Respuesta hidrodinámica

El comportamiento piezométrico se controló con detalle mediante los transductores electrónicos de presión que se instalaron en los piezómetros (W1, W2 y W3) y que daban lecturas horarias de nivel (Figura 5). Una hora después del inicio de la recarga se observan ascensos significativos de nivel entre 0.09 m (W1) y 0.45 m (W3), que son de 0.20 m (W1 y W2) y 0.67 m (W3) transcurridas 24 horas. Las variaciones de los niveles se correlacionan bien con los caudales inyectados, entre 22.5 y 25 L/s, y responden con ligeros descensos al disminuir el caudal debido al efecto de colmatación de la tubería filtrante y de la formación acuífera en el entorno de los pozos (Figura 5). Los niveles piezométricos más altos se alcanzan el 5 de febrero de 2014 (79 días de inyección) en los tres piezómetros, con incrementos de 3.05 m (W1 y W2) y 3.52 m (W3). Una vez finalizada la recarga se experimentan descensos rápidos, y la piezometría previa a la operación se recupera 16 días (W3) y 17 días después (W1 y W2). En Maliva *et al.* (2007) y Bates *et al.* (2007) también se constata que los niveles del agua subterránea se recuperan rápidamente a niveles previos, siendo el cono de recarga una respuesta dinámica sin efecto a largo plazo en el nivel del agua subterránea (Maliva and Missiger, 2012).

Por otra parte, los niveles de los piezómetros R37 (a 450 m del RWE) y R15 (a 1160 m del RWE) quedan fuera de la influencia del efecto de la recarga, con una evolución muy similar en ambos.

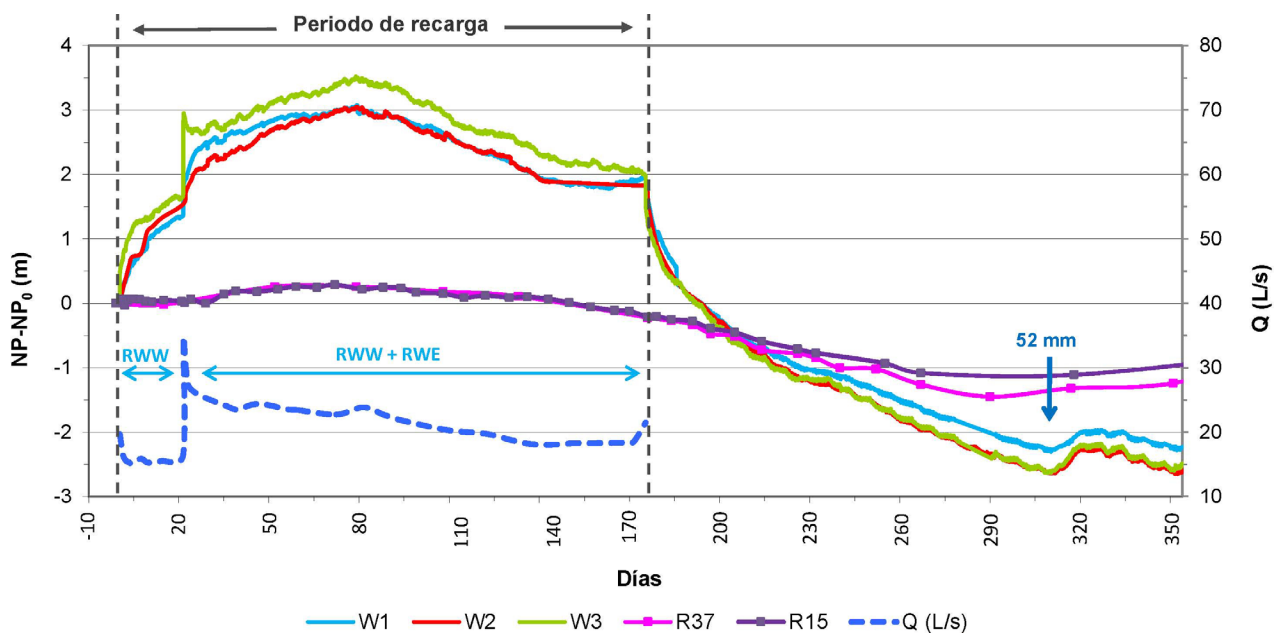


Figura 5. Variaciones piezométricas desde el inicio de la operación de recarga (NP_0), y del caudal de recarga (Q). El único episodio de lluvia registrado queda indicado por la flecha azul.

Figure 5. Piezometric variations from the beginning of the recharge operation (NP_0), and the recharge rate (Q). The only recorded rain episode is indicated by the blue arrow.

6. Procesos de mezcla

A lo largo del periodo de recarga los iones mayoritarios y los isótopos del agua subterránea evolucionan desde la facies del agua nativa del acuífero (ASN) hacia la facies del agua de recarga de procedencia superficial (ASR). El proceso de mezcla queda bien definido por la relación entre la composición isotópica del agua y la concentración de cloruro ($\delta^{18}\text{O}$ -[Cl⁻] y $\delta^2\text{H}$ -[Cl⁻]) en muestras tomadas en los piezómetros W1, W2 y W3 (noviembre 2013 a enero 2015) (Figura 6). El agua nativa presenta bajos valores de $\delta^{18}\text{O}$ (entre -6 y -7) y $\delta^2\text{H}$ (~ -35) y alta concentración de cloruro (~ 500 mg/L), mientras que la de recarga tiene bajo contenido en cloruro (~ 20 mg/L) y un mayor contenido isotópico. Además, a lo largo del período de inyección, y debido a la evaporación sufrida en la balsa, el ASR se enriquece progresivamente en $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ desde valores de -1.22 y -12.72 (noviembre de 2013) hasta 0.25 y -6.16 (mayo de 2014), respectivamente. Como consecuencia, se produce un notable enriquecimiento isotópico en los pozos de observación.

Las variaciones de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ reflejan claramente la mezcla con el agua inyectada. Las sucesivas muestras se sitúan a lo largo de la línea cuyos extremos quedan definidos por ambos tipos de aguas; sin embargo, debido a la composi-

ción isotópica variable del agua de la balsa, se distinguen dos líneas de mezcla, una correspondiente al proceso de recarga y otra al periodo posterior a la recarga (Figura 6); la segunda más enriquecida isotópicamente que la primera, ya que el ARW está más enriquecida al final de la inyección que al inicio debido a la evaporación.

7. Proporción de mezcla. Tiempos de tránsito y velocidad del flujo

Para calcular el porcentaje de mezcla entre el ASN y el ASR se han elegido cinco parámetros: CE, Cl⁻, NO₃⁻, $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$.

En ausencia de minerales evaporíticos, el cloruro es el trazador ideal para caracterizar la inyección de agua dulce en un acuífero con agua de mayor salinidad. En este caso, la concentración de cloruro en el ASN es 30 veces superior a la del ASR. Por las particulares características hidroquímicas del agua subterránea local, también el contenido en nitratos, con una relación de entre 150-300 veces superior a la del ASR, es un parámetro que puede ser utilizado para establecer el avance del agua inyectada. Menor contraste se tiene con los isótopos ^{18}O y ^2H , con un factor de 7 y 3, respectivamente, si bien estos parámetros se han utilizado con éxito en otras experiencias de recar-

ga (Le Gal La Salle *et al.*, 2005; Kattan *et al.*, 2010; Zakhem and Hafez, 2012). En este caso, el principal inconveniente es la variabilidad existente en el ASR, relacionada con los cambios estacionales y los diversos grados de evaporación en la balsa. Finalmente, se han utilizado las medidas de CE

procedentes de los sensores CTD instalados en los piezómetros W1, W2 y W3. Los CTD proporcionan datos horarios de CE, lo que permite determinar con elevada precisión la llegada del frente de recarga. La relación en la CE entre el ASR y el ASN es de 10.

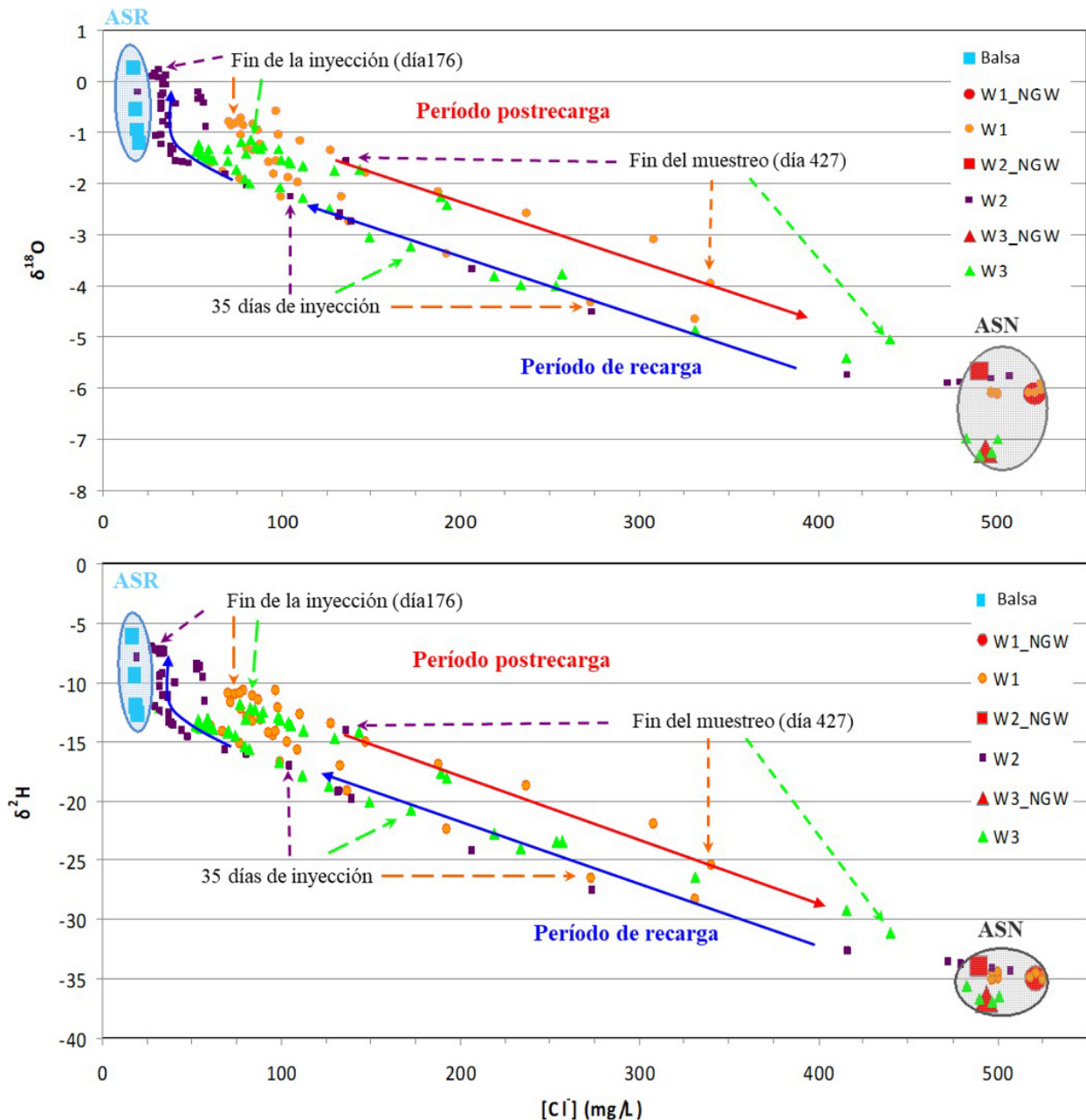


Figura 6. Relación entre $\delta^{18}\text{O}$ and $\delta^2\text{H}$ and concentración de cloruros en el agua de recarga (noviembre 2013-mayo 2014), agua nativa ($W1_{\text{NGW}}$, $W2_{\text{NGW}}$ and $W3_{\text{NGW}}$ del 12 noviembre 2013) and agua de mezcla ($W1$, $W2$ and $W3$ del 19 noviembre 2013 al 20 enero 2015). Las flechas indican la evolución temporal: las azules corresponden al periodo de inyección, las rojas al de post-inyección y las discontinuas indican la relación en los días 35, 176 y 427 días desde el inicio de la inyección en los tres piezómetros.

Figure 6. Relationship between $\delta^{18}\text{O}$ and $\delta^2\text{H}$ and concentration of chlorides in the recharge water (November 2013-May 2014), native water ($W1_{\text{NGW}}$, $W2_{\text{NGW}}$ and $W3_{\text{NGW}}$ of November 12, 2013) and mixing water ($W1$, $W2$ and $W3$ from 19 November 2013 to January 20, 2015). The arrows indicate the temporal evolution: the blue ones correspond to the injection period, the red ones to the post-injection period and the discontinuous ones indicate the relationship at 35, 176 and 427 days from the start of the injection in $W1$, $W2$ and $W3$.

El porcentaje de mezcla (PM) se ha calculado mediante el balance de masa de los dos componentes (ASR y ASN). Los parámetros considerados para el ASN son los de los pozos de observación antes del inicio de la recarga, y los parámetros del ASR los valores promedio obtenidos de las muestras tomadas durante la inyección, a excepción de los isótopos, que varían en el tiempo.

Teniendo en cuenta la CE, el PM máximo alcanzado en los pozos de observación es del 99% en W2, con valores superiores al 95% desde el día 71 hasta el día 255 (Figura 7). En W1 y W3 se obtienen PM notables en el mismo período (71-255 días): 80-90% y 85-90%, respectivamente. En el pozo de observación R37, el PM máximo es del 36%, superando el 25% en el período comprendido entre el día 176 y el día 213.

Los PM determinados con las concentraciones de cloruro (PM_{Cl}), nitratos (PM_{NO_3}) e isótopos ambientales ($PM_{\delta^{18}O}$ y PM_{δ^2H}) son bastante similares a los obtenidos con la CE. En general, el PM_{Cl} muestra los valores más altos, y el $PM_{\delta^{18}O}$ y PM_{δ^2H} los más bajos.

La velocidad del flujo subterráneo se ha determinado a partir de los valores de PM. La velocidad real efectiva se ha establecido en el PM 50%, ya que el tiempo medio de llegada del trazador (tiempo de llegada del centro de masa) es representativo del flujo advectivo de la velocidad lineal (Zakhem and Hafez, 2012), por lo que se puede calcular el tiempo medio de viaje (t_{50}) como el correspondiente al avance del 50% del trazador considerado (Stuyfzand, 1998).

Las velocidades reales establecidas por los cinco parámetros (CE, Cl^- , NO_3^- , $\delta^{18}O$ y δ^2H) son bastante similares en los piezómetros W1, W2 y W3 (Tabla 1). La velocidad más alta se obtiene en sentido norte (RWW-W2) con un valor medio de 6.4 m/d y una variación según el parámetro considerado de 5.1 m/d ($\delta^{18}O$) a 7.5 m/d (Cl^-). El flujo más lento se da en sentido este (RWW-W3) con 2.4 m/d y valores entre 2.2 m/d (NO_3^- y CE) y 2.7 m/d (δ^2H). Entre RWE y W1 (dirección este) la velocidad del flujo subterráneo es de 4.9 m/d, aunque varía entre 4.5 m/d (CE y $\delta^{18}O$) y 5.6 m/d (Cl^-). En la dirección RWW-W2 el flujo es 1.3 veces más rápido que en la dirección RWE-W1, y 2.6 veces mayor que en la dirección RWW-W3. Los resultados se correlacionan bien con el tipo de sedimentos observados en W2 (gravas con arcillas y arenas), que facilitarían el flujo de agua subterránea, comparados con los sedimentos

más arcillosos (gravas arcillosas) de W1 y W3. No obstante, también pueden verse influenciados por el caudal de inyección, mayor en RWW que en RWE, lo que contribuiría a que las velocidades calculadas en W2 sean mayores que en W1.

8. Caracterización de niveles activos de flujo. Registros verticales de CE

Analizadas las velocidades obtenidas por los cinco parámetros utilizados, se ha determinado que la CE es el que más se ajusta a la velocidad media calculada para el conjunto de todos ellos (Tabla 1). Las diferencias absolutas respecto a la velocidad media es de 0.2 m/día, equivalente a 5.3%, mientras que para el resto de los parámetros las diferencias oscilan entre 0.4 y 0.63 m/día, que corresponden a diferencias del 8.1 a 11.9% (Tabla 2). Como resultado, se han utilizado perfiles verticales de CE para determinar la influencia de la heterogeneidad del medio geológico sobre el movimiento del ASR y, por tanto, sobre el flujo subterráneo, con la identificación en los pozos de distintas secciones o tramos de flujo preferencial. Con el mencionado fin, se realizaron 159 perfiles con cadencia variable, antes, durante y después de la recarga en los piezómetros W1, W2 y W3: diariamente en los primeros días, 2-3 veces a la semana hasta diciembre de 2013, semanalmente hasta junio de 2014 y quincenalmente hasta diciembre de 2014. Los perfiles de W1 y W2 alcanzan 59-60 m de profundidad, mientras que los de W3 llegan a 82 m.

Los registros de los perfiles de CE previos a la recarga son muy uniformes, con apenas variaciones del valor de la CE (12-13 noviembre en Figuras 8, 9 y 10). Las máximas diferencias son de 250 $\mu S/cm$ en W3, de 130 $\mu S/cm$ en W2 y de 13 $\mu S/cm$ en W1. Comenzada la recarga, se observan descensos notables de la CE en los piezómetros de control, aunque de manera no uniforme a lo largo de las perforaciones. Esto ha permitido distinguir tramos o niveles de comportamiento diferente y con distintas velocidades del flujo subterráneo mediante la aplicación del parámetro $PM(t_{50})$.

En el piezómetro W1, una vez iniciada la recarga en el pozo RWW apenas hay variaciones y la CE permanece prácticamente homogénea a lo largo de toda la columna de agua, con diferencias inferiores a 100 $\mu S/cm$ (Figura 8). Sin embargo, a partir del inicio de la inyección en el

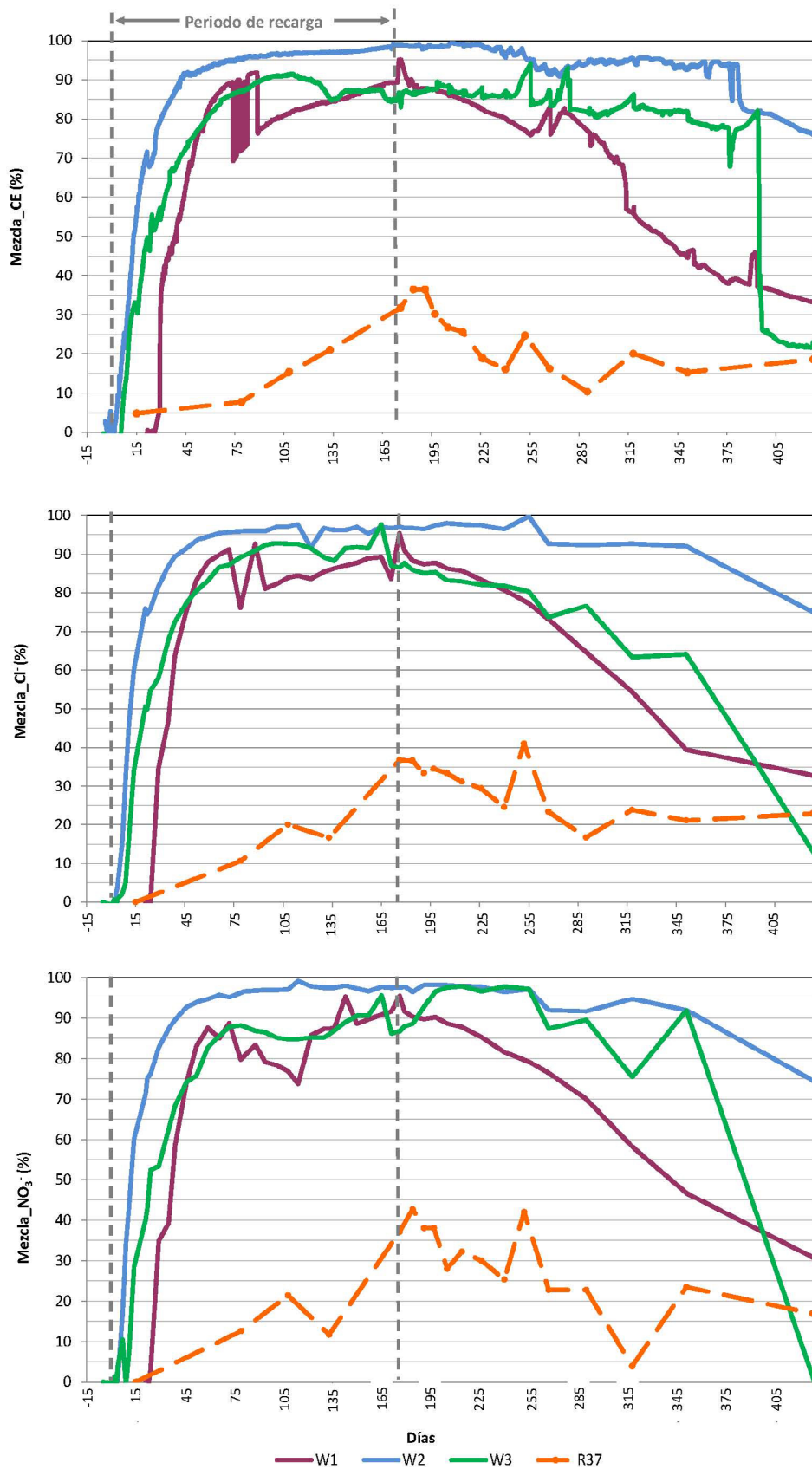


Figura 7. Porcentaje de mezcla (PM) determinado mediante CE, cloruros y nitratos. Valores de CE obtenidos en divers CTD (W1, W2 y W3) y muestras de agua (R37).

Figure 7. Percentage of mixture (PM) determined by EC, chlorides and nitrates. EC values obtained in CTD divers (W1, W2 and W3) and water samples (R37).

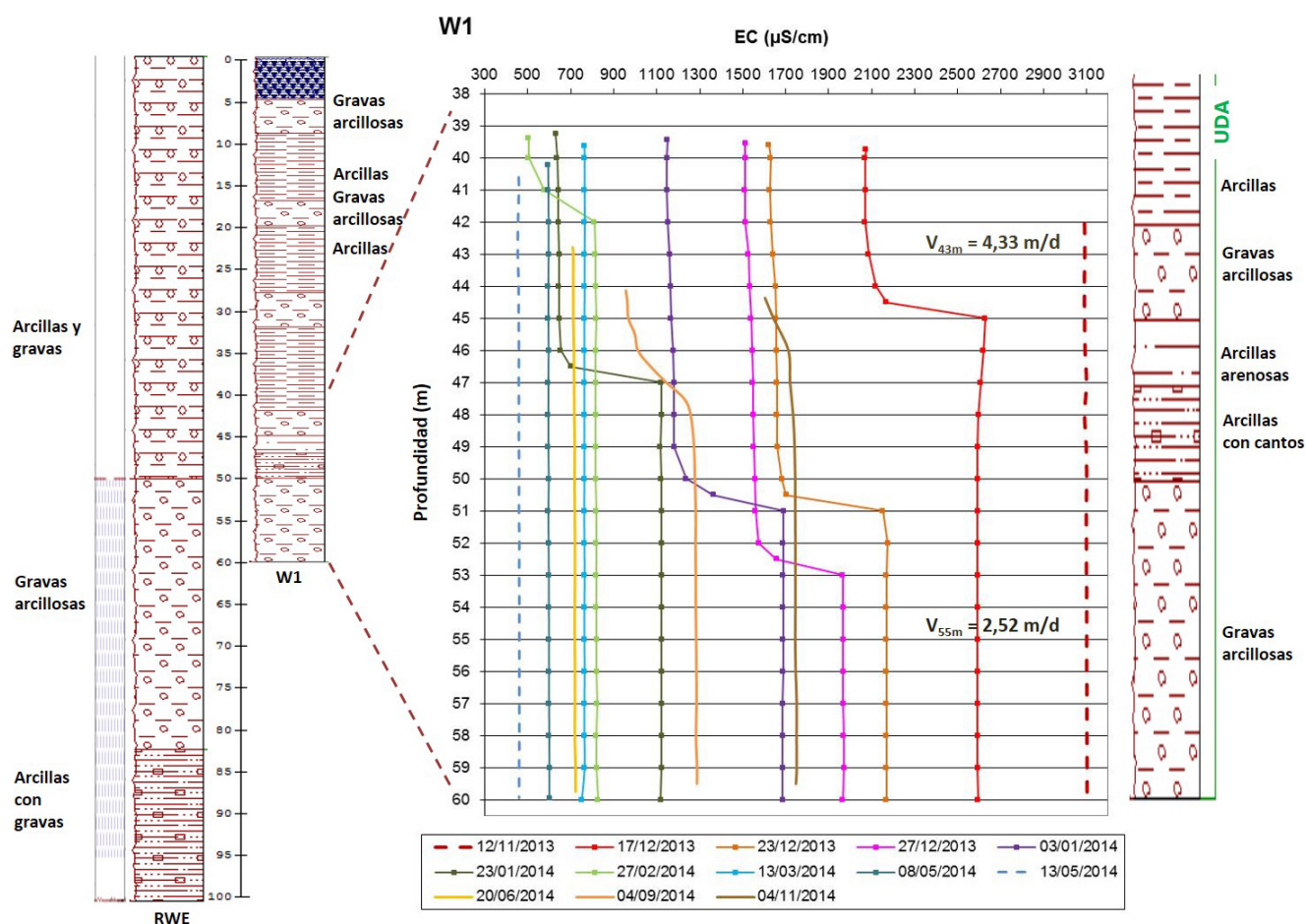


Figura 8. Perfiles de CE en el piezómetro W1 (noviembre 2013 a diciembre 2014) y columnas litológicas del pozo de recarga oeste (RWE) y del piezómetro W1 (columna W1 realizada a la derecha).

Figure 8. Vertical profiles of EC in monitoring well W1 (November 2013 and December 2014), and lithological columns of recharge well RWE and W3 (W1 column is enlarged to the right).

pozo RWE se produce un descenso más acusado de la CE en el tramo superior (perfil del 17 de diciembre de 2013), entre 40 y 45 m de profundidad ($\sim 2100 \mu\text{S/cm}$ versus $\sim 2600 \mu\text{S/cm}$). En registros posteriores, y siempre con un descenso generalizado de la CE, este umbral baja paulatinamente hasta los 53 m (27 de diciembre de 2013), para ascender de nuevo en los siguientes meses hasta desaparecer (13 de marzo de 2014). A partir de aquí, la CE se mantiene prácticamente uniforme a lo largo de la perforación, con una disminución progresiva y significativa hasta el 13 de mayo de 2014, un día después de cesar la operación de recarga.

Este comportamiento se explica por la presencia de dos horizontes permeables compuestos por gravas, con mayor o menor contenido en arenas y arcillas, separados por unos 5 m de un nivel arcilloso de baja permeabilidad. Para el tramo superior, localizado entre los 42 y los 45 m de

profundidad, se ha determinado durante la recarga, y mediante el $\text{PM}(t_{50})$, una velocidad del flujo subterráneo de 4.3 m/d (Tabla 3). El tramo inferior, situado entre los 50 y los 60 m, tiene cualidades hidrodinámicas ligeramente inferiores, posiblemente por tener una mayor presencia de arcilla, ya que la velocidad calculada es de 2.5 m/d (Figura 8).

El piezómetro W2 presenta registros muy uniformes durante todo el proceso de recarga, con diferencias máximas en la vertical de cada perfil inferiores a $200 \mu\text{S/cm}$, y menores de $50 \mu\text{S/cm}$ desde el 10 de enero de 2014 (Figura 9). Esta uniformidad indica una velocidad del flujo subterráneo homogénea a lo largo de toda la sección de acuífero atravesada por el piezómetro. Dicha velocidad, establecida en 6.0 m/d, es elevada, lo que es acorde con los sedimentos de gravas con arenas y arcillas descritos en la columna litológica.

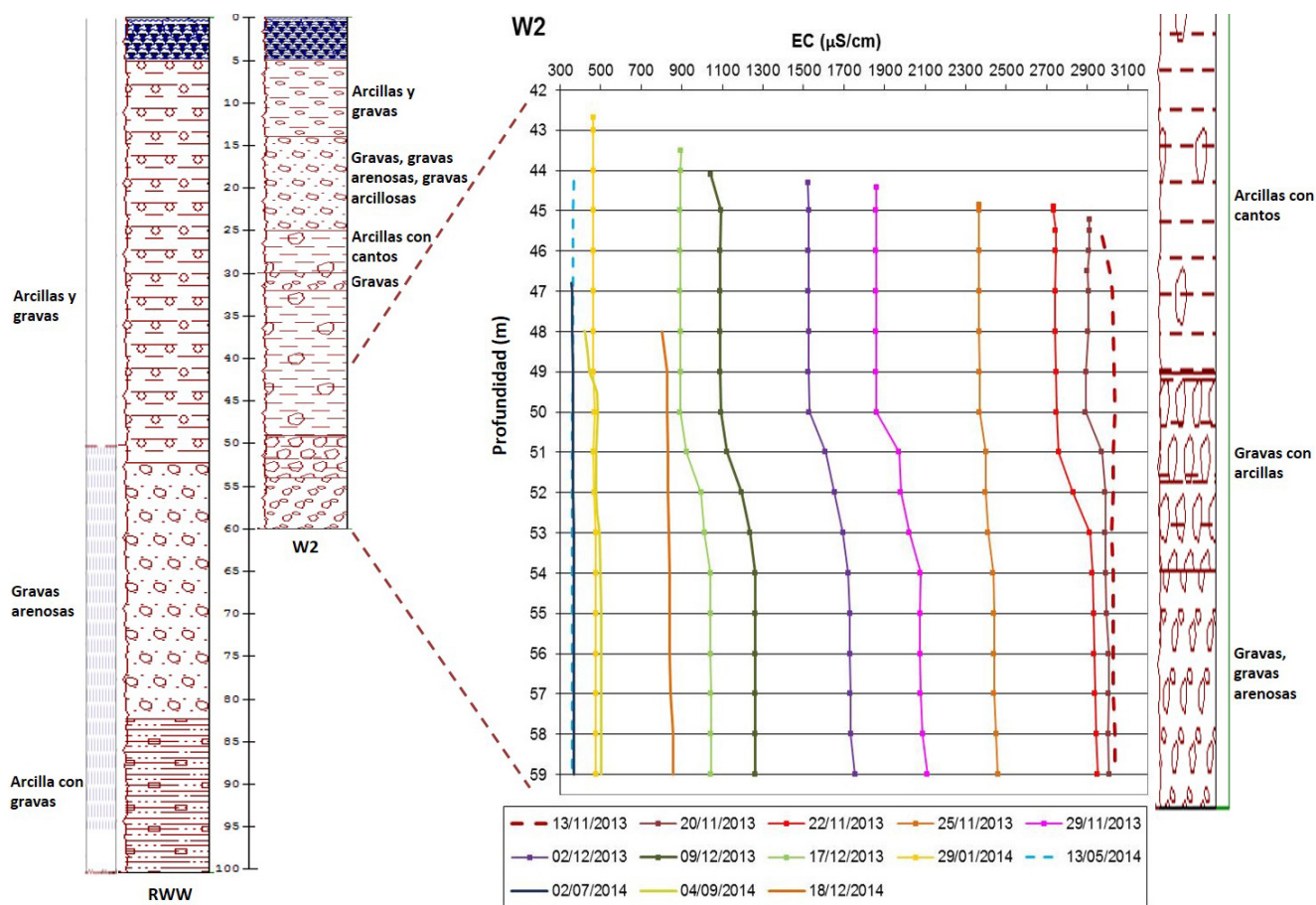


Figura 9. Perfiles de CE en el piezómetro W2 (noviembre 2013 a diciembre 2014), y columnas litológicas del pozo de recarga oeste (RWW) y del piezómetro W2 (columna W2 realizada a la derecha).

Figure 9. Vertical profiles of EC in monitoring well W2 (November 2013 and December 2014), and lithological columns of recharge well RWW and W3 (W2 column is enlarged to the right).

En el piezómetro W3 (Figura 10), la mayor disminución de la CE se da entre 57 y 66 m de profundidad (nivel 2), con un PM del 50% en 14 días (Tabla 3). Por el contrario, entre 66 y 72 m (nivel 3) el PM(t_{50}) se alcanza en 51 días. Los niveles más transmisivos se correlacionan con los sedimentos de grava arenosa (nivel 2) y grava arcillosa (nivel 1), mientras que el nivel 3 se corresponde con arenas con gravas y cantos.

Las diferencias descritas podrían verse influenciadas por la inyección ya que el gradiente hidráulico aumenta y el efecto de la heterogeneidad del acuífero en la tasa de migración aumentará con el gradiente hidráulico (Maliva *et al.*, 2007).

Por otra parte, los perfiles realizados de CE en los puntos de control R12, R15 y R37 son bastante homogéneos (Figura 11). En el piezómetro R37 se observan descensos significativos de la CE, con valores del orden de 2400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a finales de mayo de 2014. El punto R12 muestra

cierta disminución entre el 13 de mayo de 2014 y el 28 de julio de 2014, con un mínimo en la última fecha (2900 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Sin embargo, estas variaciones se encuentran influenciadas por el régimen de bombeo de este pozo de riego. En el punto R15 la CE es siempre superior a 3100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ con una evolución ascendente en todo el período (noviembre de 2013-octubre de 2014).

9. Conclusiones

La experiencia de recarga artificial con agua de baja mineralización (330 $\mu\text{S}/\text{cm}$), llevada a cabo en el acuífero salinizado de la Plana de Castellón (300000 m^3 en 175 días) ha provocado un efecto inmediato en la hidrodinámica subterránea, traducido en un rápido aumento de la piezometría en el entorno del lugar de inyección. A las 24 horas de su inicio se observan incrementos de 0,65 y 0,20 m a 60 m y 80 m de distancia, con valores máximos de 3-3,5 m a los 79 días.

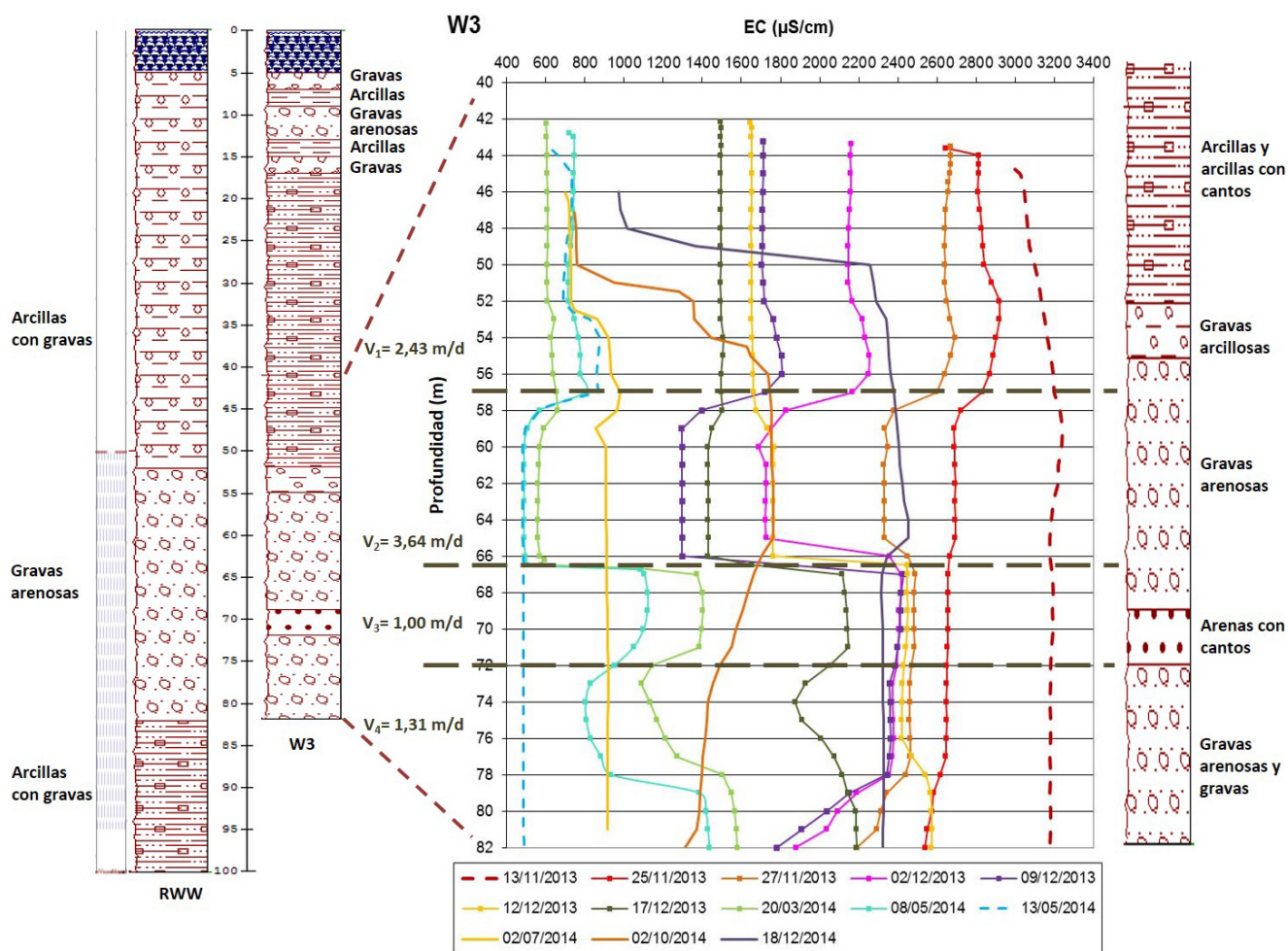


Figura 10. Perfiles de CE en el piezómetro W3 (noviembre 2013 a diciembre 2014) y columnas litológicas del pozo de recarga oeste (RWW) y del piezómetro W3 (columna W3 realizada a la derecha).

Figure 10. Vertical profiles of EC in monitoring well W3 (November 2013 and December 2014), and lithological columns of recharge well RWW and W3 (W3 column is enlarged to the right).

Sin embargo, no se detecta efecto alguno en un radio de 450 m. Cesada la recarga, el comportamiento hidrodinámico es coincidente con el de otras experiencias, ya que se producen descensos rápidos y las cotas piezométricas previas se recuperan a los 16-17 días.

En el acuífero, caracterizado por su gran heterogeneidad, se han distinguido varias capas de sedimentos con porosidad intergranular y distinta permeabilidad que generan flujos subterráneos con circulación preferencial. Los parámetros hidroquímicos analizados (CE, Cl⁻, NO₃⁻, δ¹⁸O y δ²H), utilizados como trazadores para conocer el comportamiento del agua inyectada, han permitido evaluar la velocidad de expansión del agua de recarga entre 2,4 y 6,4 m/d, según

diferentes direcciones. Los resultados obtenidos también han permitido concluir que el parámetro CE es el que más se ajusta a la velocidad media determinada por todos ellos y, en consecuencia, el de mayor interés para ser aplicado en los estudios de este tipo de acuíferos, dado su bajo coste, inmediatez y sencillez en la obtención de los datos.

Adicionalmente, con la realización de perfiles verticales de CE, se han determinado las velocidades del flujo subterráneo para las diferentes litologías y tramos permeables que integran el acuífero. Las más elevadas, 6,0 m/d, corresponden a gravas y arenas con bajo contenido en arcilla, mientras que las menores, 1,0 m/d, se obtienen en sedimentos de arenas con cantos.

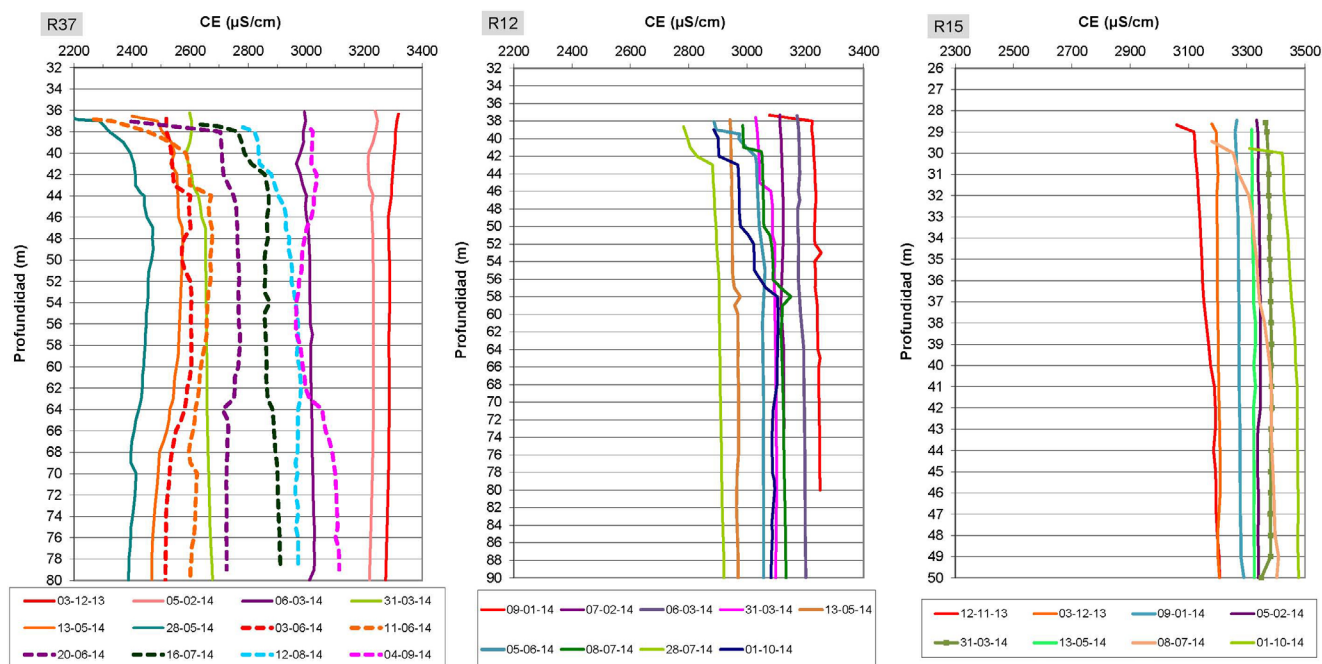


Figura 11. Perfiles de CE en los puntos de control R37 (450 m de RWE), R12 (340 m) y R15 (1085 m).

Figure 11. Vertical profiles of EC in monitoring well R37 (450 m far from RWE), R12 (340 m) and R15 (1085 m).

	Distancia (m)	Tiempo (días)	Velocidad real (m/día)	Velocidad media (m/día)
Dirección Este (RWE – W1)				
PM 50% (CE-divers)		17.0	4.6	
PM 50% Cl		14.0	5.6	
PM 50% NO ₃	78	15.6	5.0	4.9
PM 50% δ ¹⁸ O		17.3	4.5	
PM 50% δ ² H		17.0	4.6	
Dirección Norte (RWW – W2)				
PM 50% (CE-divers)		13.0	6.5	
PM 50% Cl		11.2	7.5	
PM 50% NO ₃	84	11.5	7.3	6.4
PM 50% δ ¹⁸ O		16.5	5.1	
PM 50% δ ² H		15.7	5.4	
Dirección Este (RWW – W3)				
PM 50% (CE-divers)		23.0	2.2	
PM 50% Cl		20.8	2.5	
PM 50% NO ₃	51	23.5	2.2	2.4
PM 50% δ ¹⁸ O		20.3	2.5	
PM 50% δ ² H		18.8	2.7	

Tabla 1. Tiempos de llegada y velocidades reales calculadas mediante PM(t_{50}) a partir de CE (divers CTD), concentración de cloruros, nitratos, y valores de $\delta^{18}O$ y δ^2H .

Table 1. Arrival times and actual water velocities calculated by PM (t_{50}) from CE (divers CTD), concentration of chlorides, nitrates, and values of $\delta_{18}O$ and δ_2H .

Parámetro	Distancia (m)	Velocidad media (m/día)	Velocidad parámetro (m/día)	Desviación respecto a la velocidad media		Media valores absolutos (m/día)	Media valores absolutos (%)
				(m/día)	%		
CE-divers (PM 50%)	84	6,4	6,5	+0,1	+1,6	0,20	5,32
	51	2,4	2,2	-0,2	-8,3		
	78	4,9	4,6	-0,3	-6,1		
Cl ⁻ (PM 50%)	84	6,4	7,5	+1,1	+17,2	0,63	11,90
	51	2,4	2,5	+0,1	+4,2		
	78	4,9	5,6	+0,7	+14,3		
NO ₃ ⁻ (PM 50%)	84	6,4	7,3	+0,9	+14,1	0,40	8,13
	51	2,4	2,2	-0,2	-8,3		
	78	4,9	5,0	+0,1	+2,0		
δ ¹⁸ O (PM 50%)	84	6,4	5,1	-1,3	-20,3	0,60	10,90
	51	2,4	2,5	+0,1	+4,2		
	78	4,9	4,5	-0,4	-8,2		
δ ² H (PM 50%)	84	6,4	5,4	-1,0	-15,6	0,53	11,40
	51	2,4	2,7	+0,3	+12,5		
	78	4,9	4,6	-0,3	-6,1		

Tabla 2. Diferencias de las velocidades del flujo subterráneo obtenidas a partir de CE (divers CTD), concentración de cloruros, nitratos, y valores de δ¹⁸O y δ²H respecto a las velocidades medias calculas en cada dirección.

Table 2. Differences in underground flow rates obtained from CE (divers CTD), concentration of chlorides, nitrates, and values of δ¹⁸O and δ²H with respect to the average speeds calculated in each direction.

Piezómetro W1				
Tramo	Profundidad (m)	PM (t ₅₀) (días)	Velocidad (m/día)	Litología
1	42-45	18	4.3	Grava arcillosa
2	50-60	31	2.5	Grava arcillosa
Piezómetro W2				
Tramo	Profundidad (m)	PM (t ₅₀) (días)	Velocidad (m/día)	Litología
1	42-59	14	6	Gravas. arenas y arcillas
Piezómetro W3				
Tramo	Profundidad (m)	PM (t ₅₀) (días)	Velocidad (m/día)	Litología
1	40-57	21	2.4	Grava arcillosa
2	57-66	14	3.6	Grava arenosa
3	66-72	51	1	Arenas con cantos
4	72-82	39	1.3	Grava arenosa

Tabla 3. Velocidades reales calculadas mediante PM(t₅₀) a partir de la CE y correspondencias litológicas.

Table 3. True velocities calculated by PM (t₅₀) from EC and lithological correspondences.

Referencias

- Armanuos, A. M., Ibrahim, M. G., Mahmud, W. E., Takemura, J., and Yoshimura, C. (2019). Analysing the combined effect of barrier wall and freshwater injection countermeasures on controlling saltwater intrusion in unconfined coastal aquifer systems. *Water Resources Management*, 33, 1265-1280, doi: 10.1007/s11269-019-2184-9.
- Bates, W. J., Hildebrandt, K., Johnson, D., Roth, R., Phelps, W., and Taylor, J. (2007). The federal perspective on aquifer storage and recovery wells, region 5 and 7. In: Fox, P. (ed.) *Proceedings of the symposium Management of Aquifer Recharge for Sustainability*. ISMAR6, 126-139.
- Foreman, T. L. (2014). Managed aquifer recharge (MAR) and design and construction of hydraulic barriers against seawater intrusion: the California case. *Boletín Geológico y Minero*, 125(2), 133-142.
- García Menéndez, O. (2018). Evaluación multiparamétrica de un esquema MAR (Managed Aquifer Recharge) en un acuífero costero salinizado (Plana de Castellón, España). Dissertation, Universitat Jaume I.
- García-Menéndez, O., Ballesteros, B. J., Renau-Pruñonosa, A., Morell, I., Mochales, T., Ibarra, P. I., and Rubio, F. M. (2018). Using electrical resistivity tomography to assess the effectiveness of managed aquifer recharge in a salinized coastal aquifer. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190, 100, doi: 10.1007/s10661-017-6446-9.
- García-Menéndez, O., Morell, I., Ballesteros, B. J., Renau-Pruñonosa, A., Renau-Llorens, A., and Esteller, M. A. (2016). Spatial characterization of the seawater upconing process in a coastal Mediterranean aquifer (Plana de Castellón, Spain): evolution and controls. *Environmental Earth Science*, 75, 728, doi: 10.1007/s12665-016-5531-7.
- Ganot, Y., Holtzman, R., Weisbrod, N., Russak, A., Katz, Y., and Kurtzman, D. (2018). Geochemical processes during managed aquifer recharge with desalinated seawater. *Water Resources Research*, 54, 978–994, doi: 10.1002/2017WR021798.
- Gupta, P., Noone, D., Galewsky, J., Sweeney, C., and Vaughn, B. (2009). Demonstration of high-precision continuous measurements of water vapor isotopologues in laboratory and remote field deployments using wavelength-scanned cavity ring-down spectroscopy (WS-CRDS) technology. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 23, 2534-2542.
- Hernández, M., Gilbert, O., Bernat, X., Valhondo, C., Köck-Schulmeyer, M., Huerta-Fontela, M., and Colomer, M. V. (2014). Innovative reactive layer to enhance soil aquifer treatment: successful installation in the Llobregat aquifer (Catalonia, NE Spain). *Boletín Geológico y Minero de España*, 125(2), 127-172.
- Herndon, R., and Markus, M. (2014). Large-scale aquifer replenishment and seawater intrusion control using recycled water in Southern California. *Boletín Geológico y Minero*, 125(2), 143-155.
- Jaén, M., Parellada, C., Lupiani, E., Islan, A., and Riera, S. (2003). Recarga artificial en el acuífero costero de Marbella (Málaga). *Simposio sobre el agua y la ciudad sostenible: Hidrogeología urbana*, Barcelona.
- Kattan, Z., Kadkoy, N., Nasser, S., Safadi, M., and Hamed, A. (2010). Isotopes and geochemistry in a managed aquifer recharge scheme: a case study of fresh water injection at the Damascus University Campus, Syria. *Hydrological Processes*, 30, 1791-1805, doi:10.1002/hyp.7617.
- Le Gal La Salle, C., Vanderzalm, J., Hutson, J., Dillon, P., Pavelic, P., and Martin, R. (2005). Isotope evolution and contribution to geochemical investigations in aquifer storage and recovery: a case study using reclaimed water at Bolivar, South Australia. *Hydrological Processes*, 19, 3395-3411.
- Maliva, R., and Missiger, T. M. (2012). Hydrogeology of ASR - lessons from over 60 years of global practice. Achieving groundwater supply, sustainability and reliability through managed aquifer recharge. *Proceedings of the symposium Achieving Ground Water Supply Sustainability & Reliability through Managed Aquifer Recharge*. ISMAR7, Abu Dhabi, 117-125.
- Maliva, R. G., Missimer, T. M., and Guo, W. (2007). Aquifer storage and recovery of reclaimed water in Florida: hydrogeological issues. In: P. Fox (ed.) *Proceedings of the symposium Management of Aquifer Recharge for Sustainability*. ISMAR6, 96-108.
- Ortuño, F., Niñerola, J. M., Armenter, J. L., and Molinero, J. (2009). La barrera hidráulica contra la intrusión marina y la recarga artificial en el acuífero del Llobregat (Barcelona, España). *Boletín Geológico y Minero*, 120(2), 235-250.
- Ortuño, F., Molinero, J., Garrido, T., and Custodio, E. (2012). Seawater injection barrier recharge with advanced reclaimed water at Llobregat delta aquifer (Spain). *Water, Science and Technology*, 66(10), 2083-2089.
- Patel, P., Desai, M., and Desai, J. (2011). Geotechnical parameters impact on artificial ground water recharging technique for urban centers. *Journal of Water Resource and Protection*, 3, 275-282, doi:10.4236/jwarp.2011.35035.
- Pérez-Aparicio, A. (2007). La gestión de la recarga en la recuperación de acuíferos contaminados por intrusión marina - experiencias en Cataluña (España). *Boletín Geológico y Minero*, 118, 683-694.
- Ropero, J. (2012). Estudio sobre la recarga artificial en el acuífero detrítico costero del Señorío de Marbella. Trabajo Final de Master. Facultad de Ciencias.

- cias. Universidad de Málaga. http://www.cehiuma.uma.es/TFM_Sobresaliente2.pdf. Accessed 11 July 2016.
- Stuyfzand, P. J. (1998). Quality changes upon injection into anoxic aquifers in the Netherlands: Evaluation of 11 experiments. In: J.H. Peters (Ed.). *Proceeding 3rd International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater*, 283-291.
- Stuyfzand, P. J., Vogelaar, A. J., and Wakker, J. C. (2002). Hydrogeochemistry of prolonged deep well injection and subsequent aquifer storage in pyritiferous sands; DIZON pilot, Netherlands. In: P. J. Dillon, (ed.), *Management of Aquifer Recharge for Sustainability*, 107-110.
- Tzoraki, O., Dokou, Z., Christodoulou, G., Gaganis, P., and Karatzas, G. (2018). Assessing the efficiency of a coastal Managed Aquifer Recharge (MAR) system in Cyprus. *Science Total Environmental*, 626, 875–886, doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.01.160.
- Vandenbohede, A., Van Houtte, E., and Lebbe, L. (2009). Groundwater flow in the vicinity of two artificial recharge ponds in the Belgian coastal dunes. *Hydrogeology Journal*, 57, 735-747, doi:10.1007/s10040-008-0326-x.
- Vanderzalm, J. L., Page, D. W., Barry, K. E., and Dillon, P. J. (2010). A comparison of the geochemical response to different managed aquifer recharge operations for injection of urban stormwater in a carbonate aquifer. *Applied Geochemistry*, 25, 1350–1360.
- Villanueva, M., and Iglesias, A. (1984). *Pozos y acuíferos. Técnicas de evaluación mediante ensayos de bombeo*. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, 435 pp.
- Zakhem, B. A., and Hafez, R. (2012). Chemical and isotopic methods for management of artificial recharge in Mazraha Station (Damascus Basin, Syria). *Hydrological Processes*, 26, 3712-3724, doi:10.1002/hyp.8446.