

IMPACTO DEL USO DE ASTILLAS DE MADERA COMO ENMIENDA AL SUELO EN UN FILTRO VERDE PILOTO: ATENUACIÓN DE NUTRIENTES

Lucía Barbero^{1&2}, **Virtudes Martínez-Hernández^{1*}**, Blanca Huidobro López^{1&2}, Raffaella Meffe¹, Raúl Pradana^{1,2&3}, Jorge A. Hernández-Martín⁴, Ana de Santiago-Martín¹ y Irene de Bustamante^{1&2}

¹ IMDEA Agua, Avda Punto Com 2, 28805, Alcalá de Henares, Spain. *E-mail: virtudes.martinez@imdea.org

² Universidad de Alcalá, Departamento de Geología, Geografía y Medio Ambiente. Facultad de Ciencias, Campus externo. Ctra A-II km 33,6, 28871, Alcalá de Henares, Spain

³ Grupo Eulen (Madrid), Calle del Valle de Tobalina, 56. 28021 Madrid, Spain

⁴ Arcadis, Calle Orense nº4, p11, 28020 Madrid, Spain

RESUMEN. Los filtros verdes (FVs) son plantaciones forestales que aprovechan la acción conjunta del sistema suelo-planta-microorganismos para tratar agua residual. El objetivo de este trabajo es evitar la lixiviación de nutrientes maximizando la eficiencia del tratamiento en un FV piloto mediante: i) la incorporación de enmiendas en el suelo y ii) el manejo del riego. Los resultados muestran que la eliminación de nitrógeno por desnitrificación es mayor con la enmienda de astillas, ya que fomenta la actividad microbiana por el aumento de la relación C/N, así como con riegos de menor carga y mayor frecuencia que favorecen condiciones anaerobias al mantener la humedad en el suelo. Sin embargo, las astillas y el manejo del riego no mejoran la eliminación de fósforo. El agua subterránea analizada no está afectada por el aporte de nutrientes ligado al riego del FV.

ABSTRACT. Vegetation Filters (VFs) are forestry plantations that take advantage of the soil-plant-microorganism system mutual action to treat wastewater. The objective of this study is to avoid nutrient leaching by maximizing the treatment efficiency in a pilot VF through: i) the incorporation of soil amendments and ii) the irrigation management. Nitrogen removal by denitrification is greater with woodchip amendment (it boosts microbial activity by increasing the C/N ratio) and with lower loads and more frequent irrigations (it favors anaerobic conditions by maintaining soil moisture). Woodchips and irrigation management do not improve phosphorus removal. Groundwater is not affected by nutrient leaching from the VF.

1.- Introducción

Las limitaciones técnicas y económicas de poblaciones aisladas y pequeños municipios comprometen la eficacia de los sistemas convencionales de tratamiento de aguas residuales urbanas. En este contexto, adquiere especial relevancia desarrollar tecnologías de tratamiento de aguas residuales más sostenibles, replicando (o imitando) los procesos de atenuación en la naturaleza. Dentro de estas tecnologías, que se conocen con el nombre de Soluciones basadas en la Naturaleza (SBN), se incluyen los tratamientos no convencionales, como los Filtros Verdes (FVs). En los FVs el agua residual se somete a un

pretratamiento para, posteriormente, ser aplicada mediante inundación de surcos o por sistemas de goteo para el riego de cultivos forestales. La depuración en el suelo se lleva a cabo por la acción conjunta del suelo, los microorganismos y la vegetación superior mediante procesos de biodegradación, sorción y absorción por las plantas (Martínez-Hernández *et al.*, 2018). Sin embargo, en ocasiones, el uso de aguas residuales como aguas de riego puede conllevar efectos adversos como, por ejemplo, el lixiviado de nutrientes por cargas hidráulicas excesivas, la precipitación de sales en el suelo o el estrés al que se ve sometida la vegetación por excesivas cargas de nutrientes y otros contaminantes (Al-Jamal *et al.*, 2002; Vázquez *et al.*, 2006; Dukes *et al.*, 2010; Diaz *et al.*, 2019). Por ello es necesario desarrollar acciones que maximicen el tratamiento en los FVs y minimicen estos efectos indeseados.

Una de estas acciones es la incorporación de enmiendas al suelo. Resultados previos del grupo, procedentes de ensayos a escala de laboratorio, indican que la incorporación de astillas de madera al suelo aumenta considerablemente el tratamiento de nitrógeno, ya que la materia orgánica añadida favorece la actividad microbiana (Meffe *et al.*, 2016; Martínez-Hernández *et al.*, 2020). Otra de las acciones es la optimización de la aplicación del riego, dado que la dinámica de infiltración desempeña un papel importante en el tratamiento. Otros autores han observado mejoras en el tratamiento cuando el riego se realiza de forma intermitente (Li *et al.*, 2015), o bien con bajas cargas de riego y aplicación frecuente en función de las demandas hídricas de las plantas (Duan *et al.*, 2009; Zotarelli *et al.*, 2010) y procurando una repartición homogénea del riego aplicado (Dukes *et al.*, 2010; Lasa *et al.*, 2011).

Este trabajo se enmarca en el proyecto FILVER+, cuyo objetivo global es evaluar si el uso de enmiendas en el suelo de FVs produce una mejora en el tratamiento del agua residual, así como determinar la influencia de la forma y carga de riego aplicada en dicho tratamiento. En este contexto, el presente trabajo se centra específicamente en valorar la mejora del tratamiento de nitrógeno y fósforo en un FV mediante: i) la aplicación de astillas de madera como enmienda, ii) las modificaciones en el manejo del riego.

2.- Metodología

2.1.- Diseño experimental y piloto

El presente trabajo se ha realizado en el FV situado en las instalaciones del Instituto IMDEA Agua (Alcalá de Henares, Madrid). El FV se riega diariamente con el agua residual generada en el propio edificio. Este agua es pretratada mediante un tanque *Imhoff* de 9 m³, desde el que se bombea en pulsos de, aproximadamente, 300 L hasta el FV. El piloto cuenta con una superficie de 56 m² distribuida en 6 caballones o hileras de 8 chopos (*Populus euroamericana*, clon I-214) con un marco de plantación de 1m x 1m, entre los que discurren 5 calles o surcos de riego. El análisis granulométrico del suelo del FV muestra una distribución de tamaño de partícula mineral de 42,5% de arena, 26% de limo y 31,5% de arcillas, por lo que se clasifica como suelo franco arcilloso (Soil Survey Staff, 1999).

Los volúmenes de riego necesarios se establecen en base al balance hídrico diario, atendiendo a los requerimientos de la planta y a la cantidad de precipitación. No obstante, el volumen real aplicado está condicionado por la cantidad de agua residual producida en el propio edificio. Puesto que el riego se realiza diariamente, los volúmenes de agua que se infiltran en forma de recarga neta del acuífero subyacente se estiman para cada evento de riego. El experimento consta de 3 periodos (Fig. 1) diferenciados por: i) la frecuencia y sistema de riego, y ii) la presencia o ausencia de enmiendas. El periodo 1 (P1) abarca desde enero de 2018 hasta abril de 2019. Durante el P1 el suelo está inalterado, sin enmiendas y cada calle se riega por inundación una vez por semana. El periodo 2 (P2), se extiende desde la colocación de la enmienda mezclada con el suelo en abril de 2019 hasta julio de 2020. La aplicación de la enmienda en el P2 se llevó a cabo mezclando 3% (en peso) de astillas de madera con los primeros 15 cm de suelo del FV. Las astillas se obtuvieron de la poda (diciembre de 2018) de la propia biomasa producida en el FV durante dos años, y se dejaron secar al aire hasta su incorporación en el suelo. Durante el P2 la frecuencia y sistema de riego se mantienen como en el P1. El periodo 3 (P3) comienza en julio de 2020 con la incorporación de un lecho de 10 cm de espesor de astillas sobre el suelo de los surcos de riego del FV. A su vez, se instala un sistema de riego por goteo con tuberías de 20 mm perforadas en todas las calles. Las tuberías cuentan con goteros turbulentos con el paso de luz máximo permitido por el diseño (8 L/h) para evitar el depósito de sólidos en suspensión, que están espaciados en tramos de 25 cm para garantizar la uniformidad del riego.

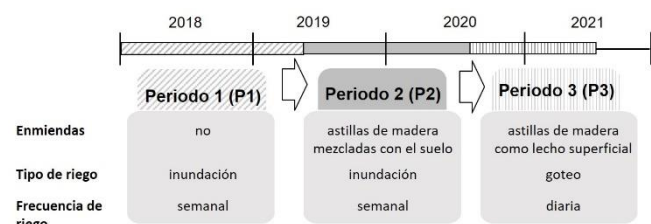


Fig. 1. Línea temporal de los periodos descritos y los cambios realizados en el FV piloto.

Además, en el P3 se cambia la frecuencia de riego de semanal a diaria. Esto implica una reducción de la tasa de riego diaria pero no del volumen total tratado semanalmente. A partir de marzo de 2020, incluyendo los últimos meses del P2 y el P3 completo, la calidad de agua residual disponible para el riego está condicionada por una menor afluencia de trabajadores en el edificio (régimen de teletrabajo como medida de contención sanitaria frente a la COVID-19).

2.3.- Muestreo

Para determinar la eficiencia del tratamiento del FV, se han realizado muestreos periódicos semanales de: i) el agua residual utilizada para el riego (INF), ii) el agua que se infiltra a través de la zona no saturada a 15 y 45 cm de profundidad (C15 y C45, respectivamente) y, finalmente, iii) el agua subterránea del acuífero subyacente (Pz). El muestreo del agua de infiltración a las dos profundidades se realiza mediante dos cápsulas de succión de acero inoxidable SW-071-260 (Soil Measurement Systems, Huntington Beach, CA, USA) instaladas en la parte central del FV piloto para evitar los efectos de borde. Tras cada evento de riego se ejerce una succión mediante una bomba manual, modelo 1002-SSAT (Irrometer, Riverside, CA, USA) hasta alcanzar la tensión de aproximadamente -33kPa, que se corresponde de forma teórica con el contenido en agua definido como capacidad de campo (Richards y Weaver, 1944). La diferencia de presión entre el interior de la cápsula y el suelo húmedo circundante genera un flujo de agua a través de la placa de acero microporoso. El agua almacenada en las cápsulas se recolecta sucesivamente ejerciendo una succión y forzando el flujo desde los dispositivos hasta las botellas de recolección de 1L, ubicadas en superficie.

En el último periodo (P3) la bomba manual se reemplazó por una bomba de vacío automática (VS-Pro, UMS GmbH München, GE), que permite fijar la tensión a la que debe mantener la succión, ajustándola de forma automática con cada riego y, a la vez, tomar muestra del agua infiltrada durante el tiempo que dura el paso del frente de humedad.

El agua subterránea se muestrea también semanalmente mediante una red de piezómetros instalada en la parcela. Los piezómetros se encuentran aguas arriba (Pz7) y aguas abajo (Pz11) del FV piloto y presentan una profundidad de entre 10 y 15 m. El día previo al muestreo se realizan medidas de piezometría y se procede a la purga de los piezómetros mediante una bomba sumergible (bomba Grundfos MP1) con el fin de obtener, al día siguiente, muestras representativas del acuífero. Las muestras de agua subterránea se recolectan deslizando en el interior de los piezómetros un *bailer* de teflón.

El muestreo de suelo se realiza anualmente mediante la toma de muestras alteradas con una barrena manual (Eijkelpamp, Agrisearch Equipment) a 15 y 45 cm de profundidad, al inicio y final de las tres calles centrales del FV. El suelo se seca al aire y se tamiza (< 2 mm) previamente a su análisis.

2.4.- Análisis

En las muestras recolectadas se han realizado análisis de parámetros *in situ*: pH, conductividad eléctrica (CE), potencial redox y O₂ disuelto, así como la cuantificación de nitrato mediante espectrofotometría ultravioleta con el analizador multiparamétrico portátil PASTEL-UV. En los laboratorios de IMDEA Agua se han analizado iones mayoritarios (Cl⁻, NO₂⁻, NO₃⁻, HPO₄²⁻, SO₄²⁻, CO₃²⁻, HCO₃⁻, OH⁻, Na⁺, NH₄⁺, K⁺, Ca²⁺ y Mg²⁺) por cromatografía iónica, nitrógeno total (Nt), fósforo total (Pt) y demanda química de oxígeno (DQO) mediante fotometría, atendiendo a los métodos estandarizados recogidos en Eaton *et al.* (2005). El análisis físico-químico completo se realiza mensualmente, mientras que los iones mayoritarios se cuantifican semanalmente.

En las muestras de suelo del FV se ha determinado el pH y la CE en una proporción 1:5 de suelo:agua. El contenido en materia orgánica se ha medido mediante el método de pérdida de peso por ignición y el contenido de nitratos mediante cromatografía iónica después de la extracción descrita por Griffin *et al.* (2011). El análisis del nitrógeno total Kjeldahl (NTK) se ha llevado a cabo siguiendo lo establecido en la norma UNE 77318: 2001. Para la determinación del Pt se ha realizado una digestión ácida asistida por microondas y posterior cuantificación en el extracto mediante espectrometría de masas con plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS). La capacidad de intercambio catiónico (CIC) se ha determinado mediante el método del acetato amónico para finalmente medir la concentración de Na⁺ utilizando ICP-MS.

3.- Resultados y discusión

3.1.- Nitrógeno

Los resultados obtenidos muestran comportamientos diferentes para cada periodo (P1, P2 y P3), tanto en la eliminación de nitrógeno como en la concentración de las distintas especies (Fig. 2).

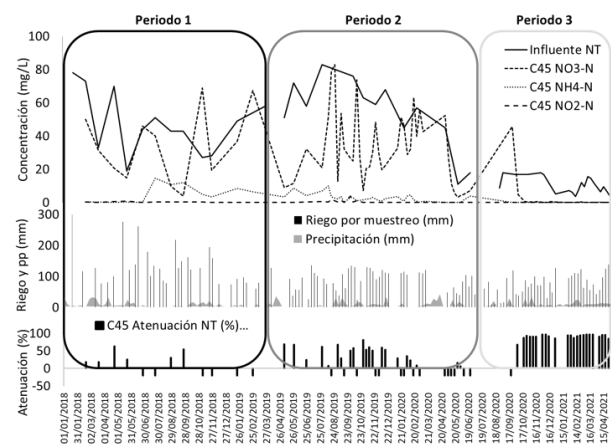


Fig. 2. Evolución de la concentración de las especies del nitrógeno y porcentaje de atenuación a 45 cm durante los 3 periodos de estudio, así como del riego y de la precipitación en cada evento.

Durante el P1 (sin enmienda y con riego por inundación una vez por semana) se observa una mayor lixiviación de amonio. En este periodo se dieron, en eventos puntuales, unos elevados volúmenes de riego (entre 150 y 300 mm). La mayor carga de riego aplicada en P1 con respecto al P2 y P3 es probablemente una de las principales causas de esta lixiviación, tal y como describen otros autores (Vázquez *et al.*, 2006; Díaz *et al.*, 2019) que también observaron fenómenos de lixiviación de nitrógeno cuando se aplican elevadas cargas de riego puntuales. Durante el P1, con el suelo inalterado, también se observa un desfase en la variación de las concentraciones de nitrato y amonio a 15 y 45 cm, indicando un retardo en la llegada de los contaminantes, pero sin identificarse un proceso de atenuación significativo (Fig. 3).

En el P2, la incorporación de enmienda mezclada con los primeros 15 cm de suelo y la consiguiente alteración de su estructura, aumenta la porosidad y el tamaño de poros. Este cambio en la estructura del suelo permite mayores contenidos de humedad en el suelo y conlleva una mayor aireación y por ende condiciones más oxidantes. Estas condiciones favorecen los procesos de nitrificación, como se observa en la disminución de amonio y en el aumento de las concentraciones de nitrato en el agua de infiltración a 45 cm durante el P2 (Fig. 2). En la Fig. 3 se muestra también cómo al incorporar la enmienda en forma de mezcla, provoca que los picos de nitrato a 15 y 45 cm se acompasen en el mismo evento de riego, a diferencia del desfase que ocurría en el P1. Este hecho también quedaba reflejado en los tiempos calculados de paso del frente de riego en las curvas de humedad a 15 y 45 cm, indicando que ambas profundidades tienen un comportamiento similar desde el punto de vista de la dinámica de infiltración (datos mostrados en el artículo complementario de Barbero *et al.* 2021a (enviado)).

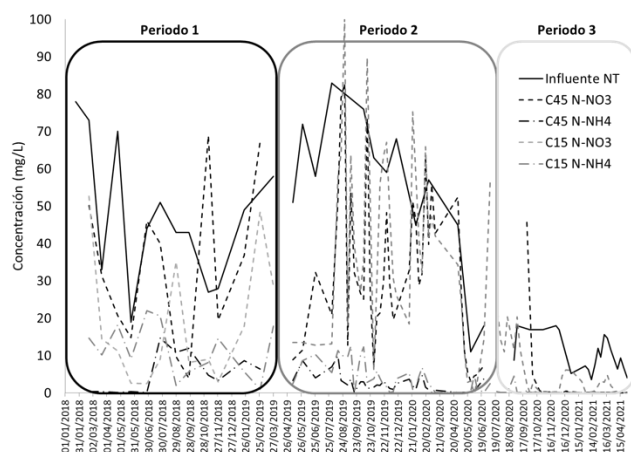


Fig. 3. Comparativa de la evolución de la concentración de nitrato y amonio a dos profundidades (15 y 45 cm) durante los 3 periodos de estudio.

Por otro lado, durante el P3 se obtienen elevados valores de eliminación del nitrógeno (66% y 84% a 15 y 45 cm, respectivamente). Esta mejora en el tratamiento se explica

por el efecto conjunto de la nueva adición de enmiendas, procesos naturales y factores relativos al manejo del riego del FV. La adición de un lecho de 10 cm de espesor de astillas sobre el suelo aumenta la relación C/N en el agua fomentando aún más la actividad microbiana.

La compactación de los primeros 15 cm de suelo se observa durante el P3, ocurre de forma natural promoviendo una infiltración más paulatina que en el P2. Finalmente, el cambio a un sistema de riego por goteo junto con el aumento de la frecuencia de riego permite una disminución de las cargas aplicadas en cada riego sin reducir significativamente los volúmenes de agua tratados semanalmente. Estos cambios mejoran el tratamiento (Fig. 2) por aprovechamiento más eficiente por parte de las plantas y la alternancia de condiciones óxicas y anóxicas en el suelo. El sistema de riego por goteo, con bajas cargas hidráulicas y aplicación frecuente, ha demostrado ser efectivo en línea con otros estudios que han conseguido reducir la lixiviación de Nt modulando el manejo del riego (Dukes *et al.*, 2010; Lasa *et al.*, 2011; Zotarelli *et al.*, 2011).

El riego por inundación con elevadas cargas aplicado en surcos en el P1 y el P2, puede provocar zonas con exceso o defecto de riego que se traducen en lixiviados de nutrientes o estrés para la vegetación, respectivamente. Sin embargo, la disminución de la carga por evento junto con el aumento de la frecuencia de eventos de riego implica que el suelo tiene ciclos de humectación y desecación diarios, con una menor variabilidad de los contenidos de humedad, fomentando procesos de nitrificación y desnitrificación en la rizosfera (Duan y Fedler, 2007). Además, las podas llevadas a cabo cada dos años favorecen la absorción de nutrientes en los periodos vegetativos sucesivos por la creciente demanda del árbol (Hooda *et al.*, 2003; Fedler y Green, 2006). Este mayor requerimiento de nutrientes contribuye a las mejoras en la eliminación de Nt observada en el P3, especialmente en los periodos activos de las plantas o meses estivales.

El P3 se desarrolla en plena pandemia COVID-19 donde el teletrabajo es frecuente y la cantidad de trabajadores en el edificio se reduce drásticamente. El régimen de teletrabajo como medida de contención sanitaria frente a la pandemia tiene un efecto inmediato en la calidad del agua de riego, que se traduce en una bajada notable de las concentraciones de nitrógeno (Fig. 2), y otros contaminantes (ej. contaminantes de preocupación emergente) (resultados mostrados en el artículo complementario Huidobro *et al.*, 2021 (enviado)), en el agua residual con respecto a los dos periodos de estudio anteriores. La confluencia de estos factores ha conducido a fenómenos de desnitrificación durante el P3 en el cual se obtiene un porcentaje medio de atenuación de Nt de 84% a 45 cm de profundidad.

Como cabía esperar, se observan concentraciones de N-NO_2 muy bajas ($< 0,9$ mg/L) en el agua de infiltración en los 3 periodos, lo cual se debe a la inestabilidad de esta especie química bajo las condiciones ambientales de estudio (Stumm y Morgan, 1981).

La reducción del contenido de nitratos observada en el

suelo (Tabla 1) en marzo de 2021 (P3) y la ausencia en el lixiviado indica la presencia de procesos de desnitrificación. Del mismo modo, el ligero aumento del NTK y de la materia orgánica en el suelo sugiere el desarrollo de una mayor actividad microbiana, posiblemente responsable de esa desnitrificación. Las medidas realizadas en el suelo en julio de 2020 (P2) confirman que las astillas de madera representan una fuente extra de materia orgánica, que incrementa en un 60%.

Tabla 1. Evolución de los parámetros físico-químicos del suelo en los primeros 15 cm de profundidad durante los periodos de estudio.

Parámetro	Feb 2017 (inicio)	Abr 2018 (P1)	Mar 2019 (P1/P2)	Jul 2020 (P2/P3)	Mar 2021 (P3)
pH	8,2	8,5	8,1	8,1	8,4
CE (dS/cm)	140,0	151,0	176,0	212,0	144,0
Materia Orgánica (%)	1,7	1,9	1,8	2,9	3,0
Nitratos (mg/kg)	45,5	80,5	125,0	130,0	26,4
NTK (mg/kg)	760,0	870,0	950,0	1290,0	1330,0
Pt (mg/kg)	394,0	340,6	404,3	457,0	409,0

3.2.- Fósforo

Los resultados obtenidos para el fósforo indican que tanto el Pt como el P-PO_4 siguen la misma tendencia (Fig. 4). Los valores de eliminación que se presentan en este trabajo se refieren al P-PO_4 , ya que se dispone de un mayor número de datos. Los porcentajes de atenuación se han reducido desde 70% en el P1 y 44% en el P2, hasta 31% en el P3, indicando que la adición de astillas no mejora la eliminación del fósforo del agua. Sin embargo, cabe destacar que las concentraciones de Pt y P-PO_4 en el agua residual durante el P2 son más elevadas que en el resto de los periodos.

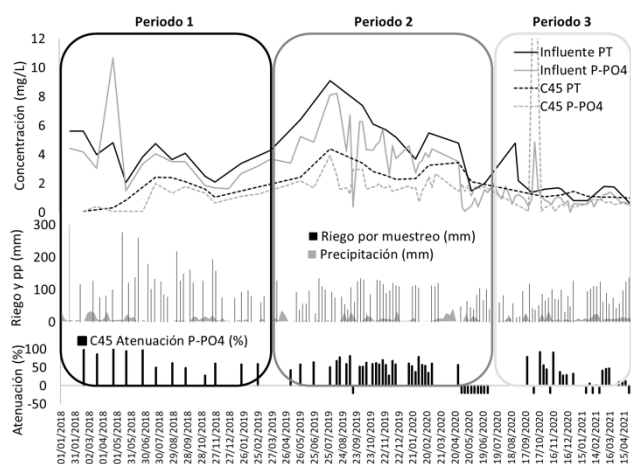


Fig. 4. Evolución de la concentración de las especies del fósforo y porcentaje de atenuación a 45 cm durante los 3 periodos de estudio.

La aplicación de aguas residuales ricas en nutrientes e iones puede provocar desequilibrios en la química del suelo y favorecer la precipitación o disolución de sales (Stewart *et al.*, 1990). En el caso del FV piloto, la presencia de Ca^{2+} y arcillas en el suelo favorecen la precipitación de fósforo

inorgánico (Morel *et al.*, 1989) durante el P1 y P2. Los bajos valores de eliminación de fósforo al final del P2 y durante el P3 se explican por la acción conjunta de varios factores.

En primer lugar, durante los últimos meses del P2 y el P3 (abril-octubre 2020), coincidiendo con los meses de pandemia COVID-19 y teletrabajo, la variabilidad en el porcentaje de eliminación puede relacionarse con elevadas precipitaciones (marzo-mayo 2020), riegos con agua residual con muy baja concentración de fósforo (Fig. 4) y reducción de los valores de pH (valor medio de 7,5 frente a 7,9 – 8,3 rangos medios de P1 y P2). Bajo estas condiciones la eliminación puede verse afectada negativamente por el lavado de fósforo adsorbido en el suelo. Sande *et al.* (2005) relacionan el lixiviado de fosfato, por lavado de compuestos derivados del fósforo en forma inactiva o mineral, con periodos de humectación, eventos de lluvias o aplicación de elevadas cargas de riego con aguas pobres en nutrientes. Además, el descenso en los valores de pH de esos meses puede promover la lixiviación o disolución del fósforo inmóvil, tal y como explica Garrido-Valero (1994). No obstante, a partir de octubre de 2020, el pH del agua de riego y de infiltración aumenta (pH de 8,3 a 15 cm y 8,2 a 45 cm) hasta valores medios similares a los periodos anteriores, y paralelamente aumenta la eliminación.

En segundo lugar, la adición de astillas como enmienda y la aplicación de quelato de hierro para paliar la clorosis férrica que sufrieron los chopos en verano de 2020, pueden suponer un agravante. En agosto de 2018 (P1) también se incorporó quelato de hierro pero no se observó una desorción de fosfato, sin embargo según describen Haygarth y Jarvis (2002), los agentes quelantes orgánicos y el aumento de ácidos húmicos generados tras el aporte de astillas compiten con el fósforo por lugares de adsorción y pueden contribuir a los procesos de desorción de fosfato.

Por último, el aumento de la actividad microbiana fomentado por la aplicación de enmiendas favorece la movilización de ortofosfatos, antes inmóviles en la fase mineral o fracción arcilla del suelo, y la incorporación de éstos a la fase acuosa (Sharma *et al.*, 2011). La acción conjunta de todos estos factores podría explicar el aumento de P-PO₄ a 15 y 45 cm de profundidad con respecto al agua residual entre abril y octubre de 2020 y, por tanto, las tasas de eliminación negativas observadas en el P3.

3.3.- Agua subterránea

Los datos de especies de nitrógeno y fósforo, así como el contenido en carbono orgánico total (COT) y demanda química de oxígeno (DQO) medidos en el agua subterránea muestran contenidos similares aguas arriba (Pz7) y aguas abajo (Pz11) del FV (Tabla 2). De estos resultados se puede deducir que el manejo del FV y el riego con agua residual pretratada no afecta negativamente a la calidad del acuífero subyacente. La elevada dispersión en los valores de NO₃-N durante el P1 (marzo-junio 2018) en ambos piezómetros, se debe a altos contenidos en nitrato provenientes del lixiviado de una fuente externa conocida, que realizó un vertido cinco meses antes de la detección en el agua subterránea.

Prueba de ello es que se detecta posteriormente aguas arriba del FV (marzo-mayo 2018 en Pz11 y junio 2018 en Pz7) debido a la mayor profundidad de la perforación (15 y 10 m para Pz7 y Pz11, respectivamente).

Tabla 2. Concentraciones medias de nutrientes y demanda química de oxígeno (DQO) en el agua subterránea aguas arriba (Pz7) y aguas abajo (Pz11) del FV.

		NO ₂ -N (mg/L)	NO ₃ -N (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)	Pt (mg/L)	DQO (mg/L)
P1	Pz7	0,02	28,50	0,19	0,07	0,03	7,00
		±0,02	±28,38	±0,12	±0,03	±0,00	±5,88
	Pz11	0,04	23,25	0,20	0,07	0,03	5,32
		±0,04	±15,62	±0,11	±0,03	±0,02	±3,20
P2	Pz7	0,02	9,41	0,14	0,07	0,03	3,25
		±0,01	±0,75	±0,07	±0,03	±0,00	±1,26
	Pz11	0,01	9,68	0,14	0,07	0,03	2,93
		±0,01	±1,21	±0,06	±0,02	±0,00	±1,34
P3	Pz7	0,03	9,58	0,12	0,01	0,03	3,64
		±0,02	±2,66	±0,00	±0,00	±0,00	±3,28
	Pz11	0,02	8,29	0,19	0,08	0,19	2,36
		±0,02	±0,50	±0,00	±0,00	±0,27	±1,01

4.- Conclusiones

La aplicación de enmiendas mezcladas con el suelo promueve los procesos de nitrificación ya que, por un lado, constituyen un aporte extra de carbono orgánico y, por otro lado, aumenta la porosidad del suelo, favoreciendo condiciones aerobias y una mayor susceptibilidad a los ciclos de secado en los primeros cm de suelo.

La aplicación de enmiendas como lecho superficial combinado con riegos de menor carga y mayor frecuencia, favorece la atenuación del nitrógeno. El aporte de materia orgánica por las astillas y el mantenimiento de condiciones anóxicas por medio de elevadas humedades promueve la actividad microbiana y la desnitrificación.

En términos de fósforo, ni la aplicación de enmiendas ni el cambio en el manejo de riego mejora su eliminación en el FV piloto. De hecho, la reducción de la concentración a la entrada, la competencia por lugares de adsorción por sustancias formadas durante el tratamiento de enfermedades y el aumento de la actividad microbiana pueden ser factores responsables de la lixiviación del fósforo previamente retenido en el suelo.

La ausencia de impacto en el agua subterránea indica que el tratamiento continúa durante la infiltración hacia niveles más profundos.

5.- Referencias bibliográficas

- Al-Jamal, M.S., Sammis, T.W., Mexal, J.G., Picchioni, G.A. y W.H. Zachritz, 2002. A growth-irrigation scheduling model for wastewater use in forest production, *Agricultural Water Management*, 56(1), 57-79
- Díaz, R., Salazar, O., Quemada, M., Nario, A. & Videla, X., 2019. Determinación de la eficiencia de uso del nitrógeno en maíz (*Zea mays* L.) y de las pérdidas por lixiviación. *Jornadas de Investigación de la Zona No Saturada (ZNS) VolXIII*. Zaragoza (España).
- Duan, R., & C. B. Fedler, 2007. Quality and quantity of leachate inland application systems. *ASABE Annual Int. Meeting, Minneapolis Convention Center*, Minneapolis, Minnesota.

- Dukes, M. D., Zotarelli, L., & K. T. Morgan, 2010. Use of Irrigation Technologies for Vegetable Crops in Florida. *HortTechnology hortte*, 20(1), 133-142.
- Eaton, A.D., Clesceri, L.S., Rice, E.W. & A.E. Greenberg, 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st editi. ed. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, Washington DC (USA).
- Fedler, C. B. & C. J. Green, 2006. Effects of denitrification on land irrigated with wastewater. ASABE Paper No. 062327. St. Joseph, Michigan.
- Garrido Valero, M.S., 1994. Interpretación de análisis de suelos. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Rivadeneyra, S.A., 40.
- Griffin, G., Jokela, W., Ross, D., Pettinelli, D., Morris, T. & A. Wolf, 2011. Recommended soil testing procedures for the northeastern United States. *Northeastern Regional Bulletin*. University of Delaware, College of Agriculture and Natural Resources, Newark, USA. 27-38.
- Haygarth, P.M. & S.C. Jarvis, 2002. Hydrology and Water Quality Institute of Grassland and Environmental Research. North Wyke Research Station, Devon, UK. CAB International. 499
- Hooda, A.K., Weston, C.J. & D. Chen, 2003. Denitrification in effluent-irrigated clay soil under Eucalyptus globulus plantation in south-eastern Australia. *Forest Ecology and Management* 179. 547-558.
- Lasa, B., Irañeta, I., Muro, J., Irigoyen I. & P.M. Aparicio, 2011. Isotopic composition of maize as related to N-fertilization and irrigation in the Mediterranean Region. *Sicentia Agricola*, 68(2), 182-190.
- Li, Y., Li, H., Xu, X., Gong, X. & Y. Zhou, 2015. Application of subsurface wastewater infiltration system to on-site treatment of domestic sewage under high hydraulic loading rate. *Water Sci. Eng.* 8, 49-54.
- Martínez-Hernández, V., Leal, M., Meffe, R., De Miguel, A., Alonso-Alonso, C., de Bustamante, I., Lillo, J., Martín, I. & J.J. Salas, 2018. Removal of emerging organic contaminants in a poplar vegetation filter. *Journal of Hazardous Materials* 342, 482-491
- Martínez Hernández, V., Meffe R., Hernández Martín J., Alonso González A., de Santiago Martín A. & I. de Bustamante, 2020. Sustainable soil amendments to improve nature-based solutions for wastewater treatment and resource recovery. *Journal of Environmental Management*, 261.
- Meffe, R., de Miguel, Á., Hernández, V. M., Lillo, J. & I. de Bustamante, 2016. Soil amendment using poplar woodchips to enhance the treatment of wastewater-originated nutrients. *Journal of environmental management*, 180, 517-525.
- Morel, J.L., Fardeau, J.C. & M.A. Béruff, 1989. Phosphate fixing capacity of soils: A survey, using the isotopic exchange technique, or soils from north-eastern France. *Fertilizer Research* 19, 103-111
- Richards, L.A. & L.R. Weaver, 1944. Moisture retention by some irrigated soils as related to soil moisture tension. *Journal of Agricultural Research* 69, 215-235
- Sande, P., Mirás, J.M., Vidal, E. y A. Paz, 2005. Formas de fósforo y su relación con la erosión en aguas superficiales bajo clima atlántico. *Jornadas de Investigación de la Zona No Saturada (ZNS) Vol.VII*. La Coruña (España).
- Sharma, S., Kumar, V. & R. Tripathi, 2011. Isolation of phosphate solubilizing microorganism (PSMs) from soil. *Microbiol Biotech Res.*, 1.
- Soil Survey Staff, 1999. Soil Taxonomy: A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys. 2nd edition. Natural Resources Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook, 436
- Stewart, H.T.L., Hopmans, P., Filnn, D.W. & T.J. Hillman, 1990. Nutrient accumulation in trees and soil following irrigation with municipal effluent in Australia. *Environmental Pollution*, 63(2), 155-177.
- Vázquez, N., Pardo, A. Suso M.L. & M. Quemada, 2006. Drainage and nitrate leaching in processing tomato under drip irrigation and plastic mulching. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 112, 313-323.
- Zotarelli, L., Dukes, M., & K. Morgan, 2010. Interpretation of Soil Moisture Content to Determine Soil Field Capacity and Avoid Over-Irrigating Sandy Soils Using Soil Moisture Sensors. *Gainesville: University of Florida*. Institute of Food and Agricultural Sciences. AE460