# CONVENI ENTRE LA GENERALITAT A TRAVÉS DE LA CONSELLERIA D'AGRICULTURA,

# DESENVOLUPAMENT RURAL, EMERGÈNCIA CLIMÀTICA I TRANSICIÓ ECOLÒGICA I LA

# UNIVERSITAT MIGUEL HERNÁNDEZ D'ELX PER A L'EXECUCIÓ EN L'EXERCICI 2021 DE PROJECTES

# D'INVESTIGACIÓ APLICADA A RECURSOS HÍDRICS EN LA COMUNITAT VALENCIANA

## INFORME VERSIÒ EN CASTELLÀ

GENERALITAT VALENCIANA
Conselleria d'Agricultura, Desenvolupament Rural, Emergència Climàtica i Transició Ecològica

UNIVERSITAS Miguel Hernández

# Control de la carga contaminante de las aguas de uso agrícola mediante tecnologías verdes

## 1. Justificación y objetivos del proyecto.

El objeto del convenio del que derivan los resultados de este proyecto de investigación es el de la utilización de tecnologías ambientales verdes para favorecer el control de la carga contaminante de aguas de uso agrícola.

Este proyecto, continua con las líneas de trabajo impulsadas por el *Govern Valencià*, a través de la Dirección General de Aguas de la Consejería de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica. Las actividades desarrolladas sirven para valorar las posibilidades que tiene el uso de materiales residuales en la depuración de aguas y el proyecto se enmarca dentro de las estrategias de la Unión Europea en cuanto a la economía circular, residuos cero y el pacto verde europeo (*European Green Deal*).

La finalidad de las acciones realizadas ha sido la de determinar las posibilidades de reducción de elementos contaminantes que acompañan las aguas de riego y drenajes agrícolas, que pueden ocasionar efectos negativos tanto en aguas superficiales, como en aguas subterráneas y en las costas.

Para lo cual, se han utilizado como orientación de este trabajo el Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el cual se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental, entre otros, así como lo Real Decreto 876/2014, de 10 de octubre, por el cual se aprueba el Reglamento general de costas, además de la consulta a la bibliografía científica existente sobre este tema.

## 2. Equipo investigador.

Equipo de investigación constituido por el personal docente e investigador del Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente:

Área de conocimiento de Edafología y Química Agrícola:

Jose Navarro Pedreño (coordinador de la gestión del proyecto)

Manuel Miguel Jordán Vidal

Ignacio Gómez Lucas

Área de conocimiento de Ingeniería Química:

María Belén Almendro Candel

Ignacio Meléndez Pastor

A este grupo de investigadores, se le han unido dos personas contratadas para apoyo técnico y científico en la realización del proyecto:

María Teresa Rodríguez Espinosa

Verónica Esperanza Muñoz Chacón

El equipo de investigación de esta manera, quedó constituido por siete personas y con los contratos de apoyo, se ha fomentado la paridad entendida como una participación equilibrada de hombres y mujeres en el desarrollo de este proyecto.

Este estudio ha contado con el apoyo administrativo, entre otras personas, de Dña. Eva Isabel España Núñez y Dña. María Virtudes García Hernández en el Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente.

## 3. Diseño experimental y metodología.

El estudio se desarrolló en dos fases:

- La primera consistió en el diseño de los experimentos piloto para la estudiar los efectos de los tratamientos basados en soluciones de la naturaleza y el uso de biorreactores, sobre la mejora de la calidad de las aguas.
- La segunda consistió en la puesta en marcha, funcionamiento, seguimiento y control de las estructuras experimentales para determinar la calidad de las aguas y la efectividad de estas instalaciones para su posible implementación a escala real.

### 3.1. Fase 1.

En la primera fase se diseñaron dos prototipos de filtros verdes pasivos anaerobios a escala de laboratorio. Se utilizaron dos tipos de materiales. Uno de carácter inorgánico procedente de las actividades extractivas de áridos calizos (zahorra). El otro, de origen agrícola constituido por residuos orgánicos procedentes de podas, siendo en este caso correspondientes a podas de almendros. Los restos de poda de almendro se trituraron y desmenuzaron con un tamaño inferior a los 50 mm. La zahorra utilizada fue la fracción de tamaño de grano de 2-3 mm, consistente en su práctica totalidad en carbonato de calcio y en menor medida de magnesio.

Ambos residuos se muestran en la siguiente figura.

Figura 1. Materiales utilizados para los biorreactores.

Estos materiales se combinaron para ver la eficacia de ambos y sus posibles sinergias en los **siguientes tratamientos** previstos en el convenio:

- Lecho filtrante anaerobio lineal conteniendo zahorra (LZ)
- Lecho filtrante anaerobio lineal conteniendo zahorra + restos de poda (LA)

Tras las primeras observaciones, adicionalmente se puso en marcha un conjunto de nuevos diseños experimentales, tratamientos en los que se primó la profundidad frente a la linealidad del tratamiento anterior, dando lugar a:

- Lecho filtrante anaerobio en profundidad conteniendo zahorra (VZ)
- Lecho filtrante anaerobio en profundidad conteniendo zahorra + restos de poda (VA)

En estos cuatro tratamientos piloto, se creó un medio anaerobio con la finalidad de estudiar los efectos sobre los nutrientes que portan las aguas de riego empleadas por la comunidad de regantes de la Acequia mayor del Pantano de Elche. Se configuraron como biorreactores pasivos en los que se desarrolla una actividad biológica intrínseca, cuya finalidad inicial es la de consumir nutrientes como N y P. Así, se espera que, tras el paso por el biorreactor, su contenido en aguas disminuya.

El diseño de ambos, tanto el reactor lineal como vertical, se presenta en la figura 2. Ambos contaron con el suministro del mismo tipo de agua a la entrada, utilizando bombas peristálticas que garantizaron el mismo **caudal de entrada** en todos los experimentos, situado con valores promedio entre 2,1 y 2,3 l/día. A lo largo de toda la experimentación, se controlaron semanalmente los flujos de entrada de agua y las salidas. El **flujo promedio de salida**, tras las ocho primeras semanas de funcionamiento consideradas de estabilización, mostró una cierta variabilidad de 2,3 y 2,6 l/día, especialmente debido a las posibles pérdidas por evaporación en los meses más calurosos del verano, pérdidas que tiene todo sistema abierto.

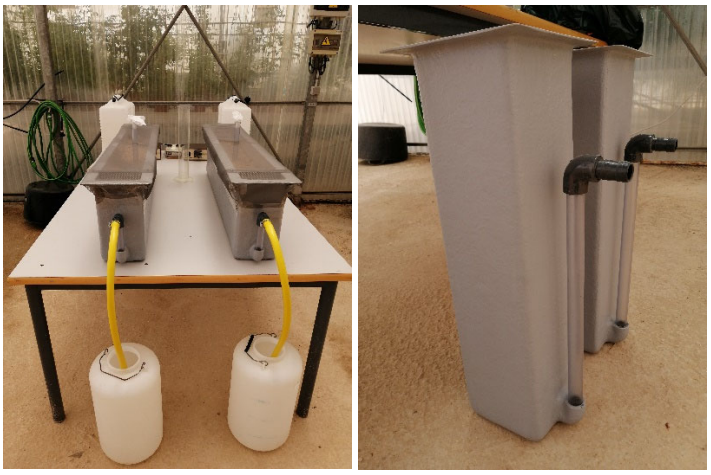


Figura 2. Detalle del sistema experimental lineal y del vertical empleados en el estudio.

El reactor lineal tenía una longitud de lecho filtrante de un metro, con una altura de agua de quince centímetros determinada por el sifón situado al final del recipiente. El reactor vertical, la altura del agua alcanzada, estaba limitada por el sifón a cuarenta y cinco centímetros. En el caso de los tratamientos con restos de poda de almendra, el filtro contaba con diez centímetros de residuo orgánico y el resto correspondía a residuo inorgánico, a zahorra.

El **tiempo de retención** del agua promedio en cada uno de los tratamientos no fue exactamente el mismo, pero tuvo valores muy próximos. En el caso de los biorreactores lineales el tiempo

promedio fue de 4,2±0,3 y 4,1±0,5 días para LZ y LA, mientras que, en los verticales, se estimó en 3,7±0,8 y 4,0±1,0 días para VZ y VA. La mayor variabilidad se detectó en los dos tratamientos en los que se empleó restos de poda.

Los biorreactores se cubrieron con una malla de 1mm, para reducir la pérdida por evaporación y evitar el acceso accidental de insectos y semillas.

### 3.2. Fase 2.

Una vez determinados y fijados los datos de diseño, el estudio se centró en el control de los siguientes parámetros:

- Evaporación.
- pH.
- Conductividad eléctrica (salinidad).
- TSS, sólidos en suspensión.
- DQO.
- Nitrógeno total.
- Fósforo total.

Los parámetros de las aguas fueron analizados siguiendo la metodología estándar (basada en *Standard methods for the examination of water and wastewater, 23rd edition. Washington, DC: American Public Health Association*).

Se realizó un seguimiento semanal, siendo el tiempo mínimo estipulado en el convenio de seguimiento de la calidad de dos meses (8 semanas), para poder conseguir los objetivos propuestos.

El tiempo de seguimiento finalmente en ambos diseños experimentales, lineal y vertical, se extendió más a allá de lo previsto en el convenio, dada la importancia que tiene conocer el funcionamiento de estos biorreactores. A fechas de elaboración de este informe, los dos tratamientos lineales abarcaron una duración de 21 semanas mientras que los verticales estuvieron funcionando 13 semanas. A fecha de entrega de este informe, se sigue con el funcionamiento de los biorreactores para conocer su funcionamiento y saber a más largo plazo su eficacia.

## 4. Resultados.

Los resultados obtenidos, se muestran a continuación de forma breve para cada parámetro analizado. En las tablas de resultados, a modo de resumen, los valores medios y la variabilidad de los mismos mediante la desviación estándar (SD), el valor máximo y el mínimo detectados durante todo el periodo de tiempo.

### 4.1. Evaporación.

Con el fin de estimar las posibles pérdidas por evaporación, se dispuso de un sistema con probetas de 1 litro y con láminas de agua libre y lámina de agua cubierta con malla negra de 1 mm empleada para cubrir los biorreactores. Este sistema paralelo a los biorreactores se dispuso en las mismas condiciones ambientales de temperatura y humedad.

Los resultados muestran que el empleo de la malla reduce notablemente las pérdidas por evaporación durante todo el periodo estudiado, con una reducción media de las pérdidas del 30%. Sin embargo, en el periodo estival estas reducciones de la pérdida por evaporación se situaron en torno al 50%, cuando las temperaturas son más altas en julio y agosto.

Tabla 1. Evaporación de agua estimada usando lámina de agua libre con malla y sin el uso de esta, datos medios de temperatura y humedad relativa durante el tiempo de experimentación.

| Evaporación (mm/semana) | Media | SD | Máximo | Mínimo |
|---|---|---|---|---|
| **Con malla** | 0,5 | 0,2 | 0,7 | 0,1 |
| **Sin malla** | 0,7 | 0,2 | 1,1 | 0,4 |
| **Temperatura ºC** | 29,6 | 5,5 | 45,9 | 17,1 |
| **Humedad relativa (%)** | 54,7 | 15,5 | 89,9 | 8,7 |

### 4.2. pH.

Las variaciones en el pH son escasas, los valores medios que hemos obtenido indican que se produce una ligera diferencia entre los tratamientos en los que solamente tenemos residuos calizos y aquellos combinados con los restos de poda, disminuyendo el valor medio del pH de manera más notoria.

Tabla 2. Valores del pH de las aguas a la entrada y salida de los tratamientos.

| pH (uds de pH) | Entrada | SD | Máximo | Mínimo | Salida | SD | Máximo | Mínimo |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **LZ** | 8,3 | 0,1 | 8,5 | 8,1 | 8,2 | 0,0 | 8,2 | 8,1 |
| **LA** | 8,3 | 0,1 | 8,5 | 8,1 | 7,9 | 0,7 | 8,5 | 5,1 |
| **VZ** | 8,2 | 0,1 | 8,3 | 8,1 | 8,1 | 0,1 | 8,3 | 8,0 |
| **VA** | 8,2 | 0,1 | 8,3 | 8,1 | 7,8 | 0,2 | 8,1 | 7,6 |

### 4.3. Conductividad eléctrica (CE).

La conductividad eléctrica, con valores referenciados a 25 ºC, está directamente asociada a la salinidad de las aguas de entrada, que es elevada. En este caso, atendiendo a los valores medios obtenidos, las aguas no mejoran en este aspecto, manteniendo valores similares o ligeramente superiores a los de las aguas de entrada a los biorreactores.

En este sentido, al menos en estos experimentos realizados y en el tiempo de duración que se describe en este informe, la salinidad de las aguas no mejora con los tratamientos.

Tabla 3. Valores del CE de las aguas a la entrada y salida de los tratamientos.

| $CE_{25}$ (ms/cm) | Entrada | SD | Máximo | Mínimo | Salida | SD | Máximo | Mínimo |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **LZ** | 17,5 | 1,5 | 18,8 | 11,2 | 19,2 | 1,7 | 21,0 | 13,6 |
| **LA** | 17,5 | 1,5 | 18,8 | 11,2 | 19,0 | 1,3 | 20,8 | 15,7 |
| **VZ** | 17,8 | 0,6 | 18,8 | 16,7 | 18,2 | 0,8 | 20,2 | 17,0 |
| **VA** | 17,8 | 0,6 | 18,8 | 16,7 | 18,1 | 0,8 | 19,7 | 16,9 |

### 4.4. Sólidos en suspensión (TSS).

En el caso de los TSS, podemos apreciar un comportamiento distinto según tengamos solamente material inorgánico o consideremos los tratamientos combinados (inorgánico + orgánico). En los primeros (LZ y VZ), se aprecia una reducción de los TSS, mientras que en los segundos (LA y VA), este parámetro se incrementa debido a los aportes de los restos orgánicos, tal y como se aprecia en la figura 3. No obstante, estos aportes disminuyeron notablemente con el paso de las semanas.

Tabla 4. Valores de TSS de las aguas a la entrada y salida de los tratamientos.

| TSS (mg/l) | Entrada | SD | Máximo | Mínimo | Salida | SD | Máximo | Mínimo |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **LZ** | 41 | 9 | 60 | 24 | 32 | 9 | 68 | 18 |
| **LA** | 41 | 9 | 60 | 24 | 170 | 138 | 626 | 39 |
| **VZ** | 44 | 8 | 60 | 34 | 26 | 2 | 29 | 21 |
| **VA** | 44 | 8 | 60 | 34 | 83 | 68 | 217 | 25 |

### 4.5. Demanda química de oxígeno (DQO).

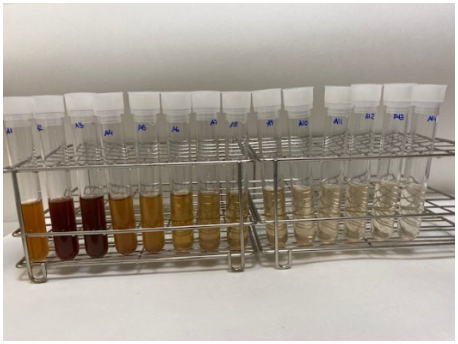
Los valores de DQO obtenidos inicialmente para las aguas de salida de los tratamientos que disponían de restos orgánicos de poda fueron extraordinariamente elevados, disminuyendo con el tiempo, tal y como se puede apreciar por la coloración de las aguas tratadas obtenidas en los tratamientos con restos de poda de almendro que se aprecian en la figura 3.

Con el tiempo, las aguas tratadas no presentaron coloración en todos los tratamientos, pero manteniéndose superiores los valores de DQO en aquellas en cuyo tratamiento participaba los restos de poda (LA y VA). Este hecho es muy significativo, nos está indicando que bien por la transformación del material o la acción de los microorganismos, o ambas, se está produciendo un incremento de materia orgánica en las aguas. No obstante, este incremento también se aprecia en los tratamientos LZ y VZ, lo que nos indica que, en buena parte, la materia orgánica asociada a la determinación de la DQO, puede tener origen en la biomasa que se ha creado en los reactores.

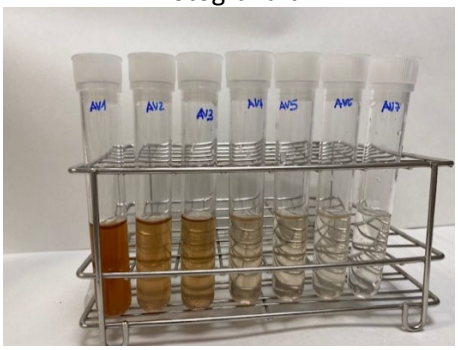
Tabla 5. Valores de DQO de las aguas a la entrada y salida de los tratamientos.

| DQO (mg/l) | Entrada | SD | Máximo | Mínimo | Salida | SD | Máximo | Mínimo |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **LZ** | 98 | 62 | 358 | 38 | 387 | 49 | 488 | 299 |
| **LA** | 98 | 62 | 358 | 38 | 1837 | 3296 | 14825 | 432 |
| **VZ** | 112 | 71 | 358 | 69 | 342 | 50 | 412 | 227 |
| **VA** | 112 | 71 | 358 | 69 | 586 | 385 | 1410 | 267 |

Fotografía a



Fotografía b



Fotografía c

Figura 3. Comparación del color de las aguas tratadas con medio inorgánico y con restos de poda (fotografía a). La fotografía b muestra la reducción del color en las aguas del tratamiento LA tras 14 semanas mientras que la fotografía c muestra esta reducción del color en el tratamiento VA transcurridas 7 semanas.

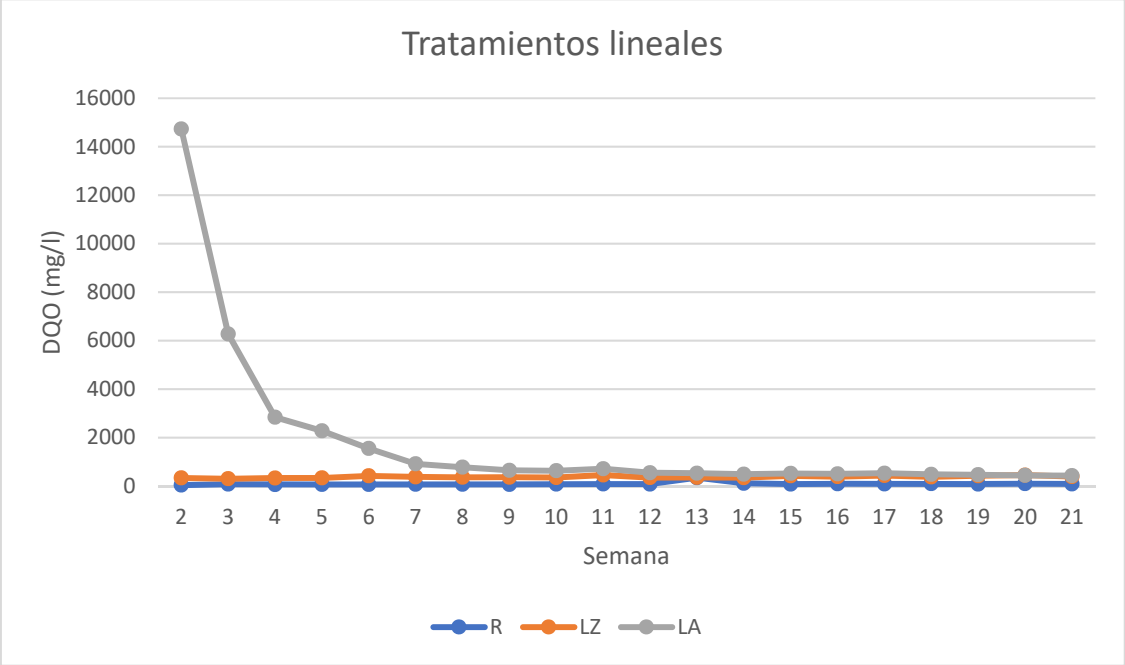



Figura 4. Evolución del valor de DQO en los tratamientos lineales.

### 4.6. Nitrógeno total.

El nitrógeno total de las aguas sirve para indicarnos el contenido de este elemento, que pude presentarse en forma de distintas especies químicas en las aguas, tanto en formas orgánicas (formando parte de la materia orgánica) como en inorgánicas, fundamentalmente como nitratos, nitritos y amonio (este último dependiente del pH).

En cuanto a los resultados, expresados en miligramos de nitrógeno por litro de agua, se aprecia como se produce una disminución en todos los tratamientos, considerando los valores medios calculados a partir de los datos obtenidos a lo largo del tiempo de experimentación (el correspondiente a la elaboración de este informe).

De todos los tratamientos, destacan las reducciones obtenidas en el tratamiento LZ y de manera relevante en el VA. Este hecho indica que se obtiene una cierta efectividad en la reducción del Nt de las aguas.

Tabla 6. Valores de nitrógeno total Nt de las aguas a la entrada y salida de los tratamientos.

| Nt (mg/l) | Entrada | SD | Máximo | Mínimo | Salida | SD | Máximo | Mínimo |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **LZ** | 14,8 | 6,7 | 40,0 | 3,0 | 11,7 | 8,5 | 38,0 | 0,0 |
| **LA** | 14,8 | 6,7 | 40,0 | 3,0 | 12,0 | 7,8 | 29,0 | 0,0 |
| **VZ** | 15,5 | 6,7 | 40,0 | 6,0 | 14,7 | 6,3 | 27,0 | 2,0 |
| **VA** | 15,5 | 6,7 | 40,0 | 6,0 | 7,8 | 5,1 | 15,0 | 0,0 |

### 4.7. Fósforo total.

El fósforo se ha mostrado como el nutriente que se ha visto afectado en mayor medida. Las reducciones conseguidas en todos los tratamientos, transcurridas las semanas de experimentación, muestran que se produce una reducción muy considerable, llegando a valores por debajo de los 0,01 mg/l en las aguas tratadas.

Estos descensos muestran una cierta irregularidad en el tratamiento con presencia de restos de poda, mientras que la eliminación de este nutriente es total en los tratamientos LZ y VZ.

Uno de los mayores riesgos de eutrofización de las aguas se asocia a la presencia de fósforo. Concretamente, este riesgo puede ser mayor por encima de 1 mg/l de ortofosfato en las aguas. En este sentido, en ningún caso se llegaron a valores tan altos, exceptuando el tratamiento LA en sus primeras semanas.

En líneas generales, se puede indicar como resultado destacado que, con estos sistemas, al menos en su desarrollo como experiencias piloto, se consigue reducir casi en su totalidad la presencia de fósforo en las aguas.

Tabla 7. Valores de fósforo total Pt de las aguas a la entrada y salida de los tratamientos.

| Pt (mg/l) | Entrada | SD | Máximo | Mínimo | Salida | SD | Máximo | Mínimo |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **LZ** | 0,1 | 0,1 | 0,5 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,0 |
| **LA** | 0,1 | 0,1 | 0,5 | 0,0 | 0,4 | 1,0 | 5,2 | 0,0 |
| **VZ** | 0,1 | 0,1 | 0,4 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,0 |
| **VA** | 0,1 | 0,1 | 0,4 | 0,0 | 0,1 | 0,2 | 0,7 | 0,0 |

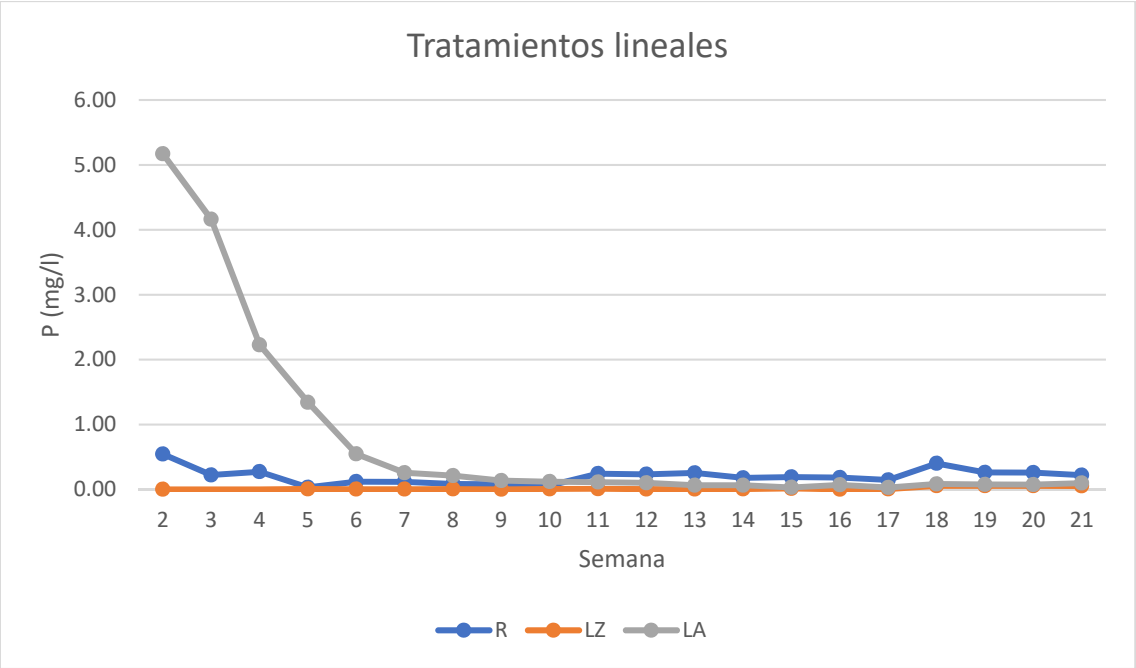



Figura 5. Evolución del Pt en los tratamientos lineales.

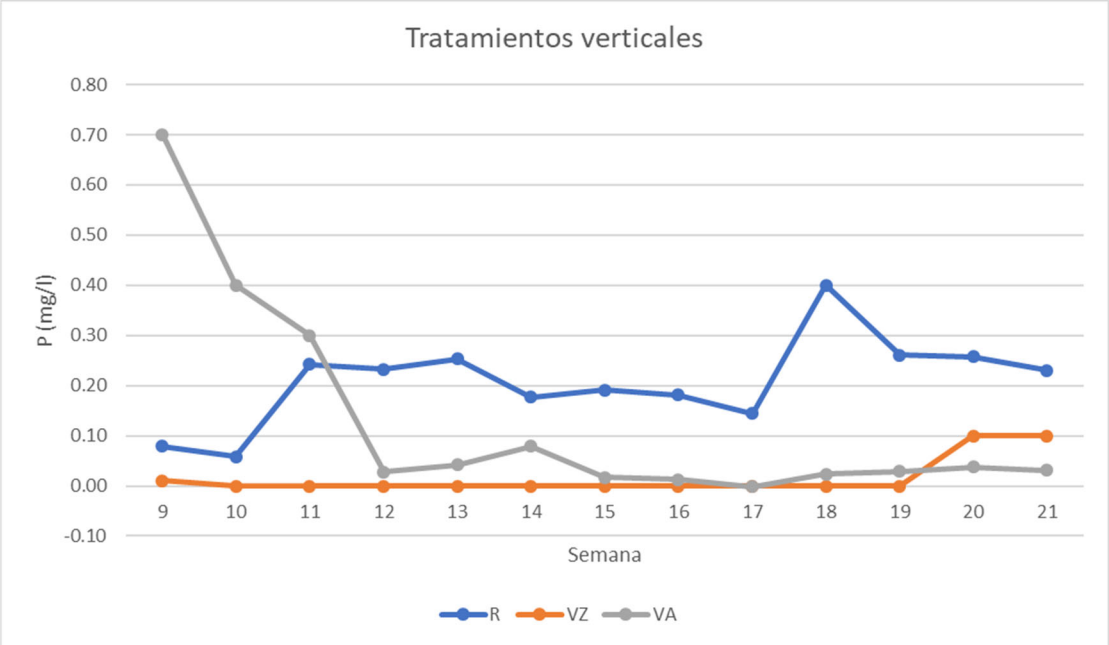



Figura 6. Evolución del Pt en los tratamientos verticales.

## 5. Conclusiones.

Entre las conclusiones, destaca el papel determinante de estos sistemas experimentales en la reducción del contenido en fósforo en las aguas, tanto con el uso de un medio inicialmente inorgánico (empleo de zahorra) como el medio combinado (zahorra + restos de poda). El fósforo puede haber sido el nutriente limitante en el funcionamiento del biorreactor, habida cuenta que en el caso del nitrógeno total no ha habido reducciones tan notables de su contenido, aunque también se ha notado un efecto positivo, descendiendo su presencia en las aguas.

Por otro lado, los efectos negativos apreciados se manifiestan en el incremento de los sólidos en suspensión TSS y de la demanda química de oxígeno DQO, lo que nos indica la necesidad de complementar estos diseños experimentales con algún otro tratamiento adicional que disminuya ambos parámetros.

Probablemente es necesario abundar en esta línea de experimentación, y concretamente en la determinación específica de las especies nitrogenadas y fosfatadas, concretamente nitrato y ortofosfato, para ver en qué medida se ven afectadas por este tipo de tratamientos.

Se constata que el uso de restos de poda, al menos los empleados en este caso que han sido restos de poda secos procedentes de almendros, no han aportado una mejora significativa en la calidad del agua frente a los tratamientos que solamente han empleado materiales inorgánicos, siendo además importante el incremento apreciado en parámetros de calidad como DQO y TSS. Posiblemente, estos incrementos han sido favorecidos por la presencia de materia orgánica en las aguas que con el paso del tiempo disminuye, como se aprecia por el color de las mismas (figura 3).

Sin embargo, conviene destacar los resultados en cuanto a la reducción de nutrientes como fósforo y nitrógeno, tanto Nt como Pt se han visto afectados. Es el caso del fósforo el más notable y el que puede llegar a ser un factor limitante para el desarrollo de la biomasa del reactor, ya que se reduce prácticamente a cero su presencia en las aguas tratadas, lo que convierte este resultado en algo muy positivo.

Finalmente reseñar que, de los dos sistemas probados, ambos con lechos anaerobios, el sistema vertical, en el que se prima la profundidad frente a la linealidad), parece ofrecer mejores resultados y es una línea de actuación que puede llevar a buenos resultados en cuanto al tratamiento de aguas.

## 6. Referencias.


Álvarez Rogel J, Jiménez Cárceles FJ 2004. Nuevas técnicas en descontaminación y recuperación de aguas residuales: los humedales como filtros verdes. Ed. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Región de Murcia.

Álvarez-Rogel J, G.G. Barberá, B.Maxwell, M.Guerrero-Brotons, C.Díaz-García, J.J.Martínez-Sánchez, A.Sallent, J.Martínez-Ródenas, M.N.González-Alcaraz, F.J.Jiménez-Cárceles, C.Tercero, R.Gómez 2020. The case of Mar Menor eutrophication: State of the art and description of tested Nature-Based Solutions. Ecological Engineering 158(1): 106086.

Arvydas Povilaitis, JolantaMatikienė, RasaVismontienė 2020. Effects of three types of amendments in woodchip-denitrifying bioreactors for tile drainage water treatment. Ecological Engineering 158(1): 106054.

D. Barrie Johnson, Kevin B. Hallberg 2002. Pitfalls of passive mine water treatment. Reviews in Environmental Science and Biotechnology 1: 335–343.

Erin D. Zoski, David R. Lapen, Natalie Gottschall, Raymond S. Murrell, Barclay R. Schuba 2013. Nitrogen, Phosphorus, and Bacteria Removal in Laboratory-Scale Woodchip Bioreactors Amended with Drinking Water Treatment Residuals. Transactions of the ASABE 56(4): 1339-1347.

Jiamin Zhao, Qiaochong He, Nan Chen, Tong Peng, Chuanping Feng 2020. Denitrification behavior in a woodchip-packed bioreactor with gradient filling for nitrate-contaminated water treatment. Biochemical Engineering Journal 154: 107454.

Jiamin Zhao,Chuanping Feng, Shuang Tong, Nan Chen, Shanshan Dong, Tong Peng, Shunlong Jin 2018. Denitrification behavior and microbial community spatial distribution inside woodchip-based solid-phase denitrification (W-SPD) bioreactor for nitrate-contaminated water treatment. Bioresource Technology 249: 869-879.

Lino J. Alvarez-Vázquez, Francisco J. Fernández, Aurea Martínez 2010. Optimal management of a bioreactor for eutrophicated water treatment: a numerical approach. Journal of Scientific Computing 43: 67–91.

Lukáš Dvořák, Marcel Gómez, Jan Dolina, Aleš Černín 2015. Anaerobic membrane bioreactors—a mini review with emphasis on industrial wastewater treatment: applications, limitations and perspectives. Desalination adan Water Treatment 57(41): 19062-19076.

N. Cicek 2003. A review of membrane bioreactors and their potential application in the treatment of agricultural wastewater. Canadian Biosystem Engineering 45: 37-49.

Ralph J.Portier, Gary P.Miller 1991. Immobilized microbe bioreactors for waste water treatment. Waste Management & research, 9(5): 445-451.

Visvanathan Chettiyappan, Abeynayaka Amila 2012. Developments and future potentials of anaerobic membrane bioreactors (AnMBRs). Membrane and Water Treatment 3(1): 1-23.

## 7. Difusión.

Estos trabajos de investigación se difundirán como corresponde a la política de la Consellería de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica, y aparecerá su patrocinio en toda publicación científica y divulgación que se derivará del presente proyecto, dejando constancia que se trata de una actuación subvencionada por la Generalitat Valenciana.

En este sentido conviene indicar que la Conselleria pone a disposición pública estos resultados, y que, desde la Universidad Miguel Hernández de Elche, estos resultados se difundirán como en el caso de los convenios anteriores.

En este sentido indicar que, de los trabajos previos, se han publicado recientemente en dos revistas internacionales de prestigio, resultados obtenidos gracias al desarrollo de estas investigaciones fomentadas desde la Dirección General del Agua de la Consellería de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica.

Estas publicaciones recientes son las siguientes:

*Agricultural drainage water characterization to determine the desalination possibilities for irrigation in a semi-arid environment.*
January 2021 **Desalination and Water Treatment** 227:34-41
DOI: 10.5004/dwt.2021.27301

*Occurrence of Pesticides Associated with an Agricultural Drainage System in a Mediterranean Environment*
November 2021 **Applied Sciences** 11(21), 10212
DOI: 10.3390/app112110212