



**Influencia del zanjón del río Cigüela sobre el humedal del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel (España) en periodo de sequía**

*Influence of the Cigüela River ditch on the wetland of Las Tablas de Daimiel National Park (Spain) in a period of drought*

Moreno, L.<sup>(1)</sup>; de la Losa, A.<sup>(1)</sup>; Jiménez-Hernández, M.E.<sup>(1)</sup>; Aguilera, H.<sup>(1)</sup>; Castaño, S.<sup>(1)</sup>

(1) Instituto Geológico y Minero de España. C/Ríos Rosas 23. 28003 Madrid España. l.moreno@igme.es

**Resumen**

El Parque Nacional de las Tablas de Daimiel (PNTD) constituye uno de los humedales mediterráneos más representativos de la Península Ibérica. Desarrollado en clima semiárido, concentra los aportes hídricos superficiales y subterráneos de buena parte del Alto Guadiana. De forma natural, el sistema de las Tablas se mantenía gracias a los aportes de aguas subterráneas. Por otra parte, el zanjón del río Cigüela constituye un importante elemento canalizador del agua que llega al Parque por avenidas extraordinarias, trasvases desde el acueducto Tajo-Segura, efluentes procedentes de la depuradora de la población de Villarrubia de los Ojos y el drenaje de las formaciones superficiales que atraviesa. En las condiciones actuales durante periodos de sequía, los bombeos de emergencia y el zanjón son las únicas entradas de agua al Parque. En este contexto se analiza la composición química e isotópica de las aguas del zanjón y su influencia sobre el Parque Nacional en periodo de sequía. A lo largo del zanjón se producen procesos biológicos, evaporativos y de mezcla que determinan la composición de las aguas que vierte al Parque. Las aguas residuales depuradas que aportan principalmente materia en suspensión y nutrientes, se mezclan con aguas ricas en sulfatos procedentes del drenaje de las formaciones superficiales atravesadas. Se constata que al quedar el Parque desconectado del acuífero la composición de las aguas que lo alimentan en periodos de sequía a través del zanjón del Cigüela es sustancialmente diferente a la que de forma natural lo alimentaría mediante descargas subterráneas naturales.

**Palabras clave:** evaporación; hidroquímica; isótopos estables; humedales; Tablas de Daimiel

**Abstract**

Las Tablas de Daimiel National Park (PNTD) is one of the most representative Mediterranean wetlands in the Iberian Peninsula. It developed under semiarid climate by concentrating both surface water and groundwater



contributions from a major part of the Upper Guadiana basin. Under natural conditions, the wetland system was maintained by groundwater contributions. Nowadays, however, the Cigüela River ditch is an important element that channels different incoming waters into the Park such as extraordinary freshets, water diversions from the Tajo-Segura aqueduct, effluents from the sewage treatment plant of the town of Villarrubia de los Ojos and drainages from the superficial formations crossed along the ditch. Under current conditions, during drought periods, groundwater pumped from emergency wells and the Cigüela River ditch are the only sources of water inputs to the Park. In this context, chemical and isotopic composition of water in the Cigüela River ditch and its influence on the PNTD during a drought period are analysed. Results obtained show that the composition of water entering the Park through the ditch is determined by the biological, evaporative and mixing processes that take place along it. Treated sewage waters, which mainly contribute suspended solids and nutrients, mix with sulphate-rich waters drained from the superficial formations crossed along the ditch. So long as the Park is disconnected from the regional aquifer, it is evidenced that the composition of incoming waters through the Cigüela River ditch during drought periods is significantly different to the composition of groundwater discharges that used to maintain the wetland under natural regimen.

**Key words:** evaporation; hydrochemistry; stable isotopes; wetlands; Tablas de Daimiel

## 1. Introducción

Los humedales son ecosistemas con un alto valor ecológico y ambiental, constituyen refugios extraordinarios para la biodiversidad animal y vegetal, y además desempeñan un papel indispensable en los ciclos hidrológicos y bioquímicos, regulando el caudal de los ríos (Kazezyilmaz-Alhan *et al.*, 2007) y el destino de sedimentos y nutrientes (Phillips, 1989). Sin embargo, el equilibrio en los ecosistemas ligados a humedales es muy frágil, mostrando por ello una elevada vulnerabilidad y sensibilidad, siendo sometidos a impactos no siempre evidentes ni reversibles (Costanza *et al.*, 1997). Su progresiva desaparición es un problema de escala global (Mitsch and Gosselink, 2000, Zedler and Kercher, 2005; Moiwo *et al.*, 2010).

Los humedales ligados a la dinámica del agua subterránea muestran una sensibilidad añadida debido a su dependencia de la evolución de los niveles piezométricos, que a su vez, especialmente en regiones de clima mediterráneo semiárido está condicionada por la gestión de los acuíferos (Moiwo *et al.* 2010, Patten *et al.* 2008). Existen ejemplos de esto en todo el mundo: Delta del Okavango (Botswana), Kafue Flats (Zambia), Hadejia-Jamaare (Nigeria), Prairie Potholes (Norte

America), humedales de Lower River Murray (Australia) o Doñana en España. Las Tablas de Daimiel tiene como notable particularidad el desmesurado grado de antropización que ha modificado totalmente su funcionamiento hidrológico.

Las Tablas de Daimiel se conforman gracias a la escasa pendiente de la red hidrográfica y a la existencia de depresiones semiendorreicas (Rodríguez García, 1998; Rodríguez García y Pérez-González, 1999) que reciben aportes hídricos superficiales y subterráneos con diferentes calidades químicas (López-Camacho *et al.*, 1996). Estos aportes interactúan gracias a la conexión hidráulica entre ríos y acuíferos en la mayor parte de los cauces de la cuenca (Cruces y Martínez Cortina, 2000). Todos estos factores han conferido a esta área un alto valor ecológico al generarse un hábitat que sirve como refugio para la migración y nidificación de aves, así como por la riqueza de su flora y fauna. Por todo ello, el humedal de las Tablas de Daimiel, fue declarado Parque Nacional en 1973, Reserva de la Biosfera por la UNESCO en 1981, incluido como Humedal de Importancia Internacional por el Convenio RAMSAR desde 1982 y reconocido como Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) desde 1988.

Sin embargo, estas medidas de conservación no han podido evitar la progresiva degradación que ha sufrido el humedal. La alteración sustancial de las Tablas de Daimiel comenzó en los años 1960 como consecuencia de una creciente explotación del acuífero para regadío y de los planes de desecación de terrenos pantanosos. La disminución de las salidas de agua debido a la explotación de las aguas subterráneas, junto con los drenajes artificiales, las canalizaciones de los cauces y, en menor medida, la regulación de las aguas superficiales en la cuenca Alta del Guadiana han provocado la desecación de gran parte de los humedales manchegos (Aguilera *et al.*, 2009). La explotación del acuífero produjo un acusado descenso de los niveles piezométricos (López-Camacho *et al.*, 1990), y con ello la desconexión hídrica del humedal y del acuífero. Como consecuencia, desde mediados de la década de 1980 las Tablas de Daimiel no reciben aportes subterráneos de forma natural. Los bombeos de agua subterránea provocaron la inversión de flujo hídrico, de forma que esta zona constituye actualmente una extensa zona de recarga del acuífero de la Mancha occidental, donde las aguas que llegan tienden a infiltrarse rápidamente. Los aportes superficiales durante los periodos secos también se han reducido de forma significativa, e incluso desaparecen completamente, como consecuencia de la evaporación y de la infiltración en los cauces fluviales desconectados de la zona saturada (Castaño, 2004; Castaño *et al.* 2008).

Así pues, los grandes volúmenes de agua subterránea bombeados para regadío, una inadecuada gestión hídrica de los recursos y los escasos e irregulares aportes por precipitaciones característicos de esta región, han generado un grave déficit hídrico y la consecuente reducción del área encharcada en las Tablas de Daimiel. Este hecho se ha intentado contrarrestar mediante la construcción de obras de retención, bombeos de emergencia y trasvases desde la Cuenca del Tajo, aunque la eficacia de estas medidas ha sido limitada en el espacio y en el tiempo (Rodríguez García, 1998; Ruíz de la Hermosa, 2010).

Desde mediados de la década de 1980, el río Cigüela ha cobrado un especial interés al utilizarse como vía para llevar agua desde el trasvase Tajo-Segura, hasta el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel (PNTD). El tramo conocido como zanjón del Cigüela, se corresponde con uno de los zanjones de drenaje construidos a comienzo de la década los años 1960 para la desecación del humedal al objeto de combatir el paludismo (García Rodríguez y Almagro Costa, 2004). Actualmente estas estructuras regulan el flujo y distribución de agua en el Parque, especialmente cuando se producen trasvases o avenidas extraordinarias ligadas a eventos de elevada precipitación. El zanjón del Cigüela es especialmente relevante, pues constituye la entrada del río Cigüela en el Parque, canaliza la llegada del agua procedente de los trasvases desde la cuenca del Tajo y recibe, tanto los efluentes de aguas residuales tratadas en la depuradora de Villarrubia de los Ojos, que terminan llegando al Parque, como las avenidas extraordinarias. Los aportes que llegan a través del zanjón constituyen una componente significativa en el balance total del agua y nutrientes en el Parque, y un posible foco de contaminación de las aguas subterráneas, especialmente en periodos de sequía cuando representan la única entrada de agua superficial.

Entre 2005 y 2009 se han sucedido una serie de años secos o medios en los que las entradas de agua superficial al Parque a través del zanjón del Cigüela se han limitado a dos trasvases realizados con escaso rendimiento (uno en verano de 2007, que mantuvo inundadas las Tablas durante un mes y medio aproximadamente, y otro en 2009 que apenas tuvo repercusión), una avenida puntual en primavera de 2007 y, principalmente, los efluentes procedentes de la depuradora de Villarrubia de los Ojos junto con los posibles drenajes laterales de las formaciones adyacentes. Se plantea pues como objetivo de este trabajo, el estudio del funcionamiento hídrico del zanjón del río Cigüela en periodo de sequía, como única fuente de alimentación hídrica del humedal del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel.

## 2. Materiales y Métodos

### 2.1. Área de estudio

El PNTD se sitúa en la confluencia de los ríos Guadiana y Cigüela (39°08'N, 3°43'O, Figura 1), en la parte terminal de la cuenca Alta del Guadiana, provincia de Ciudad Real. La confluencia de aguas superficiales del río Cigüela de carácter estacional y salobre, con las aportadas por el Guadiana, más dulces y carbonatadas (Álvarez-Cobelas *et al.*, 2000) combinadas con el aporte permanente subterráneo, confirió a este área un alto valor ecológico actuando como soporte de una rica y peculiar biodiversidad. El río Cigüela nace en la provincia de Cuenca a unos 1150 m s.n.m y presenta un recorrido de unos 225 km. El área sometida a estudio se centra en un tramo del zanjón del río Cigüela de aproximadamente 8 km de longitud, desde las proximidades de la estación de depuración de aguas residuales de la población de Villarrubia de los Ojos, hasta su entrada en el PNTD. El tramo estudiado del zanjón presenta un trazado prácticamente rectilíneo con una anchura aproximada de 15 m y una profundidad en torno al metro.

El clima de la zona es de tipo Mediterráneo seco con precipitaciones y temperaturas medias anuales de 412.6 mm y 14.3 °C, respectivamente (Domínguez-Castro *et al.* 2006). El déficit hídrico calculado mediante el método de Thornthwaite es de unos 400 mm/año (Sánchez-Carrillo *et al.*, 2004). El Parque ocupa una extensión de aproximadamente 20 km<sup>2</sup>, la superficie máxima de inundación en la zona, que era de unos 150 km<sup>2</sup> antes de la intervención humana, se ha visto redu-

cida a alrededor de 17 km<sup>2</sup> (Sánchez-Carrillo y Álvarez-Cobelas, 2001). Durante el periodo de fuertes sequías que se prolongaron desde 2004 hasta finales de 2009, el Parque llegó a secarse completamente y se produjeron graves incendios de turbas (Moreno *et al.* 2010). En 2010 el Parque se inundó de nuevo gracias a las lluvias torrenciales excepcionales que se produjeron en el año hidrológico 2009-2010 en toda la región, las más abundantes registradas en más de 50 años.

El entorno geológico de la zona de estudio está constituido por un basamento de cuarcitas y pizarras paleozoicas, sobre las que se apoyan discordantes materiales del Mioceno (arenas, arcillas, limos, margas, calizas y yesos) y del Plioceno (calizas y calizas margosas) (Portero y Ramírez, 1988 en Sánchez Carrillo *et al.*, 2000). El escaso gradiente altitudinal, con pendientes inferiores al 1‰ (Cirujano *et al.*, 1996) confiere al paisaje un aspecto llano con pequeños cuerpos calcáreos emergentes con facies calco-margosas y costras calcáreas del Plioceno-Pleistoceno que conforman una superficie de erosión (García Rodríguez, 1996; Rodríguez García, 1998). Los depósitos

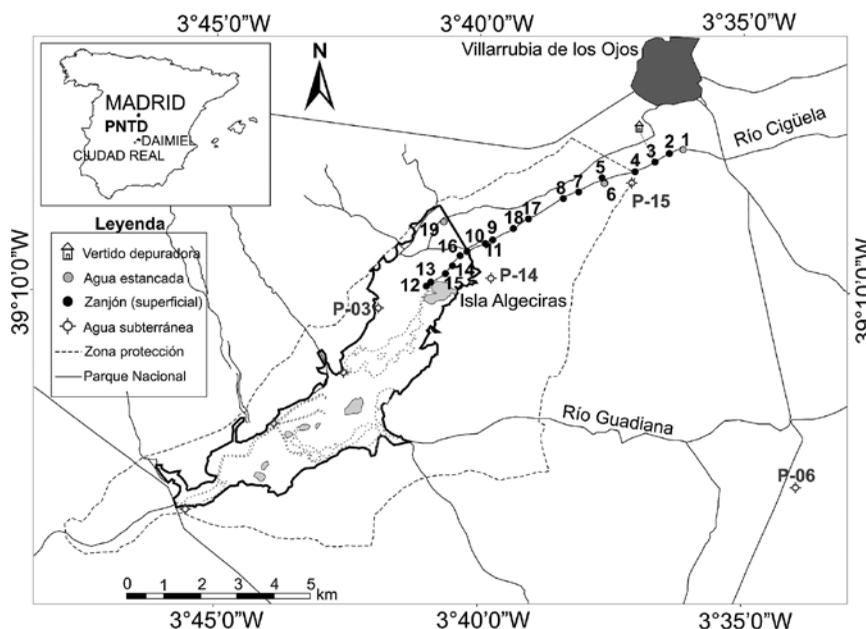


Figura 1. Situación de la zona de estudio y de los puntos de muestreo.  
Figure 1. Location of the study area and sampling points.

cuaternarios se distribuyen por toda la zona de estudio y son muy variados. Los sedimentos más recientes son materiales aluviales arcilloso-limosos con contenido variable en yeso procedentes de los ríos Guadiana y Cigüela que están cubiertos por sedimentos pantanoso-lacustres tipo turba, arcilla, capas de carofitas y eflorescencias salinas en las zonas inundables dentro del PNTD (Aguilera *et al.* 2011; Domínguez-Castro *et al.* 2006). Los materiales salinos arcillosos y eflorescencias predominan en la zona NO del Parque, las capas de carofitas en la zona central inundable y los materiales ricos en materia orgánica y turbas se extienden por el SE (Aguilera *et al.* 2009; Aguilera *et al.* 2013; Moreno *et al.* 2010).

Desde el punto de vista hidrogeológico, Las Tablas de Daimiel se localizan en el borde suroeste del acuífero de La Llanura Manchega, sobre materiales del Mioceno y Plioceno en una zona con abundantes cambios laterales de facies, que condicionan su funcionamiento hidrogeológico (García Rodríguez y Almagro Costa, 2004). Los depósitos miocenos están constituidos por materiales calizos y margosos con un espesor medio de unos 200 m que se comportan como acuífero libre (Martínez-Santos *et al.* 2008). Los materiales cuaternarios y pliocenos aluviales y depósitos pantanosos-lacustres de alta y baja permeabilidad recubren los materiales terciarios permeables (calizas) y semipermeables (margas, yesos y arcillas). Las heterogeneidades litológicas verticales y horizontales, los diferentes grados de karstificación, así como los efectos de subsidencia, son determinantes a la hora de establecer variaciones en el grado de interconexión entre los materiales terciarios y cuaternarios, condicionando el complejo funcionamiento hidrogeológico del sistema. Por lo tanto, se podría asumir que el sistema funciona como un acuífero multicapa, donde algunos materiales cuaternarios y terciarios de baja permeabilidad pueden comportarse como acuitardos semiconfinados que localmente pueden dar lugar a niveles colgados someros en el área del PNTD (García Rodríguez, 1996).

## 2.2. Toma de muestras y análisis

Para llevar a cabo este estudio se tomaron muestras de agua en 16 puntos del zanjón del Cigüela, en dos encharcamientos en el aluvial del Cigüela (a ambos márgenes del eje del zanjón). También se muestreó el vertido de la depuradora de Villarrubia de los Ojos y agua subterránea en 4 pozos de la zona (Figura 1). En dichas muestras se realizaron análisis de la composición química y del contenido en isótopos estables del agua. En la Tabla 1 se indican las coordenadas y las características de los diferentes puntos muestreados.

Los valores de distancias representados en las diversas gráficas se han calculado tomando como referencia el punto del zanjón donde se produce el vertido de la depuradora de Villarrubia de los Ojos (punto 3). Aguas arriba del mismo se situaron dos puntos de muestreo: el primero a 595 m en un tramo con agua estancada situado entre dos tramos secos del zanjón (punto 1) y el segundo a 202 m en la zona donde se observa otra pequeña lámina de agua (punto 2).

En la campaña de muestreo realizada en abril de 2008, se recorrió un tramo de unos 8 km a lo largo del zanjón del Cigüela, desde unos 800 m aguas arriba de la depuradora de Villarrubia de los Ojos, hasta el interior del Parque, cerca de la Isla de Algeciras. Los puntos de muestreo de agua en el zanjón y en los dos encharcamientos próximos situados en el aluvial del Cigüela se identificaron del 1 al 19 (Tabla 1) numerándolos de forma correlativa al orden seguido en la toma de muestras. Las muestras del zanjón se tomaron mediante un muestreador de pértiga desde la margen más accesible, procurando mantener una distancia entre muestra y muestra de aproximadamente 500 m. Las muestras se separaron en dos botellas de polietileno llenas hasta el borde, una para análisis isotópico y otra destinada para análisis químico. Todas las muestras se conservaron refrigeradas a 4 °C hasta su análisis en el laboratorio. Además, en los 19 puntos muestreados se realizaron medidas "in situ" de variables inestables: conductividad eléc-

trica (conductimetría), pH (potenciometría), turbidez (método nefelométrico mediante un instrumento portátil Orbeco-Hellige 975MP) y temperatura del agua y del aire.

En mayo de 2008, se tomaron muestras de aguas subterráneas en 4 puntos de la zona de estudio (Figura 1 y Tabla 1), uno de ellos (P-15 a 6.750 m aguas abajo) situado muy próximo al zanjón. Siguiendo el mismo procedimiento descrito anteriormente. No se dispone de columna litológica de los sondeos, no obstante, en base a descripciones de sondeos próximos se estima que P06 atraviesa calizas y calizas margosas del terciario regional, P-03 arcillas y margas salinas, P-14 calizas y margas, y P-15 corta primero el aluvial del zanjón para atravesar posteriormente el dominio de las margas y calizas terciarias.

El análisis de la composición química de las muestras se llevó a cabo en el laboratorio de aguas del Instituto Geológico y Minero de España (IGME). La conductividad eléctrica se ha medido mediante electrometría. La determinación de cationes y aniones mayoritarios y minoritarios se ha llevado a cabo mediante espectrofotometría de emisión atómica (sodio y potasio), espectrofotometría de absorción con autoanalizador de flujo continuo (calcio, magnesio, sulfato, cloruro, bicarbonato, nitrato, nitrito, amonio y fosfato). El boro se ha determinado mediante la técnica ICP/AES, el carbono orgánico total (TOC) según el método UNE-EN 1484 y el nitrógeno orgánico total (Norg) de acuerdo al método de Kjeldahl.

Los contenidos en isótopos estables de la molécula del agua (deuterio y oxígeno) se han

Tabla 1. Situación y características de los puntos de muestreo de agua.  
*Table 1. Location and characteristics of water sampling points.*

Identificador	Descripción	X (UTM)	Y (UTM)
1	Zanjón del Cigüela (agua aislada)	447980	4339439
2	Zanjón del Cigüela	447603	4339329
3	Vertido de la depuradora	447406	4339283
4	Zanjón del Cigüela	446667	4338812
5	Zanjón del Cigüela	445765	4338602
7	Zanjón del Cigüela	445131	4338259
8	Zanjón del Cigüela	444716	4338094
17	Zanjón del Cigüela	443761	4337534
18	Zanjón del Cigüela	443294	4337219
9	Zanjón del Cigüela	442777	4336951
11	Zanjón del Cigüela	442579	4336854
10	Zanjón del Cigüela	442076	4336630
16	Zanjón del Cigüela	441887	4336533
14	Zanjón del Cigüela	441682	4336249
15	Zanjón del Cigüela	441490	4336032
13	Zanjón del Cigüela	441067	4335778
12	Zanjón del Cigüela	440999	4335733
6	Encharcamiento en el aluvial del Cigüela margen derecha	445791	4338537
19	Encharcamiento en el aluvial del Cigüela margen izquierda	441451	4337451
P-15	Pozo , profundidad 31 m, nivel a 3,89 m	446625	4338600
P-14	Pozo, profundidad 42 m, nivel a 4,83 m	442746	4335905
P-03	Pozo, profundidad 64 m, nivel a 1,78 m	439548	4335023
P-06	Pozo, profundidad 48 m, nivel a 29,59 m.	451573	4329577

determinado en el Laboratorio de Aplicaciones Isotópicas (LAI) del Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX) mediante un espectrómetro de Masas Ligeras (IRMS) de doble entrada Delta Plus Advantage. Los resultados analíticos se expresan como desviación isotópica de la muestra  $\delta_m$ , con respecto a una escala de patrones VSMOW-SLAP (Vienna-Standard Mean Ocean Water - Standard Light Antarctic Precipitation), la cual viene dada por la expresión siguiente:

$$\delta_m = \frac{R_m - R_{VSMOW}}{R_{VSMOW}} \times 10^3$$

donde R representa la relación entre el número de moléculas pesadas (moléculas del tipo  $^2\text{H}^1\text{H}^{16}\text{O}$  o  $^1\text{H}_2^{18}\text{O}$ ) y ligeras ( $^1\text{H}_2^{16}\text{O}$ ) existentes en la muestra. La incertidumbre asociada a estas determinaciones es de  $\pm 0.2 \text{ ‰}$  para  $\delta^{18}\text{O}$  y  $\pm 1.50 \text{ ‰}$   $\delta^2\text{H}$ .

### 3. Resultados y discusión

#### 3.1. Caracterización físico-química

El valor relativamente bajo de conductividad eléctrica (815  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) que presenta el agua de vertido de la depuradora (punto 3) experimenta un aumento significativo a lo largo del recorrido por el zanjón, mas adelante se verá que esto se debe, tanto a procesos evaporativos, ya que el agua circula muy lentamente debido a la escasa pendiente, como a procesos de mezcla, ya que el drenaje de las formaciones superficiales que rodean al zanjón aporta aguas con mayor salinidad que el vertido de la depuradora. Las muestras de agua tomadas aguas arriba de la depuradora (puntos 1 y 2) se encuentran estancadas o casi estancadas siendo sus valores de C.E. más elevados 4.934 y 4.224  $\mu\text{S}/\text{cm}$  respectivamente.

La temperatura del agua medida en el zanjón varió entre 14,1 y 19,1  $^{\circ}\text{C}$ . Los incrementos de temperatura registrados en los puntos próximos al vertido de la depuradora pueden atribuirse a la mayor temperatura del efluente de agua residual depurada (17,2  $^{\circ}\text{C}$ ). Sin embargo, las temperaturas superiores a este

valor que se registraron en el agua del zanjón parecen deberse al calentamiento superficial del agua a lo largo del día, ya que ésta circula muy lentamente (Smith, 1981) de hecho durante el día de muestreo la temperatura del aire llegó a superar los 26  $^{\circ}\text{C}$ .

En la Figura 2 se muestra la evolución de la turbidez y del pH del agua. Los cambios más significativos se observan en los primeros 2.500 m aguas abajo del vertido de la depuradora. La turbidez aumenta superando las 120 UNF (Unidades Nefelométricas de Formicina) y el pH se vuelve ligeramente ácido. Estos cambios están relacionados con un aumento de la biomasa fitoplanctónica claramente visible en dicho tramo durante el muestreo, aunque no medida. A partir de los 4.000 m la turbidez disminuye y se mantiene en general en valores relativamente bajos, posiblemente por la escasa energía del agua que favorece la eliminación mediante sedimentación de gran parte de la carga orgánica y microbiológica (Bitton y Gerba, 1994).

Los principales parámetros determinados en laboratorio para la caracterización química de las aguas del zanjón del Cigüela en relación con procesos de eutrofización, como son el contenido en materia orgánica medido a través del TOC (carbono orgánico total), el nitrógeno orgánico y los nutrientes inorgánicos mayoritarios, se muestran en la Tabla 2 que incluye además muestras de vertidos de la depuradora, de encharcamientos en el aluvial del Cigüela y de agua subterránea.

En los primeros 2.500 m aguas abajo del vertido de la depuradora se observa un incremento en el contenido de carbono orgánico total (Figura 3), tal como sucedía con la turbidez. Se trata de valores similares a los medidos en aguas superficiales en otros emplazamientos de Europa (Evans *et al.*, 2005).

En la Figura 4 se muestra la evolución de los nutrientes inorgánicos mayoritarios (nitrógeno, fósforo y potasio). El nitrógeno inorgánico está representado únicamente por el nitrato, no se detectaron concentraciones medibles

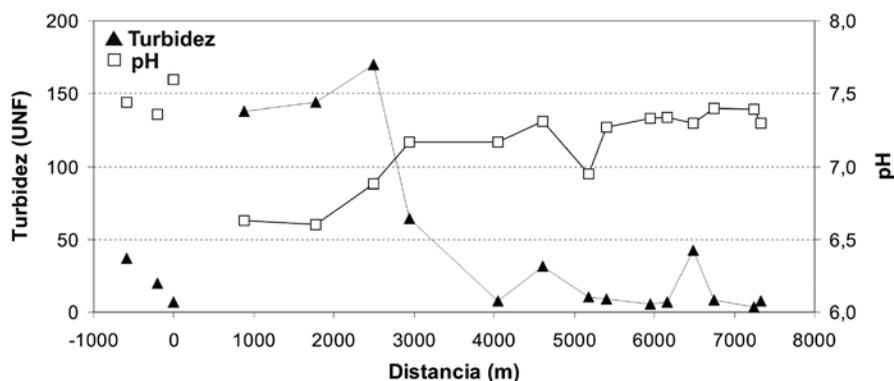


Figura 2. Evolución de la turbidez y el pH del agua a lo largo de zanjón del Cigüela.  
 Figure 2. Evolution of water turbidity and pH along the Cigüela ditch (Zanjón).

de nitrito ni de amonio en ninguna de las muestras analizadas. Aunque las concentraciones de los nutrientes inorgánicos analizados no siguen un patrón claro de variación a lo largo del zanjón, la tendencia observada es que aguas abajo del vertido de la depuradora sus concentraciones son, en general, mayores que aguas arriba del punto de vertido. Puntualmente se observan comportamientos fuera de esta tendencia general para el nitrato (notable descenso en el punto 5 situado 1777 m aguas abajo del vertido) y en el fosfato (no se detecta en los puntos 5 y 8 a 1777 m y 2941 m aguas abajo respectivamente). Resalta la elevada concentración de fosfato, macronutriente considerado como el más importante en el control del grado de eutrofización de los ecosistemas acuáticos (Holmes, 1996), que confieren al agua del zanjón características hipereutroficas.

Aunque el desarrollo de biomasa en el agua está asociado a la presencia de los nutrientes aportados por el vertido de la depuradora, las evoluciones mostradas en la Figura 4 indican que la actividad metabólica no es el único proceso que modula la variación de las concentraciones de los nutrientes. Tan importantes son otros procesos ocultos a la observación directa, como la mezcla con aguas procedentes del drenaje de las formaciones superficiales que rodean al zanjón.

En la Figura 5 se muestra un diagrama de Piper con todas las muestras de agua analizadas

y en la Figura 6 se incluye la representación de las facies hidroquímicas mediante diagramas de Stiff.

Las características hidroquímicas de las muestras de agua subterránea son muy diferentes entre sí, como cabía esperar dadas la heterogeneidad litológica horizontal y vertical y la complejidad hidrogeológica que caracterizan al PNTD y sus alrededores. El punto P-06 presenta facies hidroquímica bicarbonatada cálcica y un valor de conductividad eléctrica (613  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) relativamente bajo, acorde con las aguas representativas del acuífero regional en materiales carbonatados del Mioceno, mientras que P-03 presenta facies clorurada magnésica y un valor de conductividad eléctrica muy elevado (14.123  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), acorde con las litologías salinas características del límite NO del PNTD. Tanto P-06 como P-03 muestran facies estables en el tiempo y son representativos de la formación que captan (Aguilera *et al.*, 2013). La facies mixta de P-14, clorurada-sulfatada sódica-magnésica, y su elevada conductividad eléctrica (10.543  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), corresponden con la hidroquímica observada durante los años 2007-2009 para este nivel acuífero somero situado en un entorno salino tanto en superficie como en profundidad, pero cuya hidroquímica varía notablemente durante periodos de inundación como consecuencia de la mezcla de las aguas del acuífero con las aguas superficiales que se infiltran (Aguilera *et al.*, 2013). El agua subterránea en P-15, el pozo más próximo al zanjón, presenta

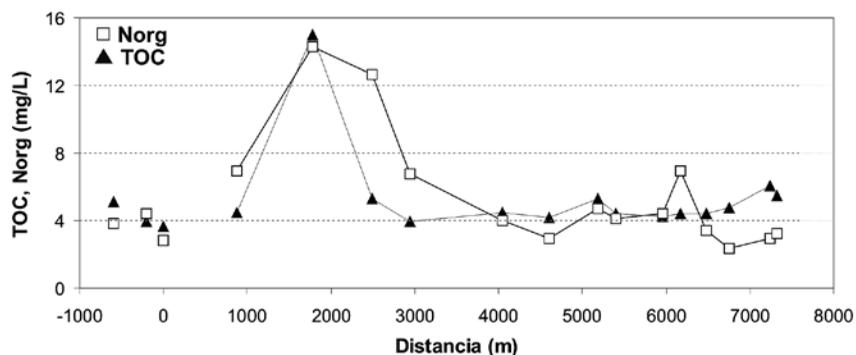


Figura 3. Evolución del carbono orgánico total y del nitrógeno orgánico en el agua a lo largo de zanjón del Cigüela.  
 Figure 3. Evolution of water total organic carbon and organic nitrogen along the Cigüela ditch (Zanjón).

Tabla 2. Caracterización química del agua en los puntos de control en el zanjón, en los encharcamientos próximos en el aluvial y de aguas subterráneas de la zona.

Table 2. Water chemical properties of Cigüela ditch (Zanjón) monitoring points, surrounding ponds in the alluvial and local groundwater.

Punto	C.E. μS/cm	Cl	SO <sub>4</sub>	HCO <sub>3</sub>	NO <sub>3</sub>	Na	Mg	Ca	K	PO <sub>4</sub>	B	TOC	Norg	
							mg/L							
1 <sup>a</sup>	4934	344	1690	277	4	187	272	422	17	0,1	Bld	5,1	3,8	
2	4224	228	1490	284	3	149	190	438	10	Bld	0,21	3,9	4,4	
3 <sup>b</sup>	815	84	159	165	7	96	12	64	19	2,2	0,15	3,6	2,8	
4	1081	102	240	166	30	95	24	100	20	4,5	0,16	4,5	6,9	
5	1553	129	310	400	2	100	50	166	24	Bld	0,19	15,0	14,3	
7	1499	125	380	292	45	102	58	160	21	10	0,20	5,3	12,7	
8	1469	124	420	228	43	102	56	160	19	Bld	0,20	3,9	6,8	
17	1440	131	400	244	36	108	53	157	21	6,0	0,21	4,5	4,0	
18	1706	134	530	243	23	113	67	184	20	8,0	0,22	4,2	3,0	
9	2504	162	660	276	22	127	77	240	17	9,0	0,25	5,3	4,7	
11	2564	156	700	300	19	139	82	242	18	7,0	0,26	4,4	4,1	
10	2624	167	720	295	21	140	85	252	18	6,0	0,24	4,2	4,4	
16	2724	162	790	299	22	139	86	280	18	7,0	0,25	4,4	6,9	
14	2864	161	810	296	22	142	88	280	19	6,0	0,26	4,4	3,4	
15	2784	163	820	292	19	141	89	282	19	6,0	0,25	4,8	2,4	
13	3204	180	1160	278	3	150	115	360	18	3,2	0,26	6,0	3,0	
12	3254	185	1180	274	4	150	120	380	18	3,0	0,24	5,5	3,2	
6 <sup>c</sup>	6664	540	2570	118	7	293	310	710	27	Bld	0,70	5,6	5,2	
19 <sup>c</sup>	13034	2240	3860	227	3	751	960	820	53	Bld	0,36	20,8	3,1	
P-15 <sup>d</sup>	4913	182	2120	196	98	171	310	420	13	Bld	0,25	1,7	1,9	
P-14 <sup>d</sup>	10543	1970	2800	354	4	1012	510	640	41	Bld	Bld	1,8	2,6	
P-03 <sup>d</sup>	14123	3400	3600	145	60	979	1200	760	15	Bld	Bld	4,6	2,2	
P-06 <sup>d</sup>	613	61	78	134	23	27	22	62	2	Bld	Bld	Bld	1,9	

<sup>a</sup>Agua estancada en el zanjón. <sup>b</sup>Vertido de la depuradora. <sup>c</sup>Encharcamiento en el aluvial del Cigüela. <sup>d</sup>Agua subterránea. Bld: Bajo límite detección.

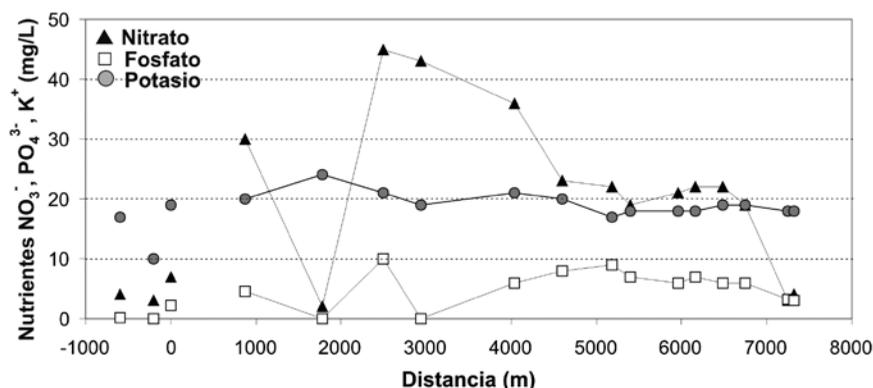


Figura 4. Evolución de los nutrientes mayoritarios (NPK) en el agua a lo largo de zanjón del Cigüela.  
 Figure 4. Evolution of water major nutrients (NPK) along the Cigüela ditch (Zanjón).

facies sulfatada magnésico-cálcica y un valor de conductividad eléctrica no tan alto (4.913  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) que se corresponde con el acuífero somero influenciado por los procesos superficiales y sub-superficiales en el aluvial del río Cigüela (Aguilera *et al.*, 2013).

Los datos de la Tabla 2 y las Figuras 5 y 6 muestran que el agua del efluente de la depuradora de Villarrubia de los Ojos vertida al Cigüela (punto 3) conserva la composición base del acuífero carbonatado Mioceno donde se capta el agua para el abastecimiento a dicha población (agua representada por P-06) a la que, lógicamente, el uso urbano ha aportado solutos como el boro, cloruro, sulfato, sodio y potasio, entre otros, resultando una facies sulfatada-bicarbonatada sódica.

Por otro lado, analizando la posible interacción entre aguas superficiales y subterráneas, se observa que existe una notable similitud entre las facies hidroquímicas de las muestras tomadas en los encharcamientos situados en el aluvial del Cigüela y los acuíferos someros (Figura 6). Esto se observa en el diagrama de Piper pues el punto 6 (1.779 m) está próximo a P-15 y el punto 19 (6.230 m) a P-03 y P-14. Las charcas muestreadas, que se han formado en depresiones del terreno, parece que cortan el nivel freático somero local, de hecho mantienen la lámina de agua incluso en periodo de sequía, pero al desconocerse el grado de colmatación de sus lechos es difícil

establecer si al muestrearlas se toma realmente agua representativa del acuífero o la colmatación hace que estén más evaporadas o mezcladas con agua superficial o de lluvia.

Análogamente, también las aguas muestreadas en el zanjón aguas arriba del vertido de la depuradora (puntos 1 y 2), parecen estar estrechamente relacionadas con el drenaje del acuífero somero, dada la similitud de sus facies hidroquímicas con la del punto P-15 (Figura 6). Aguas abajo de la descarga del vertido de la depuradora, las facies hidroquímicas de los puntos muestreados parecen responder a la mezcla de las aguas bicarbonatadas del vertido de la depuradora con las aguas sulfatadas encontradas en los puntos 1 y 2 y en P-15. La contribución del efluente de la depuradora es apreciable en los primeros 2.000 m tras el vertido (puntos 4 y 5, a 876 y 1.777 m respectivamente, en los que se distingue cierto carácter bicarbonatado sódico), pero disminuye rápidamente con la distancia, de forma que a partir de 3.000 m en las aguas del zanjón predomina el carácter sulfatado cálcico.

De la composición del agua del zanjón aguas abajo del vertido de la depuradora (Tabla 2) parece deducirse que una proporción importante del agua que se drena de las formaciones adyacentes al zanjón tiene una composición química similar a la del agua subterránea del punto P-15. Esto no significa, sin embar-

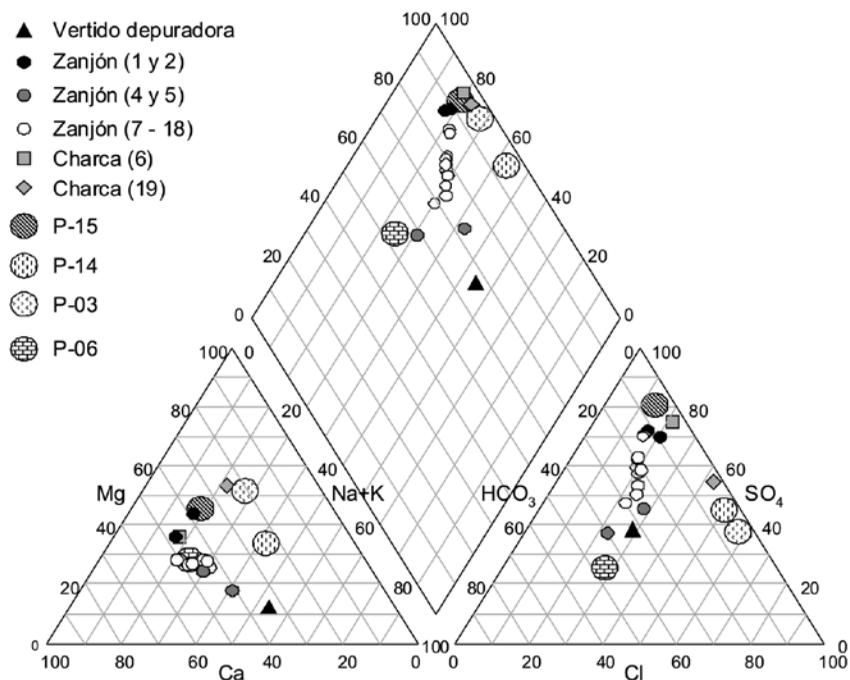


Figura 5. Diagrama de Piper de las muestras de agua.  
 Figure 5. Piper diagrams of water samples.

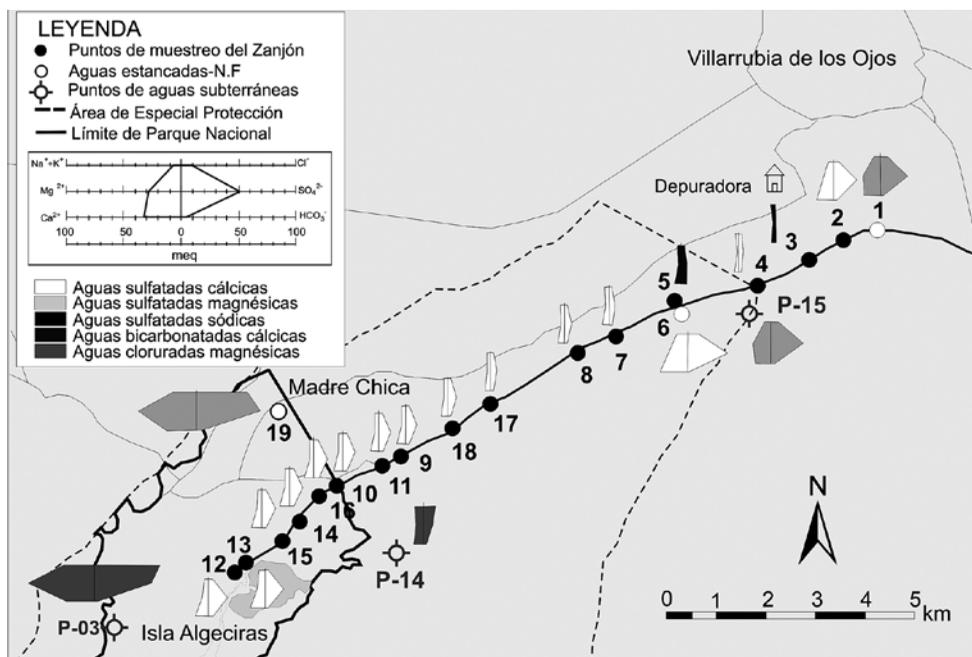


Figura 6. Diagramas de Stiff de las muestras de agua.  
 Figure 6. Stiff diagrams of water samples.

go, que en otros tramos del zanjón no puedan drenarse aguas con composición química diferente a ésta. Así por ejemplo, el punto 1 del zanjón, a pesar de la similitud de facies hidroquímica con P-15 (Figuras 5 y 6), presenta algunas diferencias importantes como por ejemplo mayores concentraciones de cloruro, niveles más bajos de nitrato y ausencia de boro. Aunque estos tres solutos pueden tener origen litológico, también debe considerarse un posible origen antrópico del nitrato (asociado a las prácticas agrícolas) y del boro (principalmente asociado a vertidos urbanos, aunque también a prácticas agrícolas). En estudios realizados en los sedimentos que cubren el vaso de la zona inundable del PNTD se ha observado la existencia de elevadas concentraciones de boro, de origen antrópico, en los limos del zanjón aguas abajo de la zona en estudio (Aguilera, *et al.* 2009).

Las variaciones en pH, turbidez y materia orgánica que presentan las aguas del zanjón (Figuras 2 y 3) confirman el intenso desarrollo de biomasa en los primeros 2.500 m aguas abajo del vertido de la depuradora y están de acuerdo con el aspecto eutrófico y el desarrollo de algas observado en la superficie del agua durante el muestreo en dicho tramo. La evolución observada en las concentraciones de los nutrientes mayoritarios y del carbono orgánico total pone de manifiesto que en conjunto, el zanjón no depura eficazmente las aguas vertidas por la depuradora de Villarrubia. Esto se ha constatado al observar la acumulación de nutrientes solubles en los zanjones y canales de origen antrópico del parque (Aguilera *et al.*, 2009) que han sido rellenados por limos fluviales con abundante materia orgánica.

### 3.2. Caracterización isotópica y de los procesos evaporativos

En la Figura 7 se muestran los resultados de los análisis de isótopos estables del agua. Para analizar la evolución de la composición isotópica se ha representado la desviación isotópica del  $^2\text{H}$  frente a la del  $^{18}\text{O}$  para las muestras de agua tomadas en el zanjón, en los enchar-

camientos próximos en el aluvial, aguas subterráneas y el agua del vertido la depuradora de Villarrubia de los Ojos. Para una mejor interpretación de los datos experimentales en la Figura 7 se han incluido, además, la composición isotópica media del agua lluvia en la estación de Ciudad Real ( $\delta^2\text{H} = -47,0$  y  $\delta^{18}\text{O} = -7,12$ ) medida por la Red Española de Vigilancia de Isótopos en la Precipitación (REVIP) (Díaz-Tejero *et al.*, 2009) y la representación de la Línea Meteorológica Mundial (Craig, 1961).

En la Figura 7 se observa además que el efluente de la depuradora de Villarrubia de los Ojos presenta una relación isotópica similar a la precipitación en la zona. Por otra parte, todas las muestras tomadas en el zanjón del Cigüela se ajustan a una línea de evaporación de pendiente igual a 4,5, dentro del rango habitual en latitudes medias (4,4 -5,1) (Gibson *et al.* 2008).

Las aguas muestreadas en los diferentes puntos del zanjón se sitúan a lo largo de una línea desde aguas no evaporadas procedentes de la depuradora hasta las aguas muy evaporadas que se han recogido en los puntos 6 (1779 m) y 19 (6230 m), representativos del nivel freático en la Charca y la Madre Chica, respectivamente. Aguas arriba, los valores relativamente altos de  $\delta^{18}\text{O}$  y de C.E. reflejan procesos de evaporación que son más intensos en el agua estancada del punto 1 que en el agua del zanjón en el punto 2.

Aguas abajo del vertido de la depuradora las dinámicas de concentración salina y de enriquecimiento isotópico siguen una evolución algo diferente (Figura 8). Tras el notable descenso de la C.E. que se observa en el punto 4 situado a 876 m debido al vertido de la depuradora, esta varía poco en un primer tramo del zanjón, entre los puntos 5 y 17 (tramo 1.500 - 4.000 m) mientras que en el tramo siguiente (4.500 - 7.500 m) se observa una tendencia creciente hasta duplicar su valor. El enriquecimiento isotópico presenta, en cambio, una tendencia uniformemente creciente prácticamente a lo largo de todo el zanjón, salvo puntualmente alguna estabilización o ligera disminución (como por ejemplo, entre

los puntos 10 y 16, alrededor de los 6.000 m). Estos efectos pueden deberse a la incorporación de agua subterránea procedente de los acuíferos someros locales o de escorrentía sub-superficial, de carácter salino e isotópicamente ligera, de forma que el producto de la mezcla aumenta la C.E. pero mantiene o disminuye ligeramente el contenido en isótopos pesados. Los cambios de facies hidroquímicas (Figuras 5 y 6) apoyan esta hipótesis, ya que demuestran que al zanjón llegan aguas ricas en sulfatos, similares al agua subterránea en P-15, que se mezclan con el agua vertida por la depuradora de carácter bicarbonatado.

Por otra parte, cuantificando el enriquecimiento del agua en los isótopos pesados mediante un balance de masas basado en el modelo de Craig y Gordon (Gonfiantini, 1986), Castaño (Castaño *et al.* 2011) estimó que la tasa de evaporación del agua que circula por el zanjón a lo largo del tramo estudiado llega hasta el 25 % y en las aguas estancadas en los encharcamientos muestreados en el aluvial del Cigüela este valor alcanza el 45 %.

No obstante estos valores han de ser matizados. En la Figura 9 se han representado de forma conjunta los perfiles de incremento

de la C.E. y de las concentraciones de sulfato, cloruro, calcio, magnesio, sodio y boro. El perfil de evolución de la conductividad eléctrica es muy similar al de los iones sulfato, magnesio y calcio. Sus factores de incremento aumentan muy notablemente, desde valores comprendidos entre 1,3 y 2 en el primer punto de control aguas abajo del vertido de la depuradora hasta valores entre 4 y 10 en el último punto. Este incremento en la conductividad, superior al esperado según la tasa de evaporación estimada a lo largo del zanjón, corrobora que las aguas del vertido de la depuradora se mezclan con aguas muy ricas en sulfato, calcio y magnesio que el zanjón recibe a lo largo de su recorrido. Los perfiles del cloruro, sodio y boro muestran, en cambio, un incremento moderado, desde valores comprendidos entre 1 y 1,2 en el primer punto de control aguas abajo del vertido de la depuradora hasta valores comprendidos entre 1,6 y 2,1 en el último punto. Estos incrementos, ligeramente superiores a los esperados según la tasa de evaporación estimada a lo largo del zanjón, apuntan a que al zanjón llegan aportes de agua subterránea que contienen cloruro, sodio y boro en concentraciones algo superiores a la del agua del vertido de la depuradora.

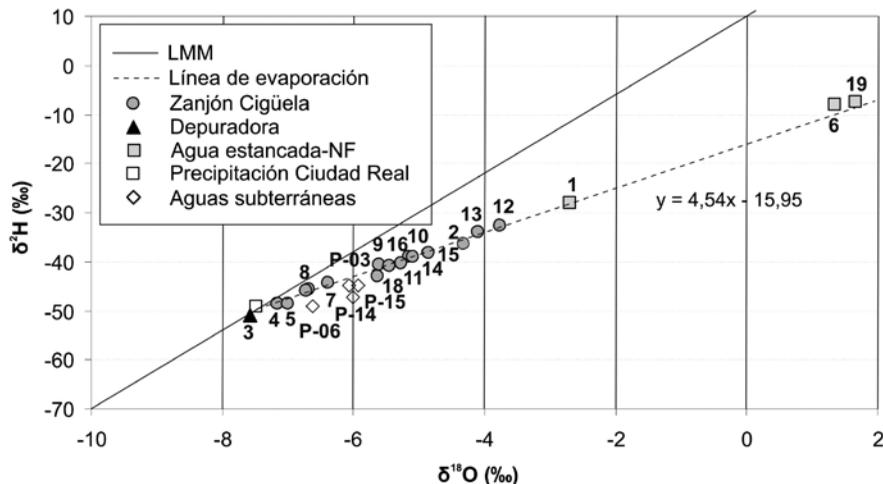


Figura 7. Valores de  $\delta^{18}\text{O}$  y  $\delta^2\text{H}$  para las muestras del zanjón del Cigüela, de la depuradora de Villarrubia de los ojos y las aguas estancadas. LMM: Línea Meteorica Mundial.

Figure 7.  $\delta^{18}\text{O}$  and  $\delta^2\text{H}$  isotopic composition of water samples from the Cigüela ditch (Zanjón), Villarrubia de los Ojos sewage treatment plant and stagnant waters. LMM: global meteoric water line.

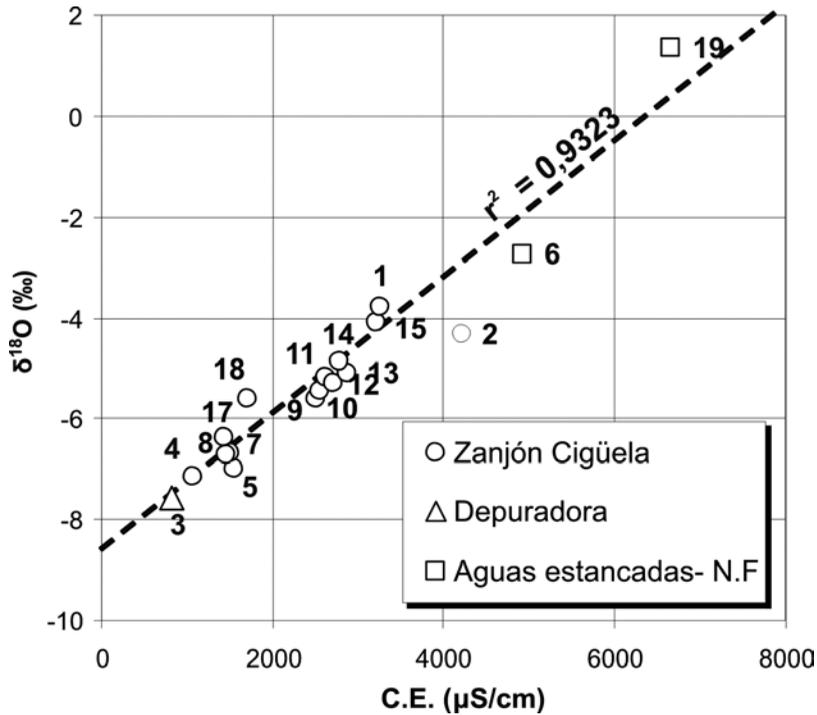


Figura 8. Valores de conductividad eléctrica y de  $\delta^{18}\text{O}$  en las muestras del zanjón, en el vertido de la depuradora de Villarrubia de los Ojos y del agua subterránea en P-15 .  
 Figure 8. Electrical conductivity (black symbols) and  $\delta^{18}\text{O}$  (white symbols) in water samples from the Cigüela ditch (Zanjón), effluent of Villarrubia de los Ojos sewage treatment plant (triangles) and P-15 groundwater (square).

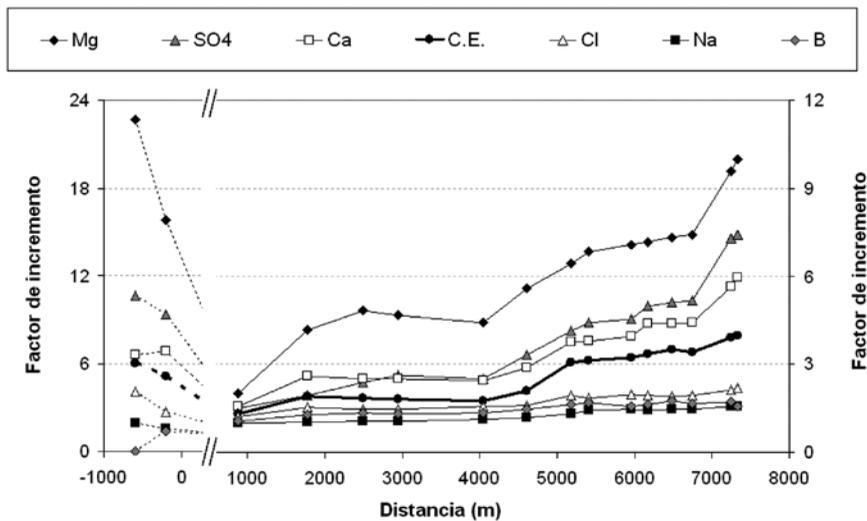


Figura 9. Factor de incremento de la concentración de sulfato, cloruro, magnesio, calcio, sodio y boro en las muestras de agua del zanjón. Escala izquierda puntos situados aguas arriba de la depuradora, escala derecha puntos situados aguas abajo.  
 Figure 9. Increment factor of sulfate, chloride, magnesium, calcium, sodium and boron in the ditch water samples. Left scale points upstream of the purifying plant, right scale downstream points.

Tabla 3. Desviaciones isotópicas del oxígeno-18 ( $\delta^{18}\text{O}$ ) y del deuterio ( $\delta^2\text{H}$ ) para las muestras de agua en los puntos de control del zanjón, en los encharcamientos próximos en el aluvial y de aguas subterráneas de la zona. *Table 3. Oxygen-18 ( $\delta^{18}\text{O}$ ) and deuterium ( $\delta^2\text{H}$ ) isotopic deviations in water samples from Cigüela ditch (Zanjón) monitoring points, surrounding ponds in the alluvial and local groundwater*

Punto	$\delta^{18}\text{O}$ (‰)	$\delta^2\text{H}$ (‰)
1 <sup>a</sup>	-2,73	-28,3
2	-4,32	-36,3
3 <sup>b</sup>	-7,57	-50,9
4	-7,15	-48,5
5	-7,00	-48,5
7	-6,69	-45,6
8	-6,73	-45,9
17	-6,38	-44,4
18	-5,62	-43,0
9	-5,61	-40,6
11	-5,46	-40,9
10	-5,16	-39,1
16	-5,28	-40,2
14	-5,09	-39,1
15	-4,86	-38,1
13	-4,10	-34,1
12	-3,77	-32,6
6 <sup>c</sup>	1,35	-8,0
19 <sup>c</sup>	1,66	-7,5
P-15 <sup>d</sup>	-6,62	-49,2
P-14 <sup>d</sup>	-6,06	-44,9
P-03 <sup>d</sup>	-6,00	-47,2
P-06 <sup>d</sup>	-5,93	-44,9

<sup>a</sup>Agua estancada en el zanjón. <sup>b</sup>Vertido de la depuradora.

<sup>c</sup>Encharcamiento en el aluvial del Cigüela. <sup>d</sup>Agua subterránea.

En la Figura 8 se observa como la evolución de los valores de  $\delta^{18}\text{O}$  y de la conductividad eléctrica a lo largo del zanjón muestran una correlación muy elevada ( $r^2=9.323$ ), este dato apunta a que los procesos de concentración salina están ligados principalmente a procesos evaporativos, por eso el agua se hace simultáneamente más salina y más pesada. Hay que tener en cuenta las elevadas temperaturas medidas en el agua del zanjón (entre 14,1 y 19,1 °C en el mes de mayo) debidas al calentamiento superficial a lo largo del día ya que circula muy lentamente (Smith, 1981).

Por su parte, la composición isotópica de las aguas subterráneas se aproxima a la señal isotópica del agua de lluvia ligeramente evaporada, con valores de  $\delta^2\text{H}$  comprendidos entre -49,2 y -44,9 ‰ y valores de  $\delta^{18}\text{O}$  entre -6,62 y -5,93 ‰ (Tabla 3). Esto se corresponde con aguas de recarga relativamente rápida que no han tenido tiempo de concentrarse y en las que, por tanto, la mayor parte de su mineralización se debe a la interacción con la matriz de naturaleza carbonatada, en el caso de P-06, o de naturaleza salina rica en cloruros y/o sulfatos en los casos de P-03, P-14 y P-15

#### 4. Conclusiones

El zanjón del Cigüela, junto con los bombeos de emergencia, constituye en época de sequía las únicas vías de entrada de agua al sistema superficial del PNTD. El agua que circula por el zanjón aporta al PNTD solutos y nutrientes procedentes principalmente de los efluentes de aguas residuales depuradas de la población de Villarrubia de los Ojos y del drenaje de las formaciones que atraviesa.

Las aguas vertidas al Cigüela a través de la depuradora de Villarrubia de los Ojos muestran la composición base y las características isotópicas acordes con las del acuífero carbonatado mioceno del que proceden, mantiene una mineralización relativamente baja pero contiene cantidades apreciables de solutos de origen urbano. La carga aportada por la depuradora incrementa la turbidez del agua en los primeros 2.500 m de recorrido en el zanjón y provoca un desarrollo explosivo de biomasa que rápidamente disminuye a lo largo del cauce. La evolución observada de los nutrientes mayoritarios indica que no se produce un proceso eficaz de depuración a lo largo del cauce del zanjón.

La composición de las aguas del zanjón que llega al PNTD responde a la mezcla de las aguas de la depuradora con otras ricas en sulfato cuya composición química y características isotópicas son similares a las de los acuíferos someros de la zona. La contribución del efluente de la depuradora es notable en los primeros

2.000 m tras el vertido, donde las aguas presentan cierto carácter bicarbonatado sódico, pero disminuye rápidamente con la distancia, de forma que a partir de los 3.000 m las aguas del zanjón presentan carácter sulfatado cálcico y niveles crecientes de salinidad.

El estudio isotópico ha demostrado la existencia de procesos evaporativos intensos en las aguas que circulan por el zanjón, del orden del 25% al final de su recorrido.

En resumen, la calidad química de las aguas que llegan PNTD en periodos de sequía viene determinada por procesos biológicos y, principalmente, por procesos evaporativos y de mezcla de aguas donde predomina el control litológico de las formaciones superficiales que atraviesa el zanjón sobre la composición de las aguas residuales depuradas. La composición de estas aguas es sustancialmente diferente a la que de forma natural alimentaría el Parque a través de descargas subterráneas naturales, mostrando una conductividad eléctrica y contenido en nutrientes notablemente incrementados.

### Agradecimientos

El presente trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad mediante los proyectos CGL2005-06458-C02-01/HID, CGL2009-12977 y CGL2011-30302-C02-01, que tiene por título: "Reconstrucción paleoclimática y paleohidrológica del Alto Guadiana (Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel)". Los análisis de isótopos estables se realizaron en el Laboratorio de Aplicaciones Isotópicas del CEDEX en el marco del convenio para el Laboratorio Conjunto de Hidrología Isotópica IGME/CEDEX. Queremos agradecer especialmente la colaboración y el apoyo prestados por el Departamento de Edafología de la Universidad Complutense de Madrid.

### Referencias

Aguilera, H.; Castaño, S.; Moreno, L.; Jiménez-Hernández, M.E.; de la Losa, A. (2013). Model

of hydrological behaviour of an anthropized semiarid wetland reserve based on surface water-groundwater interactions. *Hydrogeology Journal*. 21: 623-641.

Aguilera, H.; Moreno, L.; Jiménez-Hernández, M.E.; Castaño, S.; De la Losa, A. (2011). Management implications inferred from the multivariate analysis of vadose zone chemicals variables in Las Tablas de Daimiel National Park (Spain). *Geoderma*, 162: 365-377.

Aguilera, H.; Moreno, L.; Castaño, S.; Jiménez, M.E.; De la Losa, A. (2009). Contenido y distribución espacial de nutrientes móviles en la zona no saturada en el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel. *Boletín Geológico y Minero*, 120 (3): 393-408.

Álvarez-Cobelas M., Moreno, M., Ortega Bernaldo de Quirós, E., Cirujano, S., Rodrigo, M. A., Medina, L., Sánchez, S., Rojo, C., Rioloobos, P.; Angeler, D.G. (2000). Las Tablas de Daimiel: avatares de un humedal europeo. *Quercus*, 178: 16-25.

Bitton, G.; Gerba, ChP. (1994). *Groundwater pollution microbiology*. Warrior Books Inc. Malabar F.L. USA.

Castaño, S. (2004). *Estudio metodológico para el cálculo de la infiltración en el vaso de las Tablas de Daimiel: Validación de resultados*. Tesis doctoral, Universidad Complutense de Madrid, 112 p. <http://www.ucm.es/eprints/5263/>

Castaño, S.; Díaz-Teijeiro, M.F.; Rodríguez-Arévalo, J.; Moreno, L.; Aguilera, H.; De la Losa, A.; Jiménez-Hernández, M.E. (2011). Characterization of evaporation in "Las Tablas de Daimiel" National Park using stable isotopes of water. In: *9<sup>th</sup> International Symposium on applied isotope geochemistry. Book of Abstracts* (Otero, N.; Soler, A. & Audí, C. Eds.). CIMNE, Tarragona, 47.

Castaño, S.; Martínez-Santos, P.; Martínez-Alfaro, P. E. (2008). Evaluating infiltration losses in a Mediterranean wetland: Las Tablas de Daimiel National Park, Spain. *Hydrological Processes*, 22: 5048-5053.

Cirujano, S.; Casado, C.; Bernues, M.; Camargo, J. A. (1996). Ecological study of Las Tablas de Daimiel National Park (Ciudad Real, Central Spain): Differences in water physico-chemistry and vegetation between 1974 and 1989. *Biological Conservation*, 75: 211-215.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P.; Van den Belt, M. (1997). The value

- of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253-260.
- Craig, H. (1961). Isotopic variations in meteoric waters. *Science, New Series*, 133: 1702-1703.
- Cruces, J.; Martínez Cortina, L. (2000): La Mancha Húmeda. Explotación intensiva de las aguas subterráneas en la cuenca alta del río Guadiana. *Papeles del Proyecto Aguas Subterráneas, Serie A, nº 3*. Fundación Marcelino Botín. Santander. 66 pp.
- Díaz-Teijeiro, M. F.; Rodríguez-Arévalo, J.; Castañón, S. (2009). La Red Española de Vigilancia de Isótopos en la Precipitación (REVIP): distribución isotópica espacial y aportación al conocimiento del ciclo hidrológico (The Spanish Network for Surveillance of Isotopes in Precipitation: spatial isotopic distribution and contribution to the knowledge of the hydrological cycle). *Ingeniería Civil*, 155: 87-97.
- Domínguez- Castro, F.; Santiesteban, J. I.; Mediavilla, R.; Dean, W. E.; López-Pamo, E.; Gil-García, M.J.; Ruiz-Zapata, M. B. (2006). Environmental and geochemical record of human-induced changes in C storage during the last millennium in a temperate wetland (Las Tablas de Daimiel National Park, central Spain). *Tellus*, 58: 573-585.
- Evans, C.D.; Monteith D.T.; Cooper D.M. (2005). Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution* 137: 55-71.
- García Rodríguez, M. (1996). *Hidrogeología de las Tablas de Daimiel y de los ojos del Guadiana. Bases hidrogeológicas para una clasificación funcional de humedales ribereños*. Tesis Doctoral, Universidad Complutense de Madrid, 437 pp.
- García Rodríguez, M.; Almagro Costa, J. (2004). Las Tablas de Daimiel y los Ojos del Guadiana: geología y evolución piezométrica. *Tecnología y desarrollo*, Vol. 2, 1-19. [http://www.uax.es/publicaciones/archivos/TECMAD04\\_003.pdf](http://www.uax.es/publicaciones/archivos/TECMAD04_003.pdf)
- Gibson, J.J.; Birks, S.J. and Edwards, T.W.D. (2008). Global prediction of  $\delta_A$  and  $\delta^2H$ -  $\delta^{18}O$  evaporation slopes for lakes and soil water accounting for seasonality. *Global biogeochemical cycles*, Vol. 22, GB2031.
- Gonfiantini, R. (1986). Environmental isotopes in lake studies. In: Handbook of Environmental Isotope Geochemistry, vol. 3 (Fritz, P. & Fontes, J.Ch., eds.). Elsevier, New York, 113-168.
- Holmes, S. (ed.) (1996). South African Water Quality Guidelines. Volume 7: Aquatic Ecosystems. Department of Water Affairs and Forestry, Pretoria, 145 pp.
- Kazezyilmaz-Alhan C.M., Medina M.A., Richardson C.J. (2007). A wetland hydrology and water quality model incorporating surface water/groundwater interactions. *Water Resour. Res.* 43(4), W04434.
- López-Camacho, B.; Bustamante, I.; Dorado, M.; Arauzo, M. (1996). El entorno de Las Tablas: Hidrología. In: *Las Tablas de Daimiel. Ecología acuática y sociedad* (Álvarez-Cobelas, M. & Cirujano, S., eds). Publicaciones del Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid, 57-63.
- López-Camacho, B.; García, M. A.; Cabrera, C. (1990). *Estudio mediante teledetección de los efectos derivados de la puesta en marcha del Plan de Regeneración hídrica del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel*. MOPU, Madrid.
- Martínez-Santos, P.; Llamas, M. R.; Martínez-Alfaro, P. E. (2008). Vulnerability assessment of groundwater resources: A modelling approach to the Mancha Occidental aquifer, Spain. *Environmental Modelling & Software*, 23: 1145-1162.
- Mitsch W.J., Gosselink J.G. (2000). *Wetlands*. Wiley, New York.
- Moiwo J.P., Lu W., Zhao Y., Yang Y., Yang Y. (2010). Impact of land use on distributed hydrological processes in the semi-arid wetland ecosystem of Western Jilin. *Hydrol. Process.* 24: 492-503.
- Moreno, L.; Jiménez-Hernández, M. E.; Aguilera, H.; Jiménez, P.; de la Losa, A. (2010). The Smouldering Peat Fire in Las Tablas de Daimiel National Park (Spain). *Fire Technology*, 47: 519-538.
- Patten D.T., Rouse L., Stromberg J.C. (2008). Isolated spring wetlands in the Great Basin and Mojave deserts, USA: potential response of vegetation to groundwater withdrawal. *Environ. Manage.* 41: 398-413.
- Phillips, J.D. (1989). Fluvial sediment storage in wetlands. *Water Resources Bulletin*, 25: 867-873.
- Rodríguez García, J. A. (1998). *Geomorfología de las Tablas de Daimiel y del endorriismo manchego centro-occidental*. Tesis de Licenciatura, Facultad Ciencias Geológicas. Universidad Complutense de Madrid, 164 pp.
- Rodríguez García, J. A.; Pérez-González, A. (1999). Clasificación geomorfológica de los humedales y fondos endorreicos de la Mancha centro-occidental. *Geogaceta*, 26: 83-86.
- Ruiz de la Hermosa, C.A. (2010). El parque nacional de Las Tablas de Daimiel. *Foresta* 47-48: 182-189.

- Sánchez-Carrillo, S.; Angeler, D. G.; Sánchez-Andrés, R.; Álvarez-Cobelas, M.; Garatuza-Payán, J. (2004). Evaporation in semi-arid wetlands: relationships between inundation and the macrophyte cover: open-water ratio. *Advances in Water Resources*, 27: 643-655.
- Sánchez-Carrillo, S.; Álvarez-Cobelas, M. (2001). Nutrient dynamics and eutrophication patterns in a semi-arid wetland: the effects of fluctuating hydrology. *Water Air and Soil Pollution*, 131: 97-111.
- Sánchez-Carrillo, S.; Álvarez-Cobelas, M.; Angeler, D. G.; Vizcaíno Muñoz, C. (2000). Tasas de acreción y características de los sedimentos actuales en el Parque Nacional Las Tablas de Daimiel (Ciudad Real). *Estudios Geológicos*, 56: 239-250.
- Smith, K. (1981). The prediction of river water temperatures. *Hydrological Sciences Bulletin*, 26: 1, 19-32.
- Zedler J.B., Kercher S. (2005). Wetland Resources: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. *Annu. Rev. Env. Resour.* 30: 39-74.