

# Trabajo Fin de Máster

## *EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE DESINFECCIÓN DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES DE LA ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES DE CARRÍCOLA (VALENCIA).*

**Intensificación: *TRATAMIENTO DE AGUAS***

**Autor:**

*CARMEN ELIZABETH MARIÑO SALGUERO*

**Tutor:**

*DRA. CARMEN HERNÁNDEZ CRESPO*

**Cotutor/es:**

*DR. MIGUEL MARTÍN MONERRIS*

**SEPTIEMBRE, 2021**



UNIVERSITAT  
POLITÈCNICA  
DE VALÈNCIA

máster en ingeniería  
hidráulica y medio ambiente  
**mihma**

## Resumen del Trabajo de Fin de Máster

### Datos del proyecto

**Título del TFM en español:** Evaluación de la eficiencia de desinfección de los humedales artificiales de la Estación Depuradora de Aguas Residuales de Carrícola (Valencia).

**Título del TFM en inglés:** Assessment of the disinfection efficiency of the artificial wetlands of the Carrícola Wastewater Treatment Plant (Valencia).

**Título del TFM en Valenciano:** Avaluació de l'eficiència de desinfecció dels aiguamolls artificials de l'Estació Depuradora d'Aigües Residuals de Carrícola (València).

**Alumno:** CARMEN ELIZABETH MARIÑO SALGUERO

**Tutor:** DRA. CARMEN HERNÁNDEZ CRESPO

**Cotutor/es:** DR. MIGUEL MARTÍN MONERRIS

**Fecha de Lectura:** SEPTIEMBRE, 2021

### Resumen

A nivel mundial, la escasez de agua dulce es un problema que va en aumento y los recursos hídricos naturales se están volviendo insuficientes para satisfacer la demanda de todos los países. El crecimiento de la población, las actividades industriales y agrícolas, el cambio climático y el calentamiento global son razones que contribuyen a los problemas de escasez del agua. Por tal motivo es esencial pensar en fuentes de agua no convencionales y de esta manera poder cumplir con el aumento de la demanda del recurso hídrico. Una de las soluciones tecnológicas que se ha venido utilizando para este propósito son los humedales artificiales, los mismos que son un sistema de depuración de aguas residuales basado en la naturaleza. Además que se caracterizan, entre otras cosas, por ser sistemas sencillos en el sentido de construcción y mantenimiento, por lo que pueden ser gestionados por la propia población, lo cual es un aspecto importante en el desarrollo de localidades que no tienen los recursos necesarios para acceder a tecnologías más sofisticadas. Sin embargo, la reutilización de sus efluentes es un aspecto que no se ha estudiado profundamente, ya que su mayor desarrollo se ha hecho en países que, no han tenido la necesidad de reutilizar sus aguas por las características climatológicas que poseen.

El objetivo general del presente proyecto es contribuir a mejorar el conocimiento sobre el grado de desinfección que pueden alcanzar los humedales artificiales. Para lograr dicho objetivo se evaluó la eficiencia de eliminación de los principales indicadores microbiológicos de contaminación fecal obteniendo buenos resultados para *Escherichia coli* (99.8%), nemátodos intestinales además (100%) DQO (91.7%), DBO<sub>5</sub> (93.1%), SST (89.1%) y para nutrientes N<sub>T</sub> (25.3%), P<sub>T</sub> (10.9%)<sup>0</sup>, en la planta de tratamiento ubicada en el municipio valenciano de Carrícola. La Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) de Carrícola consta de un pretratamiento, un tratamiento primario con tanques Imhoff, un tratamiento secundario con humedales artificiales, compuesto por dos etapas de humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal. Una vez realizado el tratamiento, parte del efluente es dirigido hacia un humedal superficial que también aporta a la recuperación de macroinvertebrados y anfibios en donde se encontraron 29 taxones de macroinvertebrados, además que, mejoró en un 92,1% la eliminación de *E. coli*.

A partir de los resultados obtenidos se determinó que el agua tratada en la EDAR puede ser reutilizada para ciertos fines agrícolas, industriales y recreativos, contribuyendo al desarrollo y empoderamiento de zonas rurales con escasez de recursos tanto hídricos como económicos.

### Resum

A nivell mundial, l'escassetat d'aigua dolça és un problema que va en augment i els recursos hídrics naturals s'estan tornant insuficients per a satisfer la demanda de tots els països. El creixement de la població, les activitats industrials i agrícoles, el canvi climàtic i el calfament global són raons que contribueixen als problemes d'escassetat de l'aigua. Per tal motiu és essencial pensar en fonts d'aigua no convencionals i d'aquesta manera poder complir amb l'augment de la demanda del recurs hídric. Una de les solucions tecnològiques que s'ha vingut utilitzant per a aquest propòsit són els aiguamolls artificials, els mateixos que són un sistema de depuració d'aigües residuals basat en la naturalesa. A més que es caracteritzen, entre altres coses, per ser sistemes senzills en el sentit de construcció i manteniment, per la qual cosa poden ser gestionats per la pròpia població, la qual cosa és un aspecte important en el desenvolupament de localitats que no tenen els recursos necessaris per a accedir a tecnologies més sofisticades. No obstant això, la reutilització dels seus efluentés és un aspecte que no s'ha estudiat profundament, ja que el seu major desenvolupament s'ha fet en països que, no han tingut la necessitat de reutilitzar les seues aigües per les característiques climatològiques que posseeixen.

L'objectiu general del present projecte és contribuir a millorar el coneixement sobre el grau de desinfecció que poden aconseguir els aiguamolls artificials. Per a aconseguir aquest objectiu es va avaluar l'eficiència d'eliminació dels principals indicadors microbiològics de contaminació fecal obtenint bons resultats per a *Escherichia coli* (99.8%), \*nematodos \*intestinalesademás (100%) \*DQO (91.7%), DBO5 (93.1%), \*SST (89.1%) i per a nutrients \*NT (25.3%),PT (10.9%)0, en la planta de tractament situada en el municipi valencià de Carrícola. L'Estació Depuradora d'Aigües Residuals (\*EDAR) de Carrícola consta d'un pretractament, un tractament primari amb tancs \*Imhoff, un tractament secundari amb aiguamolls artificials, compost per dues etapes d'aiguamolls artificials de flux subsuperficial horitzontal. Una vegada realitzat el tractament, part de l'efluent és dirigit cap a un aiguamoll superficial que \*tambien aporta a la recuperació de macroinvertebrats i amfibis on es van trobar 29 tàxons de macroinvertebrats, a més que, va millorar en un 92,1% l'eliminació d'E. coli.

A partir dels resultats obtinguts es va determinar que l'aigua tractada en la \*EDAR pot ser reutilitzada per a uns certs fins agrícoles, industrials i recreatius, contribuint al desenvolupament i apoderament de zones rurals amb escassetat de recursos tant hídrics com econòmics.

### Summary

Globally, freshwater scarcity is a growing problem and natural water resources are becoming insufficient to meet the demand of all countries. Population growth, industrial and agricultural activities, climate change and global warming are reasons that contribute to water scarcity problems. For this reason, it is essential to think about unconventional water sources and thus be



able to meet the increased demand for water resources. One of the technological solutions that has been used for this purpose are artificial wetlands, which are a nature-based wastewater treatment system. In addition, they are characterized, among other things, by being simple systems in the sense of construction and maintenance, so that they can be managed by the population itself, which is an important aspect in the development of localities that do not have the necessary resources to access more sophisticated technologies. However, the reuse of its effluents is an aspect that has not been studied in depth, since its greatest development has been done in countries that have not had the need to reuse their waters due to the climatic characteristics they have.

The general objective of this project is to contribute to improving knowledge about the degree of disinfection that artificial wetlands can achieve. To achieve this objective, the efficiency of elimination of the main microbiological indicators of fecal contamination was evaluated, obtaining good results for *Escherichia coli* (99.8%), intestinal nematodes in addition (100%) COD (91.7%), BOD5 (93.1%), SST (89.1 %) and for nutrients NT (25.3%), PT (10.9%) 0, in the treatment plant located in the Valencian municipality of Carrícola. The Carrícola Wastewater Treatment Plant (WWTP) consists of a pretreatment, a primary treatment with Imhoff tanks, a secondary treatment with artificial wetlands, composed of two stages of horizontal subsurface flow artificial wetlands. Once the treatment is carried out, part of the effluent is directed towards a surface wetland that also contributes to the recovery of macroinvertebrates and amphibians where 29 macroinvertebrate taxa were found, in addition, the elimination of *E. coli* improved by 92.1%.

From the results obtained, it was determined that the treated water in the WWTP can be reused for certain agricultural, industrial and recreational purposes, contributing to the development and empowerment of rural areas with scarce resources, both water and economic.

**Palabras clave español:** Humedales, tratamiento, agua, reutilización.

**Palabras clave valenciano:** Aiguamolls, tractament, aigua, reutilització.

**Palabras clave inglés:** Wetlands, treatment, water, reuse.

## AGRADECIMIENTOS

La vida llena de sorpresas a quienes salen en busca de oportunidades, no son las casualidades las que nos abren caminos, sino, nosotros mismos quienes decidimos salir y enfrentar al mundo, muchas veces solos pero la mayoría del tiempo en compañía de quienes siempre ha estado a tu lado, esas luces en el camino que desde el momento en que naces te dan la mano para dar tus primeros pasos de vida.

El presente TFM forma parte de un proyecto titulado “Humedales artificiales: hacia el desarrollo de un saneamiento y regeneración sostenibles de las aguas residuales de comunidades rurales”, financiado por el Centro de Cooperación al Desarrollo de la Universitat Politècnica de València, a través de su programa ADSIDEO.

Mis agradecimientos sinceros son para mis padres, quienes son el motor que me impulsa a luchar y seguir creciendo cada día para superar mis propios límites, a mi hermana mayor quien es un espejo frente a mí y que me muestra más allá del camino, a mi hermano menor quien me ha inspirado con su trabajo constante en busca de sus sueños, a mi novio quien nunca soltó mi mano durante este arduo e enriquecedor camino, a mis amigas que estuvieron a mi lado en los buenos y malos momentos y a mis profesores quienes se ganaron mi admiración por la forma en que imparten sus conocimientos.



## Contenido

1.	Introducción .....	10
2.	Objetivos .....	12
2.1.	Objetivo general .....	12
2.2.	Objetivos específicos .....	12
3.	Estado del Arte .....	12
3.1.	Humedales: Fundamentos y tipologías. ....	12
3.1.1.	Concepto de Humedal.....	12
3.1.2.	Fundamentos de Humedales Artificiales.....	13
3.1.3.	Tipologías de funcionamiento de humedales artificiales.....	13
3.1.3.1.	Humedales Artificiales de Flujo Superficial (HAFS).....	14
3.1.3.2.	Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial (HAFSS). ....	15
3.2.	Esquemas de funcionamiento. ....	17
3.2.1.	Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial.....	17
3.2.1.1.	Pretratamiento.....	17
3.2.1.2.	Tratamiento primario. ....	17
3.2.1.3.	Tratamiento secundario .....	19
3.2.1.4.	Tratamiento terciario. ....	19
3.2.2.	Otros esquemas.....	20
3.2.2.1.	Combinación de HAFSS Verticales y Horizontales.....	20
3.2.2.2.	Combinación de HAFSS Verticales sin tratamiento Primario.....	20
3.3.	Mecanismos de depuración.....	21
3.4.	Factores que influyen en la eliminación de patógenos .....	23
3.4.1.	Vegetación. ....	23
3.4.2.	Composición del agua.....	24
3.4.3.	Tiempo de retención hidráulico .....	24
3.4.4.	Medios Filtrantes .....	25
3.4.5.	Oxígeno .....	25
3.4.6.	Intensidad solar.....	25
3.4.7.	pH.....	26
3.4.8.	Fluctuación estacional .....	26
3.5.	Marco Normativo .....	27
3.5.1.	Requisitos de vertido de aguas residuales. ....	27



3.5.2.	Criterios para la reutilización de aguas residuales. ....	29
3.5.3.	Comparación de los criterios de calidad del RD con las recomendaciones de la OMS y la EPA. ....	30
3.6.	Modelización para el diseño de humedales artificiales. ....	32
3.6.1.	Evolución de las metodologías de diseño de humedales artificiales de tratamiento. ....	32
3.6.2.	Ecuaciones de regresión. ....	33
3.6.3.	Modelo P-k-C* ....	34
4.	Descripción del área de estudio: Estación depuradora de agua residual urbana de Carrícola (Valencia). ....	35
4.1.	Generalidades ....	35
4.1.1.	Marco Geográfico. ....	35
4.1.2.	Climatología. ....	36
4.1.3.	Usos del suelo y economía. ....	38
4.1.4.	Demografía. ....	38
4.2.	Descripción de la ubicación y del esquema de tratamiento de la estación depuradora de aguas residuales urbanas de Carrícola. ....	39
4.2.1.	Emplazamiento ....	39
4.2.2.	Estación depuradora de aguas residuales urbanas de Carrícola (Valencia). ....	40
5.	Metodología ....	51
5.1.	Toma de datos en campo ....	51
5.2.	Análisis de laboratorio. ....	54
5.3.	Análisis de datos obtenidos. ....	55
6.	Resultados y discusión. ....	56
6.1.	Variación de las concentraciones de las variables de estudio y prueba estadística de datos. ....	56
6.2.	Rendimientos de eliminación a lo largo del sistema de depuración. ....	60
6.3.	Comparación de rendimiento del sistema de depuración de aguas residuales de Carrícola con otras EDAR. ....	61
6.4.	Reutilización del agua depurada. ....	63
6.5.	Evaluación de la influencia de variables de operación y ambientales en el HAFS. ....	66
6.6.	Evaluación de la presencia y concentración de zooplancton en el humedal artificial superficial. ....	69
6.7.	Velocidades de eliminación de E. coli (NMP eliminadas por cada m <sup>2</sup> y día). ....	71
6.8.	Constantes cinéticas de primer orden KA y KV según el dimensionamiento biológico de los HA. ....	72
7.	Resumen y Conclusiones. ....	74
8.	Bibliografía. ....	75

## ÍNDICE DE TABLAS.

<b>Tabla 1.</b> Características medias de las corrientes de entrada y salida de un conjunto de HAFS. Fuente: (Salas et al., 2007).....	14
<b>Tabla 2.</b> Rendimiento de depuración en HAFSS. Fuente: (Salas et al., 2007).....	16
<b>Tabla 3.</b> Mecanismos de depuración de los humedales artificiales. Fuente: Elaboración propia, basado en (Salas et al., 2007; Wu et al., 2016).....	21
<b>Tabla 4.</b> Requisitos para los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas. Fuente: Anexo I R.D. 509/1996 .....	27
<b>Tabla 5.</b> Requisitos para los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas realizados en zonas sensibles. Fuente: Anexo I R.D. 509/1996.....	28
<b>Tabla 6.</b> Valores límite de emisión (VLE) del efluente procedente de la estación depuradora de aguas residuales urbanas de Carrícola (Valencia).....	29
<b>Tabla 7.</b> Criterios de calidad para la reutilización de las aguas para uso agrícola. Fuente: Anexo IA del R.D 1620/2007. ....	29
<b>Tabla 8.</b> Requisitos de calidad de las aguas regeneradas para el riego agrícola. ....	30
<b>Tabla 9.</b> Comparación de los criterios de calidad del RD con las recomendaciones de la OMS y la EPA para usos agrícolas. Fuente: Guía para la Aplicación del R.D. 1620/2007 .....	31
<b>Tabla 10.</b> Precipitación, temperatura, evapotranspiración y radiación media por meses del 2020. Fuente: IVIA - Estación meteorológica de Bélgida (Valencia). ....	37
<b>Tabla 11.</b> Cifras oficiales de población total del municipio de Carrícola de los veinte últimos años (2001-2020). Fuente: Instituto Nacional de Estadística. ....	38
<b>Tabla 12.</b> Parámetros analizados en laboratorio del agua residual urbana de Carrícola, junto a su método de análisis, intervalo de medición y unidades.....	55
<b>Tabla 13.</b> Valores de significancia real (p-valor) para cada grupo de puntos. Los números remarcados son mayores a 0.05 y representan la dependencia entre las series de datos entre cada punto. ....	60
<b>Tabla 14.</b> Rendimientos medios de eliminación (%) en el sistema completo y en cada uno de los elementos del mismo.....	61
<b>Tabla 15.</b> TRH de cada uno de los elementos que conforman la EDAR de Carrícola. ....	63
<b>Tabla 16.</b> Comparación del sistema de depuración de aguas residuales monitorizado con los valores establecidos en el Real Decreto 1620/2007. ....	64
<b>Tabla 17.</b> Tasa de carga eliminada y velocidades de eliminación de E. coli.....	71
<b>Tabla 18.</b> Constantes cinéticas de primer orden $K_A$ según el dimensionamiento biológico del HASSH. ..	72
<b>Tabla 19.</b> Constantes cinéticas de primer orden $K_A$ según el dimensionamiento biológico del HASSV. ..	73

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Esquema de Humedal de Flujo Subsuperficial. ....	13
<b>Figura 2.</b> Corte longitudinal de un Humedal artificial de flujo superficial. ....	14
<b>Figura 3.</b> Corte longitudinal de un humedal horizontal de flujo subsuperficial. ....	15
<b>Figura 4.</b> Corte longitudinal de un Humedal vertical de flujo subsuperficial. ....	16
<b>Figura 5.</b> Enrejados gruesos de limpieza manual. ....	17
<b>Figura 6.</b> Esquema de fosa séptica. ....	18
<b>Figura 7.</b> Corte transversal de un tanque Imhoff. ....	18
<b>Figura 8.</b> Diagrama de flujo del tratamiento mediante HAFSS. ....	19
<b>Figura 9.</b> Diagrama de flujo del tratamiento mediante HAFSS. ....	19
<b>Figura 10.</b> Lagunaje de Maduración en cola de un HAFSS, a modo de Tratamiento Terciario. ....	19
<b>Figura 11.</b> Combinación de HAFSS Verticales y Horizontales en serie. ....	20
<b>Figura 12.</b> Combinación de HAFSS Verticales sin tratamiento Primario. ....	21
<b>Figura 13.</b> Localización del municipio de Carrícola en el Valle Albaida (Valencia). ....	35
<b>Figura 14.</b> Precipitación total mensual y radiación media mensual (enero 2014 - diciembre 2020). Fuente: IVIA - Estación meteorológica de Bélgida (Valencia). ....	36
<b>Figura 15.</b> Temperatura mínima, media y máxima mensual (enero 2014 - diciembre 2020). Fuente: IVIA - Estación meteorológica de Bélgida (Valencia). ....	37
<b>Figura 16.</b> Cifras oficiales de población total del municipio de Carrícola de los veinte últimos años (2001-2020). Fuente: Instituto Nacional de Estadística. ....	39
<b>Figura 17.</b> Foto aérea, extraída de Google Maps en la que se pueden visualizar las 3 parcelas de la actual estación depuradora de Carrícola, el centro del municipio y el punto de vertido (Barranco de Castellet). Fuente: Google Maps y elaboración propia. ....	40
<b>Figura 18.</b> Esquema básico de la EDAR de Carrícola. Fuente: Elaboración propia. ....	41
<b>Figura 19.</b> Canal de desbaste. Fuente: Elaboración propia. ....	42
<b>Figura 20.</b> Tratamiento primario en conjunto. Fuente: Elaboración propia. ....	43
<b>Figura 21.</b> Distribución de material granular en HAFSSH. Fuente: Elaboración propia. ....	44
<b>Figura 22.</b> Alimentación de las celdas del HAFSSH. Fuente: Elaboración propia. ....	44
<b>Figura 23.</b> Celdas del HAFSSH, en el sentido al flujo, tomada en noviembre de 2020. Fuente: Elaboración propia. ....	45
<b>Figura 24.</b> Registro del calado de agua dentro del HAFSSH. Fuente: Elaboración propia. ....	45
<b>Figura 25.</b> Sección de salida del efluente del HAFSSV, en el sentido contrario del flujo, tomada en noviembre de 2020. Fuente: Elaboración propia. ....	46
<b>Figura 26.</b> Humedal artificial de flujo superficial. Fuente: Elaboración propia. ....	47

<b>Figura 27.</b> Arqueta A1 de entrada al HAFSSH. Fuente: Elaboración propia.....	48
<b>Figura 28.</b> Alimentación de los HAFSSH. Elaboración propia. ....	48
<b>Figura 29.</b> Localización arquetas arqueta A2 y A3, a la salida de las celdas del HAFSSH. Fuente: Elaboración propia .....	49
<b>Figura 30.</b> Arqueta A4, entrada HAFSSV. Fuente: Elaboración propia .....	49
<b>Figura 31.</b> Salida del HAFSSV (Arqueta A5). Fuente: Elaboración propia.....	50
<b>Figura 32.</b> Salida del sistema de depuración. Arqueta (A6) en la parcela C, conducción hacia el barranco y la Humedal artificial de flujo superficial. Fuente: Elaboración propia .....	50
<b>Figura 33.</b> Parcela C, área ecológica. Fuente: Elaboración propia.....	51
<b>Figura 34.</b> Esquema básico de la EDAR de Carrícola incluyendo la ubicación de los puntos de muestreo. Fuente: Elaboración propia.....	52
<b>Figura 35.</b> Muestreo de macroinvertebrados con tubo. Fuente: Elaboración propia. ....	53
<b>Figura 36.</b> Muestreo de macroinvertebrados con red. Fuente: Elaboración propia. ....	54
<b>Figura 37.</b> Box plot de las distintas variables estudiadas: DQO, DBO <sub>5</sub> , SST, NT, NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> y P <sub>T</sub> . Con puntos aislados se muestran los datos anómalos de las series y con una línea punteada, para el caso de la DQO, DBO <sub>5</sub> y SST, el límite de vertido establecido por Normativa, número de muestras por punto N°=12. Fuente: Propia.....	58
<b>Figura 38.</b> Gráfico box plot de la variable <i>Escherichia coli</i> , número de muestras por punto N°=16. Con puntos aislados se muestran los datos anómalos de las series recogidas Fuente: Propia.....	59
<b>Figura 39.</b> Gráfico box plot de los rendimientos en % de las distintas variables estudiadas: DQO, DBO <sub>5</sub> , SST, E. coli y Huevos de nematodos de 12 diferentes sistemas, con la línea punteada de color naranja se representan las eficiencias del EDAR de Carrícola (Eficiencia solamente del conjunto de HAFSS). Bibliografía: 3 tipos de sistemas estudiados (Martín et al., 2009), 1 sistema estudiado (Molleda et al., 2008), 4 tipos de sistemas estudiados (Karimi et al., 2014), 1 sistema (Bhamidimarri et al., 1991), 3 sistemas estudiados (J. A. García et al., 2013).....	62
<b>Figura 40.</b> Factores que influyen en la eliminación de patógenos, (a) caudal, (b)TRH, (c) Radiación, (d) Cobertura de algas, (e) OD, (f) Temperatura, (g) SS y (h) pH. Fuente: Elaboración propia. ....	68
<b>Figura 41.</b> Concentración de zooplancton presente en HAFS y su incidencia en la eliminación de E. coli. (a) Daphnias, (b) Otras especies de macroinvertebrados, (c) Larvas de dípteros y (d) influencia de macroinvertebrados sobre larvas de dípteros. Fuente: Elaboración propia. ....	70

## 1. Introducción

En la última década, el reciclaje de aguas residuales, que genera oportunidades de reutilización del agua, se ha vuelto muy importante, especialmente en continentes y países donde los recursos hídricos son escasos. Las aguas residuales municipales proporcionan dos recursos esenciales: nutrientes y agua. Ambos son esenciales para el crecimiento de las plantas y de ellos dependen la agricultura, silvicultura, parques y jardines.

A pesar de que se han desarrollado varias tecnologías de tratamiento de aguas residuales, incluidos sistemas centralizados y descentralizados, la capacidad general de tratamiento sigue siendo relativamente baja en los países en desarrollo o en pequeñas poblaciones que tienen la necesidad de depurar sus aguas debido a limitaciones topográficas y / o los costos de inversión, operación y mantenimiento. De acuerdo con la Directiva 91/271/CEE y la International Water Association (IWA), una pequeña población urbana es aquella que tiene menos de 2.000 habitantes equivalentes (h-e). En España, entre tres y cuatro millones de h-e viven en pequeñas poblaciones (Ortega de Miguel, 2010); las cuales representan un 74% de los municipios españoles y un 50% de los municipios de la Comunidad Valenciana (Instituto Nacional de Estadística (INE), 2016). Por tal razón, España ha sido uno de los países más centrados en encontrar nuevos métodos alternativos de tratamiento de aguas residuales, como son los sistemas naturales.

Una de las opciones más populares entre estos sistemas son los humedales artificiales debido a sus bajos costos operativos, consumo de energía e integración ambiental. Además, los humedales también tienen funciones auxiliares, como la creación de espacios verdes y hábitats de vida silvestre estéticamente atractivos (Fuchs et al., 2011).

Los humedales diseñados específicamente para el tratamiento de efluentes de aguas residuales municipales se han utilizado durante al menos cinco décadas en donde se han tratado varios tipos de agua contaminada (Kadlec y Wallace, 2009). Estos sistemas naturales se clasifican de acuerdo con la dirección del flujo de agua en el sistema, e incluyen humedales de flujo vertical subsuperficial (HAFSSV), horizontal subsuperficial (HAFSSH) y humedales de superficie de agua libre (HAFS). En general, se han realizado numerosos estudios sobre la eliminación de carbono orgánico en humedales (expresado como DBO<sub>5</sub>, DQO y COT) (Stottmeister et al., 2003; Langergraber et al., 2007), nutrientes (Wiessner et al., 2005; Vymazal, 2007) y metales pesados (Paredes et al., 2007). Sin embargo, el control de saneamiento de los patógenos en el efluente no ha recibido mucha atención hasta ahora, siendo un indicador importante para que la salud humana no se vea comprometida por los patógenos residuales que quedan en el agua después del tratamiento (Winward et al., 2008).

Para determinar la calidad microbiológica de los efluentes del tratamiento de aguas residuales, se suelen emplear indicadores de contaminación fecal como coliformes y enterococos. La elección de estos microorganismos se basa principalmente en dos razones: en primer lugar, es sencillo y económico determinar su presencia y cuantificarlos, y en segundo lugar, esta determinación proporciona información relacionada con la presencia y comportamiento de los principales patógenos humanos presentes en las aguas residuales (Evanson y Ambrose, 2006; Orosz-Coghlan et al., 2006; Sleytr et al., 2007). Los principales microorganismos indicadores de contaminación

fecal son los coliformes fecales, *escherichia coli*, enterococos y *clostridium perfringens*. Los coliformes son parte de la flora intestinal de los mamíferos y otros animales. La cantidad de coliformes que un ser humano promedio excreta diariamente en las heces varía entre  $10 \times 10^6$  y  $40 \times 10^6$  (UFC / 100 ml). Todos los coliformes pueden existir como organismos saprofitos, con excepción de los pertenecientes al género *Escherichia*, cuyo origen es exclusivamente intestinal. La gran cantidad de *E. coli* presente en el tracto digestivo humano, junto con el hecho de que no suele encontrarse en otros ambientes, hacen que esta bacteria sea considerada uno de los mejores indicadores de contaminación fecal disponibles. Así, la presencia de esta bacteria en el agua prueba una contaminación fecal reciente y la posible existencia de patógenos (Molleda et al., 2008).

Además, se puede encontrar una gran variedad de huevos de helmintos en las aguas residuales. El grupo más importante son los nematodos, conocidos como gusanos intestinales, especialmente los pertenecientes a los géneros *Ascaris*, *Ancylostoma*, *Necator*, *Trichuris* y otros. Sus principales características epidemiológicas son una larga persistencia en el medio ambiente, una mínima dosis infecciosa, una respuesta inmune limitada y la capacidad de permanecer viable en suelos durante largos períodos de tiempo (Vera et al., 2006).

En consideración a lo expuesto, se ha demostrado que las humedales artificiales pueden eliminar patógenos (Arias et al., 2003; Molleda et al., 2008) y se han propuesto diferentes mecanismos directos o indirectos relacionados a sistemas con presencia de plantas, como la filtración, adsorción, fotodegradación, depredación por protozoos y bacteriófagos (Kadlec y Wallace, 2009). La depredación se ha identificado como el principal mecanismo de eliminación de patógenos en los humedales artificiales subsuperficiales; sin embargo, el papel exacto de los bacteriófagos y la competencia con los protozoos sigue siendo un tema abierto.

Además de los mecanismos de remoción, se han desarrollado diferentes estudios para establecer qué tipo de humedal puede producir la mayor eliminación de patógenos. En la mayoría de los casos, no se han encontrado diferencias significativas entre los sistemas verticales y horizontales. En ambos casos, se han informado tasas de eliminación de 2 unidades logarítmicas de coliformes totales y coliformes fecales (Vacca et al., 2005; Fountoulakis et al., 2009). Sin embargo, algunos autores han sugerido que los sistemas de flujo vertical eliminan tasas más altas debido a la existencia de áreas más aireadas (Kadlec y Wallace, 2009). De manera similar, la combinación de diferentes sistemas de flujo ha mostrado tasas de remoción de coliformes fecales de 4 unidades logarítmicas de magnitud con la ventaja de la reducción del área requerida (Baeder-Bederski et al., 2004; Masi et al., s. f.). A pesar de las ventajas que ofrece la utilización de humedales artificiales como sistema de depuración en pequeñas poblaciones, en España los sistemas más utilizados son los de oxidación total, filtros percoladores y biodiscos. En la comunidad Valenciana solo el 2.5 % de los sistemas son humedales. La aceptabilidad de los humedales artificiales como un componente integral de la gestión sostenible del agua para la recuperación y reutilización de aguas residuales depende de su cumplimiento de las pautas de calidad del agua para minimizar los riesgos para la salud humana y del ecosistema. Es por ello que el estudio de este tipo de depuradoras es importante para despejar las dudas sobre su funcionamiento a escala real. Y de esta forma contribuir con soluciones ecológicas que empoderen principalmente a comunidades con escasos recursos económicos e hídricos cuyo deseo es tratar sus aguas residuales con tecnologías autosustentables y amigables con el medio ambiente. Además, la utilización de humedales artificiales puede

contribuir a alcanzar los Objetivos de Desarrollo Sostenible, especialmente el número 6 que se enfoca en garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos, pero también los relacionados con el cambio climático, ciudades inteligentes y la biodiversidad.

## **2. Objetivos**

### **2.1. Objetivo general**

El objetivo de este trabajo es evaluar y comparar el desempeño de la planta de tratamiento de aguas residuales ubicada en Carrícola, Valencia.

### **2.2. Objetivos específicos**

- Estudiar la variación de las concentraciones de contaminantes a lo largo del sistema y la variabilidad de los datos de las series recogidas.
- Evaluar la influencia de variables de operación y ambientales que constituyen los mecanismos de eliminación de los contaminantes.
- Valorar las condiciones de salida del agua tratada y de esta manera saber si cumple con los límites establecidos de vertido, y también los requerimientos para su reutilización.

## **3. Estado del Arte.**

### **3.1. Humedales: Fundamentos y tipologías.**

#### **3.1.1. Concepto de Humedal.**

Los humedales son áreas de tierra que están húmedas durante parte o todo el año por su ubicación en el paisaje. Históricamente, los humedales se llamaban pantanos, marismas o ciénagas, dependiendo de la planta existente, las condiciones del agua y el entorno geográfico.

Los humedales tienen propiedades que los hacen únicos entre los principales grupos de ecosistemas de la Tierra. El agua abundante es importante para la mayoría de las formas de productividad biológica, y las plantas de los humedales están adaptadas para aprovechar este cuantioso suministro de agua mientras se supera la escasez periódica de otros elementos químicos esenciales, como el oxígeno. Como tal, son frecuentemente habitados por crecimientos de plantas similares a la jungla y son hogar de una multitud de animales, incluidos mamíferos, aves, reptiles, anfibios y peces que son poco comunes en otros ecosistemas.

Además, debido a que los humedales tienen una tasa de actividad biológica más alta que la mayoría de los ecosistemas, pueden transformar muchos de los contaminantes comunes que ocurren en las aguas residuales en subproductos inofensivos o nutrientes esenciales que se puede utilizar para una productividad biológica adicional. Estas transformaciones se logran en virtud de la superficie terrestre y con energías naturales inherentes de sol, viento, suelo, plantas y animales (Kadlec y Wallace, 2009).

### 3.1.2. Fundamentos de Humedales Artificiales.

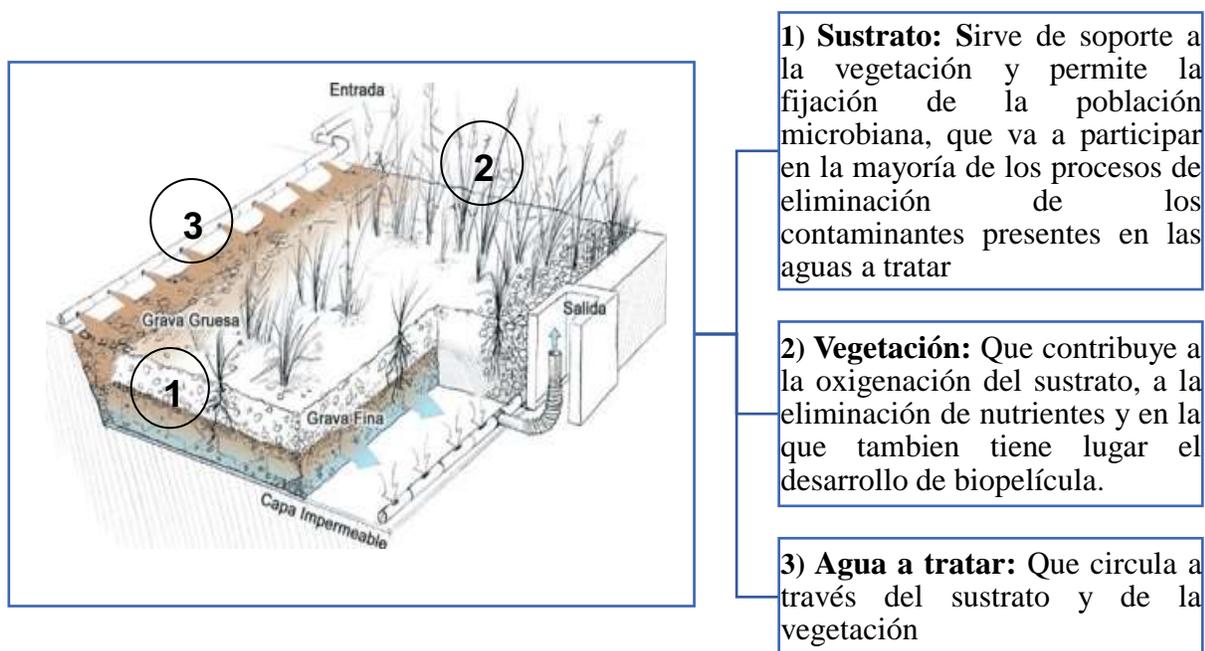
Un humedal artificial es una ecotecnología que, mediante procesos de biotransformación y mineralización, permite reducir la concentración de carbono, nitrógeno y fósforo, por debajo de lo establecido por la normatividad vigente (Luna y Aburto, 2014).

El carácter artificial de este tipo de humedales viene definido por las siguientes particularidades:

- El confinamiento del humedal se construye mecánicamente y se impermeabiliza para evitar pérdidas de agua al subsuelo.
- Se emplean sustratos diferentes al terreno original para el enraizamiento de las plantas.
- Se eligen las plantas que van a colonizar el humedal.

La depuración de las aguas residuales a tratar se obtiene haciéndolas pasar a través de zonas húmedas artificiales, en las que tienen lugar procesos físicos, biológicos y químicos, que conducen a unos efluentes finales depurados.

En la figura 1 se muestran los elementos principales que actúan en los humedales.



**Figura 1.** Esquema de Humedal de Flujo Subsuperficial.  
Fuente de ilustración: (Instituto Tecnológico de Canarias, s. f.)

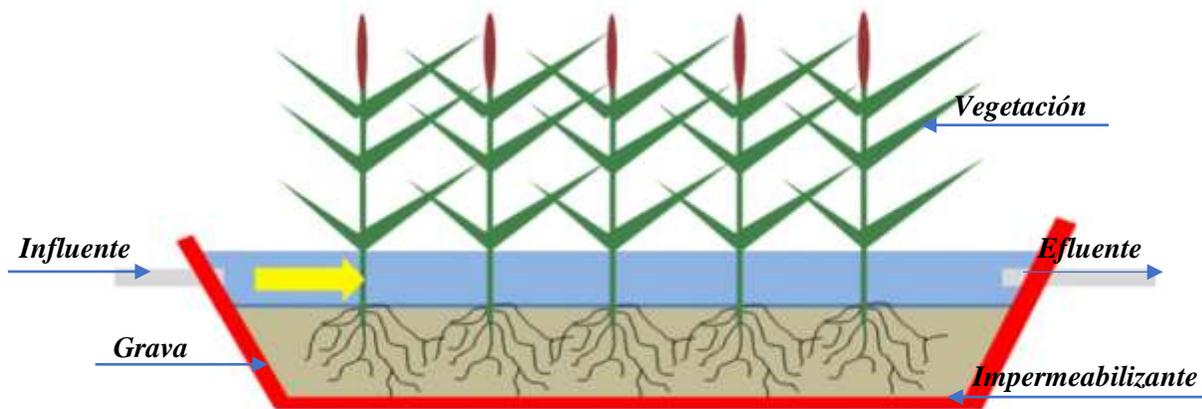
### 3.1.3. Tipologías de funcionamiento de humedales artificiales.

Los humedales artificiales se dividen en humedales de flujo superficial y humedales de flujo subsuperficial, estos últimos dependen de la dirección en la que circula el agua horizontal y vertical.

### 3.1.3.1. Humedales Artificiales de Flujo Superficial (HAFS).

En estos humedales el agua circula por encima del sustrato continuamente. Se favorecen las condiciones aerobias al estar el agua directamente expuesta a la atmósfera. Se emplean para tratar efluentes procedentes de tratamientos secundarios y para crear y restaurar ecosistemas acuáticos (iAqua, 2013). En la Figura 2 se representa este tipo de humedal.

La alimentación de estos humedales es continua y el proceso de purificación se lleva a cabo a medida que el agua fluye a través de los tallos y raíces de las plantas. Los tallos, raíces y hojas caídas pueden ayudar a la fijación de la membrana bacteriana responsable del proceso de biodegradación, mientras que las hojas sobre la superficie del agua cubren el cuerpo de agua y limitan el crecimiento de microalgas.



**Figura 2.** Corte longitudinal de un Humedal artificial de flujo superficial.  
Fuente: (Morón, 2018)

### Rendimiento.

Salas et al. (2007) presenta las características medias de los influentes y efluentes de un conjunto de 27 HAFS sometidos a seguimiento por la EPA en el año 2000 los cuales se presentan en la Tabla 1.

**Tabla 1.** Características medias de las corrientes de entrada y salida de un conjunto de HAFS. Fuente: (Salas et al., 2007)

Parámetro	Influente	Efluente	Eficiencia
Sólidos en suspensión (mg/l)	69	15	78%
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	70	15	79%
N-NKT (mg/l)	18	11	39%
N-NH <sub>3</sub> /NH <sub>4</sub> (mg/l)	9	7	22%
N-NO <sub>3</sub> (mg/l)	3	1	67%
N <sub>total</sub> (mg/l)	12	4	67%
P <sub>total</sub> (mg/l)	4	2	50%
P <sub>disuelto</sub> (mg/l)	3	2	33%
Coliformes fecales (nº/100 ml)	73000	1320	98%

### 3.1.3.2. Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial (HAFSS).

En estos humedales, el agua a tratar circula solo a través de materiales granulares (arena, gravilla, grava) con suficiente permeabilidad, y están confinados en una balsa impermeable, además, sirven como soporte radicular para las plantas, generalmente son carrizos.

Los HAFSS son generalmente más pequeños que las instalaciones de flujo superficial y, en la mayoría de los casos, se utilizan para tratar las aguas residuales generadas en núcleos de poblaciones menores a 2000 habitantes (iAgua, 2013).

Este tipo de humedales presenta ciertas ventajas y desventajas con respecto a los de Flujo Superficial como:

#### Ventajas

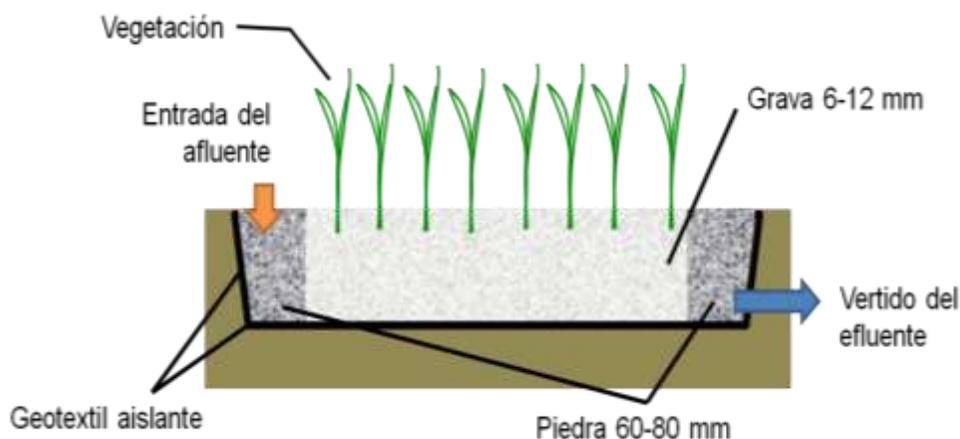
- Menores superficies de terreno.
- Evita los problemas de aparición de olores y de mosquitos
- Mayor tolerancia a los descensos de la temperatura ambiente.

#### Desventajas

- Mayores costes de construcción principalmente por el coste de adquisición y colocación del sustrato filtrante.
- Riesgo de colmatación de dicho sustrato.

Según en la dirección en la que circula el agua a través del sustrato los HAFSS se clasifican en Horizontales (HAFSSH) y Verticales (HAFSSV).

En los horizontales la alimentación se realiza de forma continua, para que el nivel del agua pase por la matriz filtrante grava de unos 0.6 m de espesor, en la que se fija la vegetación. A la salida del humedal, un tubo flexible puede controlar el nivel de agua estancada, que generalmente se mantiene a unos 5 cm por debajo del nivel del agregado para evitar que se vea el agua (Figura 3). Se encuentran permanentemente saturados de agua.

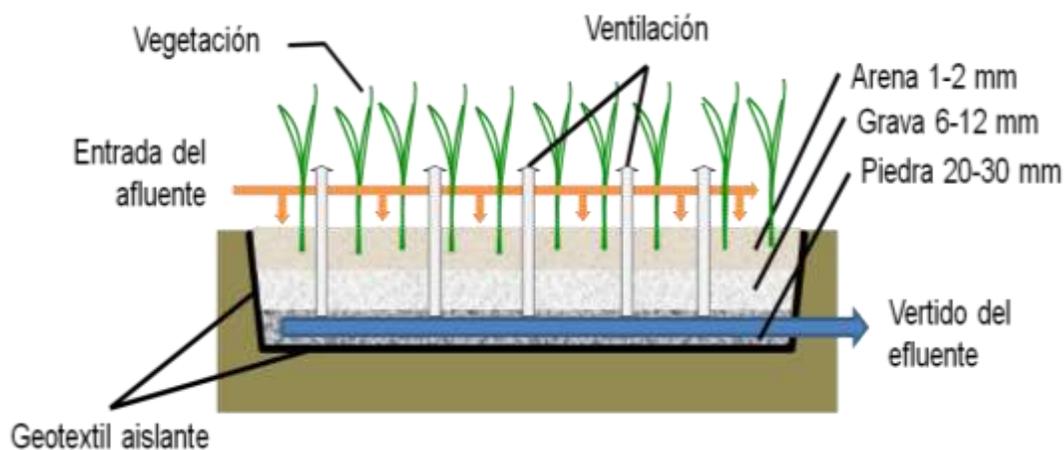


**Figura 3.** Corte longitudinal de un humedal horizontal de flujo subsuperficial.

Fuente: (Tecnología WETWINE, s. f.)

En los verticales la alimentación es intermitente, generalmente mediante un sifón de descarga controlada, lo que permite una mayor aireación del sistema, con respecto a los de flujo horizontal. El agua circula verticalmente a través de una capa filtrante de grava de aproximadamente 1 m de espesor, en la que se fija la vegetación. En el fondo del humedal, una red de drenaje recolecta las aguas residuales tratadas. A la red de drenaje se conecta un conjunto de chimeneas, que sobresalen de capa de áridos para incrementar la oxigenación de la matriz filtrante.

La carga orgánica con la que operan los humedales de flujo vertical (Figura 4) es mayor que la de los horizontales y generan efluentes con un mayor grado de oxigenación. Por otro lado, el tiempo de retención hidráulico para el flujo horizontal es de varios días, mientras que el tiempo para el flujo vertical es de solo unas horas (Salas et al., 2007).



**Figura 4.** Corte longitudinal de un Humedal vertical de flujo subsuperficial.  
Fuente: (Tecnología WETWINE, s. f.)

## Rendimiento.

La Tabla 2 muestra los rendimientos medios de depuración que se alcanza con el empleo de HAFSS para el tratamiento de aguas residuales urbanas.

**Tabla 2.** Rendimiento de depuración en HAFSS. Fuente: (Salas et al., 2007)

Parámetro	%
Sólidos en suspensión (mg/l)	85-95
DBO <sub>5</sub>	80-90
DQO	75-85
N <sub>total</sub>	20-40
P <sub>total</sub>	15-30
Coliformes Fecales	90-99

### 3.2. Esquemas de funcionamiento.

#### 3.2.1. Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial.

En este tipo de humedales el esquema del proceso es, en esencia, semejante al de un tratamiento convencional, constando de pretratamiento, tratamiento primario, tratamiento secundario y opcionalmente, tratamiento terciario.

##### 3.2.1.1. Pretratamiento.

Elimina objetos gruesos que se encuentran en las aguas residuales a tratar, y que puedan perjudicar a las instalaciones posteriores, pueden ser enrejados, desarenadores o tanques de homogeneización.

Habitualmente, el pretratamiento en la tecnología de HAFSS está constituido exclusivamente por un desbaste de gruesos conformado por rejas de 2-3 cm de separación entre barrotes, pueden ser de limpieza manual o mecánica (Figura 5).

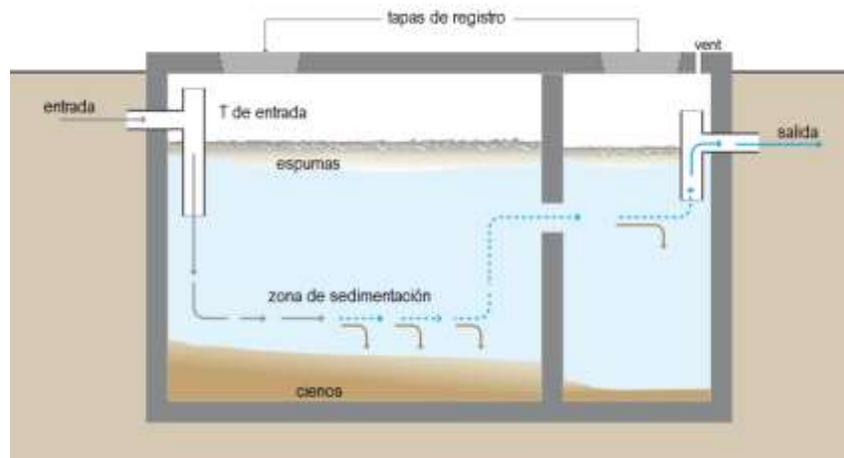


**Figura 5.** Enrejados gruesos de limpieza manual.  
Fuente: (Teichert et al., 2017)

##### 3.2.1.2. Tratamiento primario.

Elimina sólidos en suspensión junto con sus contaminantes asociados y lo que pueda perjudicar al tratamiento biológico. Se puede recurrir a la implantación de fosas sépticas o tanques Imhoff, como paso previo a la alimentación a los humedales (Salas et al., 2007).

Las fosas sépticas son equipos enterrados en los que se decantan las sustancias sedimentables de las aguas residuales. La parte orgánica del sedimento sufre una reacción de degradación anaeróbica y se mineraliza gradualmente (Figura 6).

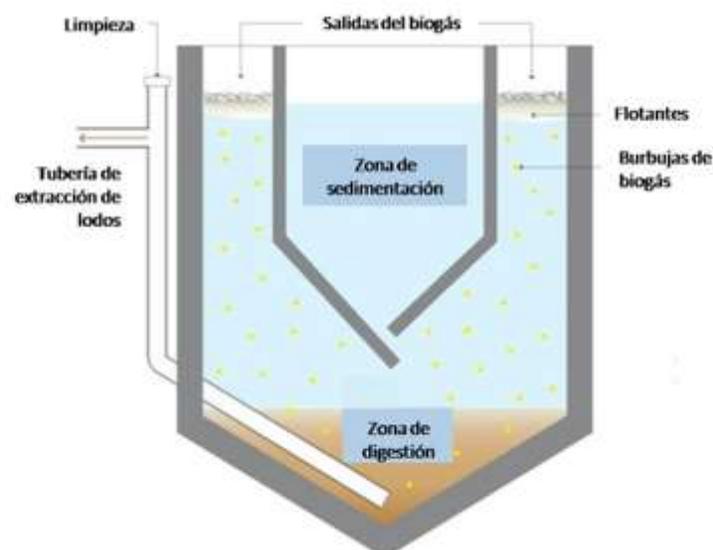


**Figura 6.** Esquema de fosa séptica.  
Fuente: (Tilley et al., 2017)

Por otra parte, los tanques Imhoff constan de un único depósito, en el que se disponen dos zonas diferenciadas: la zona de sedimentación, que se sitúa en la parte superior, y la zona de digestión de lodos, que se ubica en la zona inferior del depósito (Figura 7). De la forma del tanque se obtienen varias ventajas:

- Los sólidos sedimentables alcanzan la cámara inferior en menor tiempo.
- La forma de la ranura y de las paredes inclinadas que tiene la cámara acanalada de sedimentación, fuerza a los gases de la digestión a tomar un camino hacia arriba que no perturba la acción sedimentadora.

Para minimizar los riesgos de colmatación del sustrato filtrante, en los HAFSS es de vital importancia el correcto dimensionamiento y operación de los elementos constitutivos del tratamiento primario.

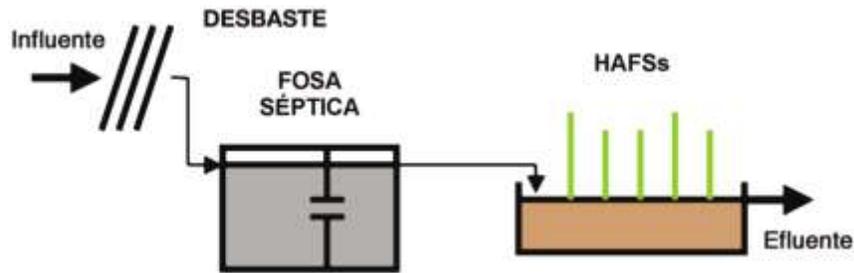


**Figura 7.** Corte transversal de un tanque Imhoff.  
Fuente: (Salas, 2020)

### 3.2.1.3. Tratamiento secundario

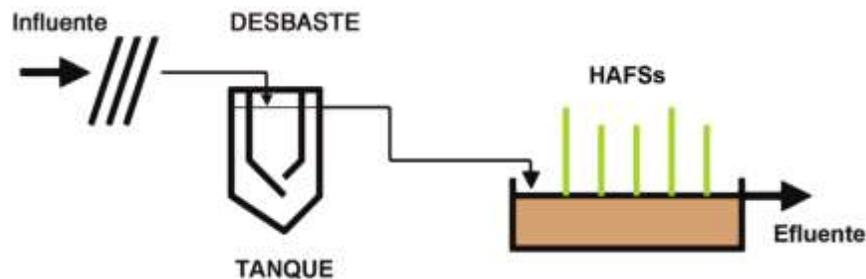
El tratamiento secundario está constituido por los propios Humedales Artificiales, que se alimentan con los efluentes procedentes de las fosas sépticas o de los tanques Imhoff.

Las Figuras 8 y 9 muestran los diagramas de flujo más comunes para el tratamiento de aguas residuales usando HAFSS.



**Figura 8.** Diagrama de flujo del tratamiento mediante HAFSS.

Fuente: (Salas et al., 2007)

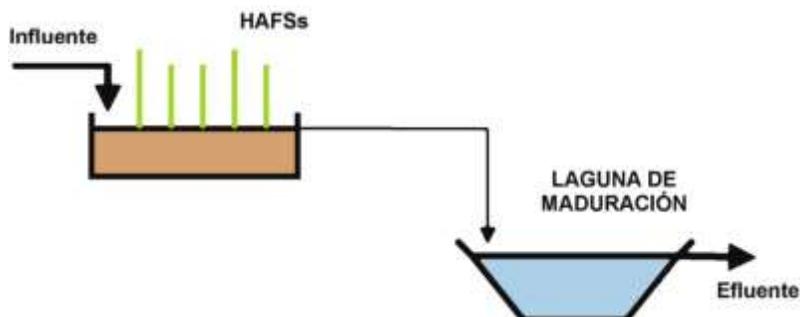


**Figura 9.** Diagrama de flujo del tratamiento mediante HAFSS.

Fuente: (Salas, et al., 2007)

### 3.2.1.4. Tratamiento terciario.

Elimina patógenos y contaminantes no eliminados en las fases anteriores, además, se utilizan como una estación de purificación o pulido del agua, en HAFSS se puede afinar el proceso con lagunas de maduración o con HAFS. Fundamentalmente, esta eliminación se consigue mediante la acción de los rayos ultravioleta de la luz solar (Figura 10).



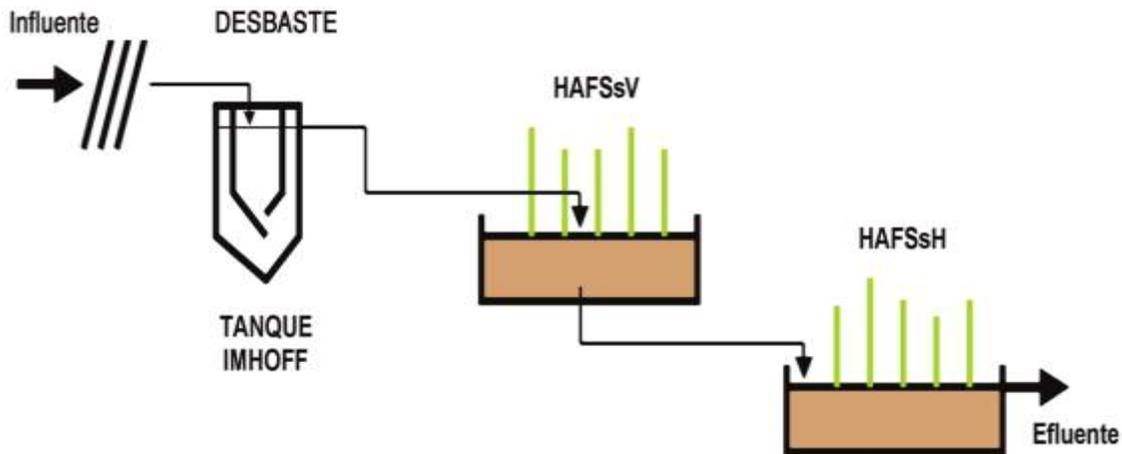
**Figura 10.** Lagunaje de Maduración en cola de un HAFSS, a modo de Tratamiento Terciario.

Fuente: (Salas et al., 2007)

### 3.2.2. Otros esquemas.

#### 3.2.2.1. Combinación de HAFSS Verticales y Horizontales.

El objetivo de este tipo de combinación de humedales es mejorar la eficiencia de eliminación de nitrógeno. El proceso de nitrificación se realiza en el HAFSS vertical ubicados en la parte superior del proceso, y en el HAFSS horizontal, colocados a continuación, se dan los fenómenos de desnitrificación, en donde el nitrógeno escapa en forma gaseosa hacia la atmósfera (Figura 11).



**Figura 11.** Combinación de HAFSS Verticales y Horizontales en serie.

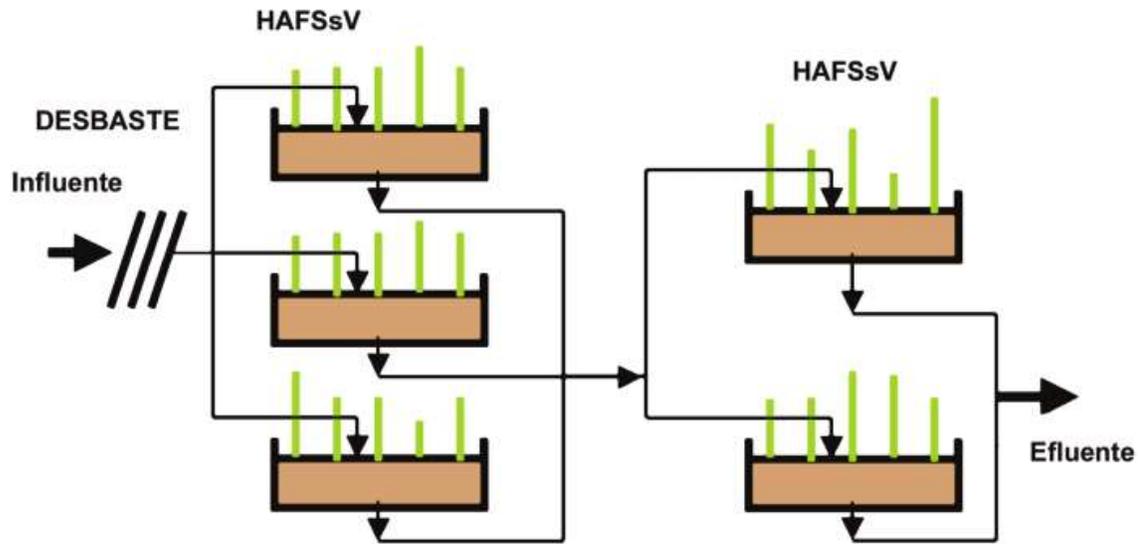
Fuente: (Salas et al., 2007)

#### 3.2.2.2. Combinación de HAFSS Verticales sin tratamiento Primario.

Esta combinación consta de dos juegos de HAFSS verticales dispuestos en serie (Figura 12), también conocido como sistema francés. Una vez que el agua residual ha pasado sin la etapa de tratamiento primaria, se descarga de manera intermitente en la primera etapa del humedal empleando un sifón de descarga controlada. Posteriormente estas aguas residuales se reúnen y alimentan de forma discontinua a la segunda etapa con la ayuda de un segundo sifón.

Cada humedal que constituye la primera etapa de tratamiento se somete alternativamente a dos etapas operativas:

- Una fase de alimentación: durante 3-4 días las aguas alimentan a un único filtro de la primera etapa.
- Una fase de reposo: con una duración de al menos dos veces superior a la fase de alimentación (6-8 días).



**Figura 12.** Combinación de HAFSS Verticales sin tratamiento Primario.

Fuente: (Salas et al., 2007)

### 3.3. Mecanismos de depuración.

Los mecanismos involucrados en la eliminación de los principales contaminantes presentes en las aguas residuales a tratar mediante el empleo de humedales artificiales se detallan de manera simplificada en la Tabla 3. Hay que considerar que cada humedal artificial es un ecosistema distinto y tendrá que estudiarse a fondo todas sus fases para conocer sus características físicas, químicas y biológicas, y de esta manera saber los procesos que se están dando dentro del sistema.

**Tabla 3.** Mecanismos de depuración de los humedales artificiales. Fuente: Elaboración propia, basado en (Salas et al., 2007; Wu et al., 2016)

CONTAMINANTE	MECANISMO DE ELIMINACIÓN	DESCRIPCIÓN
Sólidos Suspendidos	Sedimentación	Decantación por la acción exclusiva de la gravedad
	Floculación	Permite la sedimentación de partículas de pequeño tamaño o menor densidad que el agua
	Filtración	Retención de material al pasar las aguas a través del sustrato
Materia Orgánica	Degradación microbiana aerobia	Los microorganismos principalmente bacterias utilizan la materia orgánica a modo de sustrato con o sin presencia de oxígeno
	Degradación microbiana anaerobia	
	Filtración	Para la materia orgánica particulada, será retenida al pasar por el entramado sustrato-raíces-tallos.



Nitrógeno	Procesos de nitrificación-desnitrificación.	<p><b>Nitrificación.</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Proceso inhibido por concentraciones altas de amoníaco y ácido nítrico (<math>\text{HNO}_2</math>).</li> <li>- El pH debe estar entre 7.5 y 8.6.</li> <li>- Las concentraciones de oxígeno disuelto debe estar por encima de 1 mg/l.</li> </ul> <p><b>Desnitrificación.</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Proceso inhibido en presencia de oxígeno.</li> <li>- El pH óptimo esta entre 7 y 8.</li> </ul> <p>La adopción de sistemas combinados, HAFSSV seguidos de HAFSSH, permite mejorar la eliminación de nitrógeno, al favorecerse en la primera etapa la nitrificación y la desnitrificación en la segunda.</p> <p>Esta asimilación no llega a eliminar más allá del 15-20 % del nitrógeno amoniacal. Si no se procede a la siega y retirada periódica de la vegetación, la mayor parte de los nutrientes retenidos volverán a las aguas, mediante procesos de degradación de la biomasa vegetal.</p>
	Asimilación por parte de las plantas	
Fósforo	Absorción directa por parte de las plantas	<p>Absorción del orden de un 10%.</p> <p>En general, en los HAFSS la eliminación de fósforo no es muy significativa situándose entre el 15-30%. Se puede incrementar mediante el empleo de sustratos filtrantes.</p>
	Adsorción sobre el sustrato filtrante y sobre las partículas orgánicas	
	Precipitación	<p>Mediante reacciones del fósforo con el hierro, aluminio y calcio presentes en las aguas y en el sustrato, dando lugar a la formación de fosfatos insolubles.</p>
Metales	Procesos de adsorción	
	Precipitación química	
	Sedimentación	
	Asimilación por parte de las plantas	
Patógenos	Sedimentación	<p>La sedimentación es eficaz para eliminar algunas bacterias, como los huevos de helmintos, coliformes y estreptococos fecales por sus velocidades de sedimentación más altas (~ 0.1 mm / s). Para quistes de protozoos, virus y bacterias que tienen velocidades de sedimentación mucho más bajas (&lt;0.001 mm/s) pueden eliminarse por sedimentación si están adheridos a partículas más grandes. Alrededor del 10-50% de E. coli son partículas de &gt;5 <math>\mu\text{m}</math> por lo que son más susceptibles a la sedimentación.</p>

---

Filtración	La filtración es el mecanismo principal para eliminar eficazmente los protozoos
Adsorción	La adsorción se debe a las interacciones con sustratos como raíces de plantas, mientras que la fuerza de esta interacción depende de las respectivas propiedades adhesivas y de la composición iónica del medio. Sin embargo, considerando la posible saturación de los sustratos y raíces de las plantas la remoción neta de coliformes por adsorción podría ocurrir solo al comienzo de los períodos operativos del humedal.
Muerte natural	La extinción natural de patógenos es el resultado de muchos procesos de inactivación y está influenciada por varios factores, como la depredación y el hambre, y la exposición a factores estresantes físicos o químicos.

---

### 3.4. Factores que influyen en la eliminación de patógenos

Los factores que influyen en la eliminación de bacterias presentes en aguas residuales son: vegetación, composición del agua, tiempo de retención hidráulico, medios filtrantes, oxígeno, pH y variaciones estacionales (Davies-Colley et al., 1999). Para los HAFS, la intensidad de la luz solar y el tiempo de exposición también son factores de influencia críticos (Mayo, 2004). Esta sección analiza principalmente estos factores.

#### 3.4.1. Vegetación.

Existen varias investigaciones que han evaluado el efecto de la vegetación en la eliminación de bacterias indicadoras de contaminación fecal, demostrando que la eficiencia de remoción depende del tipo de humedal.

En Humedales Artificiales de flujo Subsuperficial Horizontal (HAFSSH), se demostró que la vegetación promueve positivamente el desempeño de eliminación de bacterias indicadoras, debido a los efectos de las plantas en la hidráulica del sistema como son el aumento de la disponibilidad de superficie de adsorción en las raíces de las plantas (Kansiime y van Bruggen, 2001), y los exudados de las raíces liberados por especies de plantas que contienen actividad bactericida. La liberación de exudados antimicrobianos no solo puede ser tóxica para los microorganismos patógenos, sino que también puede alterar el entorno físico y químico de la rizosfera y hacer que sea inadecuada para la supervivencia de patógenos (Avelar et al., 2014).

Un estudio realizado por Torrens et al. (2009) indicó que en HAFSSV alimentados intermitentemente, no existe una diferencia significativa en la eficiencia de remoción entre humedales con y sin vegetación, ya que ambos presentaron los mismos patrones de flujo, con TRH (Tiempo de Retención Hidráulica) y condición de oxígeno similares. Sin embargo, debería haber más investigaciones para probar esta conclusión.

Para los Humedales Artificiales de Flujo Superficial, el papel de las plantas en la eliminación de bacterias indicadoras es diferente de los otros sistemas. MacIntyre et al. (2006) encontraron que el contenido de E. coli disminuía cuando las plantas flotantes se retiraban de los lechos. Esto sugirió

que *E. coli* podría sobrevivir más tiempo porque estas plantas proporcionan sitios de unión, sombreado UV y reducen el intercambio de oxígeno en la superficie, lo que podría disminuir la población de zooplancton depredador.

### 3.4.2. Composición del agua.

La calidad de las aguas residuales afectará su desinfección posterior y el potencial de supervivencia de las bacterias dentro del humedal y en los siguientes tratamientos. El recrecimiento de bacterias puede estimularse mediante un aumento de la concentración de materia orgánica y nutrientes, ya que proporcionan recursos para el metabolismo de los microorganismos. Díaz et al. (2010) demostraron una correlación positiva entre el número de bacterias indicadoras y las concentraciones de compuestos nitrogenados, lo que demuestra que estos microbios podrían sobrevivir más tiempo o replicarse más rápido en presencia de nitrógeno disponible.

La eliminación de sólidos en suspensión también es un factor importante, ya que el material particulado podría proteger a las bacterias fecales de la desinfección. Además, el tamaño, la densidad de las partículas y las bacterias asociadas en cada tipo de agua residual también afectarán la tasa resultante de eliminación debido a la sedimentación. Por ejemplo, si la *E. coli* se adsorbe en partículas orgánicas pequeñas y livianas, la sedimentación puede ser insignificante. Sin embargo, si la *E. coli* se asocia con partículas inorgánicas más grandes y densas, la sedimentación probablemente será significativa (Boutilier et al., 2009).

La relación lineal entre la carga de contaminantes y la tasa de eliminación de las bacterias indicadoras también fue investigada por Tunçsiper et al. (2012) en un sistema de humedales combinado a escala piloto. Los análisis estadísticos confirmaron la existencia de estas relaciones e implicaron que la tasa de remoción de coliformes depende de la tasa de carga de las aguas residuales.

### 3.4.3. Tiempo de retención hidráulico

La importancia del tiempo de retención hidráulico (TRH) en la eliminación de las bacterias indicadoras se ha demostrado por el hecho de que los TRH más largos aumentan la exposición de las bacterias a los procesos de eliminación, como sedimentación, adsorción a materia orgánica, depredación, impacto de toxinas de microorganismos o plantas y radiación ultravioleta. El TRH depende de varios factores, incluida la vegetación, la textura del sustrato (el medio poroso), la profundidad del agua y las velocidades de flujo en el humedal (Díaz et al., 2010).

Se ha reconocido ampliamente que las ineficiencias en la hidráulica son una barrera importante para optimizar la eliminación de patógenos en los humedales. Los cortocircuitos pueden provocar que el agua tenga una variedad de tiempos de residencia en los humedales y reducir la eficacia de su tratamiento. Además, se ha demostrado que la inactivación microbiana alcanza valores de saturación cuando el TRH es de aproximadamente tres días (García et al., 2003).

Con respecto a los humedales de flujo vertical dosificados intermitentemente, Torrens et al. (2009) demostraron que los filtros con una profundidad de 65 cm facilitaban una eliminación

significativamente mayor de indicadores bacterianos y virales que los de 25 cm. Es notable que un aumento de profundidad de solo 40 cm dio como resultado un aumento de los tiempos de residencia promedio de 3 a 5 h.

#### 3.4.4. Medios Filtrantes

La influencia de dos materiales filtrantes diferentes fue investigado por Redder et al. (2010) para la eliminación de patógenos protozoarios. En su experimento, 7 HAFSS a escala piloto, se rellenaron con arena lavada (tamaño de grano, 0-2 mm), mientras que otros 7 humedales se rellenaron con una mezcla de arcilla expandida y arena (tamaño de grano de 2-4 mm y 0-2 mm, respectivamente). Sus resultados indicaron que el filtrado de aguas residuales era el principal mecanismo eficaz para reducir los parásitos protozoarios. Los tamaños de partículas pequeñas (partículas de arena de 0 a 2 mm) parecen favorecer la reducción de bacterias. Asimismo, Tanner et al. (2012) observaron una mejor eliminación de *E. coli* en un lecho de flujo vertical lleno de arena fina en comparación con un lecho lleno de grava más gruesa (3.2 versus 1.9 log<sub>10</sub> UFC / 100 mL eliminados). Por tanto, procesos físicos como la adsorción, filtración y la sedimentación asociadas con el tamaño de las partículas son aparentemente factores importantes.

#### 3.4.5. Oxígeno

Estudios previos han correlacionado el aumento de oxígeno disuelto con la muerte bacteriana en el medio acuático (A. Fernández et al., 1992). Fernández et al. (1992) informaron de un aumento de 8 a 10 veces en la tasa de muerte bacteriana en respuesta a un tratamiento de aireación breve (2 h por día) en el medio acuático. Winward et al. (2008) observaron un mayor rendimiento de eliminación de bacterias en HA de flujo vertical en comparación con los HA de flujo horizontal, lo que indica que las condiciones aerobias podrían ser más apropiadas para la eliminación de bacterias en casos de tratamiento de aguas grises. Recientemente, una comparación intensiva de la eliminación de *E. coli* en diferentes tipos de HA, todas alimentadas con el mismo influente, reveló un desempeño notable de un sistema aireado (Headley et al., 2013). Sin embargo, el efecto preciso del oxígeno en tales sistemas aireados aún no se ha dilucidado.

#### 3.4.6. Intensidad solar

La inactivación mediada por la luz solar es uno de los mecanismos de desinfección más importantes en la eliminación de patógenos en los HA de flujo superficial. Una mayor intensidad solar proporciona una mayor radiación ultravioleta y, por lo tanto, promueve el rendimiento de eliminación de patógenos. Sin embargo, para los HA de flujo subterráneo, el efecto de la intensidad solar es insignificante, debido a que el flujo de aguas residuales no está expuesto en los lechos de los humedales. Mayo (2004) desarrolló un modelo que describe la cinética de la mortalidad y remoción de coliformes en los HAFS. Sus resultados mostraron que la constante de la tasa de mortalidad bacteriana fue influenciada en gran medida por la intensidad de la luz solar, que fue responsable del 72.6% de la eliminación.

Se necesita una mejor comprensión de los mecanismos de inactivación mediada por la luz solar y sus funciones en la eliminación de bacterias para optimizar el diseño y permitir la predicción del destino de las bacterias en los HA de flujo superficial (Jasper et al., 2013).

### 3.4.7. pH

El bajo pH en algunos HA también podría resultar en una muerte más rápida de Coliformes Fecales (CF). Se ha informado que estos microbios sobreviven mejor a valores de pH entre 5.5 y 7.5, y la supervivencia desciende rápidamente a pH por encima y por debajo de este rango (Šolić y Krstulović, 1992). La mayoría de los valores de pH en los efluentes de los humedales se encuentran dentro de este rango óptimo, sin embargo, también existen efluentes de HA con pH bajo debido a altas tasas de nitrificación bacteriana de amonio en el lecho del filtro. Además, se ha demostrado que los cambios de pH diurnos inducidos por la fotosíntesis de algas en lagunas y/o lagos son un factor importante que impulsa la eliminación de patógenos (Olson et al., 2004).

### 3.4.8. Fluctuación estacional

Con respecto a la fluctuación estacional, algunos autores han observado mayores eficiencias de eliminación de bacterias indicadoras en aguas residuales durante las estaciones cálidas (Karathanasis et al., 2003), mientras que otros no encontraron cambios estacionales (Tunçsiper et al., 2012). Por lo tanto, la fluctuación estacional en la eliminación de bacterias en las aguas residuales podría estar relacionada no solo con la temperatura sino también con el estado de las plantas. Generalmente se reconoce que la temperatura es un factor importante para determinar la supervivencia de los patógenos en el medio ambiente. A medida que aumenta la temperatura, los procesos metabólicos de bacterias y protozoos se aceleran, la depredación aumenta y las enzimas degradantes producidas por plantas, hongos o bacterias podrían degradar las cápsidas virales más rápidamente y dañar el ADN o ARN viral (Olson et al., 2004).

Ulrich et al. (2005) encontraron que, al comparar una operación de verano con una operación de invierno del humedal, las temperaturas más altas de las aguas residuales podrían mejorar el rendimiento de eliminación en aproximadamente  $1 \log_{10}$  UFC / 100 mL, siempre que otros factores, por ejemplo, concentraciones de microorganismos, carga / sobrecarga hidráulica no afecten el patrón de variación anual. Sin embargo, Molleda et al. (2008) indicaron que la sombra proporcionada por la vegetación podría reducir la exposición a los rayos UV en las estaciones cálidas y podría disminuir la remoción de microorganismos en los HA de flujo superficial de agua libre.

Existen efectos potenciales contradictorios de la temperatura sobre la reducción de patógenos. Las bajas temperaturas son adversas para el tiempo de supervivencia de organismos que se originan en organismos de sangre caliente el mismo que suele ser de 10 a 30 días (Kadlec y Wallace, 2009). Por otro lado, la actividad de los organismos depredadores, como los protozoos, disminuye a bajas temperaturas, aunque es poco probable que se produzca una letalidad directa (Davies-Colley et al., 2005). Se espera que la remoción por adsorción sea insensible a la temperatura, pero ligeramente menos efectiva en condiciones frías. Además, Kadlec y Wallace. (2009) comentan que es poco probable que los coeficientes de temperatura muy altos sugeridos para estanques y humedales de

flujo superficial ( $\Theta=1.19$ ) (U.S. EPA., 2000) prevalezcan en el medio ambiente subterráneo y no se aplican. Varios HAFS tienen una mediana de  $\Theta = 0.963$ .

### 3.5. Marco Normativo

#### 3.5.1. Requisitos de vertido de aguas residuales.

En 1991, dada la situación de contaminación de las aguas en los diferentes Estados miembros, la Unión Europea emitió la Directiva 91/271/CEE sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas, manual de interpretación y elaboración de informes. Esta directiva estipula que a partir del 31 de diciembre de 2005 es obligatorio depurar las aguas residuales de poblaciones inferiores a 2.000 habitantes equivalentes (h-e) cuando el vertido es en aguas continentales o estuarios, mediante un tratamiento adecuado que garantice la eliminación de contaminantes presentes en el agua residual produciendo un efluente reutilizable en el ambiente. Posteriormente fue transpuesta al Estado español mediante el Real Decreto Ley 11/1995 donde se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas, el cual se desarrolla mediante el Real Decreto 509/1996.

En el anexo I del Real Decreto 509/1996 se definen los requisitos que deben de cumplir los vertidos de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas. En la Tabla 4 se presentan los requisitos generales mientras que en la Tabla 5 se indican los requisitos de los vertidos realizados a zonas sensibles, zonas cuyas aguas sean eutróficas o tengan tendencia a serlo en un futuro próximo.

**Tabla 4.** Requisitos para los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas.  
Fuente: Anexo I R.D. 509/1996

Parámetros	Concentración	Porcentaje mínimo de reducción (1)	Método de medida de referencia
<b>Demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub> a 20°C) sin nitrificación (2)</b>	25 mg/l O <sub>2</sub>	70-90 40 de conformidad con el apartado 3 del artículo 5 R.D.L. (3).	Muestra homogeneizada, sin filtrar ni decantar. Determinación antes y después de cinco días de incubación a 20 °C ± 1 °C, en completa oscuridad. Aplicación de un inhibidor de la nitrificación.
<b>Demanda química de oxígeno (DQO)</b>	125 mg/l O <sub>2</sub>	75	Muestra homogeneizada, sin filtrar ni decantar. Dicromato potásico.

<b>Total de sólidos en suspensión</b>	35 mg/l (4) 35 de conformidad con el apartado 3 del art. 5 R.D.L. (más de 10000 h-e) (3). 60 de conformidad con el apartado 3 del art. 5 R.D.L. (de 2000 a 10000 h-e) (3)	90 (4) 90 de conformidad con el apartado 3 del art. 5 R.D.L. (más de 10000 h-e) (3). 70 de conformidad con el apartado 3 del art. 5 R.D.L. (de 2000 a 10000 h-e) (3).	Filtración de una muestra representativa a través de una membrana de filtración de 0.45 micras. Secado a 105 °C y pesaje. Centrifugación de una muestra representativa (durante cinco minutos como mínimo, con una aceleración media de 2800 a 3200 g), secado a 105 °C y pesaje.
---------------------------------------	---	---	---

- (1) Reducción relacionada con la carga del caudal de entrada.
- (2) Este parámetro puede sustituirse por otro: carbono orgánico total (COT) o demanda total de oxígeno (DTO), si puede establecerse una correlación entre DBO<sub>5</sub> y el parámetro sustituto.
- (3) Se refiere a los supuestos en regiones consideradas de alta montaña contemplada en el apartado 3 del artículo 5 del Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre.
- (4) Este requisito es optativo.

Los análisis de vertidos procedentes de sistemas de depuración por lagunaje se llevarán a cabo sobre muestras filtradas; no obstante, la concentración de sólidos totales en suspensión en las muestras de aguas sin filtrar no deberá superar los 150 mg/l.

**Tabla 5.** Requisitos para los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas realizados en zonas sensibles. Fuente: Anexo I R.D. 509/1996

Parámetros	Concentración	Porcentaje mínimo de reducción (1)	Método de medida de referencia
Fósforo total	2 mg/l P (de 1000 a 100000 h-e) 1mg/l P (más de 100000 h-e)	80	Espectrofotometría de absorción molecular
Nitrógeno total (2)	15 mg/l N (de 10000 a 100000 h-e) 10 mg/l N (más de 1000000 h-e) (3)	70-80	Espectrofotometría de absorción molecular

- 1) Reducción relacionada con la carga del caudal de entrada.
- 2) Nitrógeno total equivalente a la suma de nitrógeno orgánico, amoniacal, nitrógeno en forma de nitrato y nitrógeno en forma de nitrito.
- 3) Estos valores de concentración constituyen medias anuales según el punto 3.º del apartado A) 2 del anexo III. No obstante, los requisitos relativos al nitrógeno pueden comprobarse mediante medias diarias cuando se demuestre, de conformidad con el apartado A) 1 del anexo III, que se obtiene el mismo nivel de protección. En ese caso, la media diaria no deberá superar los 20 mg/l de nitrógeno total para todas las muestras, cuando la temperatura del efluente del reactor biológico sea superior o igual a 12° C. En sustitución del requisito relativo a la temperatura, se podrá aplicar una limitación del tiempo de funcionamiento que tenga en cuenta las condiciones climáticas regionales.

De manera paralela cada una de las confederaciones hidrográficas establece sus propios requisitos de vertido para las estaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas localizadas en su territorio, mediante las llamadas autorizaciones de vertido. Estos requisitos deben estar en consonancia con los definidos en el Real Decreto 509/1996. En 2015, la Confederación Hidrográfica del Júcar estableció los requisitos de vertido al Barranco de Atzeneta, ubicado en el término municipal de Carrícola (Valencia), procedentes del saneamiento de la población. Dichos valores límite de emisión (VLE) se muestran en la Tabla 6.

**Tabla 6.** Valores límite de emisión (VLE) del efluente procedente de la estación depuradora de aguas residuales urbanas de Carrícola (Valencia). Fuente: Autorización de vertido de aguas residuales a Barranco de Atzeneta en el término municipal de Carrícola (Valencia), procedentes del saneamiento de la población.

Parámetro	VLE	Unidad
Sólidos en suspensión	60	mgSS/L
DBO <sub>5</sub>	25	mgO <sub>2</sub> /L
DQO	125	mgO <sub>2</sub> /L

### 3.5.2. Criterios para la reutilización de aguas residuales.

El 7 de diciembre de 2007 se aprueba en Consejo de Ministros el Real Decreto 1620/2007 por el que se regula el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas (en adelante RD de reutilización). Su objetivo es orientar y proponer procedimientos y criterios para la reutilización del agua, garantizando los niveles de calidad y el buen uso (Tabla 7).

**Tabla 7.** Criterios de calidad para la reutilización de las aguas para uso agrícola. Fuente: Anexo IA del R.D 1620/2007.

Usos	Descripción	Huevos de nematodos intestinales / 10l	E. coli (UFC / 100 ml)	TSS (mg / l)	Turbidez (TNU)
Urbanos	Residencial: riego, saneamiento	1	0	10	2
	Suelos urbanos: riego, fuentes, prevención de incendios, etc.	1	200	20	10
Agrícolas	Riego para alimentos frescos	1	100	20	10
	Riego para alimentos no frescos con un posterior tratamiento industrial, pastos y acuicultura	1	1000	35	No se fija límite
	Riego sin contacto con frutos, productos, cereales, etc.	1	10000	35	No se fija límite
Industriales	Procesos y limpieza excepto industria alimentaria	No se fija límite	10000	35	15
	Proceso y limpieza en la industria alimentaria	1	1000	35	No se fija límite
	Torre de enfriamiento y condensadores evaporativos	1	Ausencia	5	1
Recreativos	Riego de campos de golf	1	200	20	10
	Retenciones y escorrentías sin acceso público	No se fija límite	10000	35	No se fija límite
Ambientales	Recarga de acuíferos por filtración	No se fija límite	1000	35	No se fija límite
	Recarga de acuíferos por inyección	1	0	10	2
	Silvicultura, sin contacto público	No se fija límite	No se fija límite	35	No se fija límite
	Humedales y caudal mínimo	La calidad mínima requerida se estudiará caso por caso			

Además, la Tabla 8 considera el REGLAMENTO (UE) 2020/741 DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 25 de mayo de 2020 relativo a los requisitos mínimos para la reutilización del agua cuyo finalidad es garantizar que las aguas regeneradas sean seguras para el riego agrícola, y de esta forma asegurar un alto nivel de protección del medio ambiente y de la salud humana y la sanidad animal, promover la economía circular, apoyar la adaptación al cambio climático, y contribuir a los objetivos de la Directiva 2000/60/CE al hacer frente a la escasez de agua y a la consiguiente presión sobre los recursos hídricos de manera coordinada en toda la Unión.

**Tabla 8.** Requisitos de calidad de las aguas regeneradas para el riego agrícola.

Clases de calidad de las aguas regeneradas	Categoría de cultivo	Requisitos de calidad			
		E. coli (número/100ml)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)	SST	Turbidez (NTU)
A	Todos los cultivos de alimentos que se consumen crudos en los que la parte comestible está en contacto directo con las aguas regeneradas y los tubérculos que se consumen crudos	10	10	10	5
B	Los cultivos de alimentos que se consumen crudos cuando la parte comestible se produce por encima del nivel del suelo y no está en contacto directo con las aguas regeneradas.	100	De conformidad con la Directiva 91/271/CEE (anexo 1, cuadro 1)	De conformidad con la Directiva 91/271/CEE (anexo 1, cuadro 1)	-
C	Los cultivos de alimentos que se consumen crudos cuando la parte comestible se produce por encima del nivel del suelo y no está en contacto directo con las aguas regeneradas	1000			-
D	Cultivos destinados a la industria y a la producción de energía y de semillas	10000			-

### 3.5.3. Comparación de los criterios de calidad del RD con las recomendaciones de la OMS y la EPA.

La Organización Mundial de la Salud (OMS) publicó en 2006 la tercera edición de sus “Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater in Agriculture and Aquaculture”. En donde se establecen recomendaciones para la reutilización de aguas en la agricultura y acuicultura de forma que sean lo suficientemente flexibles para poder adaptarlas a las condiciones locales, sociales, económicas y ambientales.

La Agencia de Protección del Medio Ambiente de Estados Unidos (USEPA), por su parte, publicó en 2004 una edición revisada del documento “Guidelines for Water Reuse” publicado en 1992. Dicho documento se compone de unas directrices para la reutilización de aguas basado en

múltiples experiencias realizadas en todo el mundo. Estas directrices incluyen la reutilización para usos urbanos, industriales, agrícolas, ambientales y recreativos.

A continuación, se muestra la Tabla 9 en la que se comparan los criterios de calidad establecidos en el RD de reutilización con los establecidos por las anteriores recomendaciones a fin de observar el grado de similitud entre ellos.

**Tabla 9.** Comparación de los criterios de calidad del RD con las recomendaciones de la OMS y la EPA para usos agrícolas. Fuente: Guía para la Aplicación del R.D. 1620/2007 por el que se establece el Régimen Jurídico de la Reutilización de las Aguas Depuradas

Parámetros	ESPAÑA RD de reutilización	OMS Guidelines 2006	USEPA Guidelines 2004
Huevos de nematodos intestinales (huevos/10 L)	Usos agrícolas (2): < 1	Riego con o sin restricciones: $\leq 10$ <b>reducido a <math>\leq 1</math> (es decir, no detectable)</b> cuando hay niños menores a 15 años expuestos.	No hay recomendaciones
<i>Escherichia coli</i> (UFC/100 mL)	Usos agrícolas (2.1): <100 Usos agrícolas (2.2): <1000 Usos agrícolas (2.3): <10000	Riego localizado: no hay recomendaciones. Riego sin restricciones: $\leq 1000$ (aumentada a $\leq 10000$ cuando la cosecha de raíz no haya crecido). Riego con restricciones $\leq 100000$ en conjunción con técnicas de control de exposición humana. Reducida a $\leq 10000$ cuando puedan exponerse niños menores de 15 años. Puede aumentarse a <b>100000</b> cuando la agricultura local esté altamente mecanizada.	Usos agrícolas: cultivos comestibles que no se procesan industrialmente: <b>no detectable</b> . Usos agrícolas: cultivos comestibles que se procesan comercialmente; cultivos no comestibles: <200
Sólidos en Suspensión (mg/L)	Uso agrícola (2.1): < 20 Uso agrícola (2.2 y 2.3): <35	Riego localizado: no hay recomendaciones No hay recomendaciones	Riego de cultivos que se procesan comercialmente; cultivos no comestibles: <b>entre 5 y 30</b> .
Turbidez (NTU)	Usos agrícolas (2.1): <10 Usos agrícolas (2.2 y 2.3): <b>no se fija límite</b>	No hay recomendaciones	Uso agrícola (cultivos comestibles que no se procesan comercialmente): $\leq 2$
Legionella spp. (UFC/L)	Usos agrícolas (2.1): <1000	No hay recomendaciones	No hay recomendaciones
T.saginata/T.solium (huevos/L)	Usos agrícolas (2.2): <1	No hay recomendaciones	No hay recomendaciones

Uso agrícola (2.1)

a) Riego de cultivos con sistema de aplicación del agua que permita el contacto directo del agua regenerada con las partes comestibles para alimentación humana en fresco.

Uso agrícola (2.2)

a) Riego de productos para consumo humano con sistema de aplicación de agua que no evita el contacto directo del agua regenerada con las partes comestibles, pero el consumo no es en fresco sino con un tratamiento industrial posterior.

b) Riego de pastos para consumo de animales productores de leche o carne.

c) Acuicultura.

Uso agrícola (2.3)

a) Riego localizado de cultivos leñosos que impida el contacto del agua regenerada con los frutos consumidos en la alimentación humana.

b) Riego de cultivos de flores ornamentales, viveros, invernaderos sin contacto directo del agua regenerada con las producciones.

c) Riego de cultivos industriales no alimentarios, viveros, forrajes ensilados, cereales y semillas oleaginosas.

En general los criterios de calidad de la OMS Guidelines 2006, son menos restrictivos a comparación del R.D 1620/2007 y USEPA Guidelines 2004. Para huevos de nematodos el RD de España especifica una concentración de  $< 1$  (huevos/10 L) para cualquier tipo de uso agrícola mientras que la OMS permite hasta 10000 (huevos/10 L) cuando la cosecha de raíz no haya crecido. De igual manera para *Escherichia coli* la OMS considera un rango de  $\leq 10000 - 1000000$  (UFC/100 mL) siendo un límite superior a los estimados por el R.D 1620/2007 y USEPA quienes especifican valores  $< 200$  (UFC/100 mL).

### **3.6. Modelización para el diseño de humedales artificiales.**

#### **3.6.1. Evolución de las metodologías de diseño de humedales artificiales de tratamiento.**

El diseño de humedales para el tratamiento de aguas ha evolucionado de forma considerable en los últimos años. En los inicios de la técnica, el diseño y dimensionamiento se hacía con unos principios simples que se basaban generalmente en la ingeniería sanitaria (Kadlec y Wallace, 2009).

Posteriormente, se puso de manifiesto que el tratamiento mediante humedales es mucho más complejo (desde el punto de vista biológico) que los tratamientos intensivos tradicionales, por lo que las técnicas del campo de la ingeniería sanitaria no permiten describir adecuadamente los procesos biogeoquímicos que tienen lugar en los humedales (Sánchez, 2013).

Inicialmente, se utilizaron para el dimensionamiento reglas empíricas generales (basadas en ecuaciones simples) o tasas de carga superficiales, como por ejemplo relacionar las concentraciones de entrada y salida de distintos humedales de tratamiento considerando su superficie, y en función de ello calcular el área necesaria para alcanzar un nivel de depuración determinada.

Relacionado con esto también se han utilizado los llamados gráficos de dispersión (scatter plots), con los que se calculaba la superficie necesaria de forma gráfica en función de las características y rendimiento conseguido por otros humedales experimentales (Sánchez, 2013).

Más recientemente, se ha recurrido a modelos de transformación de primer orden para el dimensionamiento de los humedales, que empezaron a ser los más utilizados a mediados de la década de 1980. Estos modelos se basaban generalmente en patrones de flujo tipo pistón y en ecuaciones cinéticas de primer orden, con una serie de limitaciones que fueron demostradas poco después (Kadlec, 1999).

En la década de 1990 y los primeros años del siglo XXI se consiguió un gran avance en el conocimiento del funcionamiento de los humedales y los procesos de depuración del agua que suceden en ellos, lo que ha permitido mejorar la implementación y uso de los modelos de primer orden, que pueden considerarse aún una de las herramientas más efectivas para el diseño de humedales (Kadlec y Wallace, 2009). Actualmente, la mayoría de expertos en diseño de humedales considera a los modelos de primer orden como la mejor opción para su dimensionamiento, siendo los más usados en las principales publicaciones de la materia (Kadlec y Wallace, 2009). En este trabajo se analizará con más detalle el modelo de primer orden PKC\*.

### 3.6.2. Ecuaciones de regresión

La reducción de un determinado contaminante en el agua tras su paso por un humedal de tratamiento puede representarse mediante una ecuación de primer orden, ya que muchos de los procesos individuales que se dan en humedales lo son: sedimentación, volatilización, absorción, etc.

Esta relación de primer orden es la más utilizada en la bibliografía de diseño de humedales de tratamiento (Sánchez, 2013). La tasa de reducción o remoción de un contaminante por unidad de superficie ( $J$ , en  $\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ ) puede expresarse en función de la concentración de ese contaminante a la entrada del humedal ( $C_i$ , en  $\text{g}/\text{m}^3$ ) con la siguiente ecuación (1):

$$J = k * C_i \quad (1)$$

Siendo  $k$  la constante cinética (en  $\text{m}/\text{d}$ ) de transformación del contaminante. De este modo, la concentración de salida de un contaminante o parámetro ( $C_o$ ) tras el tratamiento en un humedal, dependerá principalmente de la concentración de entrada ( $C_i$ ) y de la carga hidráulica ( $q$ ) o su tiempo de retención hidráulico (TRH) correspondiente. Estos parámetros quedan relacionados por la constante cinética ( $k$ ), tal como se indica en la ecuación (2):

$$C_o = C_i * \left[ \exp\left(\frac{-kC_i}{qC_i}\right) \right] \quad (2)$$

Sin embargo, muchos procesos biológicos que ocurren en los humedales sólo siguen una tasa de transformación de primer orden mientras tengan una concentración inferior a un valor de saturación. Esto se debe a varios motivos, siendo uno de ellos la capacidad limitada de respuesta de la comunidad biológica ante el aumento de la disponibilidad química (Sánchez, 2013). Esta limitación suele representarse con la llamada constante de semisaturación ( $K$ ) a través de la ecuación 3:

$$J = k \left( \frac{C}{C+K} \right) \quad (3)$$

Por otra parte, la reducción de un contaminante difícilmente puede ser total, existiendo generalmente un valor de la concentración por debajo del cual es prácticamente imposible llegar mediante el tratamiento con humedales, el cual se denomina concentración de fondo ( $C^*$ ).

Las causas de la existencia de este limitante en la remoción de contaminantes son varias (Kadlec y Wallace, 2009): el retorno a la columna de agua de contaminantes desde compartimentos

estáticos (suelo, biomasa), la existencia de una fracción de la carga contaminante que resiste a la transformación o almacenamiento en el humedal, la asociación del contaminante químico con partículas en suspensión (incorporado en ellas o adsorbido) que consiguen atravesar el humedal, el bypass hidráulico de parte del flujo que consigue atravesar el humedal con un TRH reducido (reduciendo los procesos de transformación bioquímicos), los efectos de la estacionalidad, etc. La existencia de esta concentración de fondo modifica la tasa de reducción de los contaminantes, de modo que puede expresarse en la ecuación (4):

$$J = k * (C - C^*) \quad (4)$$

La consideración de esta concentración de fondo ( $C^*$ ) junto a la constante de velocidad ( $k$ ) dieron lugar a los llamados modelos  $k-C^*$ , que han demostrado ser imprescindibles para realizar simulaciones que se aproximen al funcionamiento real de los humedales. Rousseau et al. (2004) realizaron una revisión del diseño de humedales de tratamiento basado en modelos, concluyendo que los modelos  $k-C^*$  parecen ser la mejor herramienta de diseño disponible, siendo consciente de sus limitaciones en la representación del complejo funcionamiento de los humedales.

### 3.6.3. Modelo P-k-C\*

Al igual que pasa para la variable  $k$ , el TRH teórico tampoco es un valor constante para un humedal, sino que puede considerarse una distribución de valores en el TRH, conocida como DTD (distribución del tiempo de detención).

La DTD representa el tiempo que el agua pasa en el reactor de flujo (humedal), condicionando el tiempo de contacto o residencia en el sistema que produce la reducción de su contaminación. La DTD puede estimarse mediante experimentación hidráulica con trazadores (Kadlec y Wallace, 2009).

Las variables  $k$  y TRH, así como su distribución de valores ( $kVD$  y DTD), interactúan y condicionan la reducción global de contaminantes, alterando la capacidad de remoción del humedal con respecto a la situación teórica.

Una forma de representar este efecto para conseguir una simulación que se aproxime más a la realidad es mediante la variable P-TIS o P, que representa el número aparente de tanques en serie (Kadlec y Wallace, 2009).

La variable P representa por tanto dos efectos: la distribución de tiempos de detención (DTD) y la distribución de valores de  $k$  ( $kVD$ ). Su valor es siempre inferior al número de TIS ( $N$ ) que puede determinarse mediante ensayos hidráulicos, como trazadores. Para el caso de parámetros que representan una mezcla de varios contaminantes con una amplia distribución de valores de  $k$ , la reducción que se realiza del valor de P será también mayor (Sánchez, 2013).

Es el caso de la  $DBO_5$ , en el que un número  $N$  teórico de 4 TIS se reduciría a un valor de P de 1 o 2. De esta forma, se sustituye el parámetro hidráulico  $N$  por P, que supone una minoración en el número teórico de TIS e incluye también los efectos de la distribución de valores de  $k$  ( $kVD$ ). El balance de masas modificado para considerar la variable P en lugar de  $N$  quedaría del siguiente modo (ecuación 5) (Kadlec y Wallace, 2009).



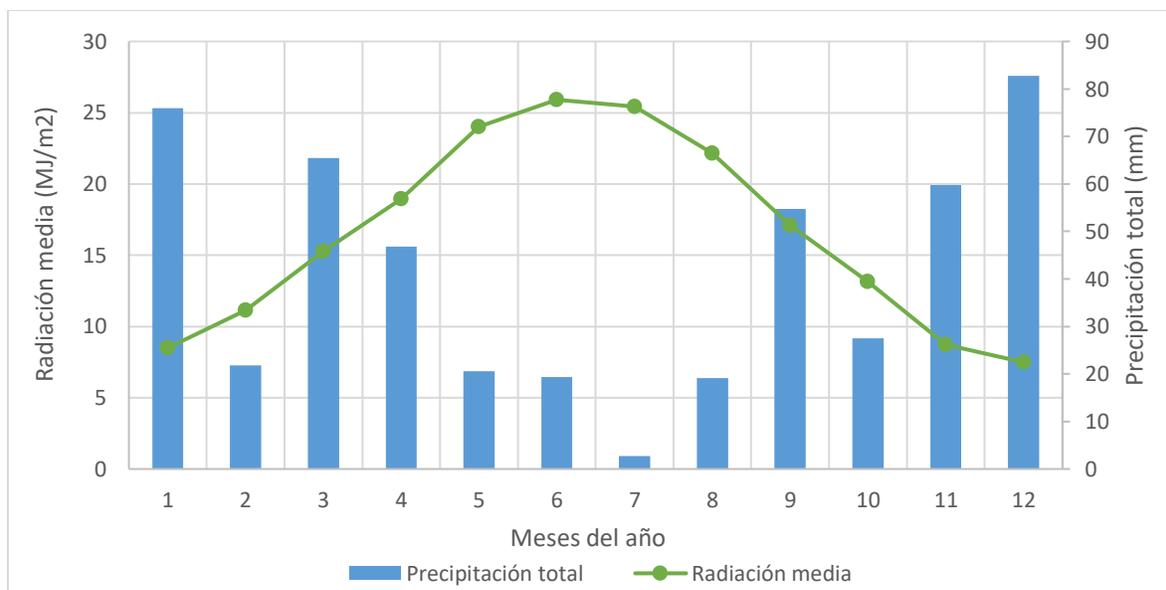
Situado en la vertiente norte de la Sierra de Benicadell. La superficie del término es montañosa, especialmente en las estribaciones de la sierra, donde alcanza los 812 m de altitud en el Alto de la Fontfreda. Al norte, en la parte más baja del municipio, el término es atravesado por varios barrancos como el Barranco de Molí, que recoge las aguas de los barrancos de Castellet, Atzeneta y la Font Freda, y el Barranco del Raboser, en el que desaguan las aguas de la zona hasta llegar al río Vernissa.

#### 4.1.2. Climatología.

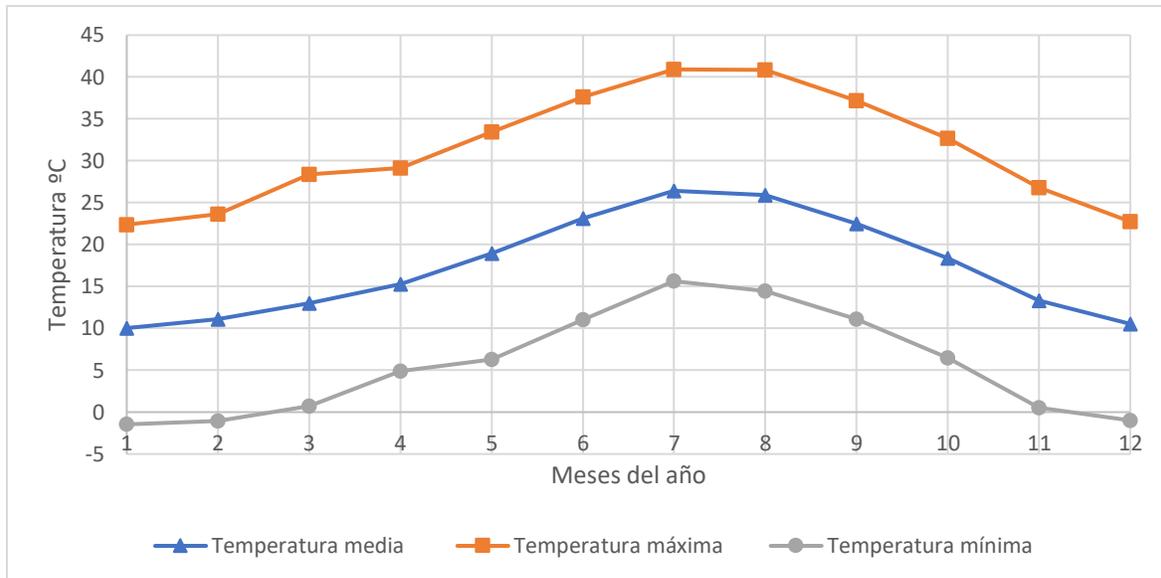
El municipio de Carrícola se ubica en la franja mediterránea, el clima es templado, con inviernos fríos y calurosos veranos. Los vientos dominantes son los del oeste y este; éste último provoca las lluvias, generalmente de noviembre a febrero. En las alturas de Benicadell nieva en enero.

Para realizar un estudio cuantitativo sencillo del clima de Carrícola, se han obtenido datos meteorológicos de la estación meteorológica de Bélgida (Valencia), la estación meteorológica más cercana a la ciudad. El Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (IVIA) es el organismo que registra estos datos y los difunde públicamente.

En las Figuras 14, y 15 se muestran las medias mensuales de precipitación y radiación, temperatura media, máxima y mínima respectivamente. Los datos registrados van de enero de 2014 a diciembre de 2020, es decir, prácticamente desde la puesta en funcionamiento de la EDAR de Carrícola hasta la actualidad.



**Figura 14.** Precipitación total mensual y radiación media mensual (enero 2014 - diciembre 2020). Fuente: IVIA - Estación meteorológica de Bélgida (Valencia).



**Figura 15.** Temperatura mínima, media y máxima mensual (enero 2014 - diciembre 2020). Fuente: IVIA - Estación meteorológica de Bélgida (Valencia).

Las mayores precipitaciones se registran a finales de otoño y se extienden hasta inicios de primavera. La máxima de este último año se alcanzó en enero, con un valor total de 247.15 mm. El período más seco se ubica en los meses de verano, en este último año llegó a una temperatura máxima de 44.12 °C en el mes de agosto por otra parte la temperatura mínima se registró en el mes de diciembre con un valor de -3.16 °C. En la Tabla 10 se muestra la precipitación total, temperatura media, evapotranspiración media y radiación media por meses del período enero 2020 - diciembre 2020 en la que se basa el estudio.

**Tabla 10.** Precipitación, temperatura y radiación media por meses del 2020. Fuente: IVIA - Estación meteorológica de Bélgida (Valencia).

Estación	Mes	Precipitación total (mm)	Temperatura media (°C)	ETo media (mm)	Radiación media (MJ/m <sup>2</sup> )
Bélgida	1	247.15	9.1	1.12	8.17
	2	5.97	13.34	2.11	13.35
	3	84.78	12.82	2.38	11.6
	4	29.16	14.63	2.96	17.38
	5	71.44	19.56	4.56	24.16
	6	25.87	22.94	5.37	26.26
	7	3.18	26.08	5.49	25.17
	8	1.59	26.76	5.24	22.97
	9	18.9	22.09	3.8	18.23
	10	8.76	17.41	2.65	14.87
	11	65.67	13.61	1.12	8.55
	12	7.76	10.7	1.39	7.92

#### 4.1.3. Usos del suelo y economía

El municipio de Carrícola se originó en una antigua alquería islámica donde la población musulmana usaba variedades hortícolas como centro de siembra. Posteriormente se empezó con el cultivo de secano con especies como el olivo y el algarrobo, muy adecuadas a las características edáficas y climáticas de la zona. Debido a esta gran adaptabilidad, todavía se mantiene una gran superficie de tierra para estos cultivos de secano (aproximadamente el 25% de la extensión del municipio). En las últimas décadas, árboles frutales como ciruelos, albaricoqueros, melocotoneros, naranjos y caquis se han expandido rápidamente, ocupando casi el 50% de la tierra (INE Censo agrario, 2009).

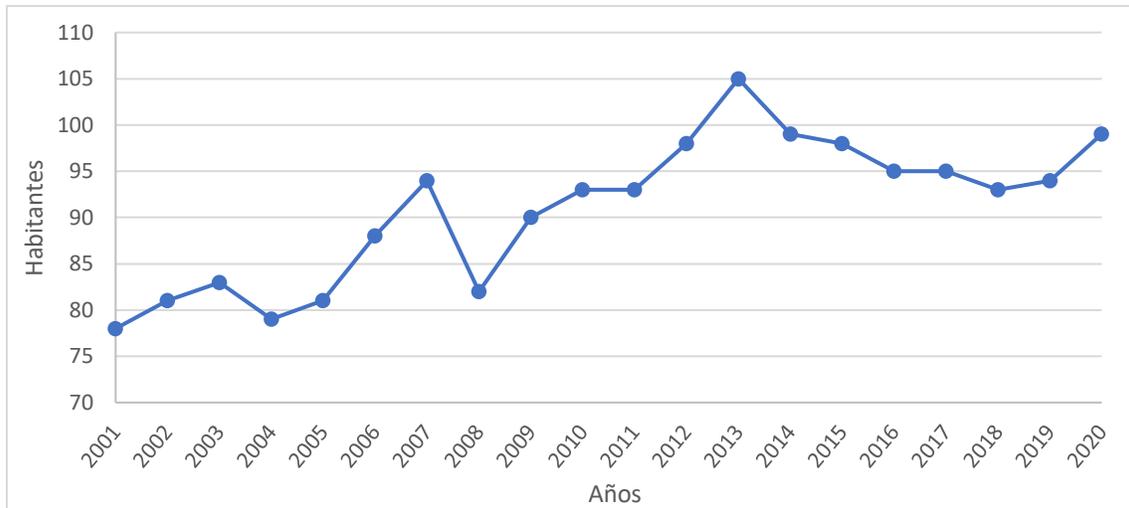
Hay que destacar que la zona de la Vall d'Albaida Carrícola, ha sido pionera en la introducción de la agricultura ecológica como iniciativa de desarrollo sostenible. A través de ella se han podido generar beneficios económicos y en forma de oferta de productos que hacen factibles iniciativas de turismo rural. Además, cuenta con otros proyectos ecológicos como la estación depuradora con sistema secundario constituido por humedales artificiales, la instalación de vertederos específicos para materia orgánica, las composteras para tratar dichos residuos ubicadas en la misma instalación de la depuradora y últimamente se está estudiando la posibilidad de reutilizar el agua depurada en el riego de cultivos.

#### 4.1.4. Demografía

En los últimos 20 años la población del municipio de Carrícola ha presentado en general una tendencia creciente. Cabe destacar que desde la implantación de la estación depuradora (a principios del año 2014) se ha registrado un cierto descenso de la población. Sin embargo, en este último año posiblemente por la pandemia mundial del coronavirus las personas han regresado a Carrícola y la población ha incrementado. Estos datos se muestran de forma cuantitativa en la Tabla 11 y la Figura 16.

**Tabla 11.** Cifras oficiales de población total del municipio de Carrícola de los veinte últimos años (2001-2020). Fuente: Instituto Nacional de Estadística.

Población total de Carrícola										
<b>Año</b>	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
<b>Habitantes</b>	78	81	83	79	81	88	94	82	90	93
<b>Año</b>	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
<b>Habitantes</b>	93	98	105	99	98	95	95	93	94	99



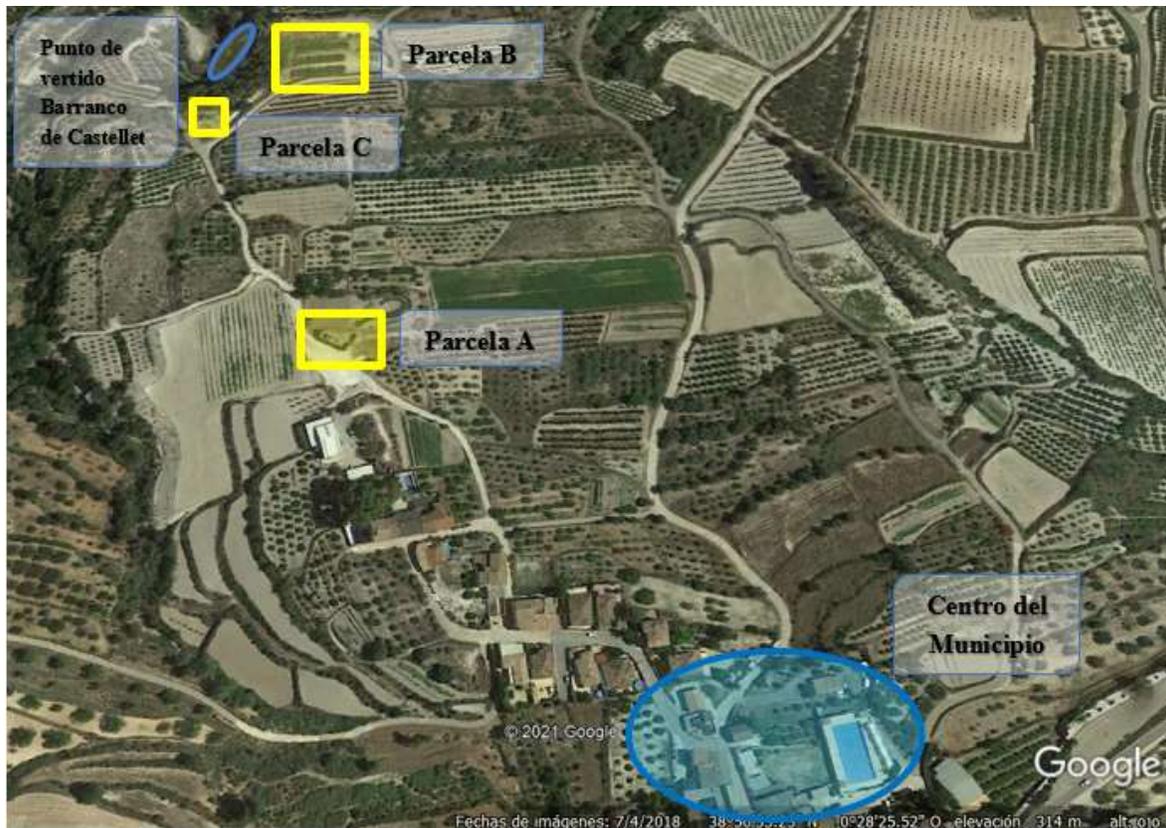
**Figura 16.** Cifras oficiales de población total del municipio de Carrícola de los veinte últimos años (2001-2020). Fuente: Instituto Nacional de Estadística.

## 4.2. Descripción de la ubicación y del esquema de tratamiento de la estación depuradora de aguas residuales urbanas de Carrícola.

### 4.2.1. Emplazamiento

La planta de tratamiento de aguas residuales urbanas de Carrícola se ubica en el término municipal, concretamente al norte del mismo, colindando con el área de actividad agrícola. La instalación está dividida en 3 parcelas. En la parcela A se encuentra el sistema primario (canal de desbaste, tanques Imhoff y era de secado de fangos), en la parcela B el sistema secundario (humedales artificiales) y en la parcela C el sistema terciario (Humedal artificial de flujo superficial y recuperación de anfibios). Las parcelas A y B no son contiguas. Esta disposición se debe a que la anterior instalación de tratamiento de aguas procedentes de saneamiento de Carrícola se encontraba ubicada en la parcela A; y se quiso aprovechar dicho espacio para ubicar el sistema de pretratamiento y tratamiento primario de la actual EDAR.

En la Figura 17 se muestra mediante una foto aérea el emplazamiento de cada una de las parcelas, además del centro del municipio y el punto de vertido de la EDAR actual (Barranco del Castellet), junto a la parcela C. La parcela A se encuentra a unos 335 m del centro del municipio, en línea recta, y la parcela B, C y el punto de vertido a 540 m aproximadamente.



**Figura 17.** Foto aérea, extraída de Google Maps en la que se pueden visualizar las 3 parcelas de la actual estación depuradora de Carrícola, el centro del municipio y el punto de vertido (Barranco de Castellet). Fuente: Google Maps y elaboración propia.

#### 4.2.2. Estación depuradora de aguas residuales urbanas de Carrícola (Valencia).

La estación depuradora de aguas residuales urbanas de Carrícola actual lleva en funcionamiento desde febrero de 2014. Este sistema de depuración consta de pretratamiento, tratamiento primario, tratamiento secundario y una parte del caudal tratado se deriva a un tercer tratamiento el cual es un humedal artificial de flujo superficial cuyo objetivo también es la recuperación de anfibios.

En la Figura 18 se muestra un esquema básico de la EDAR y se señala el número de arquetas existentes en el sistema. La parcela A presenta un único nivel, mientras que la parcela B presenta dos, a una diferencia de cota de 2 m. En el nivel superior se encuentran las dos celdas del humedal artificial subsuperficial de flujo horizontal (HAFSSH) y en el nivel inferior la celda del humedal artificial subsuperficial de flujo vertical (HAFSSV). Finalmente, en la ladera hacia el barranco del Castellet se encuentra la parcela C con el humedal artificial de flujo superficial (HAFS).

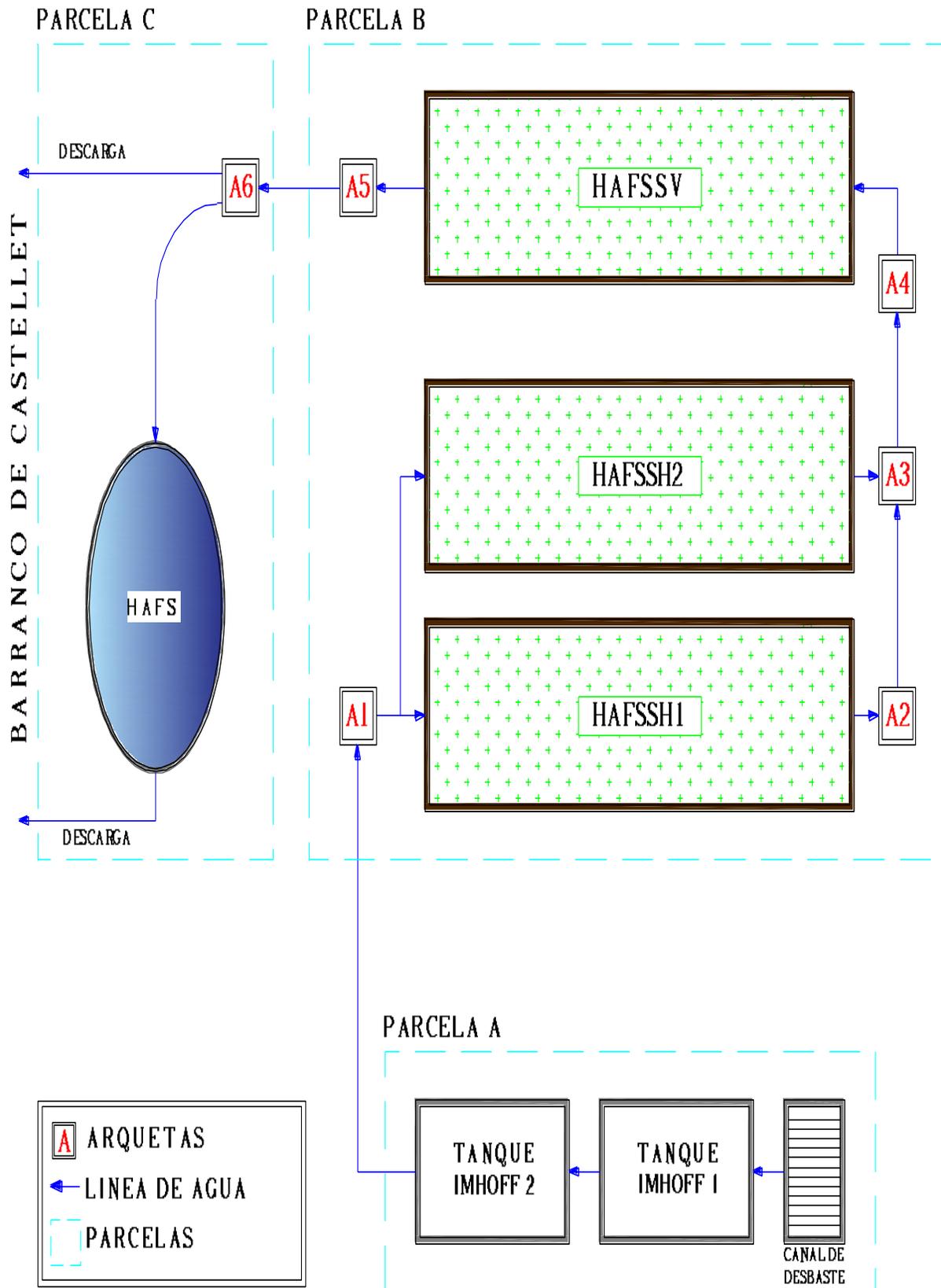


Figura 18. Esquema básico de la EDAR de Carrícola. Fuente: Elaboración propia.

#### 4.2.2.1. Pretratamiento

El objetivo fundamental del pretratamiento es la eliminación de sólidos de gran tamaño, como gravas y arenas que puedan perjudicar a las instalaciones posteriores.

La planta de tratamiento de aguas residuales de Carrícola, se compone de un canal de desbaste rectangular formado por un filtro de rejilla de accionamiento manual en su interior, con una anchura de barrotes de 2 cm y una distancia entre los mismos de 2.5 cm, como se ilustra en la Figura 19. El ángulo formado por la puerta y la vertical es de 45 grados. El canal tiene 1.2 m de largo, 1 m de ancho y 0.7 m de profundidad.



Figura 19. Canal de desbaste. Fuente: Elaboración propia

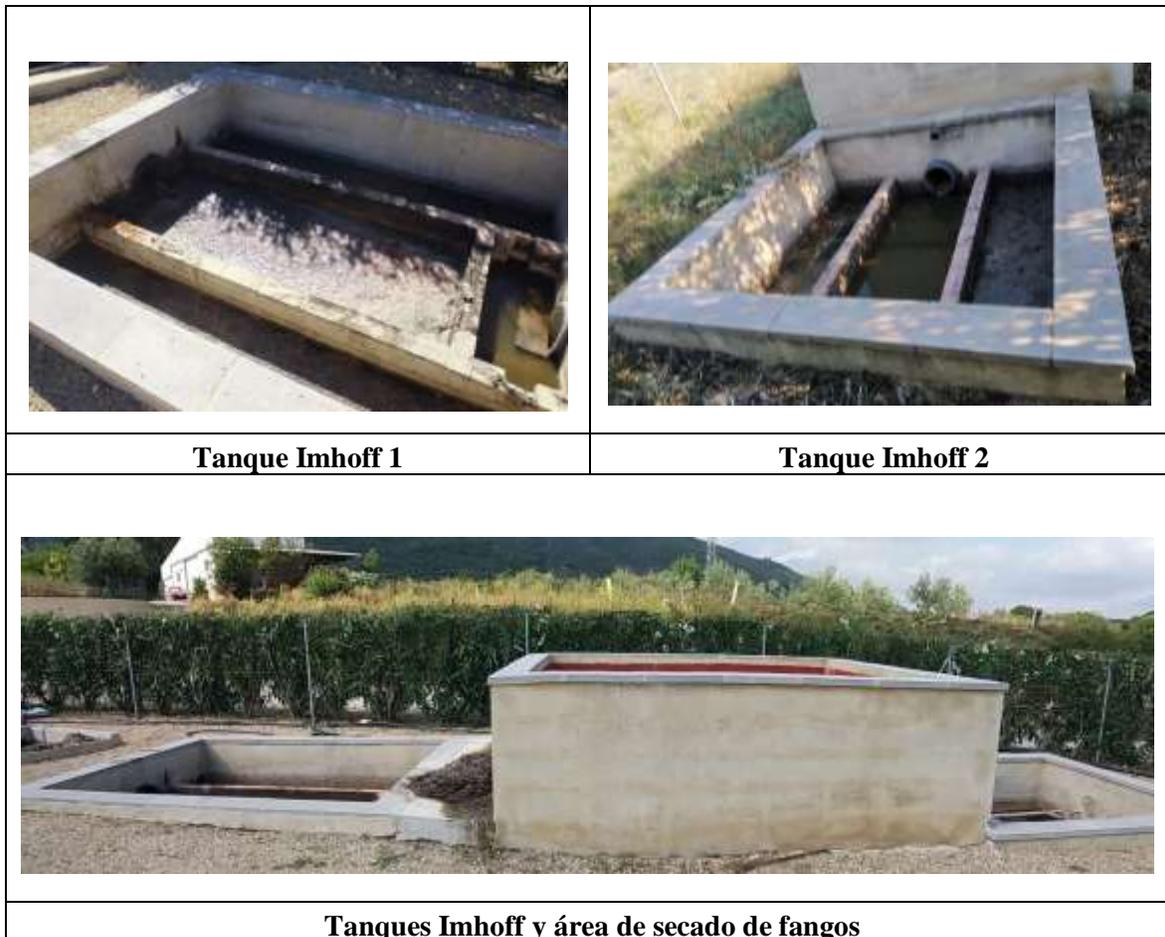
#### 4.2.2.2. Tratamiento primario

Elimina sólidos en suspensión junto con sus contaminantes asociados y lo que pueda perjudicar al tratamiento biológico mediante procesos físico-químicos como sedimentación, flotación, coagulación – floculación y filtración. En los sistemas de depuración en los que el sistema secundario está constituido por humedales artificiales, es una fase clave pues ayuda a mitigar el proceso paulatino de colmatación de los mismos.

Este tratamiento, como ya se ha indicado se encuentra constituido por dos tanques Imhoff en serie. Las dimensiones de dichos elementos tomadas por Fernández. (2017) son las siguientes:

- Tanque Imhoff 1: 2.95 x 2.36 x 3 m (largo, ancho y profundo), con una zona de decantación de 2.45 x 1 x 1 m.
- Tanque Imhoff 2: 2.28 x 2.28 x 3 m, con una zona de decantación de 1.8 x 0.85 x 0.85 m.

Entre estos dos elementos se ubica una pequeña área de secado de fangos de los tanques Imhoff, de superficie 2.5 x 2.85 m. Por una parte, para depositar los fangos extraídos del fondo de los tanques, se dispone de un filtro de arenas en el que se introducen los fangos mediante bomba. En su eje central tiene una tubería perforada que ayuda a la distribución del fango y el agua por el interior del filtro. Cuando el filtro se satura se vacían los fangos e inevitablemente, con ellos se retira una fina capa de arena, la misma que es reemplazada. Este proceso se realiza hasta que el filtro de arena finaliza su vida útil y tiene que ser renovado por completo. Además, existe una pequeña losa contigua a este elemento, con superficie 2.5 x 0.5 m aproximadamente, en la que se depositan los fangos flotantes de los tanques Imhoff, también para su secado (Figura 20).



**Figura 20.** Tratamiento primario en conjunto. Fuente: Elaboración propia

#### 4.2.2.3. Tratamiento Secundario.

El propósito de esta etapa de tratamiento es eliminar la materia orgánica fundamentalmente disuelta. En la EDAR de Carrícola este sistema se encuentra formado por humedales artificiales de flujo subsuperficial.

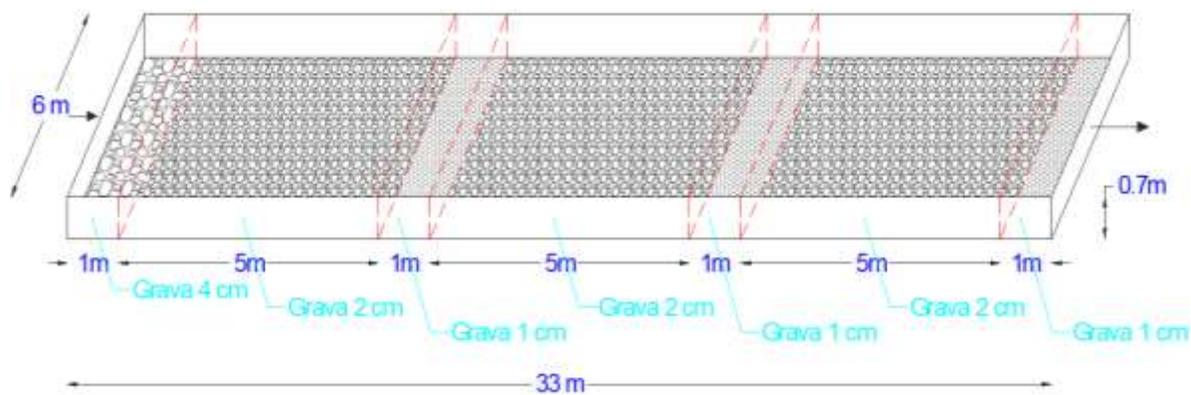
Inicialmente, durante la fase de diseño de la EDAR, se propusieron dos tipos de humedales artificiales de flujo subterráneo: dos unidades en paralelo operando en dirección horizontal y una unidad operando en dirección vertical. Finalmente, a lo largo de la vida útil de la instalación, las tres celdas han funcionado la mayor parte del tiempo con flujo horizontal continuo. En cuanto a la denominación y distinción de los dos humedales, a lo largo del presente trabajo, se nombrarán según el diseño inicial del proyecto.

- **Humedal artificial subsuperficial de flujo horizontal (HAFSSH)**

Este elemento está constituido por dos celdas que funcionan en paralelo. Cada una de ellas tiene una superficie de 198 m<sup>2</sup> (33 x 6 m), una profundidad de 0.5 m y una pendiente del 0.3%. La descripción realizada por Fernández (2017) especifica que cada celda esta rellena con material granular, alcanzando un total de 50 cm de espesor. Además, consta de un sistema de conducción hidráulica (tuberías, canales y arquetas). La impermeabilización de las celdas se realizó mediante

la colocación de un geotextil (gramaje de 150 gr/m<sup>2</sup>) sobre el que se colocó una lámina de EPDM, de espesor 5 mm, perfectamente acoplada a los taludes de la celda.

El relleno de material granular de las celdas no es uniforme. Se inicia con una franja de grava gruesa, de diámetro ( $\Phi$ ) 4 cm, en la cabecera de la celda, justamente en la entrada del agua al sistema, ocupando todo el ancho de la celda y 1 m de su longitud. Esta franja inicial debe estar siempre libre de vegetación, tanto carrizo como vegetación intrusiva, lo que se conseguirá con los pertinentes trabajos de mantenimiento periódicos. A continuación, el resto de la celda presenta un relleno con una alternancia de grava gruesa ( $\Phi = 2$  cm y porosidad 0.6) y fina ( $\Phi = 1$  cm y porosidad 0.4). Se inicia con 5 m de grava gruesa seguidos de 1 m de grava fina y así sucesivamente hasta rellenar la totalidad de la celda. En la Figura 21 se muestra una imagen aclarativa de la sección adoptada en el HAFSSH.



**Figura 21.** Distribución de material granular en HAFSSH. Fuente: Elaboración propia.

Como se ha indicado anteriormente, el calado constructivo es 0.5m, pero el humedal a lo largo de su vida útil se ha operado con un calado menor, buscando las mejores condiciones para los procesos biológicos de degradación y eliminación de contaminantes. Ambas celdas se alimentan de forma continua con una canaleta que cubre todo el ancho de la celda (6m), como se observa en la Figura 22.



**Figura 22.** Alimentación de las celdas del HAFSSH. Fuente: Elaboración propia.

La plantación que conforma los humedales es *Phragmites australis*, más comúnmente conocido como carrizo. El estudio de Fernández. (2017) especifica que la densidad de plantación elegida fue 3 ejemplares/m<sup>2</sup> y los plantones se tomaron de humedales próximos a la zona. En la Figura 23 se muestra una fotografía de ambas celdas del humedal tomada en noviembre de 2020, en la que se aprecia la densidad adquirida por la vegetación.



**Figura 23.** Celdas del HAFSSH, en el sentido al flujo, tomada en noviembre de 2020. Fuente: Elaboración propia.

Para poder observar el nivel del agua (calado de operación) dentro de cada humedal, se dispusieron dos tuberías perforadas de DN 315 mm en cada celda, colocadas en el eje central de las mismas y perpendiculares a la superficie. Estas se ubican a uno y dos tercios de la longitud total de la celda. A partir de ahora se hará referencia a estas tuberías con el nombre de tubos de registro (Figura 24).



**Figura 24.** Registro del calado de agua dentro del HAFSSH. Fuente: Elaboración propia.

- **Humedal artificial subsuperficial de flujo vertical**

El humedal artificial subsuperficial de flujo vertical consta de una única celda, con las mismas dimensiones en planta que las celdas del humedal diseñado como subsuperficial de flujo horizontal, tiene una superficie de 198 m<sup>2</sup> (33 x 6 m). Su pendiente también es la misma (0.3%), pero presenta un calado menor, de 0.5 m.

El estudio de Fernández. (2017) especifica que la construcción de esta unidad se realizó de manera similar a las celdas del humedal de flujo horizontal, variando la disposición de las gravas y las canaletas de distribución del flujo. En este caso, el relleno granular es homogéneo de grava gruesa ( $\Phi = 2$  cm) a lo largo, ancho y profundo de toda la celda. El sistema de llenado del humedal está constituido por una canalización situada en el eje central que, por rebosamiento, vierte las aguas residuales en el interior del humedal. Este sistema de llenado se diseñó de esta manera para alimentar desde superficie de forma discontinua el humedal, de modo que el agua filtraría hasta el fondo del mismo, llevándose a cabo en el sustrato los procesos físicos, químicos y biológicos pertinentes. En la actualidad, se colocó una obturación en esta canaleta, excepto en su sección más próxima a la entrada de agua al sistema, operándolo así de idéntica manera al HAFSSH.

De igual manera las plantas que constituyen el humedal son *Phragmites australis*, en la Figura 25 se muestra una fotografía de la sección de salida de agua del HAFSSV tomada en noviembre de 2020.



**Figura 25.** Sección de salida del efluente del HAFSSV, en el sentido contrario del flujo, tomada en noviembre de 2020. Fuente: Elaboración propia.

#### **4.2.2.4. Tratamiento terciario.**

Su objetivo es eliminar patógenos y contaminantes no eliminados en las fases anteriores, en la EDAR de Carrícola se ha optado por afinar el proceso con un humedal artificial de flujo superficial

(HAFS), el cual se encuentra en la parcela C. Su forma se asemeja a una elipse, con un área de 11 m<sup>2</sup> y una profundidad variable que en promedio es 0.50 m. El caudal que ingresa a la laguna no es el mismo que sale del conjunto de humedales artificiales ya que solo una parte se deriva al mismo y la otra parte desemboca al Barranco de Castellet.

Además, este sistema trabaja en la recuperación de anfibios y otras especies que integran la fauna del lugar. En la **Figura 26** se muestra una fotografía de la laguna tomada en noviembre del 2020.



**Figura 26.** Humedal artificial de flujo superficial. Fuente: Elaboración propia.

#### 4.2.2.5. Conducciones, arquetas y vertido

- **Parcela A**

El colector llega a la parcela A y vierte las aguas de saneamiento al canal de desbaste. Todas las conducciones de la parcela A y las que van hacia la parcela B son tuberías de PVC corrugado de diámetro nominal (DN) 315 mm.

Para desviar las aguas a los humedales artificiales, existe un pozo de registro que permite una bifurcación entre la conducción que llega hasta el barranco y la que llega hasta la parcela B. Este mismo punto funciona como aliviadero, regulando las avenidas extraordinarias e impidiendo que los excesos entren en el humedal artificial, desviándolas directamente al barranco.

- **Parcela B**

Al inicio de la parcela B se encuentra una arqueta de reparto (A1) que distribuye las aguas a las dos celdas del humedal de flujo horizontal. En la llegada del colector a la arqueta, se dispuso la tubería de forma vertical, de manera que eleva las aguas 1.25 m antes de su caída y de esta forma permite la oxigenación del agua. Las dimensiones de la arqueta de distribución son 1 m x 1 m x 0.6 m (Figura 27).



**Figura 27.** Arqueta A1 de entrada al HAFSSH. Fuente: Elaboración propia

Desde la arqueta de distribución salen dos tuberías de PVC de DN 110 mm hacia las dos celdas del humedal de flujo horizontal, estas tuberías cuentan con una válvula de regulación para variar el caudal de entrada si es necesario. La entrada de agua a las celdas se lleva a cabo mediante canaletas a cielo abierto de 15 x 15 cm y longitud igual a la anchura de la celda (6 m), están colocadas perpendicularmente al sentido del flujo y permiten la entrada del agua al humedal de forma homogénea y continua por desbordamiento (Figura 28).



**Figura 28.** Alimentación de los HAFSSH. Elaboración propia.

En el extremo opuesto de las celdas se encuentran 2 arquetas que recolectan el agua saliente de cada una de ellas mediante una conducción que atraviesa el talud de las mismas. Dicha conducción es una tubería de PVC corrugado de DN 160 mm que termina en “L” invertida. Las dimensiones interiores de las dos arquetas son 1.34 x 0.6 x 1.2 m (Figura 29).



**Figura 29.** Localización arquetas arqueta A2 y A3, a la salida de las celdas del HAFSSH. Fuente: Elaboración propia

El agua recolectada de las dos arquetas se conduce hacia la arqueta (A4) situada en el nivel inferior de la parcela B, junto al humedal de flujo vertical, a través de una tubería de PVC corrugada de DN 250 mm (Figura 30). Desde esta arqueta el agua se distribuye al canal de vertido en el humedal de flujo vertical mediante una tubería de PVC de DN 125 mm. El canal de distribución se encuentra en la zona central del humedal y lo recorre en toda su longitud, distribuyendo las aguas por desbordamiento. Como se mencionó anteriormente dicho canal se encuentra obturado en la parte media y final de la longitud del humedal, para solo alimentarlo de forma continua en las secciones más próximas a la arqueta de entrada y operar el humedal con flujo horizontal continuo.



**Figura 30.** Arqueta A4, entrada HAFSSV. Fuente: Elaboración propia

El sistema de salida del agua del humedal diseñado con flujo subsuperficial vertical es similar al utilizado en las celdas del HAFSSH. Se lleva a cabo mediante una conducción flexible terminada en forma de “L invertida” que vierte el agua a una arqueta también de dimensiones 1.34 m x 0.6 m x 1.2 m (A5) (Figura 31). Posteriormente el agua se conduce hacia otra arqueta ubicada en la parcela C y desde ese punto es dividido el caudal, conduciendo una parte hacia el Barranco del Castellet que desemboca en lo alto de la ladera dejando discurrir al agua hasta llegar al cauce, y otra parte es llevada hacia la Humedal artificial de flujo superficial ubicada en la misma parcela

(Figura 32), una vez cumplido el TRH en este elemento, el agua es evacuada hacia el mismo barranco.



**Figura 31.** Salida del HAFSSV (Arqueta A5). Fuente: Elaboración propia



**Figura 32.** Salida del sistema de depuración. Arqueta (A6) en la parcela C, conducción hacia el barranco y la Humedal artificial de flujo superficial. Fuente: Elaboración propia

Las parcelas A y B y sus instalaciones se encuentran protegidas por un vallado metálico, además cuentan con vegetación para otorgarle también una protección visual en contraste con el paisaje del lugar. Mientras que la parcela C es utilizada como área ecológica de paseo en donde el humedal artificial de flujo superficial embellece el panorama (Figura 33).



**Figura 33.** Parcela C, área ecológica. Fuente: Elaboración propia.

## 5. Metodología

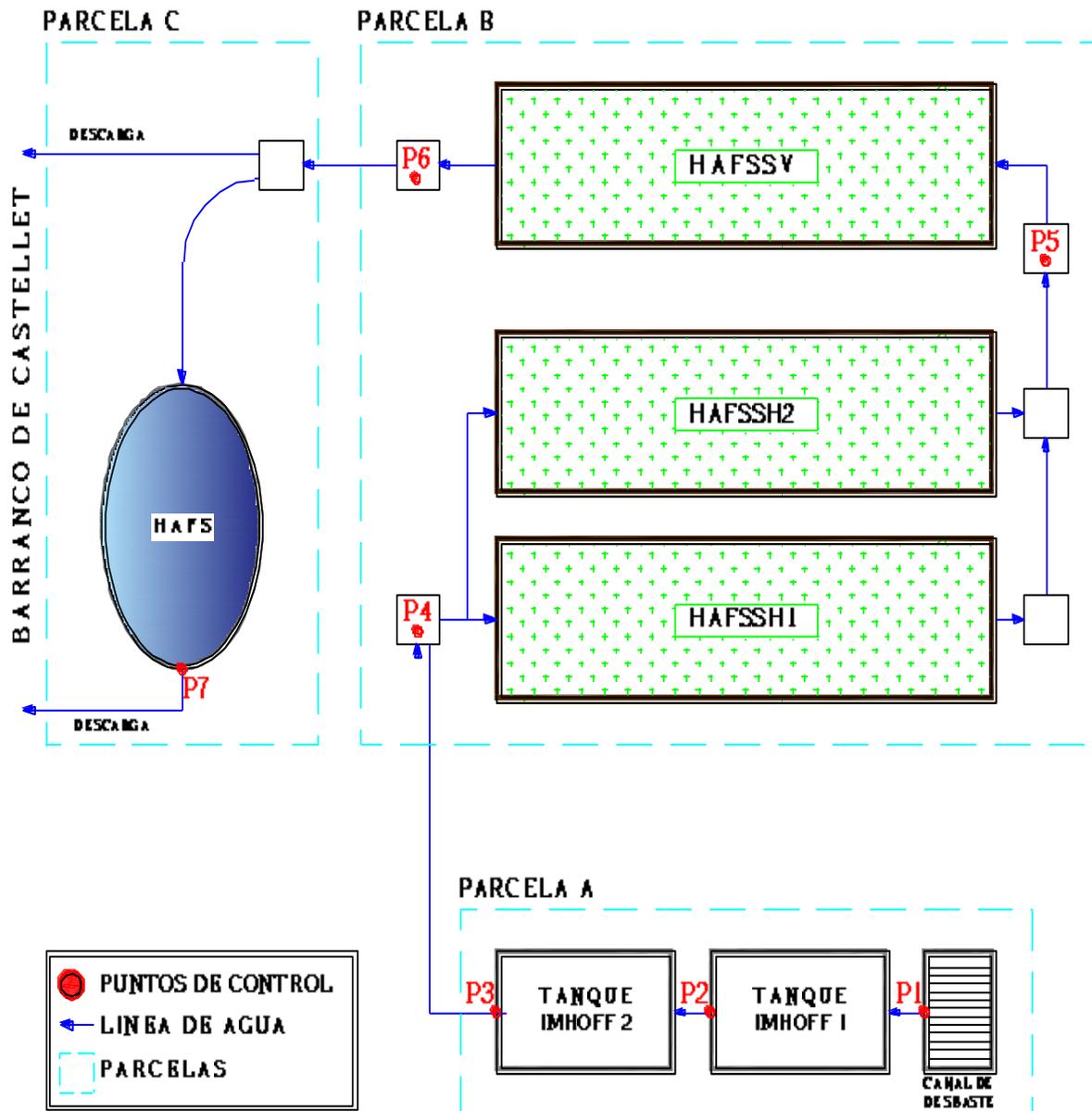
### 5.1. Toma de datos en campo

Para estudiar la calidad del agua a lo largo del sistema de depuración de aguas residuales urbanas de Carrícola, se han llevado a cabo muestreos mensuales desde que se puso en funcionamiento (febrero de 2014). Por lo tanto, actualmente se tienen datos recogidos de más de seis años. Sin embargo, este estudio se enfocará en el último año de funcionamiento 2020 y parte del 2021, resaltando los meses de septiembre a diciembre en donde las muestras fueron tomadas personalmente y con una mayor recurrencia (cada 15 días).

En este apartado se detallan los procedimientos que se llevaron a cabo en campo para la toma de muestras de aguas residuales y su posterior análisis de laboratorio. Los parámetros que se analizarán son: conductividad eléctrica, pH, temperatura, oxígeno disuelto, sólidos en suspensión totales y volátiles, DBO<sub>5</sub>, DQO, nitrógeno total, amonio, nitritos y nitratos, fósforo total, cuantía de E. coli y huevos de nematodos intestinales, caudales y cantidad de macroinvertebrados en el HAFS.

En consecuencia, se tomaron muestras en siete puntos distintos de la EDAR con el fin de poder observar la mejora de la calidad del agua a lo largo del sistema. Los puntos de muestreo son: entrada al tanque Imhoff 1 (P1), entrada al tanque Imhoff 2 (P2), salida del tanque Imhoff 2 (P3), entrada al humedal artificial subsuperficial de flujo horizontal (arqueta A1) (P4), entrada al humedal artificial subsuperficial de flujo vertical (arqueta A4) (P5), salida del humedal vertical (arqueta A5) (P6) y salida del humedal artificial de flujo superficial (P7).

En la Figura 34 se muestra el esquema básico de EDAR de Carrícola, que se mostró en la Figura 18, añadiéndole la ubicación de los puntos de muestreo.



**Figura 34.** Esquema básico de la EDAR de Carrícola incluyendo la ubicación de los puntos de muestreo. Fuente: Elaboración propia.

En general la toma de muestras se llevó a cabo entre las 10 y las 13 horas, procurando que no exista dilución en el agua del sistema que haga que la muestra tomada no sea representativa. Por ejemplo, esta dilución puede deberse a fuertes lluvias.

En cada punto de muestreo se miden in situ los parámetros fisicoquímicos como: conductividad eléctrica, salinidad, temperatura, pH, oxígeno disuelto (OD) y porcentaje de saturación de oxígeno, con la ayuda de sondas manuales universales de medición.

En los puntos 1, 2, 5, 6 y a la entrada del humedal artificial de flujo superficial se realiza la medición del caudal, llenando un envase de volumen conocido y tomando el tiempo transcurrido con un cronómetro. Por otro lado, en cada una de las celdas de los dos humedales se tienen dos tubos de registro, a un tercio y dos tercios de la longitud de la celda, en los que se mide el calado de la lámina de agua en el interior del humedal.

Para el análisis de la evolución de la materia orgánica y los nutrientes a lo largo del sistema se tomaron muestras representativas de agua en envases plásticos de diferentes volúmenes entre 1 y 2 L, en los 7 puntos especificados, obteniendo un total de 12 muestras para cada punto a lo largo del periodo de estudio.

Con el fin de observar huevos de nematodos se recogieron muestras de agua en los puntos 1, 4, 5, 6 y 7 descritos anteriormente, en bidones plásticos de 10 L de capacidad, a excepción del punto 1 en donde se tomaron muestras de 1 L, este muestreo se realizó en 5 ocasiones.

Las muestras de agua para la cuantificación de E. coli, se tomaron en frascos de plástico estériles previamente etiquetados de 0.5 L en los puntos 4 a 7.

Finalmente, el muestreo de los macroinvertebrados se realizó de 2 formas. La primera introduciendo un tubo de volumen conocido y cerrándolo para captar la muestra de agua (Figura 35), posteriormente el agua recogida fue tamizada con el fin de retener solamente los macroinvertebrados para luego trasladarlos a un recipiente plástico con alcohol para su conservación. La segunda forma se realizó con una red de diámetro conocido que en un extremo contaba con un frasco plástico de 100 ml en donde se captaba la muestra haciendo un barrido de 1 m de longitud, seguidamente se realizaba el mismo procedimiento de tamizaje y conservación de muestra descrito anteriormente (Figura 36).



**Figura 35.** Muestreo de macroinvertebrados con tubo. Fuente: Elaboración propia.



**Figura 36.** Muestreo de macroinvertebrados con red. Fuente: Elaboración propia.

## 5.2. Análisis de laboratorio.

Una vez en el laboratorio, para cada una de las muestras tomadas, se analiza la materia orgánica en forma de Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días ( $DBO_5$ ), nitrógeno total (NT), amonio ( $NH_4^+$ ), nitratos ( $NO_3^-$ ), nitritos ( $NO_2^-$ ), fósforo total (PT), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), sólidos suspendidos no volátiles (SSNV) y turbidez. Los nutrientes y la DQO se analizaron mediante el sistema de test fotométricos Spectroquant® de Merck. Los SST, SSV y SSNV que se han obtenido de acuerdo con el método descrito en Métodos Estándar para el Análisis de Agua y Aguas Residuales (APHA, 1991) y la turbidez que se ha definido con un medidor fotométrico. La  $DBO_5$  se analizó mediante medición respirométrica de DBO sin mercurio, según norma EN 1889-2, utilizando el sistema OxiTop® (WTW). Además, se ha comprobado que se cumplan los límites de vertido definidos en la normativa. Para el caso de Carrícola, se debe cumplir que los valores de concentración máximos para DQO,  $DBO_5$  y SST a la salida del sistema sean 125, 25 mg/L y 60 mg SS/L respectivamente, en conformidad con lo estipulado en la Tabla 4 (cuadro I del Anexo I del R.D. 509/1996) y lo establecido por la Confederación Hidrográfica del Júcar (Tabla 6). No se exigen límites de vertido para nutrientes, al no ubicarse el municipio en zona sensible. En la Tabla 12 se muestra de forma sintetizada el método de análisis, intervalo de medición y unidades para cada parámetro estudiado en laboratorio.

**Tabla 12.** Parámetros analizados en laboratorio del agua residual urbana de Carrícola, junto a su método de análisis, intervalo de medición y unidades.

Parámetros	Método de análisis	Intervalo de medición	Unidades
DQO	ISO 15705	10-150	mg O <sub>2</sub> /L
DBO	EN 1889-2	-	mg O <sub>2</sub> /L
N <sub>T</sub>	ISO 11905-1 + determinación fotométrica de nitratos	0.20-20.00	mg N/L
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	ISO 7150/1	0.01-3.00	mg N/L
PT	Disdegradación + ISO 6978/1	0.01-5.00	mg P/L
SST	UNE-EN 872	-	mg SS/L
SSV	UNE 77034	-	mg SS/L
Turbidez	Fotométrico (ISO 7027)	1-1000	NTU

Los métodos o técnicas analíticas de referencia de los parámetros microbiológicos son los siguientes:

Para la determinación de *Escherichia coli* presente en el agua residual se siguió la Norma ISO 9308- Calidad del agua- Enumeración de *Escherichia coli* y bacterias coliformes-Parte 2: Método de número más probable.

Para la determinación de huevos de nematodos se realizó un total de 5 ensayos siguiendo el Método Bailinger modificado por Bouhoum y Schwartzbrod. “Analysis of wastewater for use in agriculture” Ayres y Mara OMS (1996). El Método Bailinger modificado por Bouhoum y Schwartzbrod indicado para controlar los huevos de nematodos es una técnica que permite identificar todos los organismos helmintos presentes en la muestra, entre los que se encuentran los nematodos. Los helmintos son gusanos de cuerpo largo y blando que infestan el organismo de otras especies. Según su morfología se diferencian 3 familias de helmintos: Cestodos, Nematodos y Trematodos. La familia de interés en este estudio son los nematodos y se tratara de identificar sus principales especies como son: *Ascaris lumbricoides*, *Trichuris trichiura* y *Ancylostoma duodenale*.

Por último, para la cuantificación de macroinvertebrados se colocó la muestra en un vidrio reloj y con la ayuda de un microscopio se identificó las diferentes especies existentes en la laguna contándolas de una en una y clasificándolas según su tipo en recipientes plásticos debidamente etiquetados.

### 5.3. Análisis de datos obtenidos.

El objetivo fundamental del presente estudio es obtener un diagnóstico de calidad de las aguas tratadas en la EDAR de Carrícola, para conocer la eficiencia de los distintos elementos a lo largo

de todo el sistema de depuración. Concretamente, dicho diagnóstico de calidad se ha centrado en los siguientes aspectos:

- Estudio de variación de las concentraciones a lo largo del sistema y la variabilidad de los datos de las series recogidas, con la ayuda de gráficos tipo boxplot y la aplicación del análisis estadístico para el estudio de la independencia de datos, tomándose como variable independiente los puntos de muestreo y como variables dependientes las concentraciones.
- Cálculo de rendimientos de los distintos elementos que configuran la EDAR.
- Comparación de los rendimientos de la EDAR de Carrícola con valores obtenidos en otros estudios, además se analizará los resultados de los puntos 6 (punto de control de vertido) y 7 (salida HAFS) con el RD1620/2007 para determinar en qué aplicaciones se podría reutilizar el agua depurada.
- Evaluación de la influencia de variables de operación y ambientales en el HAFS como:
  - TRH (Tiempo de Retención Hidráulica).
  - Cobertura de algas filamentosas en flotación.
  - Temperatura, y radiación solar en el caso del HAFS.
  - Concentración de oxígeno disuelto
- Evaluación de la presencia y concentración de zooplancton en el humedal artificial superficial.
- Cálculo de velocidades de eliminación de E. coli (NMP eliminadas por cada m<sup>2</sup> y día).
- Calibración del modelo PKC\* de tanques en serie, descrito en el apartado 3.6., para los distintos humedales que conforman la EDAR.

El diagnóstico de calidad se va a centrar en seis variables: DQO, DBO<sub>5</sub>, SST, N<sub>T</sub>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, P<sub>T</sub>, *Escherichia coli* y cantidad de huevos de Helmintos.

## 6. Resultados y discusión.

### 6.1. Variación de las concentraciones de las variables de estudio y prueba estadística de datos.

De acuerdo con los datos recolectados en campo y obtenidos en laboratorio, las series de datos se representan gráficamente en forma de diagramas de cajas (box plot), con los puntos de muestreo previamente definidos como eje horizontal y la concentración en mg/L como eje vertical (Figura 37), a excepción de la concentración de E. coli que está representada en NMP/100ml (Figura 38). Cabe señalar que se ha indicado los datos anómalos, y en los casos específicos de DQO, DBO<sub>5</sub> y SST, los límites de emisión especificados en la Normativa.

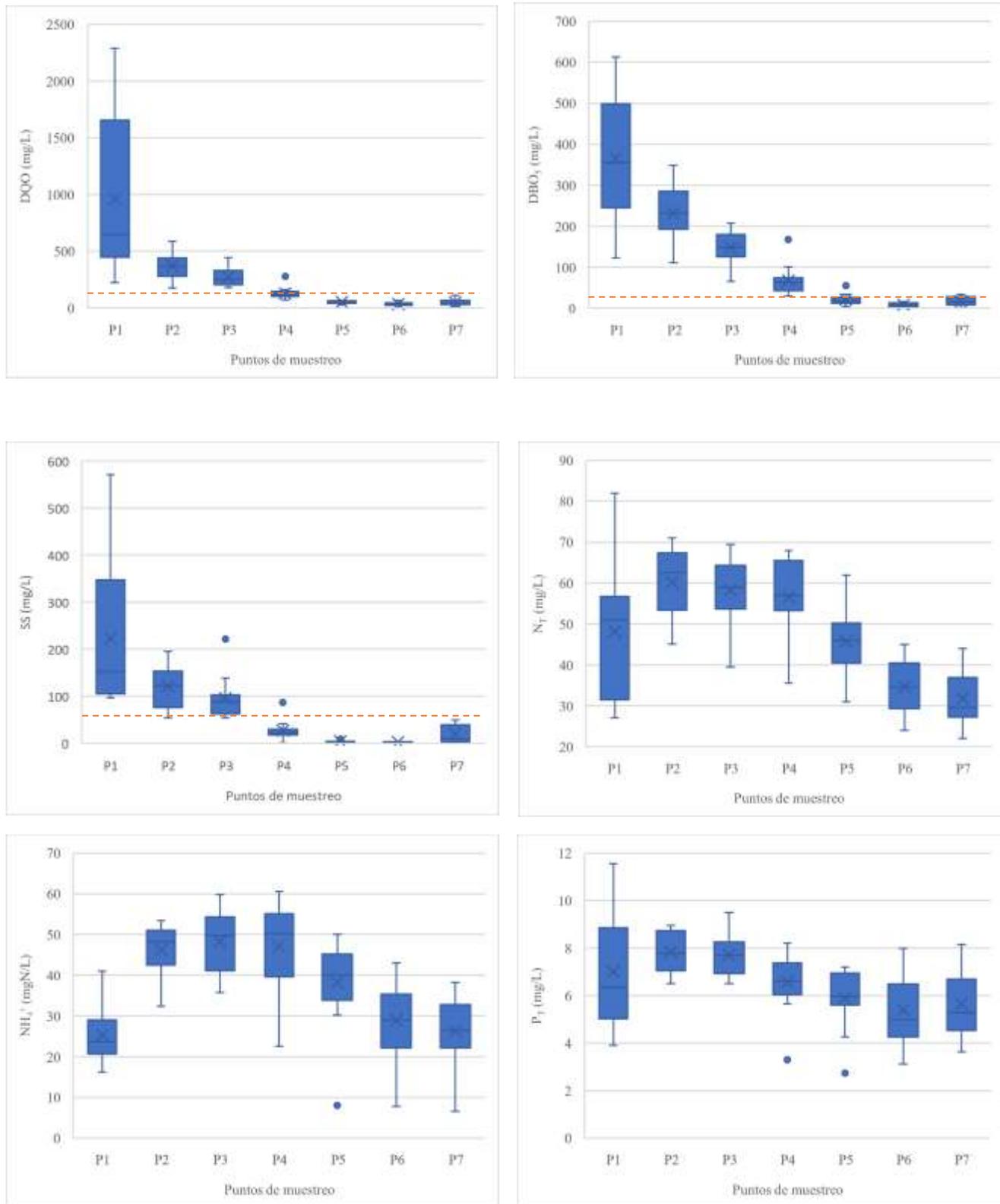
En aguas residuales urbanas fundamentalmente domésticas los parámetros básicos para el diseño y verificación de funcionamiento de una estación depuradora son la materia orgánica (DQO y DBO<sub>5</sub>), sólidos suspendidos (SS) y los nutrientes principales (N y P) necesarios para el proceso biológico, por lo que la variabilidad de las series de datos recogidas en cada uno de los puntos de muestreo es importante en el caso de estudio. Para estos parámetros las concentraciones a la entrada del sistema están entre medias y débiles según (Ferrer y Seco, 2004), este rasgo es característico de pequeñas poblaciones, en las que no existen importantes actividades en las que se produzcan

otras aguas que puedan disminuir la carga orgánica de las aguas residuales. Para el caso concreto de Carrícola, a lo largo del sistema de saneamiento no se producen apenas aportes de aguas externas (lluvias, riego, etc.).

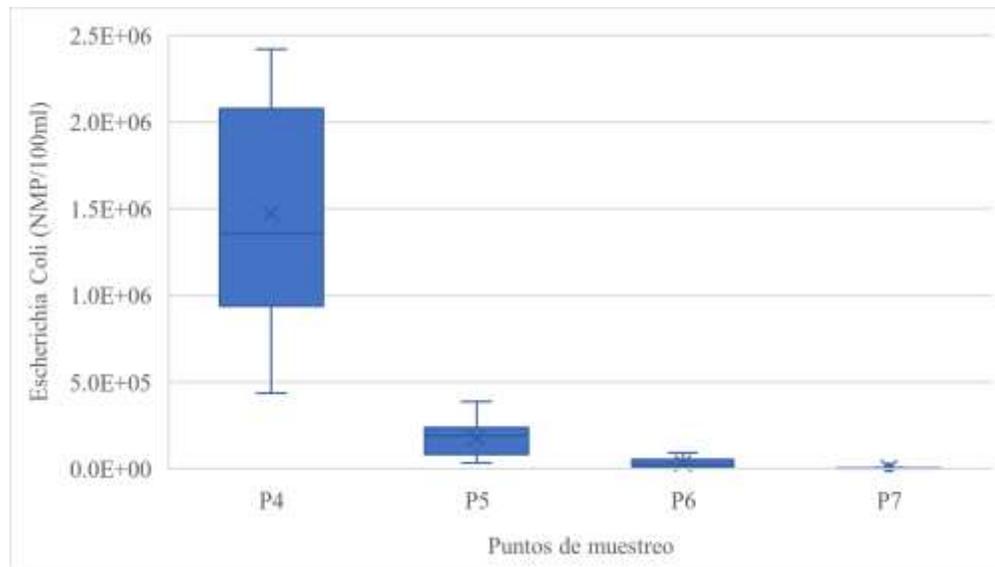
En cuanto a los cambios de concentración a lo largo del sistema, la DQO, DBO<sub>5</sub>, y SST mostraron una tendencia decreciente hasta el punto 6 (P6), ya que al atravesar el punto 7 (P7) aumentan ligeramente su concentración a causa de la materia orgánica presente en el HAFS como algas, restos de plantas, etc. En lo que respecta a la *E. coli* su concentración decrece conforme avanzan en la EDAR. Por otro lado, las formas de nitrógeno estudiadas (N<sub>T</sub> y NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) mostraron diferentes tendencias, aumentando su concentración en el sistema primario (tanques Imhoff) y disminuyendo en el sistema secundario (humedales), además, se observa que el sistema terciario (HAFS) se suma a la reducción de este nutriente. En el caso de P<sub>T</sub> no se aprecia una tendencia creciente o decreciente tan evidente como para las anteriores variables, apenas se reduce su concentración a lo largo del sistema.

Referente a los huevos de nematodos intestinales de interés para la parasitología humana y animal, éstos no fueron identificados en ninguna de las diferentes unidades de tratamiento durante el período de estudio (5 muestreos realizados), lo que concuerda con los resultados obtenidos en otras investigaciones realizadas en España como las publicaciones de Martín et al. (2009) y Molleda et al. (2008), hechas en Sevilla y León respectivamente en donde se encontraron <1 de huevos de nematodos por cada 10 L de agua. Cabe destacar que estos parásitos tienen como principal factor común, decisivo para su existencia y difusión, la necesidad de un alto grado de “fecalismo ambiental”. Es decir, su presencia está asociada a carencias en el saneamiento y deficiente abastecimiento de agua potable, y por tanto, aguas y alimentos tienen un alto índice de contaminación con excretas humanas, facilitando así la transmisión de estas parasitosis (Acuña et al., 2003). En España, a lo largo del siglo XX, las condiciones de vida generales mejoraron paulatinamente permitiendo, en un marco de transición epidemiológica, una disminución de la incidencia y prevalencia de estas y otras parasitosis, hasta alcanzarse cifras mínimas de morbilidad y mortalidad por estas causas, al igual que por el conjunto de las enfermedades transmisibles. Por tal motivo la mayoría de casos publicados en España acerca de estas enfermedades corresponden a formas importadas ya sea por viajeros o inmigrantes (principalmente Ecuador, Perú, Colombia y Bolivia), aunque también hay un número escaso de pacientes procedentes de África (Guinea Bissau, Cabo Verde, Costa de Marfil) y Asia (India y China) (Carranza-Rodríguez et al., 2018).

Los límites de vertido establecidos por Normativa para la DQO, DBO<sub>5</sub> y SST se cumplen en el efluente, a pesar del incremento que se evidenció en el HAFS (P7). Para las variables DQO y DBO<sub>5</sub>, a partir del punto de muestreo 5 la concentración es menor a dichos límites y para SST a partir del punto 4.



**Figura 37.** Box plot de las distintas variables estudiadas: DQO, DBO<sub>5</sub>, SST, NT, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y P<sub>T</sub>. Con puntos aislados se muestran los datos anómalos de las series y con una línea punteada, para el caso de la DQO, DBO<sub>5</sub> y SST, el límite de vertido establecido por Normativa, número de muestras por punto N°=12. Fuente: Propia



**Figura 38.** Gráfico box plot de la variable *Escherichia coli*, número de muestras por punto N°=16. Con puntos aislados se muestran los datos anómalos de las series recogidas Fuente: Propia

Por otro lado, en cuanto a la independencia de datos, el p-valor (significancia real obtenida) ha sido menor que 0.05 para las variables DQO ( $1.12E-5$ ), DBO<sub>5</sub> ( $1.14E-3$ ), SS (0), N<sub>T</sub> (0), NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ( $1.02E-10$ ) y E. coli ( $3.19E-6$ ), esto es si analizamos solamente el punto P1 en relación al P7, por lo tanto, se ha comprobado que los datos recogidos en los puntos de inicio y salida de la depuradora, para dichas variables, son independientes entre sí, es decir hay una diferencia estadísticamente significativa entre la concentración que ingresa al sistema y la que sale, ya que, a menor valor del p-valor, mayor independencia de los datos por ende mayor reducción de las concentraciones a lo largo de la EDAR. Por el contrario, el P<sub>T</sub> presenta un p-valor mayor a 0.05 (p-valor=0.0928), lo que implica una dependencia entre las series de datos de entrada y salida del sistema. Este resultado era de esperarse ya que apenas varían las concentraciones de dicha variable a lo largo de la EDAR. En la Tabla 13 se presenta el p-valor de los conjuntos de puntos de muestreo para todas las variables. Podemos observar que solo en el paso del punto 3 al punto 4 existe una diferencia estadísticamente significativa de concentración del P<sub>T</sub> ya que el p-valor es  $0.0136 < 0.05$ . Además, para SS no se consigue una reducción significativa al pasar por los tanques Imhoff, principalmente en el segundo tanque (P2 y P3) en donde solo se logra eliminar un promedio del 5.78% de SS en relación a la concentración de entrada, esto puede deberse a la presencia de espumas o partículas coloidales que no dejan que los sólidos sedimenten. Por otro parte, las muestras tomadas son puntuales y puede darse el caso de que en momentos anteriores a la toma de muestras hubiera entrado agua con cargas superiores, que sería la que está saliendo de los tanques, además que el TRH del segundo tanque es menor (Imhoff 1= 1.16 d y Imhoff 2=0.77 d) lo que acorta el tiempo de sedimentación. Sin embargo, al pasar por el conjunto de humedales se evidencia una disminución promedio del 69.50%.

En cuanto al N<sub>T</sub> y NH<sub>4</sub><sup>+</sup> la independencia de datos es evidente desde el punto 4 al punto 5, es decir, las concentraciones son significativamente diferentes a partir que el agua ingresa a los humedales.

El grupo de puntos 6 y 7 que representa el paso del agua por el humedal artificial de flujo superficial hace una importante diferencia de concentraciones para la variable E. coli puesto que el p-valor es mucho menor que 0.05.

**Tabla 13.** Valores de significancia real (p-valor) para cada grupo de puntos. Los números remarcados son mayores a 0.05 y representan la dependencia entre las series de datos entre cada punto.

Parámetro	p-valor por grupo					
	P1 y P2	P2 y P3	P3 y P4	P4 y P5	P5 y P6	P6 y P7
DQO	0.0079	0.0396	7.48091E-05	6.6847E-06	0.0013	<b>0.0640</b>
DBO <sub>5</sub>	0.0415	0.0017	0.0004	8.9926E-05	0.0028	0.0087
SS	<b>0.0992</b>	<b>0.1257</b>	4.8236E-05	0.0002	0.0492	0.0075
N <sub>T</sub>	0.0346	<b>0.6018</b>	<b>0.6230</b>	0.0039	0.0003	<b>0.2597</b>
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0	<b>0.4662</b>	<b>0.7504</b>	0.0216	0.0033	<b>0.3864</b>
P <sub>T</sub>	<b>0.3016</b>	<b>0.7168</b>	0.0136	<b>0.0941</b>	<b>0.3151</b>	<b>0.6286</b>
E. Coli				6.6075E-06	3.8484E-05	1.2294E-05

## 6.2. Rendimientos de eliminación a lo largo del sistema de depuración.

La Tabla 14 recoge los rendimientos medios, en unidades porcentuales, del sistema completo y de cada uno de los elementos del mismo para el caso de las siete variables estudiadas. El sistema completo presenta importantes rendimientos de eliminación de materia orgánica DQO (91.7%), DBO<sub>5</sub>(93.1%), sólidos suspendidos (89.1%) y *Escherichia coli* (99.8%), pero no resulta lo suficientemente eficiente para la eliminación de nutrientes (25.3% para N<sub>T</sub> y 10.9% para P<sub>T</sub>). A la vista de los resultados, se produce N<sub>T</sub> y NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en ambos tanques Imhoff ya que en ellos tiene lugar la digestión anaerobia de los fangos depositados, en este proceso se libera amonio lo cual puede explicar el aumento observado en esta etapa. Por otro lado, la toma de muestras se realizó puntualmente a la entrada y salida de los tanques y puede darse el caso de que en momentos anteriores al muestreo hubiera entrado agua con cargas superiores, que sería la que está saliendo de los tanques. Posteriormente esta concentración se reduce en los humedales.

No se consigue apenas una variación de la concentración de fósforo en el sistema (la capacidad de reducción de todos los elementos de la EDAR es muy baja). Aunque ambos humedales funcionan con flujo horizontal, el HAFSSH presenta mayores rendimientos para DQO, DBO<sub>5</sub> y SS que el que fue diseñado como HAFSSV, esto se debe a que el HAFSSH cuenta con dos celdas, lo que hace que el TRH sea mayor por el aumento del área, además que las concentraciones de DQO DBO<sub>5</sub> y SS ya son bastante bajas al pasar por el humedal horizontal, por lo que es más difícil lograr reducciones más altas. Sin embargo, el HAFSSV muestra un mejor rendimiento de eliminación de N<sub>T</sub> y NH<sub>4</sub><sup>+</sup>posiblemente sea porque gran parte de la materia orgánica ya fue degradada en la etapa anterior y el poco oxígeno que llega por difusión más el que aporta la vegetación sea aprovechado por las bacterias nitrificantes, no obstante, si este humedal funcionara acorde a su construcción esta tasa de eliminación podría mejorar debido a la existencia de áreas más aireadas, según Kadlec y Wallace (2009).

El humedal superficial reduce concentraciones de  $N_T$ ,  $NH_4^+$  y principalmente de *E. coli*, gracias a la mayor exposición que tienen estas bacterias a los rayos solares y al efecto de la depredación. Como ya indicaba Mayo (2004) la intensidad de la luz solar y el tiempo de exposición son factores de influencia críticos de eliminación.

**Tabla 14.** Rendimientos medios de eliminación (%) en el sistema completo y en cada uno de los elementos del mismo.

	DQO	DBO <sub>5</sub>	SST	N <sub>T</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	P <sub>T</sub>	E. Coli
<b>Tanque Imhoff 1</b>	41.8%	35.7%	20.3%	<0	<0	<0	
<b>Tanque Imhoff 2</b>	19.8%	34.8%	5.8%	2.3%	<0	1.3%	
<b>HASSH</b>	56.6%	63.0%	69.5%	16.9%	14.5%	7.2%	83.4%
<b>HASSV</b>	34.1%	53.7%	21.9%	22.4%	25.1%	7.3%	82.1%
<b>HASS (en conjunto)</b>	71.6%	88.1%	88.6%	35.5%	37.2%	13.8%	97.1%
<b>HAFS</b>	<0	<0	<0	8.6%	8.2%	<0	92.1%
<b>Sistema completo</b>	91.7%	93.1%	89.1%	25.3%	<0	10.9%	99.8%

El sistema completo presenta reducciones de la concentración que se encuentran dentro del rango de variación comúnmente citado en la Tabla 2, SS (85-95%), DBO<sub>5</sub> (80-90%), DQO (75-85%), N<sub>T</sub> (20-40%), P<sub>T</sub> (15-30). En el siguiente apartado se discute este aspecto en mayor profundidad.

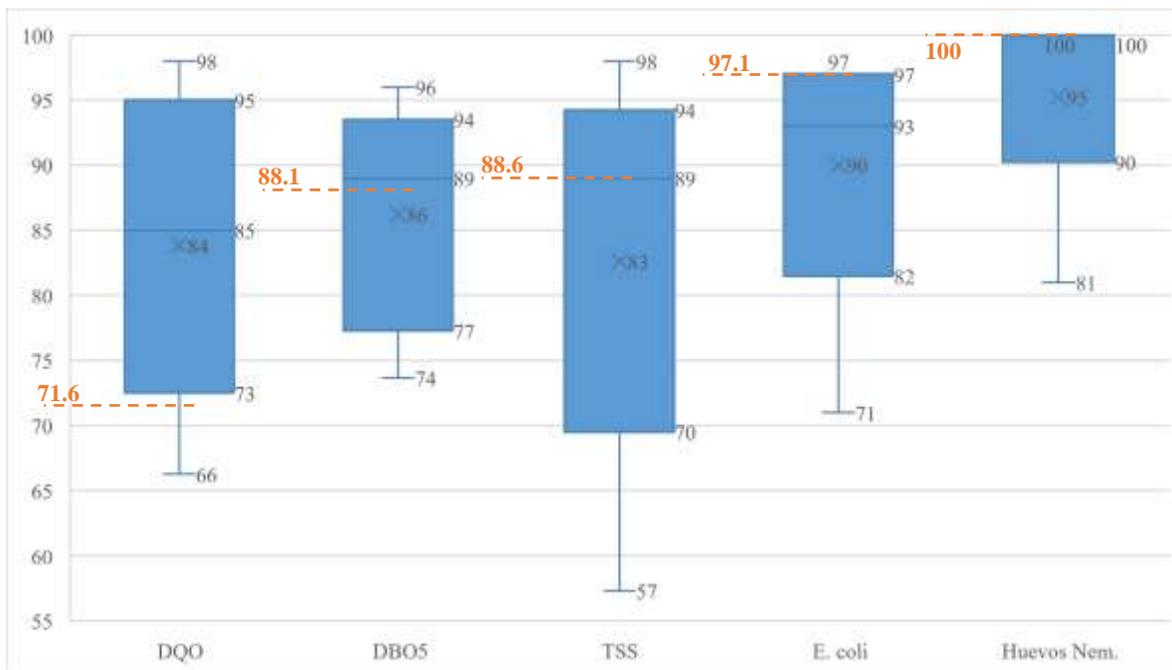
### 6.3. Comparación de rendimiento del sistema de depuración de aguas residuales de Carrícola con otras EDAR.

La comparación de la eficiencia de remoción en porcentaje de DQO, DBO<sub>5</sub>, SST, E. coli y huevos de nematodos con valores obtenidos en 12 sistemas de depuración que utilizan humedales artificiales como tratamiento secundario se representan gráficamente en forma de diagramas de cajas (Figura 39).

En general, los estudios realizados por García et al. (2013) y (Martín et al. (2009) mostraron mejores rendimientos, con eficiencias de remoción de DQO, DBO<sub>5</sub> y SST superiores al 90%, los valores alcanzados son gracias a la combinación de humedales horizontales y verticales como tratamiento secundario. De acuerdo al estudio de Baeder-Bederski et al. (2004), la combinación de distintos ecosistemas mejora el rendimiento de eliminación de materia orgánica, creando microclimas y con ellos diferentes clases de bacterias degradadoras de materia. Uno de los mejores resultados obtenidos por Martín et al. (2009) surgió de la combinación de un HAFSSV+HAFSSH con reducciones de 98, 94 y 96% para DQO, DBO<sub>5</sub> y SST respectivamente, mientras que García et al. (2013) combinó 2 HAFSSV obteniendo valores de 95, 96 y 89% para las mismas variables. Solo el conjunto de humedales subsuperficiales de la EDAR de Carrícola (2HAFSSH en paralelo + 1HAFSSV) alcanzó una reducción media para DQO (71.6%), DBO<sub>5</sub> (88.1%) y SST (88.6%), estos resultados son similares a los obtenidos por García et al. (2013) que realizó una combinación

similar (HAFSSV+HAFSSH) pero superiores a los de Karimi et al. (2014) que con un solo HAFSSH redujo en un 66, 75 y 69 % estas variables.

La eliminación de bacterias coliformes también se ha estudiado por diferentes autores. Ávila et al. (2013) confirmaron la capacidad de los humedales construidos hidropónicos de lecho de grava para lograr una reducción de hasta 5 unidades logarítmicas con respecto a *E. coli*, con un caudal influente de 14 m<sup>3</sup>/d, TRH total del sistema 7.4 d. Dicho sistema está conformado por: tanque Imhoff + HAFSSV + HAFSSH + HAFS, eliminando hasta un 99.9% de las bacterias. Estos resultados concuerda con el estudio realizado por Mandi et al. (1993) en el cual afirman que la remoción de coliformes fecales en estos sistemas requiere un TRH de 7 días gracias al desarrollo de una fuerte concentración de bacterias en la rizosfera y la depredación causada por la población de nemátodos. Estos mismos autores indican que en humedales artificiales de flujo subsuperficial con poblaciones de macrófitos, la sedimentación, depredación y la muerte natural juegan un papel importante en la reducción de microorganismos. En Carrícola la eficiencia de remoción de *E. coli* fue de 99.8% en toda la estación depuradora y 97.1% considerando solo los humedales subsuperficiales (2HAFSSH en paralelo + 1HFSSV), situándose por encima del promedio de los sistemas comparados, con un TRH promedio total del sistema de 10.59 d y 8.02 d si solo consideramos el paso del efluente por los 3 tipos de humedales existentes (Tabla 15), y un influente de 16 m<sup>3</sup>/d. Con la implementación del HAFS, al igual que Ávila et al. (2013), se llegó a eliminar hasta 5 unidades logarítmicas de *E. coli*.



**Figura 39.** Gráfico box plot de los rendimientos en % de las distintas variables estudiadas: DQO, DBO<sub>5</sub>, SST, *E. coli* y Huevos de nematodos de 12 diferentes sistemas, con la línea punteada de color naranja se representan las eficiencias del EDAR de Carrícola (Eficiencia solamente del conjunto de HAFSS). Bibliografía: 3 tipos de sistemas estudiados (Martín et al., 2009), 1 sistema estudiado (Molleda et al., 2008), 4 tipos de sistemas estudiados (Karimi et al., 2014), 1 sistema (Bhamidimarri et al., 1991), 3 sistemas estudiados (J. A. García et al., 2013).

**Tabla 15.** TRH de cada uno de los elementos que conforman la EDAR de Carrícola.

TRH (d)					
Imhoff 1	Imhoff 2	HAFSSH	HAFSSV	HAFS	TOTAL
1.16	0.77	4.63	2.19	1.20	10.59

En cuanto a la reducción de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{P}_T$  los rendimientos obtenidos en Carrícola fueron de 0 y 10.9% respectivamente, a comparación de los alcanzados por (Ávila et al., 2013) los mismos que llegaron a 98% para  $\text{NH}_4^+$  y 47% para  $\text{P}_T$ , cabe recalcar que ambas EDAR se encuentran en España, funcionan con caudales similares, tienen el mismo tipo de plantas en los humedales y poseen los mismos tipos de tratamientos con la diferencia de que en la planta de Sevilla el HAFSSV sí funciona, mediante alimentación intermitente. Por otro lado, el HAFSSV en Sevilla es casi el doble que el de Carrícola para un caudal de tratamiento similar y es ahí en donde más del 80 % de DQO,  $\text{DBO}_5$  y TSS es degradado, del mismo modo el 67 % de  $\text{NH}_4^+$  y el 10 % de  $\text{P}_T$ . Esto es gracias a que los sistemas basados en flujo vertical tienen condiciones más aireadas ya que la tasa de flujo intermitente permite una aireación pasiva, de esta manera se facilita y aumenta la nitrificación (Kadlec y Wallace, 2009), mientras que los sistemas basados en flujo horizontal se encuentran permanentemente saturados de agua, por lo que dependen principalmente de la difusión del aire y las plantas para la transferencia de oxígeno. Por ello, pueden existir zonas anóxicas que favorecen la desnitrificación, completando así el ciclo del nitrógeno (Saeed y Sun, 2012). De esta forma se afirma la importancia de combinar diferentes sistemas de flujo para aumentar el potencial del EDAR como ya indicaban Baeder-Bederski et al. (2004) y García et al. (2013), cuyos resultados determinaron que la eficiencia era mayor combinando un humedal vertical y un horizontal. Además, el TRH del HAFS de Sevilla es 5 veces mayor al de Carrícola, marcando una gran diferencia en la eliminación de  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{P}_T$  y E. coli ya que es allí en donde se produce el mayor porcentaje de eliminación de estas variables.

Finalmente, se puede decir que a pesar que existen depuradoras con mejores resultados para ciertas variables, la EDAR de Carrícola está trabajando con una eficiencia por encima del promedio de varios estudios que funcionan con el mismo sistema, y su rendimiento está dentro de los establecidos en la Tabla 2, la misma que describe los rendimientos medios de depuración que se alcanzan con el empleo de HAFSS según Salas et al. (2007).

#### 6.4. Reutilización del agua depurada.

Considerando que Carrícola se presenta como una entidad pionera en agricultura ecológica y turismo rural, la reutilización del efluente de aguas residuales se convierte en uno de los objetivos principales que debe cumplir la estación depuradora, fundamentalmente existe el interés de recircular el agua para riego agrícola.

Las Directrices para la reutilización del agua sugieren que el agua recuperada del tratamiento de aguas residuales generalmente contiene suficientes nutrientes para el riego de cultivos, sin embargo, indican que en algunos sistemas altamente eficientes, las concentraciones de nitrógeno pueden ser demasiado bajas para producir cosechas satisfactorias (US EPA, 2004). El humedal de Carrícola elimina el 25.3% de  $\text{N}_T$ , en consecuencia, el efluente tiene concentraciones de  $\text{N}_T$  relativamente altas. Las directrices establecen que los niveles excesivos de fósforo no parecen

plantear ningún problema a los cultivos, pero pueden ser un problema en la escorrentía hacia aguas superficiales. Por tanto, las aplicaciones de reutilización dependerán de la calidad de los nutrientes del efluente tratado. De esta manera, puede que no sea necesario promover la eliminación de nutrientes si el propósito principal de la reutilización de efluentes es el riego de cultivos. La retención de nutrientes se considera más importante que la eliminación, ahora bien, la eliminación de patógenos es necesaria para proteger la salud pública (Greenway, 2005).

De acuerdo con los parámetros establecidos por el Real Decreto 1620/2007 por el que se establece el Régimen Jurídico de la Reutilización de las Aguas Depuradas presentado en la Tabla 7 y el Reglamento (UE) 2020/741 del Parlamento Europeo y del Consejo relativo a los requisitos mínimos para la reutilización del agua (Tabla 8), se analiza la calidad de agua depurada que se obtiene en la EDAR de Carrícola y de esta manera saber cuál es el uso posterior que se puede dar a la misma. La Tabla 16 describe el cumplimiento de los parámetros establecidos para usos Urbanos, Agrícolas, Industriales, Recreativos y Ambientales, en el punto 6 (P6) que es a la salida de los humedales y en el punto 7 (P7) después de haber pasado el humedal superficial de apenas 11 m<sup>2</sup>.

**Tabla 16.** Comparación del sistema de depuración de aguas residuales monitorizado con los valores establecidos en el Real Decreto 1620/2007. El cumplimiento se representa con la palabra SI y el no cumplimiento con NO. Se señalan con asterisco aquellos usos para los que se requiere algún parámetro adicional a los mostrados en la tabla (en su mayoría son límites de *Legionella spp.*)

Calidad	Usos	Descripción	Huevos de nematodos intestinales / 10l		E. coli (UFC / 100 ml)		TSS (mg / l)		Turbidez (TNU)		Cumplimiento Total	
			P6	P7	P6	P7	P6	P7	P6	P7	P6	P7
1.1	Urbanos	Residencial: riego, saneamiento *	SI	SI	NO	NO	SI	NO	NO	NO	NO	NO
1.2		Suelos urbanos: riego, fuentes, prevención de incendios, etc. *	SI	SI	NO	NO	SI	SI	SI	SI	NO	NO
2.1	Agrícolas	Riego para alimentos frescos *	SI	SI	NO	NO	SI	SI	SI	SI	NO	NO
2.2		Riego para alimentos no frescos con un posterior tratamiento industrial, pastos y acuicultura *	SI	SI	NO	NO	SI	SI	-	-	NO	NO
2.3		Riego sin contacto con frutos, productos, cereales, etc. *	SI	SI	NO	SI	SI	SI	-	-	NO	SI
3.1	Industriales	Procesos y limpieza excepto industria alimentaria *	-	-	NO	SI	SI	SI	SI	SI	NO	SI
		Proceso y limpieza en la industria alimentaria *	SI	SI	NO	NO	SI	SI	-	-	NO	NO
3.2		Torre de enfriamiento y condensadores evaporativos *	SI	SI	NO	NO	SI	NO	NO	NO	NO	NO
4.1	Recreativos	Riego de campos de golf *	SI	SI	NO	NO	SI	SI	SI	SI	NO	NO
4.2		Retenciones y escorrentías sin acceso público *	-	-	NO	SI	SI	SI	-	-	NO	SI

5.1	<b>Ambientales</b>	Recarga de acuíferos por filtración. *	-	-	NO	NO	SI	SI	-	-	NO	NO
5.2		Recarga de acuíferos por inyección *	SI	SI	NO	NO	SI	NO	NO	NO	NO	NO
5.3		Silvicultura, sin contacto público	-	-	-	-	SI	SI	-	-		
5.4		Humedales y caudal mínimo	La calidad mínima requerida se estudiará caso por caso									

En general, las variables huevos de nematodos intestinales, TSS y Turbidez están dentro de los criterios establecidos por la normativa. Sin embargo, el parámetro fundamental es la concentración de E. coli en el agua, responsable de afecciones al medio ambiente y el riesgo microbiológico y sanitario asociado al riego. La depuradora de Carrícola ha llegado a eliminar hasta un 97.1% de E. coli antes del HAFS y un 99.8% después del HAFS. La eliminación de estas bacterias indicadoras fecales también sugiere la eliminación de microorganismos patógenos. A pesar de la alta eficiencia de remoción, las concentraciones de coliformes fecales en el efluente final a menudo están todavía entre 2000 NMP/100 ml y 90000 NMP/100 ml antes de ingresar al HAFS, de manera que no puede ser reutilizada en ningún tipo de uso. A pesar de ello, el agua que es conducida hacia el HAFS presenta un mejor rendimiento de eliminación de E. coli alcanzando valores entre 100 NMP/100 ml y 10000 NMP/100 ml, estas concentraciones se encuentran dentro del rango de concentraciones de fondo que se encuentran en muchos humedales naturales (IWA, 2000) y son aceptables para una variedad de aplicaciones de reutilización como:

- **Agricultura. – Calidad 2.3** (<10.000 NMP/100 ml)
  - a) Riego localizado de cultivos leñosos que impida el contacto del agua regenerada con los frutos consumidos en la alimentación humana.
  - b) Riego de cultivos de flores ornamentales, viveros, invernaderos sin contacto directo del agua regenerada con las producciones.
  - c) Riego de cultivos industriales no alimentarios, viveros, forrajes ensilados, cereales y semillas oleaginosas.
- **Industria. – Calidad 3.1** (<10.000 NMP/100 ml)
  - a) Aguas de proceso y limpieza excepto en la industria alimentaria.
  - b) Otros usos industriales.
- **Recreativo. – Calidad 4.2** (<10.000 NMP/100 ml)
  - a) Estanques, masas de agua y caudales circulantes ornamentales, en los que está impedido el acceso del público al agua.

Además, se establece como un agua regenerada de categoría D <10.000 NMP/100 ml según el Reglamento (UE) 2020/741 del Parlamento Europeo y del Consejo.

Cabe recalcar que el 63% de las muestras tomadas después del punto 7 presentaron valores de E. coli menores a 1000 NMP/100ml, lo que nos indica que si controlamos mejor el funcionamiento del HAFS podríamos llegar a obtener un agua que cumpla con mayores requisitos para su reutilización.

## 6.5. Evaluación de la influencia de variables de operación y ambientales en el HAFS.

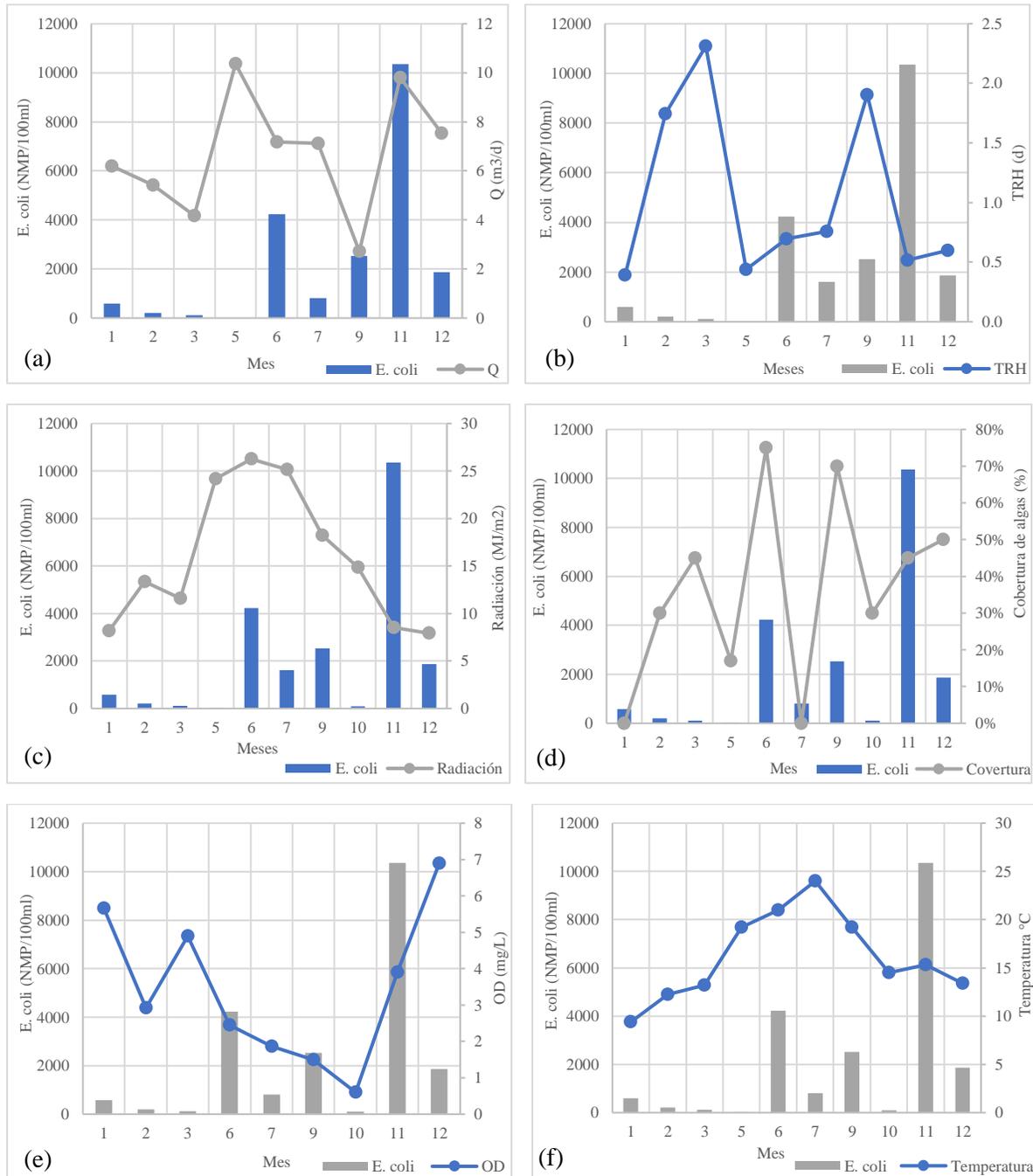
La remoción neta de organismos patógenos en el humedal superficial es el resultado de una variedad de procesos, algunos que eliminan patógenos y otros que introducen patógenos como su reproducción o la resuspensión del sedimento. En términos generales, los mecanismos de remoción son mucho más frecuentes que los mecanismos de reintroducción, estos incluyen la vegetación, el tiempo de retención hidráulica (TRH), la composición del agua, las variaciones estacionales, el pH, la intensidad de la luz solar y el tiempo de exposición también son factores de influencia críticos (Mayo, 2004). Esta sección analiza principalmente estos factores de influencia con respecto a la eliminación de *Escherichia Coli*, la figura 40 muestra las variables que intervienen en la remoción a lo largo del tiempo de estudio.

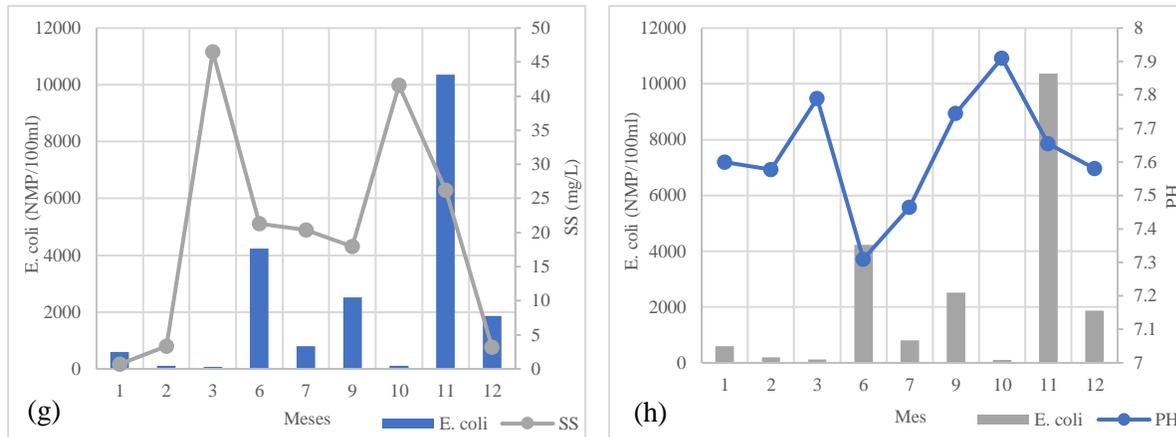
La figura 40 (a) y (b) expone la influencia del TRH y el caudal sobre la cantidad de *E. coli* removida, mientras mayor es el caudal, menor es el TRH y menor es la eficiencia de eliminación de bacterias, por el hecho de que los TRH bajos disminuyen la exposición de las bacterias a los procesos de eliminación, como sedimentación, adsorción, depredación, impacto de toxinas de microorganismos o plantas y radiación ultravioleta (Díaz et al., 2010). Un TRH de 2.31 días fue aproximadamente 4 veces más eficaz en la eliminación de *E. coli* en comparación con un TRH de 0.52 días reduciendo 2.61 y 0.64  $\log_{10}$  NMP/100ml respetivamente. García et al. (2003) indica que los rendimientos de remoción aumentan durante los primeros tres días de operación y luego comienzan a disminuir ya que la inactivación microbiana alcanza valores de saturación cuando el TRH es de aproximadamente tres días. Además, esta tendencia podría estar relacionada con la suposición de que la descomposición microbiana de primer orden es irrelevante a medida que aumenta el TRH (Kadlec y Wallace, 2009).

En cuanto a la figura 40 (c), muestra la incidencia que tiene la radiación ultravioleta sobre la eliminación de *E. coli*, comprobando que es uno de los mecanismos más importantes en la eliminación de patógenos en un humedal de flujo superficial. Sin embargo, la mayoría de los organismos patógenos suelen encontrarse presentes en asociación con partículas de aguas residuales, en lugar de en una fase dispersa (Emerick et al., 2000). En consecuencia, las tasas de inactivación UV se reducen debido al blindaje de los organismos por las estructuras de las partículas, por tal razón, observamos que en el mes de julio tenemos la mayor cantidad de radiación 26.26 MJ/m<sup>2</sup>, llegando a una concentración de *E. coli* de 4234.75 NMP/100 ml, en cambio con una radiación similar 24.16 MJ/m<sup>2</sup> del mes de mayo alcanza una concentración de 20 NMP/100 ml esto se debe a que, en el mes de julio el humedal se encontraba cubierto en un 75% por algas (Figura 40 (d)), las mismas que interceptaban la luz solar en el ambiente del humedal y disminuían el potencial de desinfección solar, por otro lado, en el mes de mayo solo el 17% del humedal tenía algas. Lo mismo ocurrió en el estudio de MacIntyre et al. (2006) el cual demostró que las concentraciones de *E. coli* disminuyeron significativamente tras eliminar un lecho espeso de lenteja de agua flotante (*Lemna sp.*) de un humedal de flujo superficial recién construido.

Además, la tasa general de inactivación solar del humedal superficial aumentó gracias a la presencia de cantidades mejoradas de oxígeno disuelto (OD) fomentando la ruta de desinfección por fotooxidación y de esta manera compensar la reducción de la penetración de la radiación ultravioleta, como se puede ver en la Figura 40 (e) en los meses de invierno como diciembre y

enero a pesar de que la radicación es baja y hay una cobertura de algas del 50% se alcanzan concentraciones de 1868 y 590 NMP/100 ml de E. Coli respectivamente, gracias a las tasas más altas de oxígeno disuelto 6.9 mg/L para diciembre y 5.7 para enero. Además la temperatura de estos meses también puede influir, ya que las temperaturas bajas crean un ambiente no adecuado para su supervivencia y de esta manera aumenta la velocidad de desaparición de las bacterias por muerte natural (Kadlec y Wallace, 2009).





**Figura 40.** Factores que influyen en la eliminación de patógenos, (a) caudal, (b)TRH, (c) Radiación, (d) Cobertura de algas, (e) OD, (f) Temperatura, (g) SS y (h) pH. Fuente: Elaboración propia.

Con respecto a la fluctuación estacional, se puede observar en la Figura 40 (f) que cuando la temperatura va subiendo al término del invierno, las concentraciones de salida de E. coli van disminuyendo de 590 NMP/100 ml en enero hasta 20 NMP/100 ml en mayo, aproximadamente  $1.47 \log_{10}$  NMP/100 ml de diferencia, resultados similares se obtuvieron en el estudio de Ulrich et al. (2005) quienes compararon una estación depuradora operada en invierno y verano, determinando que las temperaturas más altas de las aguas residuales podrían mejorar el rendimiento de eliminación en aproximadamente  $1 \log_{10}$  NMP / 100 mL. Esto ocurre porque a medida que aumenta la temperatura, los procesos metabólicos de protozoos se aceleran, pero también el de las bacterias, disminuyendo el mecanismo de eliminación por muerte natural, a pesar de ello, los mecanismos de eliminación por depredación pueden ser superiores y las enzimas degradantes producidas por plantas, hongos o bacterias podrían degradar las cápsides virales más rápidamente y dañar el ADN o ARN viral. Sin embargo Ulrich et al. (2005) enfatizan que el rendimiento por temperatura se da siempre que otros factores por ejemplo TRH, concentraciones de microorganismos, etc., no afecten el patrón de variación anual. Por tal motivo, como se puede ver en la figura 40 (f), en el mes de junio la concentración de E. coli sube a pesar del aumento de temperatura, a causa de que el TRH es apenas de 0.7 d y hay una cobertura de algas del 75%. MacIntyre et al. (2006) también sugirieron que E. coli podría sobrevivir más tiempo cuando hay plantas flotantes, ya que estas plantas podrían proporcionar sitios de unión, sombreado UV y reducir el intercambio de oxígeno en la superficie, lo que disminuiría las poblaciones de zooplancton depredadores.

La figura 40 (g) presenta las concentraciones de sólidos suspendidos (SS) con respecto a la eliminación de E. coli, mostrando a los meses de marzo y octubre con mayor concentración de SS, 46.5 mg/l y 41.6 mg/l respectivamente, pero con la menor concentración de salida de E. coli, posiblemente se deba a la adsorción de los patógenos en el material particulado, según Jasper et al. (2013) alrededor del 10-50% de E. coli está asociado con partículas. Además, que en estos meses la cobertura de algas es menor lo que incrementa la fotoxidación por radiación solar.

Finalmente, la figura 40 (h) determina la influencia del pH, con un pH de 7.79 y 7.91 se obtiene un efluente con bajas concentraciones de E. coli, reafirmando lo dicho por Šolić y Krstulović.

(1992), quienes informaron que los organismos patógenos sobreviven mejor a valores de pH entre 5.5 y 7.5, y la supervivencia desciende rápidamente a pH por encima y por debajo de este rango.

#### **6.6. Evaluación de la presencia y concentración de zooplancton en el humedal artificial superficial.**

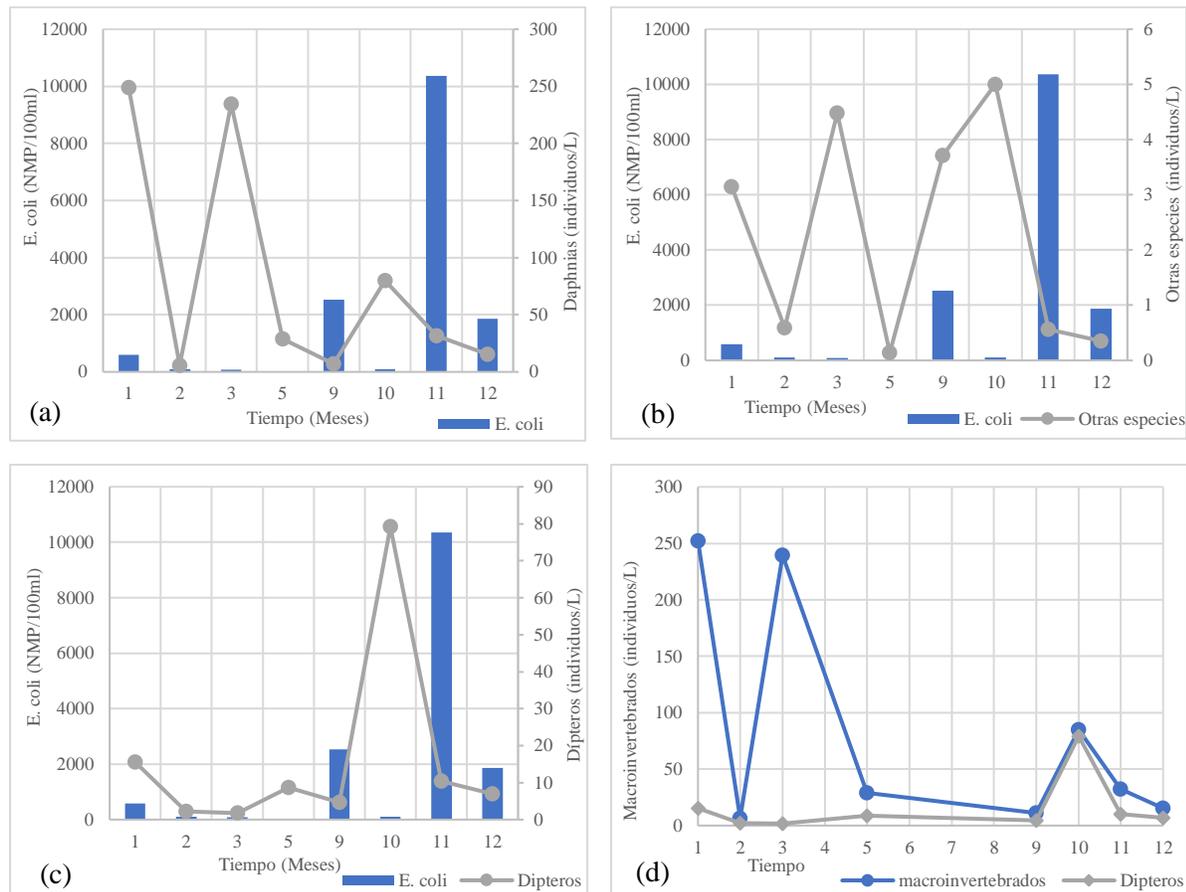
Los humedales también albergan una diversidad de animales acuáticos, incluidos microcrustáceos (copépodos, ostrácodos y cladóceros), camarones, cangrejos de río, insectos (larvas de libélula, escarabajos acuáticos y barquero de agua), caracoles de estanque, tábanos, ranas y peces. Estos organismos son un componente crucial de los ecosistemas de humedales, proporcionando vínculos invaluable en la red alimentaria entre plantas, microorganismos y otros animales. Las relaciones depredador-presa son importantes en el control de mosquitos (Greenway, 2005). Esta sección está dedicada a discutir los mecanismos de eliminación por depredación de *E. coli* y las concentraciones de zooplancton en el humedal superficial.

Se localizaron alrededor de 29 taxones diferentes en la columna de agua del humedal, de los cuales 2 se identificaron como predominantes, las *Daphnias* pertenecientes al género de crustáceos planctónicos del orden Cladocera, también conocidas como pulgas de agua, debido a lo pequeñas que son y a su forma de nadar como “saltando”. En ocasiones pueden ingerir pequeños crustáceos y rotíferos, pero normalmente se alimentan por filtración, ingiriendo algas unicelulares y varios tipos de detritos orgánicos, incluyendo protistas y bacterias. Pueden obtener su alimento no sólo de la columna de agua, sino también del fondo de los lagos, especialmente en invierno. La otra especie mayormente encontrada fueron las larvas de dípteros que son un orden de insectos neópteros, este orden incluye animales tan conocidos como las moscas, mosquitos, tígulas y los tábanos.

Entre las otras especies se encuentran macroinvertebrados como copépodos, efímeras, lombrices, arácnidos, etc. Estos viven en los cuerpos de agua, pueden verse a simple vista y pueden ayudar a entender la salud de los cuerpos de agua.

En la figura 41 (a) y 41 (b) se puede deducir la influencia que tiene la concentración de daphnias y macroinvertebrados sobre la eliminación de *E. coli*. Tomando en cuenta que las daphnias se alimentan esencialmente de fitoplancton, pudiendo también ingerir microorganismos como protistas y bacterias, así como materia orgánica particulada o disuelta, podemos decir que su presencia en la masa de agua es de gran influencia en la eliminación de *E. coli*, es así que, a una concentración de 249.1 individuos/L en enero y 234.7 individuos/L en marzo se obtienen concentraciones de salida de *E. coli* de 590 y 80 NMP/100 ml respectivamente, disminuyendo más de 2 log<sub>10</sub> NMP/100ml con respecto a la concentración de entrada. Conclusiones parecidas se obtuvieron en el estudio de Song et al. (2008) quienes estudiaron la eliminación de microorganismos indicadores y patógenos por depredación de copépodos (también pertenecientes al género crustáceos), en una superficie de agua libre (área total de 76.7 ha y una capacidad de tratamiento de 3.0×10<sup>4</sup> m<sup>3</sup> día<sup>-1</sup>), demostrando que a concentraciones de copépodos de 3.0×10<sup>2</sup>/L y 6.0×10<sup>2</sup>/L, se observaron tasas de eliminación más altas para los microorganismos indicadores y patógenos, en comparación con un grupo de control sin ninguna adición de copépodos, lo que

sugiere que la depredación por copépodos es un mecanismo importante para la eliminación de bacterias en humedales.



**Figura 41.** Concentración de zooplancton presente en HAFS y su incidencia en la eliminación de *E. coli*. (a) Daphnias, (b) Otras especies de macroinvertebrados, (c) Larvas de dípteros y (d) influencia de macroinvertebrados sobre larvas de dípteros. Fuente: Elaboración propia.

La figura 41 (c) nos muestra que la presencia de mosquitos no tiene incidencia en la eliminación de *E. coli*, pero sí es un punto de análisis en humedales superficiales, puesto que al no controlar la proliferación de mosquitos el humedal puede resultar como un foco de contaminación. Sin embargo, las larvas de mosquitos son un componente integral de las redes alimentarias acuáticas. En la figura 41 (d) podemos observar que la presencia de macroinvertebrados (incluye daphnias) reduce y controla la propagación de esta especie, este mismo análisis también fue hecho por Greenway et al. (2003) quienes demostraron que la depredación de larvas de mosquitos por invertebrados acuáticos controla las larvas e impide el desarrollo de pupas. Por lo tanto, un tema crítico y significativo para la reproducción exitosa de mosquitos es la supervivencia de las larvas y si los mosquitos adultos emergen de las pupas. En opinión del autor, si los humedales artificiales están diseñados para funcionar como ecosistemas de humedales con una diversidad de organismos acuáticos, es probable que la mezcla de depredadores y presas controle la reproducción de mosquitos.

Además de los 29 taxones de invertebrados acuáticos encontrados también se observaron anfibios, concretamente se llegó a ver hasta 6 ranas en uno de los muestreos. Todo esto nos indica

la diferencia que puede hacer un humedal de apenas 11 m<sup>2</sup> en la mejora de la biodiversidad, y la importancia que tienen estas especies desde el punto de vista de la desinfección del agua y del control de mosquitos. Además de representar alimento para otros organismos de mayor tamaño.

### 6.7. Velocidades de eliminación de *E. coli* (NMP eliminadas por cada m<sup>2</sup> y día).

En el presente apartado, se ha obtenido la carga eliminada media y la velocidad de eliminación media en los tres humedales artificiales del sistema para la variable *Escherichia Coli*, en la Tabla 17 se presentan los resultados.

**Tabla 17.** Tasa de carga eliminada y velocidades de eliminación de *E. coli*

	Carga eliminada (NMP/100 ml)	Velocidad eliminación (NMP/m <sup>2</sup> d)	Velocidad eliminación Log <sub>10</sub> (NMP/m <sup>2</sup> d)
<b>HAFSSH</b>	1293097.14	5.1E+08	8.71
<b>HAFSSV</b>	145367.05	1.1E+08	8.06
<b>HAFS</b>	30102.16	1.7E+08	8.24

Las diferencias existentes en la tasa de eliminación de carga y la velocidad de eliminación de *E. coli* entre los 3 tipos de humedales (que varían según el área y el régimen de carga) y entre las versiones subsuperficial y superficial se compararon estadísticamente utilizando una prueba no paramétrica (test de Kruskal-Wallis porque no siguen una distribución normal) y de esta manera establecer si hay una diferencia estadísticamente significativa de la velocidad de remoción de *E. coli* entre cada humedal. Se comparó la carga de remoción porque representa la cantidad total de organismos de *E. coli* eliminados, teniendo en cuenta el hecho de que cada humedal recibe una carga hidráulica diferente.

Las diferencias en las tasas de eliminación de carga de *E. coli* entre los 3 tipos de sistemas comparados fueron extremadamente significativas ( $p < 0.0007$ ). La experiencia ha demostrado que, para la mayoría de los contaminantes en los humedales artificiales, las tasas de remoción tienden a aumentar a medida que aumenta la tasa de carga del influente (Tanner et al., 1998), es por eso que el humedal que recibe la mayor carga (HAFSSH) es el que tiene la tasa de eliminación más alta. Sin embargo, las velocidades de eliminación que tiene cada humedal son estadísticamente diferente entre el HAFSSH y el HAFSSV ( $P = 0.0001$ ), pero entre el HAFSSV y el HAFS no existe una diferencia significativa ( $P = 0.8353$ ), incluso la velocidad de eliminación de la charca (HAFS) es mayor. Esto puede ser a consecuencia de la radiación directa que cae sobre la superficie del humedal, y como ya se discutió en el apartado 6.2 la radiación es uno de los mecanismos más importantes en la eliminación de patógenos en un humedal de flujo superficial.

La velocidad de eliminación del HAFSSH de la EDAR de Carrícola es similar a la velocidad estimada por Headley et al. (2013) quienes realizaron un estudio comparativo entre varios sistemas de humedales artificiales de flujo horizontal y vertical, plantados y no plantados con y sin suministro de oxígeno, el valor encontrado para HAFSSH plantado a una profundidad de 0.25

$m$  es  $1.3 \times 10^9 \pm 7.6 \times 10^8$  (NMP/m<sup>2</sup>d). No obstante, para el mismo humedal, pero con suministración de oxígeno la velocidad de eliminación de *E. coli* aumentó a  $1.0 \times 10^{10} \pm 4.5 \times 10^9$  (NMP/m<sup>2</sup>d), demostrando que hay un beneficio adicional al aumentar la disposición de oxígeno.

Disponer de estos valores de velocidad de eliminación es de gran utilidad de cara a estimar la superficie necesaria de humedal para lograr una concentración objetivo en el efluente.

### 6.8. Constantes cinéticas de primer orden $K_A$ y $K_V$ según el dimensionamiento biológico de los HAFSS.

Conocidos todos los parámetros de la ecuación (5) mencionada en el apartado 3.6.3. para cada una de las siete variables estudiadas (DQO, DBO<sub>5</sub>, SST, N<sub>T</sub>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, P<sub>T</sub> y *E. coli*), los valores medios en m/d y d<sup>-1</sup> de las constantes cinéticas de primer orden  $K_A$  y  $K_V$  se muestran en las tablas 18 y 19. La obtención de esta constante es necesaria para el dimensionamiento biológico de humedales de flujo horizontal por definición. Ya que en el caso de estudio ambos humedales subsuperficiales funcionan con flujo horizontal, se ha obtenido tanto para el que fue diseñado como HASSH y el que lo fue como HASSV.

La calibración del modelo se realizó en tres pasos: 1) supuesto de P, 2) supuesto de C\* y 3) ajuste de  $k_A$ . Los valores P se establecieron en 2, según lo recomendado por Kadlec y Wallace. (2009), ya que no se disponía de datos de estudios de trazadores. Como no hay una ecuación disponible en la literatura para calcular P a partir de NTIS, se tomó P como una fracción de NTIS (también recomendado por Kadlec y Wallace, 2009). Para simplificar las comparaciones con posibles estudios futuros, permitimos que P fuera igual a 2 para evitar que  $k_A$  se inflara demasiado y de esta manera quedarnos al lado de la seguridad. Las concentraciones de fondo se obtuvieron a partir de recomendaciones obtenidas en otras investigaciones (Kadlec y Wallace, 2009) o colocando el 40% de la concentración más baja obtenida a lo largo del estudio.

**Tabla 18.** Constantes cinéticas de primer orden  $K_A$  según el dimensionamiento biológico del HASSH.

Variable	C*	$k = kv_1$ (d <sup>-1</sup> )	$k_A$ (m/año)
DQO	10	0.308	15.66
DBO <sub>5</sub>	2	0.410	20.84
SS	0.5	1.190	60.52
N <sub>T</sub>	2.5	0.056	2.84
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0	0.035	1.77
P <sub>T</sub>	0	0.017	0.86
E. Coli	0	1.269	64.55

**Tabla 19.** Constantes cinéticas de primer orden  $k_A$  según el dimensionamiento biológico del HASSV.

Variable	$k = kv$ ( $d^{-1}$ )	$k_A$ (m/año)
DQO	0.20	9.54
DBO <sub>5</sub>	0.52	25.25
SS	0.18	8.83
N <sub>T</sub>	0.19	9.02
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.15	7.15
P <sub>T</sub>	0.05	2.42
E. Coli	1.22	59.02

Para las variables DQO, SS y E. coli se han obtenido constantes cinéticas de primer orden menores en el HASSV. Esto se debe a que la carga de entrada a dicho humedal es más baja y por tanto se produce una menor reducción de la concentración de los contaminantes, como ya se indicó en el apartado 6.2. Mientras que para las nutrientes N<sub>T</sub>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, P<sub>T</sub> las constantes cinéticas obtenidas son mayores en vista que gran parte de la materia orgánica ya se degradó en el HAFSSH y el poco oxígeno que llega por difusión más el que aporta la vegetación permite el aprovechamiento de las bacterias nitrificantes acelerando su degradación.

El valor de  $k_A$  lógicamente variará según el contaminante. Para el dimensionamiento biológico de un humedal horizontal la variable a considerar es la DBO. En el HAFSSH de Carrícola para DBO se ha obtenido un valor de  $k_A = 0.06$  m/d el cual se asemeja al sugerido por García y Corzo. (2008) quienes afirman que para aguas residuales que llegan al humedal (tras su paso por tratamientos previos) con carga media o baja (DBO<sub>5</sub> < 250 mg/L) un valor adecuado de  $k_A$  es 0.08 m/d. Además, si el sistema se dimensiona para eliminar DBO, a la vez también se va a reducir la materia en suspensión de forma suficiente, ya que estos sistemas son más eficaces para eliminar la materia en suspensión que la DBO.

Adicionalmente, García y Corzo. (2008) también afirman que este mismo dimensionamiento permitiría a su vez reducir el nitrógeno en aproximadamente un 30-60% si el sistema se diseña con una profundidad media de la lámina de agua de 0.3 m. En Carrícola el calado útil medio de los humedales es de 0.27 m y efectivamente el porcentaje reducido de N<sub>T</sub> fue de 35.5%. Para lograr mayores rendimientos en la eliminación de nitrógeno y obtener valores superiores de  $k_A$  como los obtenidos por Kadlec y Wallace. (2009), los autores García y Corzo. (2008) especifican que es necesario completar el sistema con más unidades de tratamiento (por ejemplo, otros tipos humedales o lagunas). De igual manera si se quiere lograr que los rendimientos de eliminación de fósforo y microorganismos indicadores de la contaminación fecal sean significativos, se debe dotar a los humedales (sean horizontales o verticales) de unidades de proceso adicionales.

Cave recalcar que en el modelo plateado no se ha hecho una corrección para la temperatura mediante la expresión de Arrhenius de los valores de las constantes cinéticas de primer orden ya que según lo mencionado por García y Corzo. (2008) y ratificado en este estudio, la eficiencia de eliminación de la DBO de los humedales no mejora en verano ni empeora en invierno de forma

significativa. No obstante, de forma práctica, si el humedal de flujo horizontal se dimensiona para eliminar nitrógeno se debe tener en cuenta que la eficiencia en invierno puede reducirse en un 30% ya que la temperatura sí que afecta a la eliminación de nitrógeno.

## 7. Resumen y Conclusiones.

El estudio considera el proceso de humedales artificiales subsuperficiales como tratamiento secundario y un humedal de flujo superficial como tratamiento terciario para la eliminación de agentes contaminantes como materia orgánica, nutrientes e indicadores de contaminación fecal (*Escherichia coli*) presentes en las aguas residuales, las mismas que fueron pretratadas por tanques Imhoff. Los resultados generales muestran que los humedales tuvieron una alta eficiencia de remoción de *Escherichia coli* (99.8%), materia orgánica DQO (91.7 %) y DBO<sub>5</sub> (93.1%), SST (89.1%), llegando a cumplir los límites de vertidos en zonas consideradas como no sensibles, procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas establecidos en el anexo I del Real Decreto 509/1996. Con estos resultados los impactos ambientales generados por infraestructuras más complejas se ven solventados haciendo uso de tecnologías más integradas con los valores naturales de los ecosistemas terrestres y acuáticos.

Además de los altos porcentajes de remoción de *E. coli*, las bajas concentraciones de salida (<10.000 NMP/100 ml) permiten que las aguas residuales tratadas puedan ser reutilizadas en ciertos espacios como agricultura, industria y recreación. Por tanto, queda demostrado que el posible empleo de un sistema de este tipo es una opción viable y ambientalmente amigable. Por ello, se anima a tener en cuenta en futuros proyectos de depuración de aguas este tipo de alternativas, con el fin de generar un equilibrio real entre nuestras necesidades como sociedad y nuestras responsabilidades como seres vivos.

El humedal artificial superficial mejoró considerablemente la calidad del agua residual a pesar de su reducido tamaño (11 m<sup>2</sup>) llegando a eliminar hasta 5 unidades logarítmicas con respecto a *E. coli*, gracias a los efectos directos de la radiación solar. Sin embargo, se demostró que la influencia de la radiación sobre la eliminación de *E. coli* depende del TRH, ya que TRH excesivos podrían causar eutrofización lo que disminuiría la penetración de los rayos solares por la cobertura filamentosa que se crea en la superficie del humedal.

La mejora de la biodiversidad en el HAFS fue significativa, ya que albergan aproximadamente 29 especies de macroinvertebrados de los que pudimos observar, principalmente daphnias las mismas que son responsables de la eliminación de *E. coli* y el control de mosquitos por depredación. La implantación de este tipo de tratamiento terciario ha permitido que la integración con el entorno sea la máxima posible, y pueda generar efectos beneficiosos tanto en la salud de los ecosistemas como en la socioeconomía del municipio, ya que este tipo de elementos naturalizados son un atractivo turístico y sirven de ejemplo de buenas prácticas en los entornos naturales.

Respecto al uso de tecnologías extensivas de aguas residuales, en el marco de la recuperación y reutilización de agua, los humedales artificiales presentan una ventaja inherente, como es el impacto en los parámetros microbiológicos por efectos de atenuación natural como la filtración y degradación en la matriz suelo-raíz o el efecto de desactivación por luz solar (UV). Estos beneficios

hacen que los sistemas extensivos sean atractivos para las pequeñas comunidades, ayudándolas a cumplir los objetivos de desarrollo sostenible y de esta manera garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos.

## 8. Bibliografía.

- Acuña, A., Calegari, L., Curto, S., Lindner, C., Rosa, R., Salvatella, R., Savio, M., y Zanetta, E. (2003). Helminthiasis intestinales. Manejo de las Geohelminthiasis. 42.
- APHA Method 9221: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. (s. f.). 13.
- Arias, C., Cabello, A., Brix, H., y Johansen, N. (2003). Removal of indicator bacteria from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system. *Water Science and Technology*, 48(5), 35-41. <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0274>
- Avelar, F., de Matos, A., de Matos, M., y Borges, A. (2014). Coliform bacteria removal from sewage in constructed wetlands planted with *Mentha aquatica*. *Environmental Technology*, 35(16), 2095-2103. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.893025>
- Ávila, C., Salas, J., Martín, I., Aragón, C., y García, J. (2013). Integrated treatment of combined sewer wastewater and stormwater in a hybrid constructed wetland system in southern Spain and its further reuse. *Ecological Engineering*, 50, 13-20. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.08.009>
- Baeder-Bederski, O., Kuschik, P., Mosig, P., Müller, R., Borneff-Lipp, M., y Dürr, M. (2004). Reducing faecal germs in municipal sewage using planted soil filters: initial results of a pilot plant system. *Acta Horticulturae*, 643, 257-263. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2004.643.33>
- Bhamidimarri, R., Shilton, A., Armstrong, I., Jacobson, P., y Scarlet, D. (1991). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: The New Zealand Experience. *Water Science and Technology*, 24(5), 247-253. <https://doi.org/10.2166/wst.1991.0131>
- Boutilier, L., Jamieson, R., Gordon, R., Lake, C., y Hart, W. (2009). Adsorption, sedimentation, and inactivation of *E. coli* within wastewater treatment wetlands. *Water Research*, 43(17), 4370-4380. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.06.039>
- Carranza, C., Escamilla, M., Fuentes, I., Perteguer, M., Gárate, T., y Pérez, J. (2018). Helminthiasis y eosinofilia en España (1990-2015). *Enfermedades Infecciosas y Microbiología Clínica*, 36(2), 120-136. <https://doi.org/10.1016/j.eimc.2015.11.019>
- Davies-Colley, R., Donnison, A., Speed, D., Ross, C., y Nagels, J. (1999). Inactivation of faecal indicator micro-organisms in waste stabilisation ponds: Interactions of environmental factors with sunlight. *Water Research*, 33(5), 1220-1230. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00321-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00321-2)
- Díaz, F., O'Geen, A., y Dahlgren, R. (2010). Efficacy of constructed wetlands for removal of bacterial contamination from agricultural return flows. *Agricultural Water Management*, 97(11), 1813-1821. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.06.015>
- Emerick, R., Loge, F., Ginn, T., y Darby, J. (2000). Modeling the Inactivation of Particle-Associated Coliform Bacteria. *Water Environment Research*, 72, 432-438. <https://doi.org/10.2175/106143000x137969>

- Evanson, M., y Ambrose, R. (2006). Sources and growth dynamics of fecal indicator bacteria in a coastal wetland system and potential impacts to adjacent waters. *Water Research*, 40(3), 475-486. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.11.027>
- Fernández, A., Tejedor, C., y Chordi, A. (1992). Effect of different factors on the die-off of fecal bacteria in a stabilization pond purification plant. *Water Research*, 26(8), 1093-1098. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(92\)90145-T](https://doi.org/10.1016/0043-1354(92)90145-T)
- Fernández, M. (2017). *Desarrollo de un modelo matemático para el diseño y la gestión de humedales artificiales subsuperficiales*. [Tesis de maestría no publicada]. Universidad Politécnica de Valencia.
- Ferrer, J., y Seco, A. (2004). *Introducción a los Tratamientos de Aguas* (Vol. 1). UPV.
- Fountoulakis, M., Terzakis, S., Chatzinotas, A., Brix, H., Kalogerakis, N., y Manios, T. (2009). Pilot-scale comparison of constructed wetlands operated under high hydraulic loading rates and attached biofilm reactors for domestic wastewater treatment. *Science of The Total Environment*, 407(8), 2996-3003. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.01.005>
- Fuchs, V., Mihelcic, J., y Gierke, J. (2011). Life cycle assessment of vertical and horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment considering nitrogen and carbon greenhouse gas emissions. *Water Research*, 45(5), 2073-2081. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.12.021>
- García, J., Paredes, D., y Cubillos, J. (2013). Effect of plants and the combination of wetland treatment type systems on pathogen removal in tropical climate conditions. *Ecological Engineering*, 58, 57-62. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.06.010>
- García, J., y Corzo, Á. (2008). *Depuración con Humedales Construidos*. Universidad Politécnica de Cataluña.
- García, J., Vivar, J., Aromir, M., y Mujeriego, R. (2003). Role of hydraulic retention time and granular medium in microbial removal in tertiary treatment reed beds. *Water Research*, 37(11), 2645-2653. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00066-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00066-6)
- Greenway, M. (2005). The role of constructed wetlands in secondary effluent treatment and water reuse in subtropical and arid Australia. *Ecological Engineering*, 25(5), 501-509. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.07.008>
- Greenway, M., Dale, P., y Chapman, H. (2003). An assessment of mosquito breeding and control in four surface flow wetlands in tropical-subtropical Australia. *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 48(5), 249-256.
- Headley, T., Nivala, J., Kassa, K., Olsson, L., Wallace, S., Brix, H., van Afferden, M., y Müller, R. (2013). Escherichia coli removal and internal dynamics in subsurface flow ecotechnologies: Effects of design and plants. *Ecological Engineering*, 61, 564-574. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.062>
- iAgua. (30 de enero de 2013). *Los humedales artificiales*. iAgua. <https://www.iagua.es/blogs/carolina-miguel/los-humedales-artificiales-componentes-y-tipos>
- Jasper, J., Nguyen, M., Jones, Z., Ismail, N., Sedlak, D., Sharp, J., Luthy, R., Horne, A., y Nelson, K. (2013). Unit Process Wetlands for Removal of Trace Organic Contaminants and Pathogens from Municipal Wastewater Effluents. *Environmental Engineering Science*, 30(8), 421-436. <https://doi.org/10.1089/ees.2012.0239>

Kadlec, R. (1999). Chemical, Physical and Biological Cycles in Treatment Wetlands. *Water Science and Technology*, 40(3), 37-44.

Kadlec, R., y Wallace, S. (2009). *Treatment wetlands* (2nd ed). CRC Press.

Kansiime, F., y Van Bruggen, J. (2001). Distribution and retention of faecal coliforms in the Nakivubo wetland in Kampala, Uganda. *Water Science and Technology*, 44(11-12), 199-206.  
<https://doi.org/10.2166/wst.2001.0829>

Karathanasis, A., Potter, C., y Coyne, M. (2003). Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 20(2), 157-169. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(03)00011-9)

Karimi, B., Ehrampoush, M., y Jabary, H. (2014). Indicator pathogens, organic matter and LAS detergent removal from wastewater by constructed subsurface wetlands. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 12, 52. <https://doi.org/10.1186/2052-336X-12-52>

Langergraber, G., Prandtstetten, C., Pressl, A., Rohrhofer, R., y Haberl, R. (2007). Removal efficiency of subsurface vertical flow constructed wetlands for different organic loads. *Water Science and Technology*, 56(3), 75-84. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.495>

Luna, V., y Aburto, S. (2014). Sistema de humedales artificiales para el control de la eutroficación del lago del Bosque de San Juan de Aragón. *TIP*, 17(1), 32-55. [https://doi.org/10.1016/S1405-888X\(14\)70318-3](https://doi.org/10.1016/S1405-888X(14)70318-3)

MacIntyre, M. E., Warner, B. G., y Slawson, R. M. (2006). Escherichia coli control in a surface flow treatment wetland. *Journal of Water and Health*, 4(2), 211-214. <https://doi.org/10.2166/wh.2006.0017>

Mandi, L., Ouazzani, N., Bouhoum, K., y Boussaid, A. (1993). Wastewater Treatment by Stabilization Ponds with and without Macrophytes under Arid Climate. *Water Science & Technology*, 28, 177-181. <https://doi.org/10.2166/wst.1993.0228>

Martín, I., Ariza, C., Úbeda, J., Santos, M., Sánchez, L., Trujillo, E. M., Guevara, D., Cutillas, C., y Rojas, M. (2009). Comparative study on removal of pathogenic and parasitic organisms using extended wastewaters treatment technologies. *Desalination and Water Treatment*, 4(1-3), 135-142. <https://doi.org/10.5004/dwt.2009.368>

Masi, F., Conte, G., Lepri, L., Martellini, T., y Bubba, M. D. (s. f.). Endocrine Disrupting Chemicals (EDCs) and Pathogens removal in an hybrid CW system for a tourist facility wastewater treatment and reuse. 8.

Mayo, A. (2004). Kinetics of bacterial mortality in granular bed wetlands. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 29(15-18), 1259-1264. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2004.09.030>

Molleda, P., Blanco, I., Ansola, G., y de Luis, E. (2008). Removal of wastewater pathogen indicators in a constructed wetland in Leon, Spain. *Ecological Engineering*, 33(3-4), 252-257. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.05.001>

Morón, E. (26 de junio de 2018). *Determinación de la constante cinética para el diseño de sistemas de tratamiento biológico*. Steemit. <https://steemit.com/stem-espanol/@emiliomorón/determinacion-de-la-constante-cinetica-para-el-diseno-de-sistemas-de-tratamiento-biologico>

- Olson, M., Axler, R., y Hicks, R. (2004). Effects of freezing and storage temperature on MS2 viability. *Journal of Virological Methods*, 122(2), 147-152. <https://doi.org/10.1016/j.jviromet.2004.08.010>
- Orosz-Coghlan, P., Rusin, P., Karpiscak, M., y Gerba, C. (2006). Microbial Source Tracking of *Escherichia coli* in a Constructed Wetland. *Water Environment Research*, 78(3), 227-232. <https://doi.org/10.2175/106143005X89995>
- Ortega de Miguel, E. (2010). *Manual para la implantación de sistemas de depuración en pequeñas poblaciones*. Ministerio Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- Paredes, D., Vélez, M., Kuschik, P., y Mueller, R. (2007). Effects of type of flow, plants and addition of organic carbon in the removal of zinc and chromium in small-scale model wetlands. *Water Science and Technology*, 56(3), 199-205. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.519>
- Redder, A., Dürr, M., Daeschlein, G., Baeder-Bederski, O., Koch, C., Müller, R., Exner, M., y Borneff-Lipp, M. (2010). Constructed wetlands – Are they safe in reducing protozoan parasites? *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 213(1), 72-77. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2009.12.001>
- Rousseau, D., Vanrolleghem, P., y De Pauw, N. (2004). Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: A review. *Water Research*, 38(6), 1484-1493. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.12.013>
- Saeed, T., y Sun, G. (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of Environmental Management*, 112, 429-448. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.011>
- Salas, J. (16 de noviembre de 2020). *El modesto tanque Imhoff: Fundamentos y diseño* [Text]. iAguá. <https://www.iagua.es/blogs/juan-jose-salas/modesto-tanque-imhoff-fundamentos-y-diseno>
- Salas, J., Pidre, J., y Sánchez, L. (2007). *Manual de Tecnologías no convencionales para la purificación de aguas residuales. Capítulo IV, Humedales Artificiales*. Coria Gráfica.
- Sánchez, D. (2013). *Diseño y modelización de humedales para el tratamiento de efluentes de depuradora. Aplicación en el entorno del Parque Natural de las Tablas de Daimiel*. [Http://purl.org/dc/dcmitype/Text, Universidad de Castilla-La Mancha]. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=88007>
- Sleytr, K., Tietz, A., Langergraber, G., y Haberl, R. (2007). Investigation of bacterial removal during the filtration process in constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, 380(1-3), 173-180. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.03.001>
- Šolić, M., y Krstulović, N. (1992). Separate and combined effects of solar radiation, temperature, salinity, and pH on the survival of faecal coliforms in seawater. *Marine Pollution Bulletin*, 24(8), 411-416. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(92\)90503-X](https://doi.org/10.1016/0025-326X(92)90503-X)
- Song, Z. W., Wu, L., Yang, G., Xu, M., y Wen, S. P. (2008). Indicator Microorganisms and Pathogens Removal Function Performed by Copepods in Constructed Wetlands. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 81(5), 459-463. <https://doi.org/10.1007/s00128-008-9527-1>
- Stottmeister, U., Wießner, A., Kuschik, P., Kappelmeyer, U., Kästner, M., Bederski, O., Müller, R. A., y Moormann, H. (2003). Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22(1-2), 93-117. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2003.08.010>

- Tanner, C., Sukias, J., Headley, T., Yates, C., y Stott, R. (2012). Constructed wetlands and denitrifying bioreactors for on-site and decentralised wastewater treatment: Comparison of five alternative configurations. *Ecological Engineering*, 42, 112-123. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.01.022>
- Teichert, S., Carrasco, F., y Platzter, W. (2017). Estudio de tecnologías de tratamiento de agua residual y concentración en la industria. 54.
- Tilley, E., Ulrich, L., Lüthi, C., Reymond, P., y Zurbrügg, C. (2017). Fosa séptica. En *Wikipedia, la enciclopedia libre*. [https://es.wikipedia.org/w/index.php?title=Fosa\\_s%C3%A9ptica&oldid=117611630](https://es.wikipedia.org/w/index.php?title=Fosa_s%C3%A9ptica&oldid=117611630)
- Torrens, A., Molle, P., Boutin, C., y Salgot, M. (2009). Removal of bacterial and viral indicator in vertical flow constructed wetlands and intermittent sand filters. *Desalination*, 246(1-3), 169-178. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.03.050>
- Tunçsiper, B., Akca, L., y Ayaz, S. (2012). Coliform bacteria removal from septic wastewater in a pilot-scale combined constructed wetland system, 10, 1873-1879. <https://doi.org/10.30638/eemj.2012.233>
- Ulrich, H., Klaus, D., Irmgard, F., Annette, H., Juan, L.-P., y Regine, S. (2005). Microbiological investigations for sanitary assessment of wastewater treated in constructed wetlands. *Water Research*, 39(20), 4849-4858. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.07.020>
- US EPA. (2004). *Guidelines for Water Reuse* (Report No. EPA/625/R-04/108). U.S. Environmental Protection Agency.
- U.S. EPA (2000a) Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters, EPA 625/R-99/010, U.S. EPA Office of Research and Development: Washington, D.C. [https://cfpub.epa.gov/si/si\\_public\\_record\\_report.cfm?dirEntryId=64144&Lab=NRML](https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?dirEntryId=64144&Lab=NRML)
- Vacca, G., Wand, H., Nikolausz, M., Kusch, P., y Kästner, M. (2005). Effect of plants and filter materials on bacteria removal in pilot-scale constructed wetlands. *Water Research*, 39(7), 1361-1373. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.01.005>
- Vera, L., Martel, G., Gutierrez, J., y Marquéz, M. (2006). *Gestión sostenible del agua residual en entornos rurales. Capítulo 3: Evaluación de los sistemas de depuración natural*. [http://repositorium.sdum.uminho.pt/bitstream/1822/6777/1/DEPURANAT\\_cap3%5b1%5d.pdf](http://repositorium.sdum.uminho.pt/bitstream/1822/6777/1/DEPURANAT_cap3%5b1%5d.pdf)
- Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, 380(1-3), 48-65. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>
- Wiessner, A., Kappelmeyer, U., Kusch, P., y Kästner, M. (2005). Sulphate reduction and the removal of carbon and ammonia in a laboratory-scale constructed wetland. *Water Research*, 39(19), 4643-4650. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.09.017>
- Winward, G., Avery, L., Frazer-Williams, R., Pidou, M., Jeffrey, P., Stephenson, T., y Jefferson, B. (2008). A study of the microbial quality of grey water and an evaluation of treatment technologies for reuse. *Ecological Engineering*, 32(2), 187-197. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.11.001>
- Wu, S., Carvalho, P., Muller, J., Remony, V., y Dong, R. (2016). Sanitation in constructed wetlands: A review on the removal of human pathogens and fecal indicators. *Science of the Total Environment*, 541, 8-22.