

ACUMULACIÓN DE SALES EN SUELOS Y PLANTAS REGADAS CON AGUA REGENERADA EN DOS PARQUES URBANOS DE MADRID (ESPAÑA)

S. Martínez-Pérez¹, D. Zalacáin Domench, E. Molina-Navarro¹, A. Sánchez Gómez¹ y A. Sastre-Merlín¹

¹Departamento de Geología, Geografía y Medio Ambiente, Universidad de Alcalá. 28871, Alcalá de Henares (Madrid)
david.zalacain@uah.es, antonio.sastre@uah.es, silvia.martinez@uah.es, raquelalvz@gmail.com

²Instituto Madrileño de Investigación, Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA). 28800, Alcalá de Henares (Madrid)
ramon.bienes@madrid.org

RESUMEN. El riego con aguas regeneradas en parques urbanos podría causar acumulación de sal en el suelo y en las plantas. Desde principios de la década de 2000, la ciudad de Madrid (España) utiliza agua regenerada para regar sus parques, no habiéndose iniciado el estudio de esta posible salinización hasta el año 2009.

El objetivo de este trabajo ha sido estimar la acumulación de sal en suelos y plantas debido al riego con agua regenerada en dos parques urbanos de Madrid, uno regado con estas aguas durante quince años y, otro, durante cinco. El estudio se ha llevado a cabo en ambos parques durante cinco años consecutivos, en los que se han analizado las propiedades químicas en la solución del suelo, en el suelo y en las hojas de cuatro especies de plantas ornamentales, dos arbóreas y dos arbustivas. En cada uno de los dos parques se han seleccionado dos parcelas, una regada con agua regenerada (AR) y otra con agua potable (AP).

Se ha observado un aumento constante de la concentración de Cl^- , de Na^+ , del índice SAR y de la conductividad eléctrica (CE) en los suelos de parcelas AR, mientras que en los de las parcelas AP se han obtenido valores apreciablemente más bajos para estos parámetros. Por otro lado, no se ha demostrado sodificación a tenor de los resultados obtenidos para las parcelas AR. No obstante, el parque que ha sido regado con AR durante 15 años ha mostrado un ligero grado de salinización ($\text{CE} > 2 \text{ dSm}^{-1}$).

En lo que respecta al contenido foliar, se han encontrado diferencias significativas en el contenido foliar de Cl^- y Na^+ (%) entre ejemplares regados con AR y los regados con AP, aunque en general, la concentración en las hojas es similar a los valores encontrados en la literatura, estando en la mayoría de los casos por debajo del umbral a partir de cual las plantas comienzan a mostrar lesiones. Del estudio se deduce que es aconsejable aplicar un volumen suplementario de riego -que se ha estimado en, al menos, un 10%- al objeto de facilitar la lixiviación del exceso de sales en los suelos de estos parques.

ABSTRACT. Irrigation with reclaimed water in urban parks could cause salt accumulation in the soil and in plants. Since the early 2000s, the city of Madrid (Spain) has been using reclaimed water to irrigate its parks, but the study of this possible salinisation only began in 2009.

The aim of this study was to estimate the salt accumulation in soils and plants due to irrigation with reclaimed water in two urban parks in Madrid, one irrigated with reclaimed water for fifteen years and the other for five

years. The study was carried out in both parks for five consecutive years, during which the chemical properties in the soil solution, in the soil and in the leaves of four species of ornamental plants, two tree and two shrub species, were analysed. In each of the two parks, two plots were selected, one irrigated with reclaimed water (AR) and the other with drinking water (AP).

A steady increase in the concentration of Cl^- , Na^+ , the SAR index and electrical conductivity (EC) was observed in the soils of the AR plots, while significantly lower values for these parameters were obtained in the AP plots. On the other hand, no sodification has been demonstrated on the basis of the results obtained for the AR plots. However, the park irrigated with AR for 15 years showed a slight degree of salinisation ($\text{EC} > 2 \text{ dSm}^{-1}$).

With regard to leaf content, significant differences were found in the leaf content of Cl^- and Na^+ (%) between specimens irrigated with AR and those irrigated with AP, although in general, the concentration in the leaves is similar to the values found in the literature, being in most cases below the threshold at which the plants begin to show lesions. The study shows that it is advisable to apply a supplementary volume of irrigation - estimated to be at least 10% - in order to facilitate the leaching of excess salts from the soils of these parks.

1.- Introducción

La salinización del suelo asociada al riego es un problema mundial (Dehaan y Taylor, 2002; Rengasamy, 2006; Szabolcs, 1989; Yu et al, 2010). Casi el 20% de las tierras de regadío están amenazadas por la salinización, y este porcentaje sigue aumentando (Li et al., 2014). Uno de los procesos que favorece la salinización del suelo es el riego con agua regenerada (Chen et al, 2013a; Klay et al., 2010; Sou-Dakouré et al., 2013; Urbano et al., 2017).

Debido al déficit hídrico, el riego con agua regenerada se está expandiendo en todo el mundo (Bixio et al., 2006; Chu et al., 2004; Hamilton et al., 2007). El agua regenerada se define como agua residual depurada y sometida a un tratamiento adicional o complementario que adecúa su calidad para el uso al que vaya a destinarse (BOE, 2007).

Los niveles de salinidad del agua regenerada suelen ser altos debido a que los procesos de tratamiento terciario habituales no eliminan la mayoría de las sales minerales, a menos que se combinen con costosos procesos de

desalinización, como la ósmosis inversa (Haruvy, 2006; Rebhun, 2004). El sodio y elementos generadores de salinidad son los más frecuentes en el agua regenerada y, además, están entre los más difíciles de eliminar del agua, lo que suele requerir el uso de costosas resinas de intercambio catiónico o membranas de ósmosis inversa (Toze, 2006). Tras el uso urbano la salinidad del agua aumenta, incrementándose principalmente la concentración de sodio y de cloruros (Rebhun, 2004). Éstos pueden proceder de muchas fuentes, como los detergentes y distintos productos de lavado, así como algunos productos químicos utilizados durante el proceso de tratamiento del agua (cloración del agua), entre otras fuentes (Elgallal et al., 2016; Qadir y Scott, 2010).

El riego con agua regenerada en los parques urbanos muestra una tendencia creciente en todo el mundo (Chen et al., 2013b; Furumai, 2008; Qian y Meham, 2005; Yi et al., 2011). Este aumento se debe a dos factores fundamentales: los avances tecnológicos realizados en el tratamiento de las aguas residuales y el aumento del déficit de agua en muchas regiones del mundo (Lyu et al., 2016). Este tipo de riego implica una serie de beneficios como su fiabilidad como fuente de agua a lo largo del tiempo y principalmente durante los episodios de sequía (Hanjra et al., 2012; Wilcox et al., 2016). La reducción del uso de fertilizantes debido a su alto contenido en nutrientes (Montemurro et al., 2017) y la posibilidad de mantener los recursos de agua dulce para usos de alta calidad (Sastre-Merlín et al., 2016a) son otras ventajas asociadas a su uso. La salinización derivada de un agua de riego de baja calidad había sido ampliamente estudiada para zonas agrícolas (Cassaniti et al., 2009; Letey et al., 2011), pero hay pocos estudios para zonas verdes urbanas (Chen et al., 2015). En uno de esos estudios, Chen et al. (2013b) descubrieron que había acumulación de salinidad en el suelo de uno de los parques urbanos de Pekín regados con agua regenerada, alrededor de un 20% mayor en los 0,20 m superiores que en los regados con agua potable. Sin embargo, no se observó salinización del suelo en otros siete parques estudiados. El mismo autor (Chen et al., 2015) concluyó que hubo un aumento de la salinidad del suelo y una ligera alcalinización del mismo, pero no se observó salinización del suelo después de 3-9 años de riego con agua regenerada de agua regenerada, lo que podría atribuirse al uso de volúmenes de riego excesivo.

Por otra parte, existe una amplia literatura que ha investigado sobre los efectos causados por el riego con agua regenerada en las plantas y la mayoría de ella se ha desarrollado para especies agrícolas, con un interés económico (Cirelli et al., 2012; Papadopoulos et al., 2009). En varios estudios se han analizado los efectos en cítricos (Pedrero et al., 2012) y en olivos (Ayoub et al., 2016; Petousi et al., 2015), entre otras especies. Existe también una amplia bibliografía sobre otros cultivos (Öztürk et al., 2006; Parida y Das, 2005), así como estudios sobre

especies ornamentales y paisajísticas (Fornes et al., 2007; Niu y Cabrera, 2010; Rhoades et al., 1992). A pesar de que estas especies no tienen un rendimiento económico, son importantes por su valor estético (Wu y Dodge, 2005). La salinidad tiene una importancia creciente en el paisajismo debido al aumento del riego con agua regenerada en las zonas verdes urbanas (Cassaniti et al., 2012). El sodio y el cloruro, dos de los principales componentes del agua regenerada, son sospechosos del declive de las secuoyas en California, donde el agua regenerada se utiliza para el riego de parques públicos (Barnes et al., 2007). Se han observado síntomas adversos en algunas secuoyas regadas con este tipo de agua, como necrosis de las hojas e incluso la muerte de ramas y árboles, en casos extremos. Asimismo, Nackley et al. (2015) encontraron que el crecimiento y la apariencia de este tipo de coníferas (*Sequoia sempervivens*) se ve negativamente afectados cuando se riega con agua regenerada de alta CE. Otra especie afectada es *Photinia*, que tuvo una disminución significativa en el crecimiento de la planta bajo riego por aspersión con agua regenerada (Gori et al., 2008). En otro estudio, se concluyó que el riego por aspersión de *Lantana camara* conducía a una excesiva absorción de cloruro y sodio en hojas, lo que conllevaba defoliación, disminución del crecimiento y pérdida de valor estético.

La salinidad del suelo estresa a las plantas de dos maneras: las altas concentraciones de sales en el suelo complican la extracción de agua para las raíces y las altas concentraciones de sales dentro de la planta pueden ser tóxicas (Munns y Tester, 2008). A largo plazo, el riego con agua salina provoca una acumulación de iones tóxicos, en particular Na^+ y Cl^- en la rizosfera, lo que provoca un estrés osmótico debido a una disminución del potencial hídrico del sistema radicular (Acosta-Motos et al., 2014; Ashraf et al., 2017). Además, la acumulación gradual de estos iones fitotóxicos en las plantas podría conducir a un desequilibrio nutricional (Parida y Das, 2005; Rengasamy, 2006; Stevens et al., 2008), junto con una disminución del crecimiento (Bañón et al., 2011) y daños en hojas y raíces (Azza Maher et al., 2007; Cassaniti et al., 2012).

El Ayuntamiento de Madrid empezó a pensar en el riego con agua regenerada de sus parques urbanos durante la sequía que tuvo lugar a mediados de los años 90 (Iglesias y Ortega, 2008). En la actualidad, el Ayuntamiento ha desarrollado un amplio sistema de más de 150 km de tuberías y 65 depósitos para regar la mayor parte de sus parques urbanos (1400 ha) con agua regenerada (Ayuntamiento de Madrid, 2018). En 2009 el Ayuntamiento de Madrid quiso realizar un estudio en profundidad sobre el declive de varios cedros en algunos parques regados con agua regenerada y firmó un acuerdo de colaboración con nuestro equipo de investigación. Por lo tanto, el objetivo principal de esta investigación era estimar el riesgo de salinización a largo plazo en los suelos y la salinización a largo plazo en los suelos y la consiguiente

acumulación de sales en las plantas de dos parques urbanos de Madrid (España) a causa del riego con agua regenerada. Un segundo objetivo era obtener información fiable y útil para ayudar a los gestores municipales en su proceso de toma de decisiones para mantener los parques urbanos en buenas condiciones ambientales.

2.- Material y métodos

2.1. Área de estudio

La investigación se ha llevado a cabo en la ciudad de Madrid (España), en la que el agua regenerada se utiliza para regar la mayoría de sus parques desde la década de 2000. Esta agua procede de varias plantas de regeneración en las que se aplica un tratamiento terciario de las aguas residuales producidas por la ciudad (3,2 millones de habitantes). La precipitación media anual (1981-2010) es de 421 mm, la temperatura media anual de 15°C (AEMET, 2018) y la evapotranspiración media anual ET (Penman) de 930 mm. Según estos datos, el clima de Madrid se clasifica como árido por el índice de aridez de Lang y como mediterráneo semiárido por Martonne (Quan et al., 2013). Se caracteriza por veranos secos y cálidos e inviernos fríos. La mayor parte de la precipitación se concentra en primavera y otoño.

Este estudio se ha realizado a lo largo de cinco años consecutivos (2012-2016) en dos parques urbanos públicos de Madrid: Parque Emperatriz María de Austria (en adelante PEMA, 40° 22' 53" N, 3° 43' 16" W) y Parque Garrigues Walker Park (en adelante PGW, 40° 22' 11" N, 3° 39' 41" W) (Fig. 1). Ambos parques han sido regados con agua regenerada desde 2002 y 2012, respectivamente. Se han seleccionado dos parcelas de cada parque, una regada con agua regenerada (PGW_RW y PEMA_RW) y otra con agua potable (PGW_DW y PEMA_DW). Las parcelas de estudio de ambos parques son adyacentes y su tamaño es de unos 1000 m² en el caso de PEMA y de unos 400 m² en el de PGW. En dichas parcelas se localizan ejemplares adultos arbustos (*Photinia sp*), almeces (*Celtis australis*) y cedros (*Cedrus atlantica* y *Cedrus deodara*). Los suelos (0-0,6 m) presentan una textura franco-arcillo-arenosa según la clasificación de suelos del USDA para ambas parcelas en PGW (PGW_DW y PGW_RW) y PEMA_RW y franco-arenosa para PEMA_DW (Tabla 1). Estos suelos se clasifican como Antrosoles Hórricos en ambos parques (Grupo de Trabajo del IUSS WRB, 2015).

2.2. Muestreo y análisis del agua de riego

El volumen medio de riego ha sido de unos 940 mm al año para cada parcela. La temporada de riego se extiende normalmente a lo largo de ocho meses, regándose diariamente en el intervalo citado, excepto los fines de

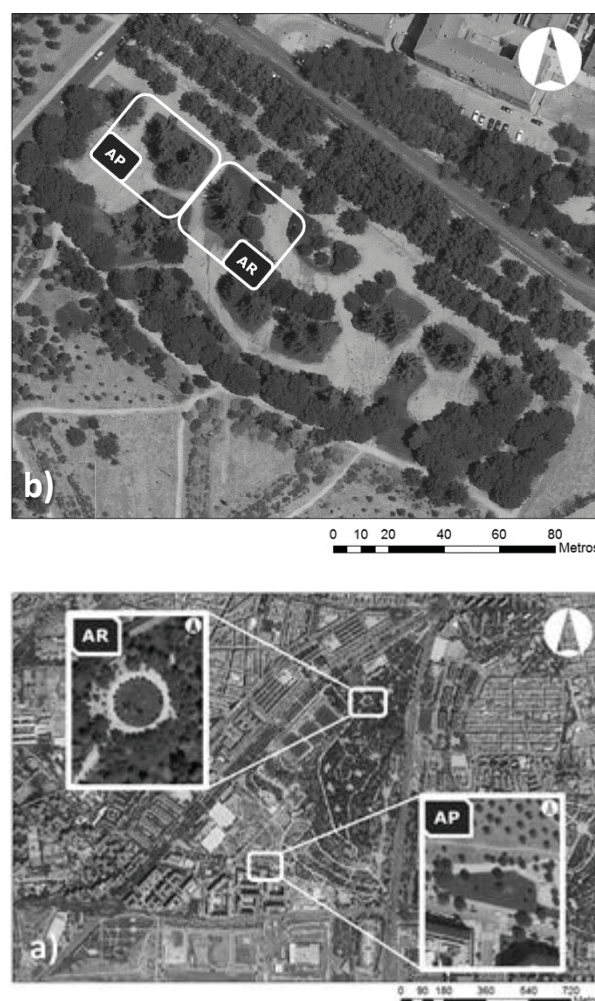


Fig. 1. Localización de los parques: a) Emperatriz María de Austria (PEMA) y de las parcelas experimentales: PEMA_AP y PEMA_AR y b) parque Garrigues Walker (PGW) y de las parcelas: PGW_AP y PGW_AR (Zalacáin et al., 2017).

Tabla 1. Características texturales de los suelos.

Parcela	% Arcilla	% Arena	% Limo	Textura USDA
PGW_AP	21	56	23	Franco-arcillo-arenosa
PGW_AR	23	55	22	Franco-arcillo-arenosa
PEMA_AP	17	69	14	Franco-arenosa
PEMA_AR	20	61	19	Franco-arcillo-arenosa

semana. Una vez al año, en julio, se ha procedido al muestreo del agua de riego, tanto la regenerada como la potable –empleada para el riego de un sector pequeño de los parques– directamente de los aspersores. Se trata en ambos casos de aspersores de baja presión (Hunter PGP ultra, Hunter Industries) emplazados en las praderas a regar, mediando una separación entre ellos de 6-8 m, funcionando y operando dentro de las especificaciones del

fabricante. Las muestras de agua de riego (potable y regenerada) se han tomado directamente de los aspersores de cada parcela, siempre en el cénit de la campaña de riego, por lo general, a finales de julio. Estas muestras han sido recogidas en botellas de plástico, refrigeradas y enviadas inmediatamente al laboratorio homologado para su posterior análisis físico-químico. Se ha analizado la conductividad eléctrica (CE) del agua de riego a 25°C por conductimetría (Crison CM35).

2.3. Muestreo y análisis del agua del suelo

Para el agua del suelo se cuenta con una instalación basada en una red de tomamuestras de succión para la recolección de agua en la zona no saturada en las parcelas de control antes descritas. Dicha red de observación consta de tres baterías de tomamuestras en cada parcela, cada una de las cuales está formada, a su vez, por tres tomamuestras de succión de PVC de 6 cm de diámetro interior, con cápsulas cerámicas porosas instaladas a 15, 35 y 60 cm de profundidad -en total nueve tomamuestras de succión en cada una de las parcelas-. Para la recogida de muestras se usa una bomba de vacío manual (Soilmoisture 2005G2), con la que se aplica un vacío de 70 cbar en cada uno de los tomamuestras, para después recoger el agua almacenada en los mismos. Se han efectuado tres muestreos en cada campaña de riego: en primavera, verano y otoño (inmediatamente antes, en el momento central y recién concluida la campaña de riego, respectivamente). Las muestras de agua de los tomamuestras de succión se han recogido en botellas de plástico, refrigeradas y enviadas inmediatamente al laboratorio para su posterior análisis físico-químico.

2.4. Muestreo y análisis del suelo

El muestreo del suelo se realizó dos veces al año, una en marzo (antes de comenzar los riegos) y otra en octubre (de forma inmediata a la finalización de la temporada de riego). Se tomaron muestras de suelo a cuatro profundidades: 0-0,05 m, 0,10-0,20 m, 0,30-0,40 m, 0,55-0,65m utilizando una barrena tipo Edelman de 6 cm. Cada muestra de suelo contenía aproximadamente 1 kg, estando compuesta por tres submuestras recogidas aleatoriamente de cada profundidad de la misma parcela. Las muestras se secaron al aire, se pasaron por un tamiz de 2 mm y se molieron antes de ser analizadas por cromatografía iónica y determinación potenciométrica del extracto de pasta saturada. La conductividad eléctrica (CE) y el pH se determinaron a 25 °C con un conductímetro (Metrohm 856, Suiza) y un pH-metro (Metrohm 826, Suiza), respectivamente. La materia orgánica del suelo (SOM) se determinó por oxidación húmeda (Walkley y Black, 1934). El contenido de nitrógeno (N) se determinó por el método Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982) y la textura del

suelo por el método del hidrómetro (Gee y Bauder, 1986). El contenido de sales solubles (HCO_3^- , Cl^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ y Na^+) se determinó en el extracto de la pasta saturada según lo descrito por Rhoades (1982).

2.5. Muestreo y análisis de las hojas de las plantas

Se recogieron una vez al año (en julio, en el punto álgido de la temporada de riego) muestras de una especie arbustiva (*Photinia sp*) y de tres especies arbóreas (almez [*Celtis australis*] y cedro [*Cedrus atlantica* y *Cedrus deodara*]). Las muestras de almez se recogieron sólo en el PEMA, mientras que las de *Photinia sp* y las de cedro se recogieron en PGW (*Cedrus atlantica*) y en PEMA (*Cedrus deodara*). Cada muestra contenía aproximadamente 500 g de hojas verdes completamente desarrolladas, compuestas a partir de varias submuestras tomadas en diferentes ejemplares presentes en cada parcela. Las muestras de los almeces y de los cedros se recogieron a una altura de casi 2 m sobre el suelo y fueron enviadas a un laboratorio de análisis homologado en el que, entre otros parámetros, se determinó la concentración de Cl^- y Na^+ por potenciometría y por espectrometría de masas con plasma acoplado (ICP-MS), respectivamente.

2.6. Análisis estadístico

Todos los datos se analizaron con IBM SPSS Statistics for Windows versión 22.0. La normalidad se evaluó mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov. Como los datos no seguían una distribución normal -incluso después de varias transformaciones- se aplicó la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney, con un grado de significación de 0,05 para evaluar las diferencias significativas entre las medias de cada parámetro.

3. Resultados y discusión

3.1. Calidad del agua de riego

Las concentraciones de HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ y Na^+ , han sido significativamente mayores en el agua regenerada (RW) que las del agua potable (DW) (Tabla 2). El índice SAR y la conductividad eléctrica (EC) también han sido más elevados en el agua regenerada. En PGW todos los parámetros han sido significativamente mayores para el riego con agua regenerada, excepto el NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ y pH, mientras que en PEMA sólo el pH no ha diferido. En general, ambos tipos de agua son adecuadas para el riego según las normas de calidad del agua de la FAO (Ayers y Westcot, 1985). Sin embargo, con respecto a estas normas, el agua regenerada podría tener un grado de restricción de uso de leve a moderado para algunos parámetros (CE, TDS, HCO_3^- , Na^+ y Cl^-). Por lo tanto,

hay que centrarse en el alto contenido de Na^+ y Cl^- en el agua regenerada, que podría implicar un riesgo de salinización del suelo (Tarchouna et al., 2010). La masa total de Cl^- y Na^+ que se introdujo en los parques a través del agua regenerada fue de 93 kg $\text{Cl}^- \text{ha}^{-1}$, 62kg $\text{Na}^+ \text{ha}^{-1}$ (PEMA) y 114 kg $\text{Cl}^- \text{ha}^{-1}$, 77 kg $\text{Na}^+ \text{ha}^{-1}$ (PGW).

Tabla 2. Características fisicoquímicas del agua potable y regenerada usada durante la experiencia. Media, desviación estándar (SD), total de sólidos disueltos (TDS) y conductividad eléctrica (EC).

Parameter	PGW_DW	PGW_RW	PEMA_DW	PEMA_RW	n
HCO_3^- (mg L ⁻¹)	29,8 ± 20,7 a	167 ± 98,5 b	54,6 ± 34,8 a	190 ± 27,7 b	5
Cl^- (mg L ⁻¹)	16,8 ± 2,9 a	114 ± 23,6 b	15,7 ± 3,0 a	93,2 ± 8,9 b	5
NO_3^- (mg L ⁻¹)	1,7 ± 1,2 a	15,5 ± 15,1 a	1,6 ± 1,3 a	10,5 ± 5,6 b	5
NO_2^- (mg L ⁻¹)	0,2 ± 0,1 a	5,9 ± 8,4 a	0,02 ± 0,0 a	10,2 ± 12,2 b	5
PO_4^{3-} (mg L ⁻¹)	nd	0,3 ± 0,6	nd	0,5 ± 0,6	5
SO_4^{2-} (mg L ⁻¹)	14,1 ± 1,8 a	97,6 ± 28 b	14,8 ± 12 a	74,5 ± 14 b	5
NH_4^+ (mg L ⁻¹)	0,3 ± 0,5 a	18,7 ± 17,2 a	0,6 ± 0,9 a	29,2 ± 6,8 b	5
Ca^{2+} (mg L ⁻¹)	13,1 ± 3,4 a	44,2 ± 9,5 b	12,9 ± 11,6 a	35,9 ± 3,6 b	5
Mg^{2+} (mg L ⁻¹)	2,3 ± 0,6 a	11,1 ± 2,8 b	2,7 ± 1,9 a	8,6 ± 1,2 b	5
K^+ (mg L ⁻¹)	1,1 ± 0,1 a	19,7 ± 3,2 b	0,7 ± 0,7 a	17,3 ± 2,8 b	5
Na^+ (mg L ⁻¹)	8,2 ± 1,1 a	77 ± 13,9 b	11,1 ± 3,3 a	62,3 ± 10,5 b	5
SAR	0,3 ± 0,1 a	2,8 ± 0,6 b	0,5 ± 0,2 a	2,6 ± 0,4 b	5
TDS (g L ⁻¹)	0,1 ± 0,0 a	0,6 ± 0,1 b	0,1 ± 0,0 a	0,5 ± 0,1 b	5
pH	7,6 ± 0,2 a	7,5 ± 0,3 a	7,6 ± 0,2 a	7,7 ± 0,2 a	5
EC (dS m ⁻¹)	0,1 ± 0,02 a	0,9 ± 0,07 b	0,2 ± 0,08 a	0,8 ± 0,1 b	5

Los parámetros agronómicos obtenidos para el agua regenerada se han comparado con los reportados en la literatura (e.g. Kalavrouziotis et al., 2008; Lubello et al., 2004; Pereira et al., 2011), resultando estar dentro del promedio de las aguas residuales con tratamiento terciario. La CE de las aguas regeneradas utilizadas para el riego suelen tener una alta variabilidad, en función de su origen, estación y tratamiento; su rango varía entre 0,8 dSm⁻¹ (Lubello et al., 2004; Qian y Mecham, 2005) y más de 3,5 dSm⁻¹ (Nicolás et al., 2016). En este estudio, los valores de CE para el agua regenerada han sido de alrededor de 0,85 dSm⁻¹, encontrándose en el rango más bajo de los obtenidos en la bibliografía. Sin embargo, ambos valores de CE podrían implicar un grado de restricción de uso de leve a moderado debido a un problema de salinidad potencial (Ayers y Westcot, 1985).

Al comparar el valor de este parámetro en las muestras de agua de riego potable (DW) de los dos parques, no se observan diferencias significativas, lo mismo que sucede cuando se comparan los valores de este parámetro en el caso de RW. Esta ausencia de diferencias significativas se

debe a la estructura de la red de conducción de RW de Madrid, generándose la mezcla del agua regenerada de las diversas plantas de tratamiento en los depósitos de regulación dispuestos en puntos concretos de aquella.

3.2. Acumulación de sales en la solución del suelo

La Tabla 3 muestra las características químicas de la solución del suelo obtenidas por lisímetros en las cuatro parcelas. Las principales diferencias entre los tratamientos (DW vs RW) fueron para Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , SAR y CE que tuvieron valores significativamente más altos para el riego RW que para el DW. Casi todos estos nutrientes coinciden con los que tienen valores más altos en el agua regenerada.

Tabla 3. Características químicas de la solución del suelo para ambos tratamientos en cada parque (2012–2016). Media, desviación estándar (SD) y número de casos (n) y conductividad eléctrica (EC).

Parameter	PGW_DW	PGW_RW	PEMA_DW	PEMA_RW	n
HCO_3^- (mg L ⁻¹)	370 ± 147 a	393 ± 166 a	402 ± 161 a	526 ± 212 b	40
Cl^- (mg L ⁻¹)	50,3 ± 35,0 a	241 ± 166 b	27,3 ± 9,9 a	573 ± 379 b	40
NO_3^- (mg L ⁻¹)	18,9 ± 35,4 a	87,4 ± 93,8 b	22,9 ± 23,5 a	38,8 ± 72,6 a	40
NO_2^- (mg L ⁻¹)	0,1 ± 0,2 a	0,2 ± 0,3 a	0,2 ± 0,9 a	0,4 ± 1,8 a	40
PO_4^{3-} (mg L ⁻¹)	2,7 ± 2,3 a	2,4 ± 2,0 a	4,2 ± 10,1 b	1,8 ± 6,0 a	40
SO_4^{2-} (mg L ⁻¹)	80,4 ± 60,5 a	223 ± 117 b	53,4 ± 42,5 a	640 ± 485 b	40
NH_4^+ (mg L ⁻¹)	0,4 ± 0,8 a	0,4 ± 0,9 a	0,2 ± 0,5 a	0,1 ± 0,3 a	40
Ca^{2+} (mg L ⁻¹)	94,4 ± 39,1 a	157 ± 69,2 b	103 ± 44,5 a	322 ± 222 b	40
Mg^{2+} (mg L ⁻¹)	43,2 ± 20,3 a	64,4 ± 39,2 b	33,2 ± 15,9 a	110 ± 70,2 b	40
K^+ (mg L ⁻¹)	10,1 ± 10,5 a	18,6 ± 6,9 b	7,4 ± 7,9 a	22,9 ± 13,0 b	40
Na^+ (mg L ⁻¹)	28,7 ± 10,6 a	144 ± 56,2 b	18,3 ± 4,3 a	298 ± 143 b	40
SAR	0,8 ± 0,2 a	3,2 ± 0,9 b	0,5 ± 0,1 a	5,2 ± 1,4 b	40
TDS (g L ⁻¹)	0,6 ± 0,2 a	1,2 ± 0,4 b	0,5 ± 0,2 a	2,3 ± 1,2 b	40
pH	7,6 ± 0,4 a	7,7 ± 0,3 a	7,7 ± 0,3 a	7,8 ± 0,3 a	40
EC (dS m ⁻¹)	0,9 ± 0,3 a	1,9 ± 0,7 b	0,8 ± 0,2 a	3,5 ± 1,8 b	40

Durante la temporada de riego, el agua de infiltrada se mezcla con la solución anterior del suelo. En caso de altas tasas de evapotranspiración, tal solución de los niveles más superficiales es agua de riego infiltrada (Gloaguen et al., 2007). Cuando la concentración de Na^+ en el agua de riego es alta, como en este caso (Tabla 2), el Na^+ introducido puede sustituir a otros cationes intercambiables en el complejo de cambio. Este intercambio de Ca^{2+} y Mg^{2+} por Na^+ genera valores de SAR significativamente más altos para las parcelas RW, lo que conduce a un elevado valor de sodio intercambiable, cuya consecuencia es el hinchamiento y la dispersión de las arcillas (Netzer et al., 2014; Sou-Dakouré et al., 2013).

3.3. Acumulación de sales en los suelos

Las principales características químicas de los suelos se presentan en la Tabla 4.

Se han encontrado diferencias significativas entre ambos tratamientos para casi los mismos parámetros que en el caso del agua de riego y la solución del suelo (Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , SAR y CE). Esto puede explicarse por la interacción entre el agua de riego y el suelo (Lado y Ben-Hur, 2009).

Tabla 4. Características químicas de los suelos para ambos tratamientos en ambos parques.

Parameter	PGW_DW	PGW_RW	PEMA_DW	PEMA_RW	n
HCO_3^- (mg L^{-1})	181 ± 84 a	191 ± 120 a	150 ± 66,6 a	184 ± 139 a	40
Cl^- (mg L^{-1})	42,1 ± 24,6 a	116 ± 78,9 b	29,1 ± 18,3 a	147 ± 96,3 b	40
NO_3^- (mg L^{-1})	46,4 ± 81,1 a	72,9 ± 120 a	47,6 ± 73,7 a	71 ± 149 a	40
PO_4^{3-} (mg L^{-1})	6,8 ± 13,7 a	5,2 ± 8,1 a	2,8 ± 3,8 a	4,5 ± 7,6 a	40
SO_4^{2-} (mg L^{-1})	66,7 ± 46,3 a	150 ± 104 b	166 ± 340 a	789 ± 815 b	40
Ca^{2+} (mg L^{-1})	66,1 ± 30,2 a	88,0 ± 36,9 b	100 ± 110 a	244 ± 191 b	40
Mg^{2+} (mg L^{-1})	19,6 ± 7,6 a	28,1 ± 17,2 b	12,9 ± 8,7 a	66,6 ± 62,8 b	40
K^+ (mg L^{-1})	14,4 ± 10,9 a	18,2 ± 10,5 b	14,7 ± 13,0 a	44,2 ± 59,6 b	40
Na^+ (mg L^{-1})	22,1 ± 8,6 a	76,0 ± 37,2 b	19,5 ± 7,4 a	147 ± 62,3 b	40
N_{tot} (mg kg^{-1})	1071 ± 1065 a	1426 ± 1260 a	925 ± 1116 a	1159 ± 1200 b	40
SAR	0,6 ± 0,2 a	1,8 ± 0,7 b	0,6 ± 0,2 a	2,4 ± 0,6 b	40
pH	7,9 ± 0,4 a	7,9 ± 0,3 a	7,6 ± 0,5 a	7,8 ± 0,4 a	40
EC (dS m^{-1})	0,7 ± 0,3 a	1,1 ± 0,4 b	0,7 ± 0,5 a	2,2 ± 1,2 b	40

Los valores de Na^+ y CE en PEMA_RW son dos veces mayores que en PGW_RW. Esto podría explicarse por la circunstancia de que PEMA_RW fue regado diez años más con agua regenerada que PGW_RW. La Fig. 2 muestra los resultados obtenidos para Cl^- , Na^+ , SAR y CE a lo largo del periodo de estudio. Los valores obtenidos en las parcelas RW son sistemáticamente mayores que los registrados en DW. Asimismo, en la parcela PGW_RW se produce un incremento continuado de los valores de dichos parámetros, mientras que en la PEMA-RW los valores, muy elevados, muestra una notable estabilidad que podría indicar que en PEMA_RW se han alcanzado los niveles máximos bajo las condiciones de riego con el agua regenerada que se produce en Madrid. Por otro lado, los valores obtenidos en PGW_RW en el último año de la experiencia se aproximan notablemente a los aludidos valores máximos.

Los valores de SAR para PGW_DW y PEMA_DW han estado en torno a 0,6 a lo largo de los cinco años de estudio. El SAR en PGW_RW se ha comportado de la

misma manera que la concentración de cloruro y sodio, aumentando linealmente de 1,1 a 2,5 (127%).

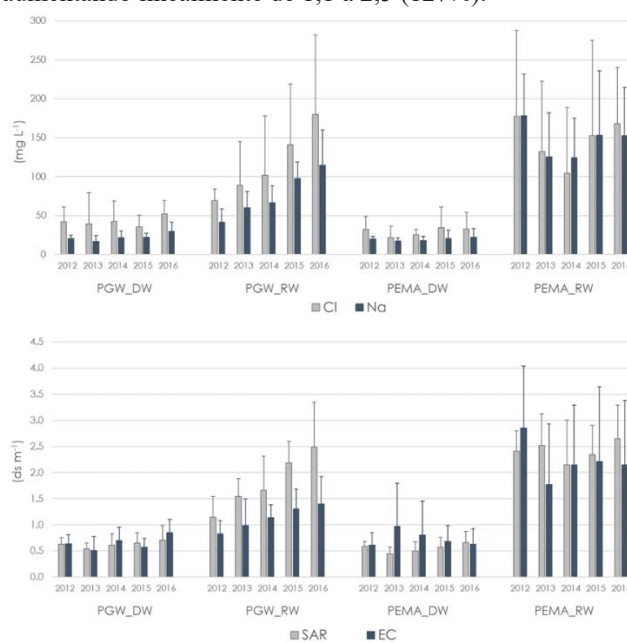


Fig. 2. Concentraciones de Cl^- , Na^+ , SAR y EC en cada parcela a lo largo del estudio (2012 - 2016).

A pesar de este aumento, los valores de SAR son bajos y no representan un riesgo para la estructura del suelo (Rengasamy y Olsson, 1991). Según Rengasamy (2010), los suelos cuyo SAR es inferior a 6 y su $\text{CE} < 4 \text{ dS m}^{-1}$, se clasifican como no afectados por la salinidad, siendo éste el caso de los suelos de las cuatro parcelas de estudio. Esto contrasta con la mayoría de los suelos regados con agua regenerada, que tienden a clasificarse como suelos salinosódicos (Muyen et al., 2011; Pedrero et al., 2018). En general, los valores de CE superiores a 2 dS m^{-1} indican que existe un ligero riesgo de salinización del suelo (Porta et al., 1994). La parcela PEMA_RW, tras 10 años de riego con agua regenerada, alcanzó y mantuvo este valor durante cuatro de los cinco años de estudio.

Esto coincide con lo observado por Chen et al. (2013b) en su estudio de siete parques de Pekín (clima continental húmedo y suelos Fluvoaquic y Cinnamon), concluyendo que solo uno ($\text{CE } 2,01 \text{ dS m}^{-1}$) presentaba una leve salinización ($2-4 \text{ dS m}^{-1}$); dicho parque había sido regado durante nueve años con agua regenerada. Sin embargo, los seis parques restantes no presentaron indicios de salinización del suelo, ni siquiera después de los mismos años de riego. Cabe advertir que la precipitación anual en Pekín en el periodo del estudio fue de unos 630 mm/año , concentrándose más del 70% de ésta en tres meses, lo que implica un incremento del efecto de lixiviación y una disminución del riesgo de salinización del suelo. Del mismo modo, McLain y Williams (2012) en un estudio de

dos años en un parque urbano de Arizona (clima árido) no encontraron un aumento de la EC del suelo en los primeros 30 cm de un suelo arcillo-arenoso.

3.4. Acumulación de Cl^- y Na^+ en las hojas

Los contenidos de cloruro y sodio (% del peso seco) en las hojas se presentan en las Figs. 3 y 4, respectivamente.

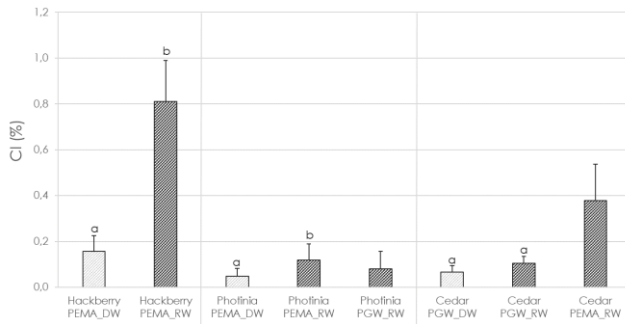


Fig. 3. Concentración de Cl^- en hojas (%). Las barras de error indican la desviación estándar y las letras diferentes muestran la significación para $p < 0,05$ según la prueba U de Mann-Whitney entre tratamientos para el mismo parque.

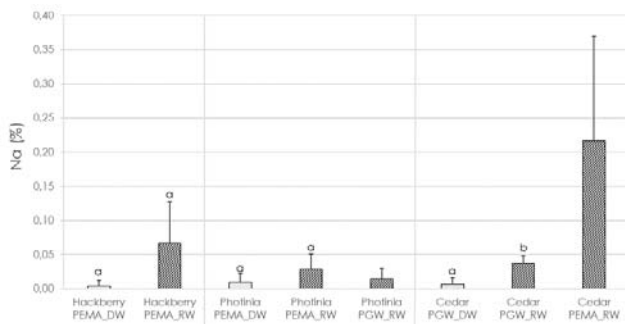


Fig. 4. Concentración de Na^+ en hojas (%). Las barras de error indican la desviación estándar y las letras diferentes muestran la significación para $p < 0,05$ según la prueba U de Mann-Whitney entre tratamientos para el mismo parque.

El contenido de Cl^- (%) resulta significativamente mayor en los almeces RW que en los DW. Asimismo, se observan diferencias sustanciales entre las plantas de Photinia, obteniendo valores más elevados en PEMA_RW que en PEMA_DW. Sin embargo, no se han encontrado diferencias entre DW y RW en PEMA para el Cl^- (%) en los cedros. Cabe destacar que los valores de Cl^- medidos en las hojas de los cedros PGW_RW fueron superiores a los obtenidos en PGW_DW e inferiores a los obtenidos en PEMA_RW, lo que puede ser debido al mayor número de años de riego con agua regenerada en ese parque.

En el caso del Na^+ (%), sólo los cedros de PGW_RW (0,04%) mostraron una concentración significativamente mayor que los de PGW_DW (0,01%).

No ha sido fácil comparar estos resultados con los de otros estudios de afección del riego con agua regenerada a especies de plantas ornamentales, debido a la falta de este tipo de estudios en parques urbanos. En PEMA_RW (0,22% de Na^+) se han registrado valores similares a los obtenidos por Ali et al. (2013) tras dieciocho meses de riego con agua regenerada (0,25% de Na^+) en *Khaya senegalensis*. Sin embargo, De Miguel et al. (2013), después de un año de riego RW encontraron valores de 0,30% de Na^+ en las hojas de *Jatropha curcas*, notablemente superiores a los nuestros. Esto podría explicarse por la mayor cantidad de Na^+ (122 mg L⁻¹) presente en el agua de riego regenerada empleada en ese estudio con respecto al nuestro (77 y 62 mg L⁻¹). Por otro lado, Al-Hamaiedeh y Bino (2010) en un estudio utilizando aguas grises tratadas para el riego de olivos durante seis meses, obtuvieron valores de Na 0,03% y Cl 0,21%, que son similares a nuestros valores para Photinia (PEMA_RW y PGW_RW) y Cedro (PGW_RW). Wu et al. (2001) hicieron una lista de la tolerancia a la sal de treinta y ocho especies de plantas leñosas ornamentales bajo riego por aspersión con aguas regeneradas de bajo y alto contenido de NaCl (500 mg L⁻¹ y 1500 mg L⁻¹), respectivamente; el estudio concluyó que el arce chino (*Celtis sinensis*) tenía una baja tolerancia a la sal para ambas concentraciones, mientras que el cedro (*Cedrus deodara*) presentaba una alta tolerancia. Descubrieron que las hojas de almez bajo un riego con alto contenido salino estaban gravemente dañadas y, al menos el 70% de ellas, se veían afectadas por clorosis. En nuestro estudio, el contenido salino es claramente menor (131 y 155 mg L⁻¹ de NaCl, para PGW y PEMA, respectivamente); consecuentemente, no se han observado síntomas de clorosis en las hojas de almeces y cedros.

Wu y Dodge (2005) ampliaron su estudio y clasificaron varias especies de árboles y arbustos ornamentales según su tolerancia al riego con agua reciclada y a la salinidad del suelo. Llegaron a la conclusión de que *Cedrus deodara* es muy tolerante al riego con agua salada, puesto que no se observaron síntomas aparentes de estrés salino cuando los ejemplares fueron regados con agua que contenía 600 mg L⁻¹ de sodio y 900 mg L⁻¹ de cloruro; y también era altamente tolerante a la salinidad del suelo. Los cedros no desarrollaron ningún síntoma de estrés salino incluso cuando la CE del suelo era superior a 6 dSm⁻¹. Congruentemente con esto, no se han observado síntomas clorosis ni en los ejemplares de *Cedrus deodara* (PEMA_RW) ni en los de *Cedrus atlántica* (PGW_RW). Sin embargo, sí se han observado apreciables indicios de decaimiento en buena parte de los ejemplares de estas dos especies de cedro en las parcelas RW de ambos parques,

que podrían achacarse no sólo a la naturaleza del agua regenerada, sino, quizás a las prácticas de riego aplicadas e incluso a las de ajardinamiento, con gran protagonismo de la pradera herbácea. El problema podría ser el resultado de varios factores relacionados: de un lado, el carácter “fértil” del agua de riego regenerada, con un contenido relativamente elevado de nutrientes; de otro, la dotación de riego por diversas razones: volúmenes de agua regenerada producidos, elevado precio de ésta, turnos cortos de riego, limitación horaria (riego en horario nocturno por razones de seguridad sanitaria), entre otros factores. El elevado contenido de nutrientes del agua regenerada podría favorecer un mayor y más rápido desarrollo de la pradera, consumiéndose de esa manera un mayor volumen del agua aplicada que, por tanto, no llegaría hasta la zona radicular de la cubierta arbórea, generando en esa zona del suelo un déficit de humedad nocivo para el desarrollo de los cedros. Tal decaimiento podría estar más relacionado con este déficit hídrico que con un efecto fitotóxico derivado del riego con agua regenerada.

Wu y Dodge (2005) descubrieron que el arce chino y *Photinia* (*Photinia fraseri* y *Photinia glabra*) eran sensibles a la salinidad (más del 20% de las hojas desarrollan síntomas) cuando se regaban con agua que contenía 200 mg L⁻¹ de sodio y 400 mg L⁻¹ de cloruro, incluso con una salinidad del suelo aceptable (CE inferior a 2 dSm⁻¹). Sin embargo, en nuestro estudio, la *Photinia* no ha mostrado acumulación de sal (NaCl) en las hojas, incluso cuando la CE del suelo era superior a 2 dSm⁻¹. Los almeces en PEMA_RW han presentado acumulación de NaCl en las hojas, pero no se ha observado clorosis. Ello coincide con los resultados descritos por Dmuchowski et al. (2013), quienes concluyeron que las hojas de *Tilia 'Euchlora'* presentaban fuertes daños tras ser regadas con agua regenerada de contenido de Na⁺ extremadamente alto (0,33%). Asimismo, Ayers y Westcot (1985) afirman que muchos cultivos arbóreos comienzan a mostrar lesiones cuando el contenido de Cl⁻ en el tejido foliar es superior al 0,3% o cuando el contenido de Na⁺ es de 0,25-0,50% (peso seco). En nuestro caso, la mayoría de las especies no habían alcanzado estos niveles, excepto los cedros y los almeces -sólo para el Cl⁻ en PEMA_RW, pero no se han apreciado daños significativos.

Wu y Guo (2006) también estudiaron los efectos del riego con agua regenerada en otro tipo de coníferas (la secuoya costera -*Sequoia sempervivens*- Endl.). Llegaron a la conclusión de que el riego con agua regenerada debe ser estrictamente supervisado para garantizar que la salinidad del suelo no supere los 2 dSm⁻¹, umbral para el que las plantas ornamentales son sensibles. Teniendo esto en cuenta, debería realizarse un monitoreo detallado de la

vegetación en el PEMA_RW, donde la CE del suelo ha superado este umbral. Asimismo, Nackley et al. (2015) presentaron un estudio similar sobre la secuoya costera bajo riego con agua regenerada. Los resultados de su estudio sugirieron que tendría un impacto negativo en su crecimiento cuando la CE del agua de riego superase 1 dSm⁻¹. Esto está en concordancia con otro estudio (Barnes et al., 2007) sobre la misma especie, quienes concluyen que mantener una CE en la solución del suelo en torno a 1 dSm⁻¹ evitaría la aparición síntomas perjudiciales en las secuoyas regadas con agua reciclada. Todos estos estudios que evalúan los efectos del riego con RW en coníferas se han realizado en California bajo un clima mediterráneo, similar al clima de Madrid. Así, según los referidos estudios, los niveles de CE en la solución del suelo >1 dSm⁻¹, podrían conducir a efectos adversos en las coníferas situadas en PGW_RW y PEMA_RW.

El riesgo de afectación de los cultivos debido a la acumulación de sales en la zona radicular puede estar presente incluso cuando el agua de riego presenta baja conductividad (1 dSm⁻¹) (Barnes et al., 2007). En estos casos, es necesario entrar en acción y aplicar medidas correctoras para evitar la acumulación de sales excesivas en los suelos. Por la zona radicular debe circular más agua de la necesaria para satisfacer las necesidades de evapotranspiración de las plantas, al objeto de arrastrar el exceso de sales solubles, lo que se ha definido como necesidad de lixiviación (Letey et al., 2011). La lixiviación es una de las formas más prácticas de reducir y controlar los iones tóxicos en la zona de las raíces. Por lo tanto, se puede utilizar para prevenir o corregir un problema una vez que éste ha sido reconocido a partir de los síntomas de la planta (Ayers y Westcot, 1985). Con el objetivo de mantener los niveles de sal por debajo de los umbrales de riesgo, este equipo de investigación realizó una experiencia piloto de lixiviación en un parque urbano de Madrid (Sastre-Merlín et al., 2016). Se utilizó agua potable para provocar un lavado intensivo del suelo con resultados alentadores, como una notable disminución de la CE de la solución del suelo. La lixiviación (LR) se calculó según la formulación de Ayers y Westcot (1985).

Tanji et al. (2007) concluyeron que la tolerancia de *Cedrus deodara* era moderada (EC admisible del suelo entre 2 y 4 dSm⁻¹) y que *Celtis sinensis* y *Photinia fraseri* Dress eran plantas sensibles (EC admisible en el suelo inferior a 2 dSm⁻¹). Según esta clasificación para nuestros suelos (EC ≈ 2 dS m⁻¹) se ha obtenido un coeficiente de lixiviación de 0,087 para PEMA y 0,098 para PGW. Estos valores son similares a los obtenidos (0,08) en California por Corwin et al. (2007).

La relación entre la salinidad del agua, el riego aplicado, la tolerancia de la planta y el volumen de agua de drenaje son esenciales para establecer una estrategia óptima de gestión (Letey et al., 2011). Por lo tanto, esta práctica debería formar parte de la correcta gestión de los parques de la ciudad en un futuro inmediato, con el fin de evitar la acumulación de sales en los suelos y las plantas en parques urbanos regados con agua regenerada. Además de la lixiviación se podrían implementar otras acciones, como mezclar el agua regenerada con otras de aguas de menor EC y SAR (Wu et al., 2009). Asimismo, debería tenerse en cuenta emplear especies tolerantes a la sal (Cassaniti et al., 2009; Sevostianova y Leinauer, 2014) para conseguir la sostenibilidad de los parques urbanos.

4.- Conclusiones

El alto contenido de Na^+ y Cl^- en el agua regenerada puede implicar un riesgo de acumulación de sales en los suelos y las plantas. El nivel de sales en la solución del suelo, el suelo y las hojas de este estudio presentaron en general diferencias significativas entre ambos tratamientos (DW y RW). Tras 15 años de riego con agua regenerada, PEMA_RW mostró valores más altos que PGW_RW (5 años), así como una ligera salinización del suelo ($\text{CE} > 2 \text{ dSm}^{-1}$).

No se ha observado sodificación del suelo, aunque el SAR y el contenido de Na^+ en los suelos RW han aumentado (PGW_RW) o se han mantenido consistentemente altos (PEMA_RW), pero por el momento están lejos de constituir un riesgo ($\text{SAR suelo} > 6$).

En general, la concentración de sales (NaCl) en las hojas es similar a los valores encontrados en la literatura.

Los cedros, los almeces y las fotinias han resultado ser tolerantes al riego por aspersión con agua regenerada. Asimismo, no se han observado síntomas importantes de estrés salino, a pesar de los altos valores de Cl^- y Na^+ en sus tejidos foliares.

La gestión del patrimonio botánico y forestal de los parques madrileños regados con agua regenerada debería incluir la prevención de los efectos adversos descritos en este artículo, especialmente en las plantas sensibles. Una medida adecuada y de relativa fácil implementación es la de considerar un incremento de entre el 8 y el 10% en las dotaciones de riego para los dos parques estudiados con el fin de satisfacer la necesidad de lixiviación, de cara a evitar la acumulación excesiva de sal en los suelos de los mismos.

Agradecimientos. Este trabajo se ha realizado gracias a los convenios de colaboración entre la Universidad de Alcalá y las empresas concesionarias del Ayuntamiento de Madrid para el servicio de riego y jardinería de zonas verdes, IMESAPI SA (2009-2013) y FCC (UTEs 5 y 6) (2014-2016). Agradecemos también al Área de Gobierno de Medio Ambiente y Movilidad (Dirección General de Gestión del Agua y Zonas Verdes) del Ayuntamiento de Madrid, por su mediación e interés para que este estudio de seguimiento haya sido llevado a efecto.

5.- Bibliografía

- Acosta-Motos, J.R., Álvarez, S., Hernández, J.A., Sánchez-Blanco, M.J., 2014. Irrigation of *Myrtus communis* plants with reclaimed water: morphological and physiological responses to different levels of salinity. *J. Hortic. Sci. Biotechnol.* 89, 487–494.
- AEMET, 2018. National climate database. Agencia Estatal de Meteorología. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. www.aemet.es.
- Al-Hamaiedeh, H., Bino, M., 2010. Effect of treated grey water reuse in irrigation on soil and plants. *Desalination* 256, 115–119.
- Ali, H.M., Siddiqui, M.H., Khamis, M.H., Hassan, F.A., Salem, M.Z.M., El-Mahrouk, E.S.M., 2013. Performance of forest tree *Khaya senegalensis* (Desr.) A. Juss. Under sewage effluent irrigation. *Ecol. Eng.* 61, 117–126.
- APHA, 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22nd ed. Washington, DC.
- Ashraf, M., Shahzad, S.M., Akhtar, N., Imtiaz, M., Ali, A., 2017. Salinization/sodification of soil and physiological dynamics of sunflower irrigated with saline-sodic water amending by potassium and farm yard manure. *J. Water Reuse Desalin.* 7, 476–487.
- Ayers, R.S., Westcot, D.W., 1985. Water quality for agriculture, FAO Irrigation and Drainage Paper 29 Rev.1. FAO, Rome (Italy).
- Ayoub, S., Al-Shdiefat, S., Rawashdeh, H., Bashabshah, I., 2016. Utilization of reclaimed wastewater for olive irrigation: effect on soil properties, tree growth, yield and oil content. *Agric. Water Manage.* 176, 163–169.
- Ayuntamiento de Madrid, 2018. www.madrid.es.
- Azza Maher, A., Fatma El-Quesni, E., Farahat, M., 2007. Responses of ornamental plants and woody trees to salinity. *World J. Agric. Sci.* 3, 386–395.
- Bañón, S., Miralles, J., Ochoa, J., Franco, J.A., Sánchez-Blanco, M.J., 2011. Effects of diluted and undiluted treated wastewater on the growth, physiological aspects and visual quality of potted lantana and polygala plants. *Sci. Hortic. (Amsterdam)* 129, 869–876.
- Barnes, C.S., Oki, L.R., Evans, R.Y., 2007. Determining the Tolerance of Coast Redwood, *Sequoia sempervirens* ‘Aptos Blue’ to Sodium and Chloride, Solutions Project Report, Santa Clara Valley Water District.
- Bixio, D., Thoeve, C., De Koning, J., Joksimovic, D., Savic, D., Wintgens, T., Melin, T., 2006. Wastewater reuse in Europe. *Desalination* 187, 89–101.
- BOE, 2007. Boletín Oficial del Estado, Real Decreto 1620/2007, de 7 diciembre por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. Nº 294 de 8 diciembre 2007, 2007, p. 50639.
- Bremner, J.M., Mulvaney, C.S., 1982. Nitrogen - total. En: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (Eds.), *Method of Soil Analysis Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. American Society of Agronomy Soil Science Society of America, Madison, WI, USA, pp. 595–622.
- Cassaniti, C., Leonardi, C., Flowers, T.J., 2009. The effects of sodium chloride on ornamental shrubs. *Sci. Hortic. (Amsterdam)* 122, 586–593.
- Cassaniti, C., Romano, D., Flowers, T.J., 2012. The response of ornamental plants to saline irrigation water. En: García-Garizabal, I., Abrahao, R. (Eds.), *Irrigation – Water Management, Pollution and Alternative Strategies*. InTech, pp. 131–158.
- Chen, W., Lu, S., Jiao, W., Wang, M., Chang, A.C., 2013a. Reclaimed water: a safe irrigation water source? *Environ. Dev.* 8, 74–83.
- Chen, W., Lu, S., Pan, N., Jiao, W., 2013b. Impacts of long-term reclaimed water irrigation on soil salinity accumulation in urban green land in Beijing. *Water Resour. Res.* 49, 7401–7410.
- Chen, W., Lu, S., Pan, N., Wang, Y., Wu, L., 2015. Impact of reclaimed

- water irrigation on soil health in urban green areas. *Chemosphere* 119, 654–661.
- Chu, J., Chen, J., Wang, C., Fu, P., 2004. Wastewater reuse potential analysis: implications for China's water resources management. *Water Res.* 38, 2746–2756.
- Cirelli, G.L., Consoli, S., Licciardello, F., Aiello, R., Giuffrida, F., Leonardi, C., 2012. Treated municipal wastewater reuse in vegetable production. *Agric. Water Manage.* 104, 163–170.
- Corwin, D.L., Rhoades, J.D., Šimůnek, J., 2007. Leaching requirement for soil salinity control: Steady-state versus transient models. *Agric. Water Manage.* 90, 165–180.
- De Miguel, A., Martínez-Hernández, V., Leal, M., González-Naranjo, V., De Bustamante, I., Lillo, J., Martín, I., Salas, J.J., Palacios-Díaz, M.P., 2013. Short-term effects of reclaimed water irrigation: *Jatropha curcas* L. cultivation. *Ecol. Eng.* 50, 44–51.
- Dehaan, R.L., Taylor, G.R., 2002. Field-derived spectra of salinized soils and vegetation as indicators of irrigation-induced soil salinization. *Remote Sens. Environ.* 80, 406–417.
- Dmuchowski, W., Baczevska, A.H., Gozdowski, D., Bągoszewska, P., 2013. Effect of salt stress on the chemical composition of leaves of different tree species in urban environment. *Fresenius Environ. Bull.* 22, 987–994.
- Elgallal, M., Fletcher, L., Evans, B., 2016. Assessment of potential risks associated with chemicals in wastewater used for irrigation in arid and semiarid zones: a review. *Agric. Water Manage.* 177, 419–431.
- Fornes, F., Belda, R.M., Carrión, C., Noguera, V., García-Agustín, P., Abad, M., 2007. Preconditioning ornamental plants to drought by means of saline water irrigation as related to salinity tolerance. *Sci. Hortic. (Amsterdam)* 113, 52–59.
- Furumai, H., 2008. Rainwater and reclaimed wastewater for sustainable urban water use. *Phys. Chem. Earth* 33, 340–346.
- Gee, G.W., Bauder, J.W., 1986. Particle-size analysis. En: Klute, A. (Ed.), *Methods of Soil Analysis Part 1. Physical and Mineralogical Methods.* American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, WI, USA, pp. 383–409.
- Gloaguen, T.V., Forti, M.C., Lucas, Y., Montes, C.R., Gonçalves, R.A.B., Herpin, U., Melfi, A.J., 2007. Soil solution chemistry of a Brazilian Oxisol irrigated with treated sewage effluent. *Agric. Water Manage.* 88, 119–131.
- Gori, R., Lubello, C., Ferrini, F., Nicese, F.P., Coppini, E., 2008. Reuse of industrial wastewater for the irrigation of ornamental plants. *Water Sci. Technol.* 57, 883–889.
- Hamilton, A.J., Stagnitti, F., Xiong, X., Kreidl, S.L., Benke, K.K., Maher, P., 2007. Wastewater irrigation: the state of play. *Vadose Zone J.* 6, 823.
- Hanjra, M.A., Blackwell, J., Carr, G., Zhang, F., Jackson, T.M., 2012. Wastewater irrigation and environmental health: implications for water governance and public policy. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 215, 255–269.
- Haruvy, N., 2006. Reuse of wastewater in agriculture - economic assessment of treatment and supply alternatives as affecting aquifer pollution. En: Morel, B., Linkov, I. (Eds.), *Environmental Security and Environmental Management: The Role of Risk Assessment.* NATO Security through Science Series (Series C: Environmental Security), Netherlands, pp. 257–262.
- Iglesias, R., Ortega, E., 2008. Present and future of wastewater reuse in Spain. *Desalination* 218, 105–119.
- IUSS Working, Group, W.R.B., 2015. World reference Base for soil resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. *World Soil Resources Report 106* FAO, Rome.
- Kalavrouziotis, I.K., Robolas, P., Koukoulakis, P.H., Papadopoulos, A.H., 2008. Effects of municipal reclaimed wastewater on the macro- and micro-elements status of soil and of Brassica oleracea var. Italica, and B. Oleracea var. Gemmifera. *Agric. Water Manage.* 95, 419–426.
- Kalra, Y.P., 1998. *Handbook of Reference Methods for Plant Analysis.* CRC Press, Boca Raton, Florida (USA).
- Klay, S., Charef, A., Ayed, L., Houman, B., Rezgui, F., 2010. Effect of irrigation with treated wastewater on geochemical properties (saltness, C, N and heavy metals) of isohumic soils (Zaouit Sousse perimeter, Oriental Tunisia). *Desalination* 253, 180–187.
- Lado, M., Ben-Hur, M., 2009. Treated domestic sewage irrigation effects on soil hydraulic properties in arid and semiarid zones: a review. *Soil Till. Res.* 106, 152–163.
- Leley, J., Hoffman, G.J., Hopmans, J.W., Grattan, S.R., Suarez, D., Corwin, D.L., Oster, J.D., Wu, L., Amrhein, C., 2011. Evaluation of soil salinity leaching requirement guidelines. *Agric. Water Manage.* 98, 502–506.
- Li, J., Pu, L., Han, M., Zhu, M., Zhang, R., Xiang, Y., 2014. Soil salinization research in China: advances and prospects. *J. Geogr. Sci.* 24, 943–960.
- Lubello, C., Gori, R., Nicese, F.P., Ferrini, F., 2004. Municipal-treated wastewater reuse for plant nurseries irrigation. *Water Res.* 38, 2939–2947.
- Lyu, S., Chen, W., Zhang, W., Fan, Y., Jiao, W., 2016. Wastewater reclamation and reuse in China: opportunities and challenges. *J. Environ. Sci.* 39, 86–96.
- McLain, J.E.T., Williams, C.F., 2012. Assessing environmental impacts of treated wastewater through monitoring of fecal indicator bacteria and salinity in irrigated soils. *Environ. Monit. Assess.* 184, 1559–1572.
- Montemurro, N., Cucci, G., Mastro, M.A., Lacolla, G., Lonigro, A., 2017. The nitrogen role in vegetables irrigated with treated municipal wastewater. *Agron. Res.* 15, 2012–2025.
- Munns, R., Tester, M., 2008. Mechanisms of salinity tolerance. *Annu. Rev. Plant Biol.* 59, 651–681.
- Muyen, Z., Moore, G.A., Wrigley, R.J., 2011. Soil salinity and sodicity effects of wastewater irrigation in South East Australia. *Agric. Water Manage.* 99, 33–41.
- Nackley, L.L., Barnes, C., Oki, L.R., 2015. Investigating the impacts of recycled water on long-lived conifers. *AoB Plants* 7, 1–11.
- Netzer, Y., Shenker, M., Schwartz, A., 2014. Effects of irrigation using treated wastewater on table grape vineyards: dynamics of sodium accumulation in soil and plant. *Irrig. Sci.* 32, 283–294.
- Nicolás, E., Alarcón, J.J., Mounzer, O., Pedrero, F., Nortes, P.A., Alcobendas, R., Romero-Trigueros, C., Bayona, J.M., Maestre-Valero, J.F., 2016. Long-term physiological and agronomic responses of mandarin trees to irrigation with saline reclaimed water. *Agric. Water Manage.* 166, 1–8.
- Niu, G., Cabrera, R.I., 2010. Growth and physiological responses of landscape plants to saline water irrigation: a review. *HortScience* 45, 1605–1609.
- Nouri, H., Beecham, S., Hassanli, A.M., Ingleton, G., 2013. Variability of drainage and solute leaching in heterogeneous urban vegetation environs. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 17, 4339–4347.
- Öztürk, M., Waisel, Y., Khan, M.A., Görk, G., 2006. *Biosaline Agriculture and Salinity Tolerance in Plants.* BirkhäuserVerlag, Basel, Switzerland.
- Papadopoulos, F., Parissopoulos, G., Papadopoulos, A., Zdragas, A., Ntanos, D., Prochaska, C., Metaxa, I., 2009. Assessment of reclaimed municipal wastewater application on rice cultivation. *Environ. Manage.* 43, 135–143.
- Parida, A.K., Das, A.B., 2005. Salt tolerance and salinity effects on plants: a review. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 60, 324–349.
- Pedrero, F., Allende, A., Gil, M.I., Alarcón, J.J., 2012. Soil chemical properties, leaf mineral status and crop production in a lemon tree orchard irrigated with two types of wastewater. *Agric. Water Manage.* 109, 54–60.
- Pedrero, F., Camposo, S., Pace, B., Cefola, M., Vivaldi, G.A., 2018. Use of reclaimed wastewater on fruit quality of nectarine in Southern Italy. *Agric. Water Manage.* 203, 186–192.
- Pedrero, F., Maestre-Valero, J.F., Mounzer, O., Nortes, P.A., Alcobendas, R., Romero-Trigueros, C., Bayona, J.M., Alarcón, J.J., Nicolás, E., 2015. Response of young “Star Ruby” grapefruit trees to regulated deficit irrigation with saline reclaimed water. *Agric. Water Manage.* 158, 51–60.
- Pereira, B.F.F., He, Z., Silva, M.S., Herpin, U., Nogueira, S.F., Montes, C.R., Melfi, A.J., 2011. Reclaimed wastewater: impact on soil-plant system under tropical conditions. *J. Hazard. Mater.* 192, 54–61.
- Petousi, I., Fountoulakis, M.S., Saru, M.L., Nikolaidis, N., Fletcher, L., Stentiford, E.I., Manios, T., 2015. Effects of reclaimed wastewater irrigation on olive (*Olea europaea* L. Cv. ‘Koroneiki’) trees. *Agric. Water Manage.* 160, 33–40.
- Porta, J., López-Acevedo, M., Roquero, C., 1994. *Edafología para la agricultura y el medio ambiente.* Mundi-Prensa. ed. Madrid (Spain).
- Qadir, M., Scott, C.A., 2010. Non-pathogenic trade-offs of wastewater irrigation. En: Drechsel, P., Scott, C.A., Raschid-Sally, L., Redwood, M., Bahri, A. (Eds.), *Wastewater Irrigation and Health: Assessing and*

- Mitigating Risk in Low Income Countries. Earthscan.
- Qian, Y.L., Mecham, B., 2005. Long-term effects of recycled wastewater irrigation on soil chemical properties on golf course fairways. *Agron. J.* 97, 717–721.
- Quan, C., Han, S., Utescher, T., Zhang, C., Liu, Y.S.C., 2013. Validation of temperature-precipitation based aridity index: paleoclimatic implications. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.* 386, 86–95.
- Rebhun, M., 2004. Desalination of reclaimed wastewater to prevent salinization of soils and groundwater. *Desalination* 160, 143–149.
- Rengasamy, P., 2010. Soil processes affecting crop production in salt-affected soils. *Funct. Plant Biol.* 37, 613–620.
- Rengasamy, P., 2006. World salinization with emphasis on Australia. *J. Exp. Bot.* 57, 1017–1023.
- Rengasamy, P., Olsson, K.A., 1991. Sodicity and soil structure. *Aust. J. Soil Res.* 29, 935–952.
- Rhoades, J., Kandiah, A., Mashali, A.M., 1992. The Use of Saline Waters for Crop Production. FAO Irrigation and Drainage Paper, Rome (Italy).
- Rhoades, J.D., 1982. Soluble salts. En: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (Eds.), *Method of Soil Analysis Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. American Society of Agronomy Soil Science Society of America, Madison, WI, USA, pp. 167–178.
- Sastre-Merlín, A., Zalacáin, D., Bienes, R., Martínez-Pérez, S., 2016a. Seguimiento de los efectos del riego con agua regenerada en varios parques de la ciudad de Madrid. En: *Agua, Fundación Nueva Cultura del Agua* (Ed.), IX Congreso Ibérico de Gestión y Planificación del Agua. Fundación Nueva Cultura del Agua, Valencia (España), pp. 1052–1063.
- Sastre-Merlín, A., Zalacáin, D., Bienes, R., Martínez-Pérez, S., 2016b. Experiencia piloto de riegos de lavado en parques urbanos de Madrid. En: *Póster Técnico – CONAMA 2016*. Madrid (Spain).
- Sevostianova, E., Leinauer, B., 2014. Subsurface-applied tailored water: combining nutrient benefits with efficient turfgrass irrigation. *Crop Sci.* 54, 1926–1938.
- Sou-Dakouré, M.Y., Mermoud, A., Yacouba, H., Boivin, P., 2013. Impacts of irrigation with industrial treated wastewater on soil properties. *Geoderma* 200 (201), 31–39.
- Stevens, D.P., Smolenaars, S., Kelly, J., 2008. *Irrigation of Amenity Horticulture with Recycled Water: a Handbook for Parks, Gardens, Lawns, Landscapes, Playing Fields, Golf Courses and Other Public Open Spaces*. Arris Pty Ltd., Melbourne.
- Szabolcs, I., 1989. Amelioration of soils in salt affected areas. *Soil Technol.* 2, 331–344.
- Tanji, K., Grattan, S., Grieve, C., Harivandi, A., Rollins, L., Shaw, D., Sheikh, B., Wu, L., 2007. *Salt Management Guide for Landscape Irrigation with Recycled Water in Coastal Southern California*. A Comprehensive Literature Review.
- Tarchouna, L.G., Merdy, P., Raynaud, M., Pfeifer, H.R., Lucas, Y., 2010. Effects of longterm irrigation with treated wastewater. Part I: evolution of soil physico-chemical properties. *Appl. Geochem.* 25, 1703–1710.
- Toze, S., 2006. Reuse of effluent water - benefits and risks. *Agric. Water Manage.* 80, 147–159.
- Urbano, V.R., Mendonça, T.G., Bastos, R.G., Souza, C.F., 2017. Effects of treated wastewater irrigation on soil properties and lettuce yield. *Agric. Water Manage.* 181, 108–115.
- Walkley, A., Black, I.A., 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.*
- Wilcox, J., Nasiri, F., Bell, S., Rahaman, M.S., 2016. Urban water reuse: a triple bottom line assessment framework and review. *Sustain. Cities Soc.* 27, 448–456.
- Wu, L., Chen, W., French, C., Chang, A.C., 2009. Safe Application of Reclaimed Water Reuse in the Southwestern United States. *Univ. California. Agric. Nat. Resour.* 8357.
- Wu, L., Dodge, L., 2005. Landscape plant salt tolerance selection guide for recycled water irrigation. *Elvenia J. Slosson Endow. Fund.* 40.
- Wu, L., Guo, X., 2006. Response of two coast redwood (*Sequoia sempervirens* Endl.) varieties to moderate levels of salt and boron spray measured by stress symptoms: implications for landscape irrigation using recycled water. *Environ. Exp. Bot.* 58, 130–139.
- Wu, L., Guo, X., Hunter, K., Zagory, E., Waters, R., Brown, J., 2001. *Studies of Salt Tolerance of Landscape Plant Species and California Native Grasses for Recycled Water Irrigation*, Slosson Report 2000–2001.
- Yu, R., Liu, T., Xu, Y., Zhu, C., Zhang, Q., Qu, Z., Liu, X., Li, C., 2010. Analysis of salinization dynamics by remote sensing in Hetao Irrigation District of North China. *Agric. Water Manage.* 97, 1952–1960.
- Zalacáin, D., Sastre-Merlín, A., Martínez-Pérez, S., Álvarez-Guerra, R., Bienes, R., 2017. Evaluación del impacto a medio-largo plazo del riego con agua regenerada sobre la salinidad del suelo en parques urbanos de la ciudad de Madrid. En: *Estudios en la Zona No Saturada Vol. XIII*, 405–413
- Yi, L., Jiao, W., Chen, X., Chen, W., 2011. An overview of reclaimed