



Escola Tècnica Superior d'Enginyers  
de Camins, Canals i Ports de Barcelona

UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE CATALUNYA

## PROJECTE O TESIS D'ESPECIALITAT

### Títol

**DETERMINACIÓ DEL TRACTAMENT PRIMARI ÓPTIM PER A  
AIGUAMOLLS CONSTRUITS DE FLUX HORIZONTAL**

### Autor

**ALBERTO AYLLÓN PÉREZ**

### Tutor

**JAUME PUIGAGUT JUÁREZ  
CLARA CORBELLA VIDAL**

### Departament

**ENGINYERIA SANITÀRIA I AMBIENTAL**

### Data

**JUNIO 2014**



## RESUMEN

---

Los humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal son sistemas de tratamiento de agua que, simulando los existentes en la naturaleza, son considerados como una buena alternativa para el tratamiento de aguas de pequeñas comunidades (hasta 2.000 habitantes-equivalentes). Esta tecnología ha gozado en las últimas décadas de una gran difusión a nivel Europeo, así como en otras partes del mundo como Australia y América. Las aguas residuales urbanas constituyen efluentes con gran parte de materiales en suspensión y en demanda de oxígeno que hacen que sean inadecuadas su vertido. Por este motivo, es necesaria la aplicación de métodos de tratamiento primario, con la finalidad de eliminar o disminuir el contenido de materia en suspensión mediante procesos físicos.

El objetivo principal de esta tesina es la determinación del tratamiento primario óptimo para humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial en función de variables como el tiempo de retención hidráulico, la concentración de sólidos totales – volátiles, la demanda química de oxígeno y la obtención de ácidos grasos en el efluente del digestor.

Para realizar el estudio se utiliza la planta piloto situada en la cubierta del edificio D1 (Departamento de Ingeniería Hidráulica, Marítima y Ambiental) que consta de dos líneas diferenciadas por el tipo de tratamiento primario. Una línea consta de dos decantadores convencionales (operados con ciclos de llenado y vaciado) y la otra consta de una línea anaeróbica, utilizando para ello un reactor hidrolítico de flujo ascendente HUSB (*hydrolytic upflow sludge bed*).

El decantador mantuvo durante todo el estudio un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 2h, en cambio en el HUSB se fue disminuyendo de 26h hasta las 5h óptimas. Además la concentración de SSV en el interior del digestor fue incrementándose hasta alcanzar los 10g/L.

En cuanto a la eliminación de SST no se encontraron diferencias muy relevantes entre ambos tratamientos, alcanzando el Decantador porcentajes de eliminación de 62-86% mientras que en el HUSB fueron del orden de 63-82%. En el caso del HUSB, el efecto de la variación del TRH en la eliminación de SST no se hizo evidente.

La eliminación de  $DQO_T$  en el Decantador alcanzo porcentajes superiores en comparación al HUSB, llegando a valores de 40-75% en pos a los 12-63% del HUSB. Por otro lado, el factor de solubilización ( $DQO_S/DQO_T$ ) es superior en el HUSB, llegando a valores de 47-64% muy superiores a los del Decantador 40-49%, debido a la hidrólisis de los sólidos retenidos en el interior del digestor, lo que nos permite tener una mayor degradación del efluente. La influencia de la variación del TRH en el HUSB, tampoco es significativa.

Los resultados obtenidos confirman la viabilidad e interés del HUSB como tratamiento primario en pos a la decantación convencional para aguas residuales domésticas.

## ABSTRACT

---

Constructed wetlands of horizontal subsurface flow are systems of water treatment that, simulating the existing ones in the nature, are considered as a good alternative for the water treatment of little communities (up to 2.000 equivalent inhabitants).

This technology had in the last decades a big diffusion at European level, such as in other parts of the world like Australia and America. Residual urban water are effluents with suspended materials and with oxygen demand which makes them inadequate to discharge. For this reason, it is needed the application of primary treatment methods with the aim of eliminate or decrease the suspended materials content using physics processes.

The main objective of this thesis is the determination of the optimal primary treatment for constructed wetlands of horizontal subsurface flow as a function of variables like the hydraulic retention time, the concentration of total and volatile solids and the obtaining of fatty acid in the exits.

To make the study is used a pilot machine located in the roof of building D1 (Department of Hydraulic, Maritime and Environmental Engineering) which consist of two differenced lines by the type of primary treatment. One line consists of two conventional decanters (operated with fill and drain cycles) and the second one consists of an anaerobic line, using for that a Hydrolytic Upflow Sludge Bed (HUSB).

The decanter maintained during the whole study a hydraulic retention time (HRT) of 2h, however in the HUSB it was decreasing from 26h to the optimal 5h. Moreover the concentration of VSS in the interior of the digester was increasing until reaching 10g/L.

Related to the TSS elimination no remarkable differences were found between both treatments. While in the decanter it was reached percentages of elimination of 62-86%, in the HUSB the elimination were on the order of 62-82%. In the case of HUSB, the effect or HRT variation of the TSS elimination was no evidence.

The  $COD_T$  elimination in the decanter it was reached higher percentages comparing to HUSB, reaching values of 40-75% in comparison of the 12-63% of the HUSB. On the other hand the solubility factor ( $COD_S/COD_T$ ) is higher in the HUSB, reaching values of 47-64% which are much higher compared with the values of the decanter 40-49%, due to the hydrolysis of the solids retained in the interior of the digester, allowing us to have further degradation in the effluent. The influence of the HRT variation in the HUSB is neither significantly.

The obtained results confirm the viability and interest of HUSB as a primary treatment in comparison of the conventional decanter to domestic wastewater.

---

## **AGRADECIMIENTOS**

---

En primer lugar quería agradecer a mi tutor Jaume Puigagut por brindarme la oportunidad de realizar este proyecto final de carrera y por la ayuda y colaboración que me ha prestado a lo largo de todo este tiempo, tanto en el transcurso de los ensayos como en la redacción del trabajo.

Agradecer a Clara Corbella la ayuda inestimable y desinteresada durante todo el tiempo transcurrido en el departamento, tanto por sus conocimientos aportados como por las correcciones realizadas en este documento.

También mencionar a Javier Carretero, técnico del laboratorio del Dpto. de Ingeniería Sanitaria, por la ayuda en la realización de los ensayos y por los buenos consejos para llevarlos a buen fin.

En definitiva a todo el Dpto. de Ingeniería Sanitaria por hacerme la estancia durante todo este tiempo mucho más agradable y amena.

Por otro lado agradecer a todos los compañeros que he tenido a lo largo de mi vida universitaria, ya que muchos de ellos me han ayudado a superar momentos difíciles, especial mención a I.Acosta.

Por último quería agradecer a toda mi familia y especialmente a mis padres ya que sin ellos no podría haber realizado estos estudios. Y por supuesto, a mi pareja Cristina, pilar fundamental de esta aventura ya que sin su apoyo incondicional y sincero durante todos estos años no hubiera sido posible.

---

## INDICE

---

<b>1</b>	<b>INTRODUCCION</b>	<b>8</b>
<b>2</b>	<b>REVISION BIBLIOGRAFICA</b>	<b>10</b>
2.1	HUMEDALES CONSTRUIDOS	10
2.1.1	TIPOS DE HUMEDALES	11
2.1.1.1	Humedales de flujo Superficial o Libre (FWS)	11
2.1.1.2	Humedales de flujo Subsuperficial (SSF)	11
2.2	VIAS DE DEGRADACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA	14
2.3	LA COLMATACIÓN EN HUMEDALES	19
2.3.1	CAUSAS DE LA COLMATACIÓN	19
2.3.2	EFFECTOS DE LA COLMATACIÓN	21
2.3.3	INDICADORES DE LA COLMATACIÓN	22
2.3.4	SOLUCIONES PARA ATENUAR LA COLMATACIÓN	23
2.4	TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES	23
2.4.1	TRATAMIENTO AEROBIO	24
2.4.2	TRATAMIENTO ANAEROBIO	25
2.4.2.1	Etapas del tratamiento anaerobio	27
2.4.2.2	Parámetros que afectan al proceso anaeróbico	29
2.4.3	SISTEMAS ANAEROBIOS	32
2.4.4	REACTOR ANAERÓBIO DE MANTO DE LODOS (UASB)	34
2.4.5	REACTOR HIDROLITICO DE FLUJO ASCENDENTE (HUSB)	36
<b>3</b>	<b>OBJETIVOS</b>	<b>39</b>
<b>4</b>	<b>MATERIAL Y METODOS</b>	<b>40</b>
4.1	DESCRIPCION DE LA PLANTA	40
4.2	DECANTADOR CONVENCIONAL	46
4.3	HUSB	48
4.3.1	PURGA DEL REACTOR	49

---

4.3.2 CONTROL DEL TIEMPO DE RETENCION HIDRAULICA (TRH)	50
4.4 ANALISIS FISICO QUIMICO	53
4.5 MATERIA EN SUSPENSION Y VOLATIL	54
4.6 DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO	55
4.7 ACIDOS GRASOS VOLATILES	59
4.8 ESTUDIO ESTADISTICO DE LOS DATOS	63
<b>5 RESULTADOS</b>	<b>64</b>
5.1 SOLIDOS TOTALES Y SOLIDOS VOLATILES	64
5.2 DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO TOTAL Y SOLUBLE	68
5.3 ACIDOS GRASOS VOLATILES	73
<b>6 DISCUSION</b>	<b>76</b>
6.1 DETERMINACION DEL TRATAMIENTO PRIMARIO ÓPTIMO	76
6.1.1 EFICIENCIA DE ELIMINACION DE MES/MO EN UN DECANTADOR	76
6.1.2 EFICIENCIA DE ELIMINACION DE MES/MO EN UN HUSB	79
6.1.3 COMPARACION DE LOS TRATAMIENTOS PRIMARIOS.	82
6.2 EFECTO DE LA CONCENTRACION DE BIOMASA EN LA ELIMINACION DE MES/MO EN UN HUSB	84
<b>7 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES</b>	<b>87</b>
<b>8 REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS</b>	<b>90</b>
<b>ANEXO DATOS</b>	<b>92</b>

## 1 INTRODUCCION

---

Los humedales construidos son sistemas que han sido diseñados y construidos simulando los procedimientos naturales de eliminación de contaminantes, tales como la materia orgánica, los nutrientes, los patógenos y otros contaminantes presentes en las aguas residuales.

Debido a su simplicidad y su bajo coste en la construcción, mantenimiento y operación, representan una tecnología en alza desde hace décadas en nuestro país. En el resto de Europa, Australia y EEUU esta tecnología de depuración ha gozado de un mayor desarrollo desde hace más tiempo, lo que revela que son una muy buena alternativa a sistemas convencionales.

Las aguas residuales urbanas constituyen efluentes con gran parte de materiales en suspensión y en demanda de oxígeno que hacen que sean inadecuadas su vertido al medio receptor. Por este motivo, es necesaria la aplicación de métodos de tratamiento primario, con la finalidad de eliminar o disminuir el contenido de materia en suspensión mediante procesos físicos como la decantación. Por el contrario, los tratamientos secundarios están destinados a disminuir la materia orgánica disuelta, mediante procesos físicos, químicos y biológicos, en los cuales los cultivos microbianos tienen una participación destacada.

En cuanto a las alternativas en el tratamiento de aguas residuales, podemos diferenciar dos conceptos distintos entre sí. Por un lado tenemos tratamientos aerobios (presencia de  $O_2$ ) y por otro lado tenemos tratamientos anaerobios (ausencia de  $O_2$ ). Los anaeróbicos son más baratos que los aeróbicos convencionales, porque no suelen necesitar grandes costes de mantenimiento además que la producción de fangos es mínima y el balance de energía es bastante favorable.

En la última década, diferentes tecnologías anaerobias han sido desarrolladas y a su vez mejoradas para ser aplicadas a tratamientos de efluentes residuales de baja carga, como por ejemplo, aguas residuales domésticas y algunos efluentes industriales, dando lugar a buenas eficiencias de eliminación.

Este desarrollo tecnológico ha desencadenado en la aparición de una decena de reactores anaeróbicos con diferentes características y funciones, comparables a sistemas aerobios más eficaces pero más costosos.

Por lo general, la digestión anaerobia en aguas residuales domésticas consiste en la utilización de digestores metanogénicos en monoetapa para la eliminación de la materia orgánica (Lettinga et al., 1993; Ruíz et al., 1998 y Foresti, 2001). Pero otra opción válida es la separación de fases, en la cual las aguas residuales sufren un proceso de hidrólisis y acidificación antes de la etapa de transformación en metano.

Por este motivo, esta tesina pretende estudiar el funcionamiento de un digestor hidrolítico (HUSB) y ver las ventajas e inconvenientes que ocasiona al utilizarlo como tratamiento primario. Además la tesina intenta esclarecer cuál de los dos tratamientos



---

primarios propuestos, un decantador convencional o un reactor hidrolítico, puede llegar a ser más eficaz en humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal. Para ello se tendrá en cuenta factores como el tiempo de retención hidráulica (TRH) y la concentración de biomasa en su interior.

## 2 REVISION BIBLIOGRAFICA

---

### 2.1 HUMEDALES CONSTRUIDOS

El vertido de las aguas residuales en los cursos naturales tal como, arroyos, ríos y humedales, es una práctica antigua que surgió de la necesidad de evacuar dichas aguas de los núcleos urbanos. El impacto ambiental de tales vertidos, obligó a considerar que la depuración previa era necesaria, particularmente para núcleos urbanos de gran población.

Las observaciones realizadas por los investigadores sobre la capacidad de depuración de los humedales naturales, incentivó el desarrollo de los sistemas de tratamiento basados en humedales artificiales, que en Europa se remonta a la década de los 50 y en Estados Unidos a la década de los 60 del mismo siglo XX.

Sin embargo, esta toma de conciencia es relativamente reciente en España que se remonta a la década de los 70 (Fernández et al., 2010).

La denominación que se aplica a estos sistemas de tratamiento es la de “*humedales artificiales*”, en oposición a la denominación “*humedales naturales*”, en los que el hombre no ha influido en su construcción.

Estos *humedales artificiales* suelen ser lagunas, tanques o canales poco profundos (<1m) donde crecen plantas acuáticas emergentes entre las que se encuentran: *juncos, eneas y espadañas*. Dichas plantas proporcionan un espacio para el crecimiento de los microorganismos y permiten la filtración y adsorción de los contaminantes presentes en el agua residual, además de inhibir el crecimiento de las algas y favorecer la formación de zonas aerobias alrededor de sus raíces debido a las características de estas de trastocar el oxígeno desde las hojas hasta las raíces.

Los contaminantes presentes en las aguas residuales de estos sistemas, son removidos por una serie de procesos *físicos, químicos y biológicos* que se efectúan en el ambiente natural sin aportación de energía. Entre estos procesos se encuentran la sedimentación, la adsorción a las partículas del suelo, la asimilación por parte de las plantas y la transformación microbiana. (Watson et al., 1989).

Tal como hemos indicado anteriormente, estos sistemas no disponen de aportación de energía externa y es por ello que las reacciones se realizan a velocidades ambientales. Esto implica que el tiempo de retención hidráulico suele llegar a ser hasta 100 veces superior a un sistema convencional de tratamiento de aguas.

Pero como contraprestación al inconveniente anterior, los sistemas naturales de tratamiento tienen la ventaja que son totalmente respetuosos e integrados en el medio ambiente, su coste de instalación es muy inferior y el mantenimiento es más sencillo, con bajo coste y nulo o reducido consumo de energía.

### 2.1.1 TIPOS DE HUMEDALES

Existen dos tipos de humedales artificiales desarrollados para el tratamiento del agua residual dependiendo de la circulación, sea libre o subterránea: Sistemas de Flujo Libre (*en inglés, FreeWaterSurfaceWetlands, FWS*) y sistemas de Flujo Subsuperficial (*en inglés, Sub-SurfaceFlowWetlands, SSF*).

#### 2.1.1.1 Humedales de flujo Superficial o Libre (FWS)

Los humedales con flujo libre son estanques o canales que contiene una capa de agua no muy profunda, generalmente de unos 40 cm en los que la superficie del agua se encuentra expuesta a la atmósfera y las plantas emergentes están enraizadas sobre una capa de suelo generalmente impermeabilizado, para evitar la infiltración al manto freático. Las aguas residuales aplicadas a estos sistemas usualmente son pretratadas y la depuración de las mismas se logra al circular el agua a través de los tallos y raíces de las plantas, por lo que su potencial de eliminación se ve fuertemente restringido.

Los sistemas FWS se configuran con una apariencia similar a los humedales naturales y el flujo de agua es horizontal superficial.

Los sistemas de flujo libre también se pueden diseñar con el objetivo de crear nuevos hábitats para la fauna y la flora o para mejorar la calidad de humedales naturales próximos.

En la Figura 1 se muestra un esquema de los principales componentes de un humedal de flujo libre.

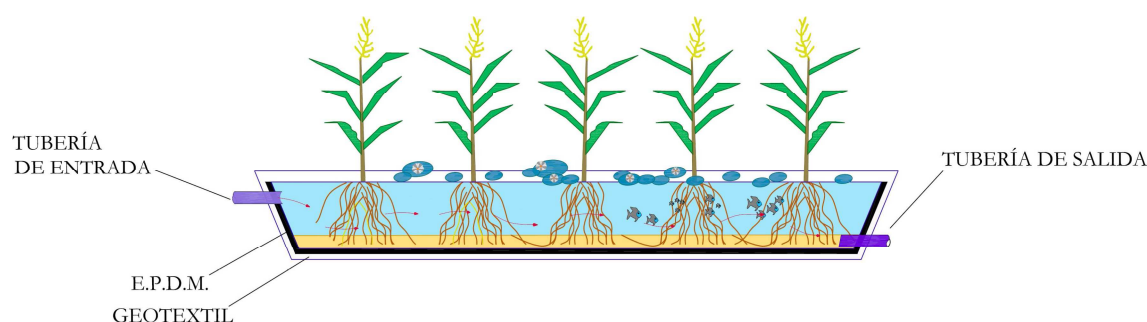


Figura 1: Esquema de un humedal superficial o libre. (D. Sánchez Font, 2011).

#### 2.1.1.2 Humedales de flujo Subsuperficial (SSF)

Los humedales con flujo subsuperficial, son estanques o canales con el fondo generalmente impermeable sobre el cual se coloca un medio poroso que puede ser suelo, arena o grava en el que se siembra las plantas emergentes. Las aguas residuales aplicadas a estos sistemas son generalmente pretratadas.

Este tipo de humedales pueden ser contruidos con *flujo horizontal subsuperficial*, en el que el medio poroso se mantiene saturado por el agua, o con *flujo vertical* en el que el medio poroso no se encuentra saturado debido a que el agua se aplica usualmente sobre la superficie del lecho a intervalos de tiempo, lo que permite que el agua se filtre a través del medio, de forma similar a lo que sucede en un filtro de arena intermitente.

## Flujo Horizontal

El medio granular es el principal elemento de un humedal de flujo subsuperficial que lo diferencia del humedal de flujo libre. En él, se da la sedimentación de los materiales en suspensión, degradándose la materia orgánica. Los nutrientes se transforman y asimilan mientras que los agentes patógenos se neutralizan gracias a la biopelícula que se crea en la superficie del sustrato.

El lecho de grava ofrece al humedal una mayor tasa de reacción que permite conseguir los mismos rendimientos con un área menor. Aunque el área requerida sea menor que un sistema FWS, se ha de tener en cuenta el coste derivado por el material granular.

Un sistema será más económico que el otro dependiendo del precio del suelo, del tipo de impermeabilización utilizado y la disponibilidad del material granular.

En la Figura 2 se muestra un esquema de los principales componentes de un humedal de flujo subsuperficial horizontal.

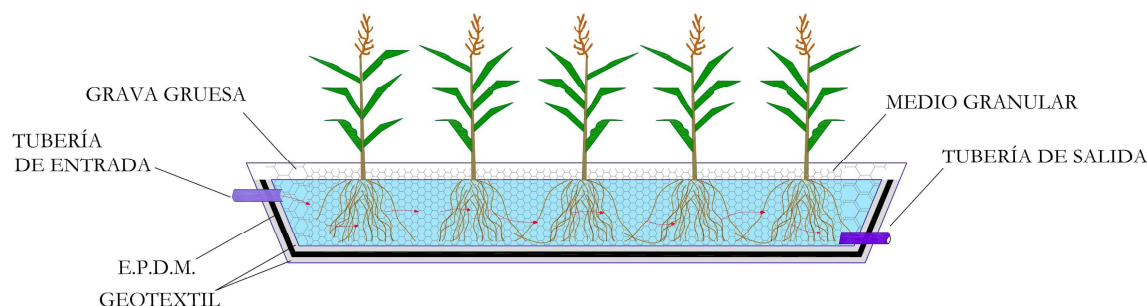


Figura 2: Esquema de un humedal subsuperficial horizontal. ( D. Sánchez Font, 2011).

El nivel del agua debe permanecer siempre entre el material granular con lo que se evitan posibles problemas de olores e insectos, puede oscilar entre 0,3 y 0,9m aproximadamente y con una carga de 6g DBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup> (García, J. et al., 2008). Además, esta capa presta mayor protección térmica evitando así problemas de congelación en climas fríos.

## Flujo Vertical

Esta tipología de humedales se desarrolla como alternativa a los humedales horizontales para producir efluentes nitrificados (Cooper et al., 2005). En general los sistemas verticales se combinan con horizontales para que se sucedan de forma

progresiva los procesos de nitrificación y desnitrificación y de esta manera eliminar el nitrógeno.

La circulación del agua es de tipo vertical y de forma intermitente, de manera que el medio granular no está permanentemente inundado. La profundidad del medio granular varía entre 0,5 y 0,8m con cargas de aproximadamente 20 g DBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup> (García, J. et al., 2004).

Los sistemas verticales tienen una mayor capacidad de tratamiento que los horizontales ya que requieren de una menor superficie para tratar una misma carga orgánica, también son más susceptibles al fenómeno de la colmatación.

Un esquema de estos sistemas se encuentra en la Figura 3.

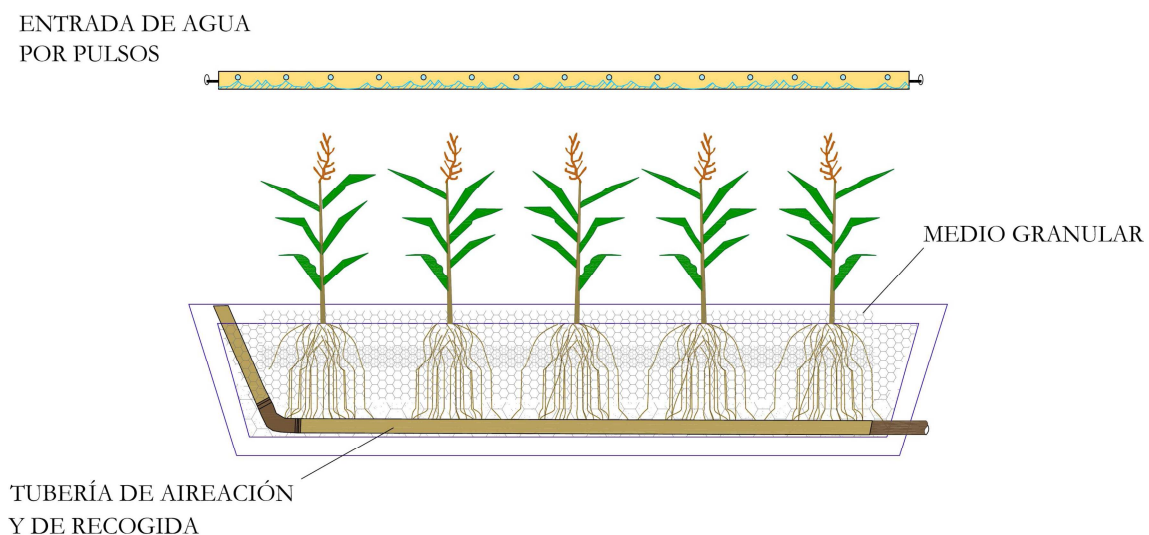


Figura 3: Esquema de un humedal subsuperficial vertical. (D. Sánchez Font, 2011).

En cuanto al medio granular debe ser limpio, duro, durable y capaz de mantener su forma a largo plazo como en los sistemas horizontales. Los humedales verticales son de tipo heterogéneo ya que se disponen tres capas horizontales con distinta granulometría, la cual aumenta con la profundidad del lecho y así poder evitar que el paso del agua sea excesivamente rápido ni lento.

Estos humedales constan de tuberías de aireación, para airear el lecho en profundidad y mejorar así los procesos tanto de degradación aeróbica como de nitrificación.

### Comparación entre humedales de Flujo Superficial y Flujo Subssuperficial

La diferencia primordial entre ambos sistemas se centra que en los humedales de *flujo superficial* el agua está en lámina libre mientras que en los de *flujo subsuperficial* el nivel de agua se encuentra bajo un sustrato (Kadlec et al. 2000). No obstante, hay otras muchas diferencias que detallamos a continuación.

La depuración del agua residual se lleva a cabo fundamentalmente por la presencia de una población microbiana adherida a la superficie de las plantas en contacto con el agua residual.

En el caso del flujo subsuperficial se le suma además los microorganismos adheridos al medio granular y debido a que brinda mayor área superficial para el crecimiento de los microorganismos, la velocidad de degradación es mayor y admiten mayor carga orgánica que en los de flujo superficial.

Asimismo, debido a que el agua en estos sistemas fluye por debajo de la superficie desaparece el riesgo de desarrollo de insectos y malos olores. También proporciona protección térmica lo que hace que estos sistemas puedan ser utilizados en lugares donde se produzcan grandes heladas, como en países nórdicos. (Reed et al., 1995; Wittgren and Maehlum, 1997).

Sin embargo, a pesar de todas las ventajas expuestas hay que señalar que los humedales con flujo subsuperficial tienen como desventajas el mayor coste en su construcción debido al material granular utilizado, así como su traslado y colocación.

## 2.2 VIAS DE DEGRADACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA

Los humedales de flujo subsuperficial pueden eliminar la materia orgánica y los contaminantes presentes en el agua residual como la materia en suspensión (MES), el nitrógeno y el fosforo entre otros.

Para llegar a tal fin, existen diferentes procesos físicos, químicos y biológicos que participan en la eliminación de los contaminantes tal y como se detalla en la siguiente Figura 4.

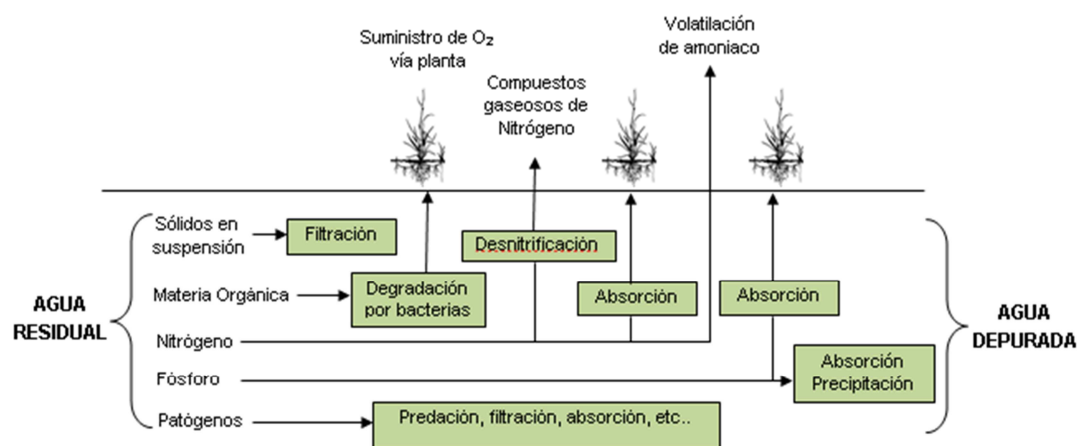


Figura 4: Procesos de depuración de aguas residuales urbanas (adaptación Corzo, 2004).

A continuación se describen los principales mecanismos de eliminación:

### **Materia en suspensión**

Los sólidos presentes en las aguas residuales se pueden dividir en *sólidos sedimentables*, *sólidos disueltos* y *sólidos en suspensión*, siendo la suma de todos ellos la cantidad de sólidos totales.

Los sólidos sedimentables están formados por partículas más densas que el agua, que se mantienen dispersas dentro de ella gracias a la fuerza causada por el movimiento o por la turbulencia de la corriente. Al cesar dichas fuerzas, precipitan en el fondo.

Los sólidos disueltos son iones de sales minerales que el agua ha conseguido disolver a su paso. Están relacionados directamente con la conductividad del agua ya que un aumento de estos iones aumenta la capacidad conductiva.

Los sólidos suspendidos o más comúnmente llamados materia en suspensión (MES), están formado por partículas que se mantienen dispersas en el agua en virtud de su naturaleza coloidal. Estos sólidos no sedimentan cuando el agua llega al estado de reposo tal como ocurre con los sólidos sedimentables.

La MES se puede definir como la fracción de la materia sólida que queda retenida en un filtro de fibra de vidrio de características concretas, tamaño de poro de 0,2  $\mu\text{m}$  o inferior. (Chico, 2002).

La eliminación de MES del agua residual de un humedal de flujo subsuperficial, se produce a través de la filtración del medio granular. Los mecanismos que tienen lugar son *la adsorción*, que es el proceso de equilibrio consistente en la adhesión de moléculas de un material, encima de la superficie de otro adsorbente, *la hidrólisis* y los mecanismos propios de la filtración.

Hay que tener en cuenta que en los humedales también se puede producir MES debido a:

- La descomposición de los rizomas y las raíces existentes en las zonas subterráneas.
- La descomposición de materia orgánica depositada en la superficie como hojas.
- La descomposición de algas, hongos y bacterias existentes en el medio.

La mayor parte de la eliminación de MES se lleva a cabo en los primeros metros del humedal y la concentración de sólidos va disminuyendo de forma exponencial a medida que se recorre el humedal.

El rendimiento de eliminación de la MES en los humedales de flujo subsuperficial oscila entre 85-95% y depende de la composición del agua residual y las condiciones de funcionamiento del humedal (Piriz, 2000).

Según informes de la USEPA (2000), la carga máxima de MES que llega al humedal no debe ser superior a los 20g de MES/m<sup>2</sup>·d para evitar la colmatación y asegurar un buen funcionamiento del sistema. (Corzo et al. 2004).

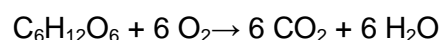
Además la DBO ha de ser similar a la MES, que a lo sumo puede ser de 6g de MES/m<sup>2</sup>·d (García et al. 2004).

### **Materia orgánica**

El principal objetivo de los sistemas de depuración de aguas residuales es la eliminación de la mayor concentración posible de materia orgánica (MO). La materia orgánica presente en el agua residual se puede dividir en *materia orgánica disuelta* (MOD) definida como el material que pasa a través de un filtro con tamaño de poro de 0,2 ó 0,45 µm y en *materia orgánica particulada* (MOP) que es la que queda retenida en el filtro.

Los mecanismos de degradación de la MOD se producen gracias a una biopelícula adherida al sustrato mediante procesos aeróbicos y anaeróbico. El predominio de estas reacciones bioquímicas respecto a las otras depende de factores ambientales como la composición del agua residual, la profundidad del lecho y de la temperatura.

La degradación aeróbica se produce por la acción de bacterias aeróbicas heterótrofas. Así pues, un aporte insuficiente de oxígeno hace decaer rápidamente el crecimiento del grupo de bacterias mediante la reacción genérica siguiente (Aguirre et al. 2004):



La reacción anaeróbica se lleva a cabo en diferentes etapas y en las zonas donde hay ausencia de oxígeno disuelto del humedal. El proceso lo realizan bacterias heterótrofas de tipo anaeróbico. En la primera etapa, las moléculas complejas se transforman a través de la fermentación en compuestos sencillos intermedios como:

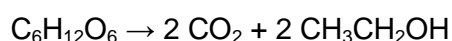
- *Ácidoacético:*



- *Ácidoláctico:*



- *Etanol:*

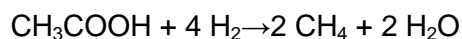
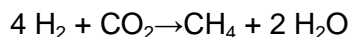


- y gases como el CO<sub>2</sub> y el H<sub>2</sub>.

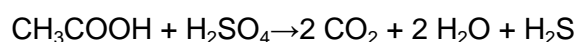


En la segunda etapa, otro grupo de bacterias degradan los productos obtenidos anteriormente a través de la fermentación para continuar así con el proceso. En función del sustrato existente pueden darse varios procesos:

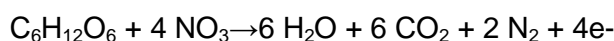
- *Metanogénesis:*



- *Sulfatoreducción:*



- *Desnitrificación:*



Las bacterias aeróbicas son más eficientes que las anaeróbicas ya que obtienen con un mismo sustrato más energía. El oxígeno necesario para la respiración aeróbica procede de la transferencia directa del aire o del transporte convectivo que realizan las plantas. Así pues, el transporte convectivo es menos eficaz debido a que gran parte del oxígeno transportado lo utilizan las plantas para su consumo propio (Brix et al. 1993).

Podemos concluir que la eliminación de la materia orgánica en humedales superficiales se produce principalmente por la *desnitrificación* seguida de la *sulfatoreducción*, mientras que en humedales profundos actúa principalmente la sulfatoreducción. (Sánchez Font et al. 2011).

La eliminación de la materia orgánica en humedales artificiales se evalúa mediante la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y la demanda química de oxígeno (DQO) que puede alcanzar rendimientos entre el 75 - 95%, obteniendo fácilmente concentraciones en el efluente de 20 mg/l para la DBO y 60 mg/l para la DQO. (García et al. 2004).

## Nitrógeno

En aguas residuales el nitrógeno se lo podemos encontrar básicamente en forma de *nitrógeno orgánico*, *nitrógeno amoniacal* ( $\text{NH}_4^+$ ) y de una manera significativa en *nitrógeno oxidado* (nitratos  $\text{NO}_3^-$  y nitritos  $\text{NO}_2^-$ ). (de la Peña, et al. 2012).

El *nitrógeno orgánico* está vinculado a la materia en suspensión presente en el agua residual, con lo que su eliminación se realiza por filtración. En cambio el *nitrógeno amoniacal* se descompone mediante adsorción y una posterior nitrificación biológica.

El mecanismo de eliminación más importante y con mayor rendimiento es de tipo microbiano y está basado en la *nitrificación* y en la *desnitrificación*.

- *Nitrificación:*

Consiste en un proceso que se realiza en dos fases, en la primera el amonio se transforma en nitritos a través de unas bacterias conocidas como *nitrosomonas* y en la segunda fase el nitrito se convierte en nitrato mediante bacterias *nitrobacter*. Tal como se ha observado en estudios previos, la nitrificación sucede en la zona aerobia y necesita aproximadamente 4.6 mg/O<sub>2</sub> para transformar 1 mg de amonio a nitrato. (García y Corzo, 2008).



- *Desnitrificación:*

Tal como sucede en la nitrificación, la desnitrificación es un proceso que se realiza en dos fases. Inicialmente el nitrato se transforma en nitrito y seguidamente el nitrito se transforma en amoníaco, óxido nitroso y nitrógeno. Para ello son necesarias bacterias heterótrofas y una fuente de carbón orgánico, condiciones que se dan en los humedales de flujo subsuperficial.



Existen otros mecanismos de eliminación que se pueden dar como la *volatilización*, la *adsorción* del amonio y la *asimilación* realizada por las plantas.

## Fosforo

El fósforo se encuentra en el agua residual como *fósforo orgánico* (insoluble, transformable a fosfato soluble por fermentación o hidrolisis) y *ortofosfato* (soluble, forma estable en soluciones acuosas diluidas como el agua residual).

La eliminación del fósforo se puede realizar mediante dos mecanismos, *bióticos* y *abióticos*.

Los procesos bióticos comprenden la asimilación por parte de las plantas y los microorganismos y también la mineralización del resto de plantas y del fósforo orgánico. Dichos procesos se llevan a cabo a corto plazo, cuando la vegetación y los microorganismos mueren, aportando fósforo al medio.

Los procesos abióticos, comprenden la sedimentación y la absorción por el suelo y los intercambios entre el suelo y el agua residual que circula. Estos procesos son a largo plazo, los cuales dependen principalmente del estado físico del suelo.

La eliminación del fosforo en los humedales de flujo subsuperficial es compleja, debido a la escasa movilidad de sus compuestos, siendo la eliminación más habitual entre un 30 y 40% del fósforo inicial (Píriz et al., 2000).

## 2.3 LA COLMATACIÓN EN HUMEDALES

Aunque los humedales son diseñados para un uso prolongado, la colmatación es la principal causa por la cual la vida útil del humedal puede verse reducida. Así mismo, un mal diseño o una mala gestión del sistema también pueden disminuirla a unos pocos años.

La colmatación es la pérdida progresiva de las características hidráulicas que inicialmente dispone el medio filtrante, causando con ello una reducción en la capacidad de depuración del humedal.

Este fenómeno se traduce en una acumulación de sólidos de diferente naturaleza en los espacios intersticiales del medio filtrante, provocando la disminución de la *porosidad y conductividad hidráulica*. Como resultado, se produce la aparición de agua en superficie ocasionando un encharcamiento extensivo. (Pedescoll, et al., 2010).

Por otro lado, es complicado prever cuando un humedal llega a la situación de colapso dado que intervienen numerosos factores.

### 2.3.1 CAUSAS DE LA COLMATACIÓN

La principal causa por la cual se colmata un humedal tal como hemos indicado anteriormente es la acumulación de sólidos dentro de los espacios intersticiales del medio granular.

No obstante, hay otros muchos factores que pueden colmatar un humedal como por ejemplo el crecimiento de *biofilm* alrededor del medio granular, la penetración de las *raíces y los rizomas*, la *precipitación y sedimentación* del carbonato de calcio a un pH bajo y la disolución del calcio en la grava calcárea y su consecuente reacción con el silicio presente en el agua residual. (Brix, 1997; Tanner et al., 1998; García et al, 2007).

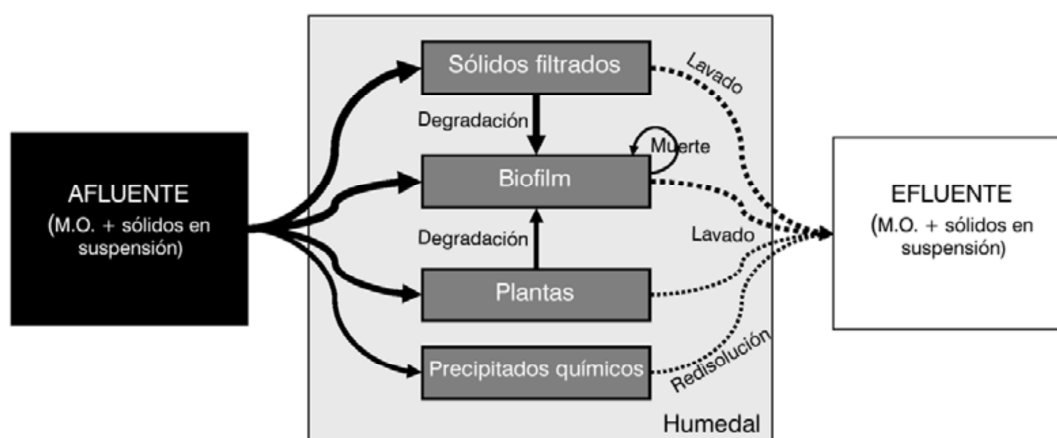


Figura 5: Procesos que conducen a la acumulación de sólidos en un humedal subsuperficial. (Pedescoll, et al., 2010).

## **Sólidos en suspensión**

La materia en suspensión contenida en el agua residual es el principal factor de contribución externa a la colmatación. Estos sólidos se acumulan en el lecho por filtración a través de la grava y de las raíces de las plantas (adhesión y sedimentación).

El afluyente de entrada a un humedal contiene tanto sólidos orgánicos como inorgánicos, lo que determina la biodegradabilidad de la fracción particulada del agua. La importancia de la biodegradabilidad de estos sólidos radica en que cuanto más biodegradables sean más fácilmente se podrán eliminar del lecho. (Pedescoll, et al., 2010).

## **Crecimiento de biofilm**

Este factor de contribución interno, es más determinante en la zona de entrada del humedal a causa de la mayor carga orgánica disponible. Los microorganismos que crecen gracias a esta materia orgánica se agrupan formando una biopelícula.

El crecimiento de dicha biopelícula depende en gran medida de la calidad de la materia orgánica y se ve favorecido en ambientes aeróbicos (Chazarenc et al., 2009), factor a tener en cuenta en humedales horizontales muy someros, en los que el potencial redox es claramente mayor que en aquellos más profundos (García et al., 2003).

## **Crecimiento de raíces y rizomas**

El problema que acarrea el crecimiento de las raíces y rizomas no es nada despreciable ya que se crea una resistencia al paso del agua y el establecimiento de caminos preferenciales del flujo nada deseables.

Ciertos estudios encontraron tiempos de retención hidráulica mayores en humedales de flujo vertical plantados que en lechos sin plantar, que atribuían a la retención de agua en la parte más superficial. (Chazarenc et al. 2007).

Por otro lado, la descomposición de las plantas produce la deposición de detritos en el interior del lecho así como la deposición de materia orgánica en superficie.

Todo esto causa el desarrollo de una capa impermeable de sólidos en la superficie del lecho que impide la infiltración del agua.

En algunos casos la contribución de estas deposiciones de materia orgánica puede llegar a ser más importante que la contribución externa por parte de los sólidos en suspensión del agua residual (Tanner and Sukias, 1995; Tanner et al., 1998).

## **Precipitación química**

Este factor depende en gran medida de la composición del agua residual y de las condiciones del lecho. Se puede dar la circunstancia de la combinación de sustancias

que generan compuestos insolubles que precipitan y pasan a formar parte del lodo del humedal.

### 2.3.2 EFECTOS DE LA COLMATACIÓN

El efecto más grave e importante que ocasiona el fenómeno de la colmatación es la inundación del humedal. Éste, suele iniciarse en la zona de entrada de aguas ya que es donde se genera principalmente la retención de sólidos en suspensión. Esta retención está muy relacionada con la configuración de la entrada, pero otros factores como el diseño, la construcción y la operación de los humedales también pueden alterarla.

En los humedales de flujo horizontal podemos diferenciar dos avances característicos de la colmatación, según la forma de alimentarlo.

En los *humedales alimentados superficialmente* (configuración típica en España) la colmatación se desarrolla en la parte superior de la entrada del lecho. Esto impide la infiltración del agua provocando el flujo superficial del agua hasta alcanzar zonas del lecho menos colmatadas, Figura 6. (Pedescoll et al., 2010).

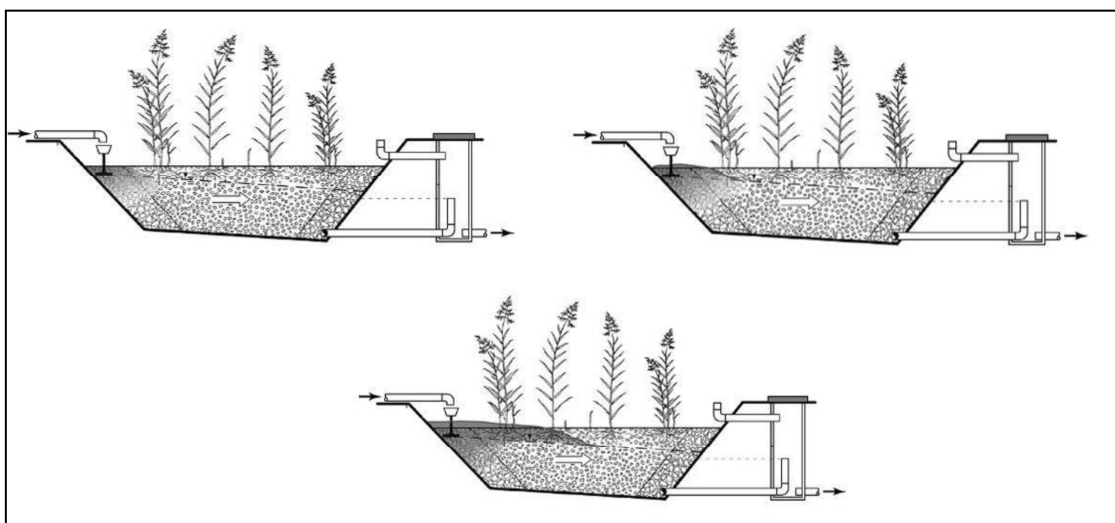


Figura 6: Desarrollo de la colmatación en un humedal de flujo horizontal con alimentación superficial (adaptado de Pedescoll et al., 2010).

Por otro lado, los *humedales alimentados subsuperficialmente* (configuración típica en Estados Unidos) reciben el agua por tuberías unos centímetros por debajo de la superficie, con lo que el patrón de colmatación varía al menos en los inicios del tratamiento tal como se muestra en la Figura 7.

En este caso la colmatación se desarrolla subsuperficialmente y alrededor de la tubería de distribución (Wallace and Knight, 2006; Chazarenc et al., 2007). La

obstrucción de esta zona obliga al agua a emerger a la superficie para volverse a infiltrar más adelante como ocurría con los humedales con carga superficial. Aunque a la larga ambos sistemas presentan el mismo aspecto, la carga subsuperficial parece retrasar la aparición de charcos. (Pedescoll et al., 2010).

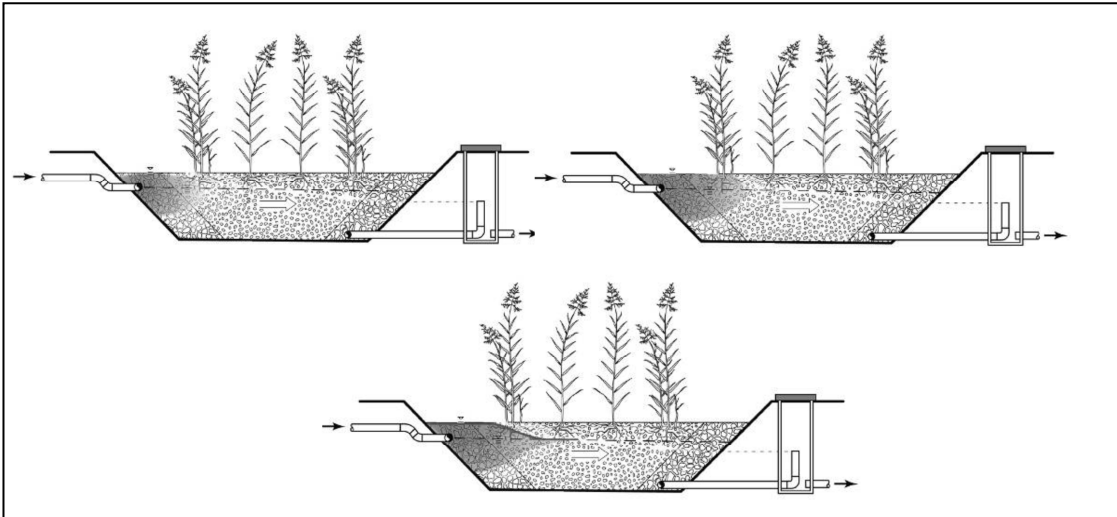


Figura 7: Desarrollo de la colmatación en un humedal de flujo horizontal con alimentación subsuperficial (adaptado de Pedescoll et al., 2010).

### 2.3.3 INDICADORES DE LA COLMATACIÓN

Es complicado prever cuando un humedal llega a la situación de colapso, aun así hay diferentes indicadores como la *acumulación de sólidos*, la *permeabilidad* o *conductividad hidráulica* y la *porosidad* que permiten evaluar el nivel de colmatación del sistema.

La acumulación de sólidos es un indicador indirecto que nos da una aproximación del grado de colmatación ya que la naturaleza de los sólidos parecen estar relacionada con las características del lodo que causa la colmatación (Pedescoll, et al., 2010).

Tal como hemos indicado anteriormente, la acumulación de sólidos se da en gran medida en la zona de entrada del sistema y a su vez el crecimiento del biofilm genera la formación del lodo gelatinoso capaz de retener el agua. Esto causa que se reduzca la porosidad drenable y la conductividad hidráulica (Kadlec and Watson, 1993; Platzer and Mauch, 1997; Suliman et al., 2006a).

La conductividad hidráulica o permeabilidad (Ley de Darcy), es una medida indirecta que representa la mayor o menor facilidad con la que el medio deja pasar el agua a través de él. Así pues, cuanto menor sea la conductividad mayor será la resistencia que ofrece el medio y por tanto mayor será la colmatación.

La deposición de los sólidos en suspensión, el crecimiento del biofilm y el crecimiento de las plantas pueden reducir la porosidad inicial del lecho en más de un 50% (Suliman et al., 2006a; Kadlec and Watson, 1993).

Estos sólidos junto al lodo ya acumulado pueden formar mantos que den cohesión al medio granular y por tanto reducir los espacios intersticiales y a su vez reducir la porosidad.

#### **2.3.4 SOLUCIONES PARA ATENUAR LA COLMATACIÓN**

Existen varias alternativas para combatir la colmatación y así poder restaurar la capacidad depurativa del sistema. Dichas alternativas se pueden clasificar en dos grupos: *Métodos invasivos* y *Métodos no invasivos*.

Los *métodos invasivos* requieren una interrupción de la operativa del sistema y se basan en la extracción y reposición de la grava (total o parcialmente) o en la extracción y lavado de la grava (Cooper et al., 2005; WallaceandKnight, 2006; Murphy and Cooper, 2009).

La extracción de la grava colmatada y su posterior reposición con grava nueva es la propuesta más utilizada actualmente aun siendo la alternativa más costosa. El coste para la operación depende de las características del humedal y de la nueva grava a utilizar (calidad, cantidad y transporte).

El material filtrante renovado suele ser de un tamaño superior al anterior para evitar que colmate rápidamente. Sin embargo, hay que tener en cuenta que si la sustitución no es total, pueden producirse caminos preferenciales y cortocircuitos en el flujo del agua (Knowles and Davies, 2009).

La extracción y el lavado de la grava es una técnica de reciente aplicación a raíz del desarrollo de maquinaria que permite lavar la grava colmatada para luego devolverla al lecho. Esto permite la reutilización de la grava y se evita el coste de adquisición y transporte de la nueva grava

Por otro lado, la aplicación de *métodos no invasivos* no implica tal interrupción. Entre ellos cabe destacarla fluidización de lodos y la extracción por bombeo, la adición de agentes microbianos comerciales o la aplicación de agentes oxidantes fuertes, como el peróxido de hidrógeno (Behrendset al., 2006; Nivala and Rousseau, 2009).

#### **2.4 TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES**

Las aguas residuales (AR) tanto urbanas como industriales, son inadecuadas para verterse de forma directa en el medio natural por su alto contenido en materia en suspensión y en demanda de oxígeno.

Por ello, se requiere la aplicación de métodos de tratamiento primario con la finalidad de eliminar o rebajar la MES y de métodos secundarios, con la finalidad de eliminar la

carga orgánica. Para este trabajo nos centraremos únicamente en el estudio de los tratamientos primarios.

Existen otros contaminantes presentes en AR como nutrientes (Nitrógeno y Fósforo) que incluye distintos tipos de microorganismos patógenos. La eliminación y desinfección se lleva a cabo mediante métodos denominados terciarios.

La Directiva Europea sobre tratamiento de aguas residuales urbanas (DIR 91/271/CE) que establece los criterios de tratamiento según la sensibilidad del área de vertido y la magnitud del mismo tal como se muestra en las siguientes tablas:

*Tabla 2.4.1: Requisitos para vertidos procedentes de EDAR mediante tratamiento primario, zonas menos sensibles.*

Parámetros	Porcentaje mínimo de reducción (a)
DBO <sub>5</sub>	20 %
Total sólidos en suspensión	50 %

(a) Reducción relacionada con la carga del caudal de entrada.

*Tabla 2.4.2: Requisitos para vertidos procedentes de EDAR mediante tratamiento secundario en condiciones generales.*

Parámetros	Concentración	Porcentaje mínimo de reducción (b)
DBO <sub>5</sub> (c) (a 20° C sin nitrificación)	25 mg/L O <sub>2</sub>	70-90 %
DQO	125 mg/L O <sub>2</sub>	75 %
Total sólidos en suspensión	35 mg/L (d)	90 % (d)

(a) O proceso equivalente. Se aplicará el valor de concentración o el porcentaje de reducción.

(b) Reducción relacionada con la carga del caudal de entrada.

(c) Este parámetro puede sustituirse por otro: carbono orgánico total (COT) o demanda total de oxígeno (DTO), si puede establecerse una correlación entre la DBO<sub>5</sub> y el parámetro sustituto.

(d) 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 en suspensión en las muestras de agua sin filtrar no deberá superar los 150 mg/L.

Las dos grandes alternativas de depuración biológica de AR y residuos orgánicos son los tratamientos aerobios y anaerobios.

### **2.4.1 TRATAMIENTO AEROBIO**

En el tratamiento aerobio un determinado grupo de microorganismos presentes en el agua, principalmente bacterias y protozoos, convierten con ayuda de oxígeno la materia orgánica e inorgánica disuelta, suspendida y coloidal, en dióxido de carbono, lodo y agua.



La unión de materia orgánica, bacterias y sustancias minerales, forman flóculos y el conjunto de flóculos es lo que conocemos como fango biológico.

En este tipo de tratamiento, se llevan a cabo procesos catabólicos oxidativos que requieren la presencia de un oxidante de la materia orgánica y que normalmente no está en las aguas residuales, con lo que es necesario introducirlo artificialmente. La forma más conveniente de introducirlo es por la disolución del oxígeno de la atmósfera, utilizando la aireación mecánica, lo que implica altos costes operacionales del sistema de tratamiento (Díaz-Báez M.; Rodríguez Jenny A. et al. 2002).

La mayor parte de la DQO de la materia orgánica es transformada en lodo, lo que implica que un alto contenido de material presente en el lodo deba tratarse y estabilizarse.

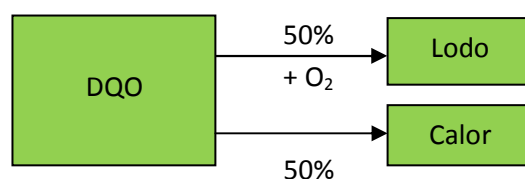


Figura 8: Balance aerobio de la materia orgánica.

El metabolismo aerobio es sumamente eficiente en la degradación del material orgánico, por lo que la eficiencia del tratamiento de las aguas residuales es superior al 95% en términos de DBO.

Concluyendo, el objetivo que persigue este tratamiento es la transformación de la materia orgánica, la coagulación y eliminación de los sólidos coloidales no sedimentables. En ciertos casos de aguas residuales urbanas, también se persigue la eliminación de Nitrógeno y de Fósforo. Por último, conseguimos además la disminución de los microorganismos patógenos y fecales que habitan en el agua residual.

Principalmente, existen dos tipos de tratamientos biológicos aerobios:

- Procesos de Cultivo en Suspensión (Fangos Activados).
- Procesos de Cultivo Fijo (Lechos Bacterianos).

#### **2.4.2 TRATAMIENTO ANAEROBIO**

Es un tratamiento que se basa en la digestión de la materia orgánica por parte de microorganismos anaerobios en ausencia de oxígeno y obteniendo como resultado de esta degradación metano, dióxido de carbono, sulfuro de hidrógeno, amoníaco, etc.

Dado que no hay oxidación, la DQO teórica del metano equivale a la gran parte de la DQO de la materia orgánica digerida (90 a 97%) y una mínima parte de la DQO es convertida en lodo (3 a 10%). En las reacciones bioquímicas que ocurren en la

digestión anaerobia, solo una pequeña parte de la energía libre es liberada, mientras que la mayor parte de esa energía permanece como energía química en el metano producido.

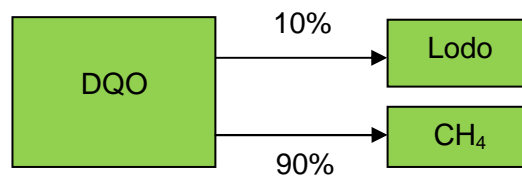


Figura 9: Balance anaerobio de la materia orgánica.

El tratamiento anaerobio se usó inicialmente para tratar lodos en depuradoras. El hecho de empezar a utilizarlo para tratar el agua residual fue debido a la creación de nuevos sistemas que se desarrollaron en los reactores anaerobios de media y de alta carga.

El tratamiento anaerobio de agua residual urbana ofrece importantes ventajas respecto al tratamiento aerobio. En general, en la tabla 2.4.3 podemos observar las ventajas e inconvenientes del tratamiento anaerobio (Lettinga et al., 1993; Schellinkhout, et al., 1993; ZeemanLettinga et al., 1999; Foresti, et al., 2001; Gi'zen et al. 2001; Lettinga et al., 2001):

Tabla 2.4.3: Ventajas e inconvenientes del tratamiento anaerobio.

Ventajas	Inconvenientes
<ul style="list-style-type: none"> <li>Ahorro en costes de operación, no se requiere energía para aireación. En cambio se produce energía en forma de metano.</li> <li>Soporta altas cargas orgánicas e hidráulicas. Lo que provoca que la tecnología utilizada sea más compacta y reducirá el volumen de las etapas de postratamiento.</li> <li>La producción de lodo es baja, además está bien estabilizado y es de fácil secado. Por lo que el lodo no requiere postratamientos costosos.</li> <li>Los nutrientes disponibles (N y P) son conservados, lo que proporciona un alto potencial en regadío y acuicultura.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Las bacterias anaerobias, en especial las metanogénicas son susceptibles de inhibición por un gran número de compuestos.</li> <li>Si no se cuenta con el lodo adaptado, el proceso de puesta en marcha es relativamente lento.</li> <li>El efluente procedente de la digestión anaerobia normalmente requiere de un adecuado post-tratamiento para cumplir los límites de vertido.</li> <li>Una cantidad considerable de biogás producido (metano y sulfuro de hidrógeno) permanece en el efluente, especialmente para aguas residuales de baja carga.</li> </ul>

### 2.4.2.1 Etapas del tratamiento anaerobio

Para que tenga lugar el proceso de la digestión anaerobia es necesaria la intervención de varios grupos de microorganismos bajo unas determinadas condiciones ambientales. Estos microorganismos actúan en una serie de etapas y reacciones muy específicas.

Se puede decir que la digestión anaerobia tiene lugar en cuatro etapas:

1. Etapa Hidrolítica: Inicialmente los componentes de alto peso molecular como proteínas y polisacáridos, son degradados en sustancias solubles de bajo peso molecular tales como aminoácidos y azúcares.
2. Etapa Acidogénica: A continuación, los compuestos orgánicos son convertidos en ácidos grasos bajando el pH del sistema.
3. Etapa Acetogénica: Posteriormente, estos ácidos de cadena larga (ácido propanoico, butanoico y otros) se degradan a ácido acético.
4. Etapa Metanogénica: Por último, el ácido acético se convierte en metano y dióxido de carbono. El metano también se puede producir a partir de hidrógeno y dióxido de carbono, así como también de metanol y metilaminas.

La Figura 10 muestra una representación esquemática, sugerida por Van Haandel (1994).

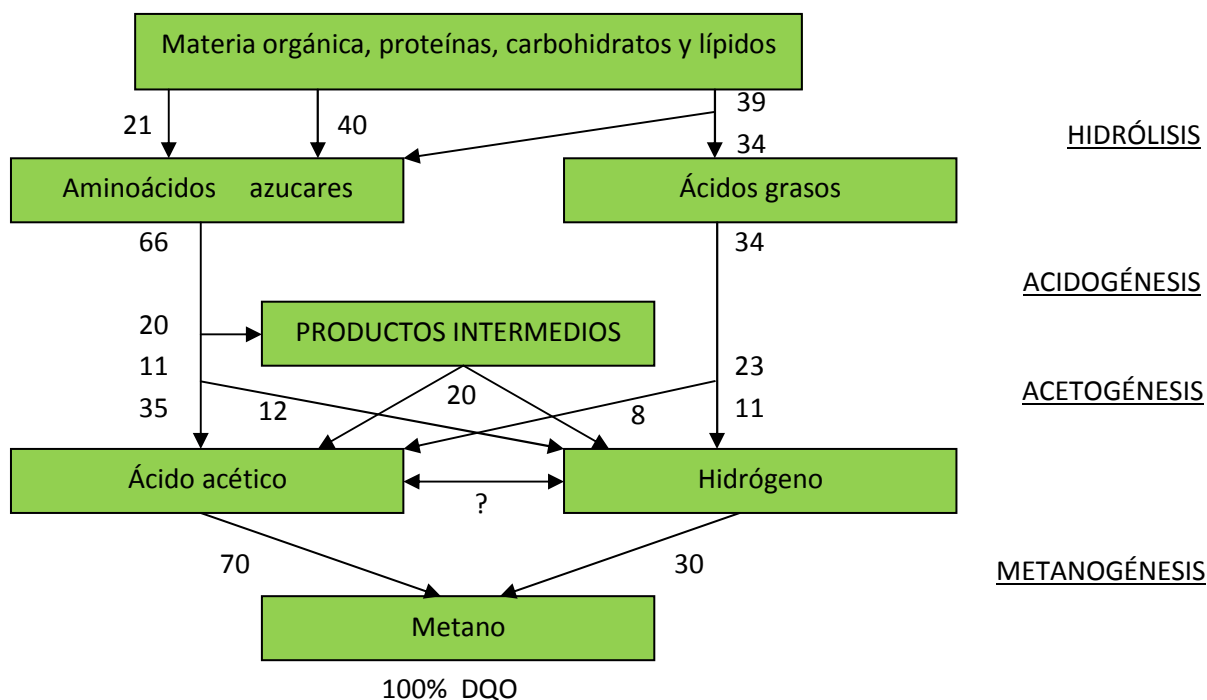


Figura 10: Etapas y reacciones en la digestión anaerobia (adaptación Bau, 2000).

- **Hidrolisis**

Este proceso convierte las moléculas orgánicas complejas (lípidos, proteínas e hidratos de carbono) en moléculas más sencillas de bajo peso molecular (celulosa, hemicelulasas, amilasas, lipasas y proteasas). Para ello se requiere la intervención de exoenzimas excretadas por las bacterias fermentativas. Estas bacterias son anaerobias estrictas o facultativas, éstas últimas eliminan pequeñas cantidades de oxígeno que pudieran entrar en la alimentación.

Las proteínas son degradadas a partir de polipéptidos a aminoácidos, los carbohidratos son transformados en azúcares solubles y los lípidos se convierten en ácidos grasos de cadena larga y glicerina. En los casos en que la temperatura sea inferior a 20°C, la tasa de hidrólisis puede limitar la tasa total de digestión anaerobia. Concluyendo, a bajas temperaturas la hidrólisis es la etapa limitante

- **Acidogénesis**

La fermentación acidogénica se desarrolla mediante un grupo diverso de bacterias, muchas de las cuales son estrictamente anaerobias. Sin embargo, algunas son facultativas y también pueden metabolizar la materia orgánica por oxidación. Esto es importante en los tratamientos anaerobios de aguas residuales urbanas, ya que el oxígeno es tóxico para los organismos estrictamente anaerobios tales como los metanogénicos.

Una vez realizada la acidogénesis se obtienen componentes orgánicos simples tales como ácidos grasos volátiles, alcoholes, ácidos lácteos, y componentes minerales tales como dióxido de carbono, hidrógeno, amonio y ácido sulfídrico (gas).

- **Acetogénesis**

En la acetogénesis los microorganismos que intervienen forman acetato a partir de los productos de ácidos orgánicos sintetizados en la etapa acidogénica.

Las bacterias acetogénicas productoras de H<sub>2</sub>, transforman los alcoholes, ácidos orgánicos volátiles y algunos aromáticos, en acetato, dióxido de carbono e hidrogeno.

Tal y como se muestra en la Figura 10, aproximadamente un 70 por ciento del DQO inicial presente en el afluente se convierte a ácido acético y el resto en hidrógeno, donde se concentra la capacidad de donante de electrones.

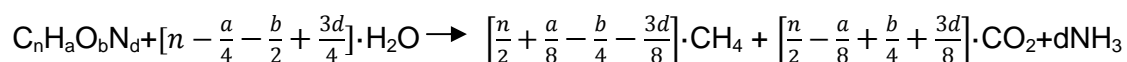
Para que las bacterias acetogénicas puedan desarrollarse y crecer, es necesario que existan otras que consuman el hidrogeno que ellas producen. Se han aislado algunas bacteria acetogénicas como las *Syntrophomonas wolfei* y *Syntrophobacter wolinii* y ambas eliminan hidrogeno (Álvarez J.A et al. 2003).

- **Metanogénesis**

Las bacterias metanogénicas utilizan un número muy limitado de sustrato (acetato y la mezcla de dióxido de carbono e hidrogeno) de la anterior etapa. En menor medida también utilizan formiato, metanol y metilaminas.

La producción de metano depende básicamente del estado de oxidación del carbono en la materia orgánica. Las bacterias productoras de metano a partir de hidrógeno y dióxido de carbón crecen más rápidamente que las que utilizan acetato (Henzen et al., 1983), así que la tasa de metanogénesis acetotrófica es usualmente la limitante del proceso global.

Si la composición del sustrato es conocida y es convertida en su totalidad a CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub>, la producción teórica de metano puede calcularse con la siguiente ecuación (Álvarez J.A et al. 2003):



El biogás obtenido en la práctica contiene mucho menos CO<sub>2</sub> que el calculado con la ecuación, debido a la alta solubilidad del CO<sub>2</sub> en el agua.

Las bacterias metanogénicas que producen metano a partir de hidrogeno y dióxido de carbono se denominan hidrogenófilas. La velocidad de crecimiento de estas bacterias es muy alta, tienen un tiempo de doblaje de 6 horas. Por otro lado las bacterias acetoclásticas tienen una velocidad de crecimiento muy baja, aproximadamente tienen un tiempo de doblaje de 2-3 días.

El 70% del metano producido, procede de la transformación mediante acetoclastas (Henze y Harremöes et al. 1983), al ser un proceso muy lento, con lo cual en la mayoría de los casos es la etapa limitante.

#### 2.4.2.2 Parámetros que afectan al proceso anaeróbico

Dada la gran diversidad de microorganismos que intervienen en el proceso anaerobio, existen bastantes parámetros que afectan en el comportamiento de cada grupo microbiano. Para facilitar la tarea, es conveniente realizar una optimización de cada una de las etapas que se llevan a cabo, aunque esta optimización es en la mayoría de las ocasiones una tarea difícil de realizar.

Los parámetros dependerán de las condiciones medioambientales y las características de la propia agua residual.

El tratamiento anaerobio tiene un efecto limitado en ciertos contaminantes presentes en las aguas residuales, tales como nutrientes (nitrógeno y fósforo), bacterias fecales,

y también puede verse afectado por cambios bruscos de pH, alcalinidad y potencial redox.

Los parámetros más importantes los resumimos a continuación:

- **Temperatura**

La temperatura influye directamente en la actividad de los microorganismos, a medida que aumenta la temperatura aumenta la actividad y por tanto la velocidad del proceso.

En la digestión anaerobia se distinguen tres rangos de operación en relación a la temperatura:

- Rango psicrófilo (5-20°C).
- Rango mesófilo (20-40°C).
- Rango termófilo (45-70°C).

El rango más experimentado es el rango mesófilo, que es el que ofrece mejor equilibrio gasto/tratamiento para efluentes de media y alta carga. Por otro lado, se trabaja en rango termófilo en el caso de efluentes de elevada temperatura, más de 50°C.

La influencia de la temperatura tanto en la tasa como en la extensión de la digestión anaerobia ha sido objeto de varios estudios por parte de autores que evaluaron datos disponibles (Henzen *et al.* 1983).

En la Figura 11 se muestra una gráfica del estudio llevado a cabo y del cual se pueden extraer varias conclusiones: El rango óptimo se encuentra entre los 30 y 40°C y a temperaturas inferiores a las del rango óptimo la tasa de digestión disminuye aproximadamente un 11% por cada °C de disminución de temperatura.

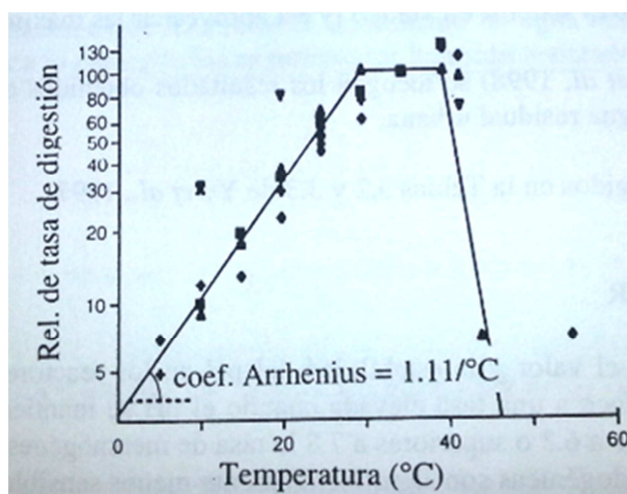


Figura 11: Influencia de la temperatura en la tasa de digestión anaerobia, rango mesófilo (Bau *et al.* 2000)

o en función de la expresión de Arrhenius:

$$r_t = r_{30} (1,11)^{(t-30)}$$

donde t es la temperatura en °C y  $r_t$ ,  $r_{30}$  son las tasas de digestión a t y a 30°C de temperatura, respectivamente.

Hay bacterias muy sensibles a los cambios de temperatura, especialmente las metanogénicas, influyendo en el rendimiento del proceso. En algunos casos un cambio de 5°C puede suponer un 10% en el porcentaje de eliminación de DQO (Lema et al., 1992).

Las condiciones de baja temperatura (rango psicrófilo) causan velocidades de crecimiento muy bajas. Debido al alto tiempo de duplicación de los microorganismos psicrófilos de aproximadamente 35 días, el cual es 3,5 y 9 veces más alto que en el caso de los microorganismos mesófilos y termófilos respectivamente, las velocidades de conversión en los reactores son mucho más lentas a baja temperatura.

- **pH**

El pH es un parámetro importante no solo por su valor, también por su estabilidad. Los diferentes grupos de bacterias presentes tienen una actividad óptima en unos valores próximos. Las hidrolíticas entre 7,2 y 7,4, las acidogénicas en el entorno de 6, las acetogénicas y las metanogénicas entre 6,5 y 7,5 (Lema et al., 1992).

Por otro lado, la sensibilidad frente a los cambios no es la misma. Por debajo de 6,5 la actividad de las metanogénicas disminuye y en 6,2 se paraliza, a este pH la actividad de los otros grupos se mantiene aunque atenuada.

Cuando se llega a pH 4,5-5, se detiene la actividad de todos los microorganismos implicados, igual ocurre cuando se sobrepasa el pH de 8,5.

El valor de pH y su control está muy relacionado con la alcalinidad en el medio y el CO<sub>2</sub> disuelto.

- **Variación del caudal y carga orgánica**

Las aguas residuales se caracterizan por fuertes variaciones tanto en la carga orgánica como en el caudal.

Como la carga orgánica puede variar en un factor de 2-10 en pocas horas y por otro lado el caudal de agua residual también puede variar en un factor de 4 a lo largo de todo el día (dependiendo del tamaño de población y del colector). Ante estos cambios, las bacterias no trabajan a su potencial real, obteniéndose efluentes de baja calidad (Álvarez J.A et al. 2003).

Esto se debe a que las bacterias anaerobias son sensibles y conservativas, por lo que no tienen capacidad para adaptarse rápidamente a cambios tan bruscos de caudal y carga orgánica.

En la práctica, operando con grandes colectores se amortiguan estos cambios bruscos de caudal y carga orgánica.

Hay otros parámetros que no detallamos y que afectan al proceso anaerobio de una forma directa, como es la influencia del potencial redox, los nutrientes, la alcalinidad y la existencia de tóxicos e inhibidores.

### **2.4.3 SISTEMAS ANAEROBIOS**

No fue hasta la década de los años 70 cuando fue reconocida la importancia del contacto entre el lodo y el sustrato, lo que permitió el desarrollo de nuevas tecnologías de reactores anaerobios. Estos, demostraron que se podía alcanzar altas eficiencias en la eliminación de materia orgánica comparables a los procesos aerobios.

En la actualidad, los reactores anaerobios se pueden clasificar:

- Según la ubicación de la biomasa: Reactores de biomasa en suspensión o reactores de biomasa adherida.
- Según la carga: Reactores de baja carga y reactores de alta carga.
- Según el proceso evolutivo: Reactores de primera generación, reactores de segunda generación y reactores de tercera generación.

Las tres generaciones de reactores anaerobios se caracterizan cada uno de ellos por la reducción del tiempo de retención hidráulico (TRH) y la mejora del contacto entre lodo y sustrato. Esto implica un menor volumen de reactor, reducción de costes, sistemas más estables y de más fácil operación (Díaz-Báez, 2002; van Haandel, 1994):

#### **1. Reactores de primera generación:**

Son denominados reactores de baja tasa y el tiempo de retención hidráulica (TRH) es igual al tiempo de residencia celular (TRC), por lo que se requieren TRH muy elevados. Se caracterizan por tener la mayor parte de la biomasa acumulada como sedimento y su configuración no garantiza un adecuado contacto con la materia orgánica.

Se incluyen en esta categoría el tanque séptico, el tanque Imhoff y la laguna anaerobia, entre otros.



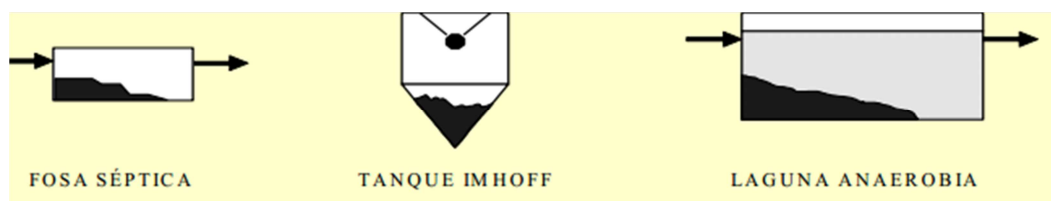


Figura 12: Reactores de primera generación (Collazos C.J., et al. 2008)

## 2. Reactores de segunda generación:

En estos sistemas se independiza el tiempo de retención hidráulico del celular y se mejora considerablemente el dispositivo de distribución de agua en el interior.

Se caracterizan por el hecho de disponer mecanismos para la retención de los lodos, los microorganismos son retenidos en el tanque por medio de una biopelícula adherida a un soporte o por la sedimentación en forma de flóculos.

Se incluyen en esta categoría el filtro anaerobio, el reactor de manto de lodos UASB y el reactor de lecho granular expandido EGSB, aunque este último estaría entre los sistemas de segunda y tercera generación.

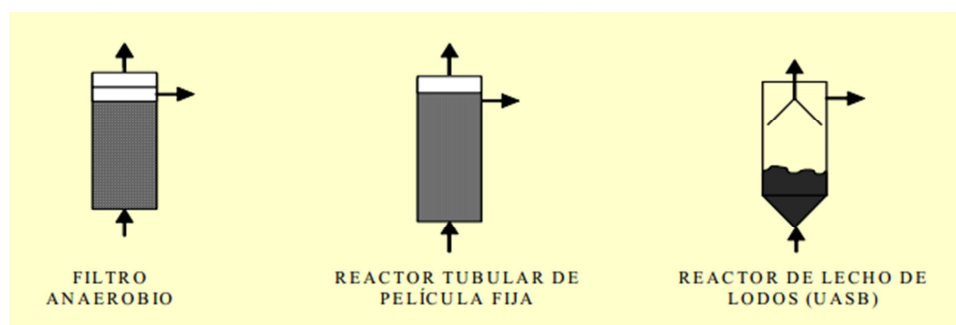


Figura 13: Reactores de segunda generación (Collazos C.J., et al. 2008)

## 3. Reactores de tercera generación:

La mejora tecnológica en esta última generación de reactores se centra básicamente en la disminución del TRH de días a horas.

Los microorganismos también son retenidos en biopelícula o floculo denso, con la diferencia que el soporte se expande o fluidifica con altas velocidades de flujo (reactores de lecho expandido o fluidificado). Por otro lado, permiten la creación de instalaciones compactas con un gran incremento de su estabilidad y de las eficiencias del tratamiento del agua residual a temperaturas por debajo de la óptima (35 °C).

Se incluyen en esta categoría el reactor de lecho fluidificado o expandido.

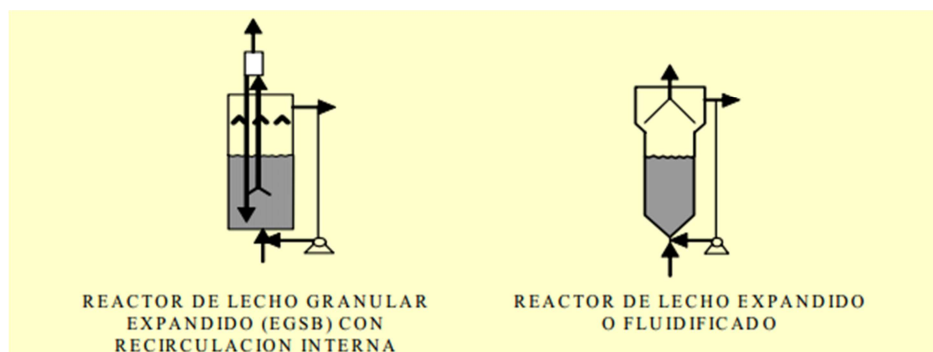


Figura 14: Reactores de tercera generación (Collazos C.J., et al. 2008)

#### 2.4.4 REACTOR ANAERÓBIO DE MANTO DE LODOS (UASB)

El reactor UASB (upflowanaerobic sludge blanket) fue desarrollado en la década de los setenta por Lettinga y otros colaboradores (Lettinga et al., 1980; Lettinga y Vinken, 1980) en Holanda. Actualmente es bastante utilizado para tratamientos de AR en países de clima tropical (Seghezzi et al., 1998); sin embargo en climas templados hay pocas referencias a su utilización, principalmente por limitaciones de temperatura, la cual afecta la tasa de hidrólisis del material particulado y reduce la eficiencia del tratamiento.

La principal característica del UASB es el separador gas/sólido/líquido (G/S/L). Este separador está ubicado en la parte superior del reactor y delimita una parte inferior o zona de digestión, donde hay un manto de lodos responsable de la digestión anaerobia. Por otro lado, está la parte superior o zona de sedimentación.

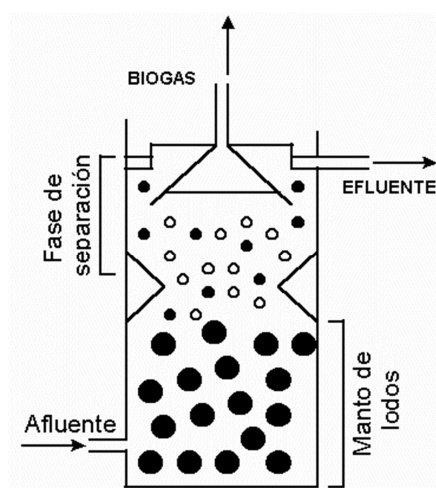


Figura 15: Esquema básico de un reactor UASB.

En el reactor el AR accede en sentido ascendente desde la parte inferior hasta la fase de separación a través de las aberturas existentes, atravesando la zona de digestión o manto de lodos.

La materia orgánica del AR se mezcla con el lodo anaerobio presente en la zona de digestión, existiendo la digestión anaerobia que resulta en la producción de gas y el crecimiento de lodo.

Debido a la forma del separador, el área disponible para la ascensión aumenta a medida que el líquido se aproxima a la superficie del agua, por tanto su velocidad tiende a disminuir. De ese modo los lodos que son arrastrados y pasan por las aberturas del separador, encuentran una zona tranquila donde la velocidad de sedimentación de una partícula es mayor que la velocidad de arrastre del fluido y así decantar.

Por otro lado, las burbujas de biogás que se forman en la zona de digestión, ascienden a la fase líquida donde encuentran una interfase líquido-gas, debajo del separador G/S/L, formando una fase gaseosa. Los lodos adheridos a las burbujas que asciende hasta la interfase se desprenden y caen para formar parte del manto de lodo en la zona de digestión. Las burbujas de gas que se forman debajo del separador precisan ser desviadas para evitar que pasen por las mismas aberturas, creando turbulencia en la zona de sedimentación, con lo que se utilizan obstáculos que funcionan como deflectores de gas debajo de las aberturas (Álvarez J.A et al., 2003).

Tabla 2.4.4: Resumen de eficiencias de reactores UASB tratando ARU (Peña, et al. 1998).

Referencias	Temp	TRH	DQO <sub>TA</sub>	SST	Eliminaciones		(%)
	(°C)	(h)	(mg/l)	(mg/l)	DQO TA-TE	DQO TA-EF	SST
Lettinga <i>et al.</i> (1981)	20	18	550	-	55-75	-	-
Grin <i>et al.</i> (1983)	20	24	500-550	-	-	70	20-90
	20	8	500	-	-	75	-
	15-19	8	500	-	40-55	65-80	-
Lettinga <i>et al.</i> (1983)	11-12	8	400	-	30-50	55-70	-
Grin <i>et al.</i> (1983)	9.5-10	8	500	-	30	55	-
Lettinga <i>et al.</i> (1984)	8-20	-	-	-	60-89	-	-
Vieira (1984)	8-20	12	500	-	66.5	65-90	-
Schellinkhout <i>et al.</i> (1985)	8-20	12	300	-	-	50-60	-
Vieira <i>et al.</i> (1986)	19-23	24	460	-	60	70	-
Man <i>et al.</i> (1986)	35	4	341	88	65	83	61
Nobre <i>et al.</i> (1987)	24-26	4-8	267	215	-	83-85	70
Vieira & Souza (1987)	20-35	-	-	-	82-83	-	61-69
Vieira (1988)	24-26	3-3.5	267	215	-	78-85	-
Schellinkhout <i>et al.</i> (1988)	20	4	424	188	60	82	69
Monroy <i>et al.</i> (1988)	23	4	406	191	65	83	69
Man <i>et al.</i> (1988)	12-18	7-12	500-700	-	40-60	-	-
Wildschut (1989)	25	-	-	-	70-85	-	60-85
Barbosa and Sant' (1989)	7-8	9-14	500-700	-	45-65	-	-
Sterling (1989)	23-25	-	-	-	72-80	-	73-74
Orozco (1989)	12-30	-	-	-	60-86	-	-
Vieira & Garcia (1992)	18-28	-	-	-	54-65	-	62-75
Schellinkhout & Collazos (1992)	25	-	-	-	66-72	-	69-70
Van Haandel & Lettinga (1994)	24-26	10-18	660	-	73	85-91	-
Dean and Horan (1995)+	21-25	4.7	265	123	50	-	73
Hammad (1996)	23-24	5.2	430-520	250	66	-	69
	12-18	18	465	154	65	-	73
	10-15	13-14	740-1280	-	16-48	-	-
	19-28	4	627	376	74	89	72
	25	17	799	557	75	85*	68
	20-32	10	487	174	79	89.5	75
	-	3-8	317-549	360	49-66	-	50-76.5

(\*) Valores obtenidos después de aplicar un período de sedimentación de 30 minutos en lugar de filtrar la muestra de efluente.

(+) Estas cifras se refieren a un UASB que recibe mezcla de ARD e industrial. TA = Total afluente TE = Total efluente EF = Efluente filtrada

### 2.4.5 REACTOR HIDROLITICO DE FLUJO ASCENDENTE (HUSB)

El HUSB (*hydrolyticupflowsludgebed*), es un reactor hidrolítico de manto de lodos de flujo ascendente. Los reactores HUSB son básicamente reactores UASB sin la fase de separación GSL, actuando únicamente las etapas o procesos de hidrólisis y acidificación. Operan en tiempo de retención hidráulico (TRH) menores, de 2 a 5 horas con la finalidad de evitar la etapa metanogénica (transformación en metano).

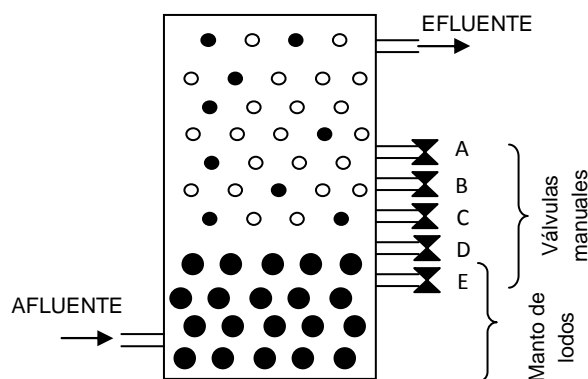


Figura 16: Esquema básico de un reactor HUSB.

En este tipo de reactor se distingue dos tiempos de retención distintos para conseguir la separación de fases: el tiempo de retención hidráulico (TRH) y el tiempo de retención de sólidos (TRS). El TRS tienen un tiempo de retención mayor al TRH, forma un lecho de fangos donde algunas sustancias solubles quedan adsorbidas. De esta forma tanto la materia orgánica particulada como la soluble que queda retenida experimenta solubilización y fermentación.

En general, el TRS en reactores HUSB se mantiene durante más de 15 días para alcanzar altas tasas de hidrólisis de sólidos de las aguas residuales. Los principales procesos físicos que tienen lugar en un reactor HUSB son la sedimentación, la filtración y por último la absorción.

Se puede decir que a nivel tecnológico, orientado al tratamiento de humedales, el reactor HUSB no ha sido investigado en profundidad. Se disponen de pocos estudios aun demostrando una alta eficiencia en la eliminación de sólidos en suspensión en tratamientos de ARU. Este tipo de tratamiento aparentemente funciona muy bien en zonas cálidas siendo mermada esta cualidad en zonas más frías (Álvarez et al., 2008).

Por lo indicado anteriormente, podemos considerar el HUSB como un prometedor tratamiento primario adecuado en combinación con humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal, en el caso de pequeñas poblaciones.

En la Tabla 2.4.5 se muestra un resumen de varios estudios donde el HUSB es usado como pretratamiento de ARU.

Tabla 2.4.5: Resumen de eficiencias de reactores HUSB tratando ARU (Álvarez J.A.; Soto M.; Ruíz I. et al. 2008)

Exp <sup>a</sup>	System <sup>a</sup>	Volume (l)	Days (samples) <sup>b</sup>	T (°C)	HRT (h)	SRT (d)	V <sub>up</sub> (m/h)	X <sub>R</sub> (gVSS/l)	Effluent pH	Influent (mg/l) <sup>c</sup>		Removal (%) <sup>d</sup>	
										COD	TSS	COD	TSS
Single-step HUSB systems (hydrolytic pretreatment)													
1	HUSB <sub>lab</sub>	2	524 (147)	20	2.2-4.5	14-29	0.11	10-15	7.38	624 (255-806)	220 (110-312)	33-47	55-68
2	HUSB <sub>pilot</sub> run 1	25500	53 (23)	19-20	3-5	11.4	1.43	6.7	7.26	438 (291-594)	294 (111-605)	46-59	82-85
3	HUSB <sub>pilot</sub> run 2	25500	495 (250)	13-20	3-5	22.4	1.30	11.1	7.14	282 (53-565)	173 (19-438)	29-44	44-76

<sup>a</sup> For system description, see also Fig. 1. Experiments: (1) Ligeró et al. (2001a); (2) Álvarez et al. (2003); (3) Álvarez (2004); (4) Ruíz et al. (1998); (5, 6, 7) Álvarez et al. (2006); (8) Barros and Soto (2002); (9) Ruíz et al. (1998); (10) Álvarez et al. (2004); (11) Álvarez et al. (2007); (12) Álvarez (2004); (13) Barros and Soto (2004).  
<sup>b</sup> Reported operation period in days, the number of samples analysed is in parentheses.  
<sup>c</sup> The average is followed by the minimum and maximum values in parentheses.  
<sup>d</sup> Removal range obtained from average removal values that corresponded to periods of different operation conditions.  
<sup>e</sup> Values corresponding to the first and second step units (in two-step systems), respectively.

Tal como se puede observar en el experimento 1, los óptimos resultados se obtienen en laboratorio con un TRH de 2 a 3h, donde más del 60% de SST es retenido e hidrolizado en el reactor. Por otro lado, en el experimento 2 un reactor HUSB esta vez en planta piloto y tratando AR a 20°C elimina más de 82% de SST. La mayor parte de los sólidos eliminados (por encima de 81%) son eliminados por hidrólisis. Por último, a temperaturas más bajas (13-15°C), la retención de SST y la hidrólisis se reduce considerablemente como se puede apreciar en el experimento 3.

En cuanto a la DQO, se observa que el reactor HUSB tiene una eliminación que varía del orden del 30 al 60% en los 3 experimentos.

Un bajo TRS puede reducir la hidrólisis de los sólidos en suspensión y aumentar la generación de lodos. En investigaciones anteriores (Álvarez, et al. 2004) se ha demostrado que el afluente de aguas residuales influye fuertemente en la eficiencia global (SST, DQO y DBO) y en la eficiencia de la acidificación (generación AGV) del reactor HUSB. Por otro lado, la temperatura influye sólo sensiblemente la eficiencia de la acidificación.

En el proceso de hidrólisis influyen diferentes variables, tales como las características del agua residual, el tipo de digestor, la velocidad de ascenso del fluido en su interior (v), la mezcla de biomasa con el agua residual, la temperatura, el TRH y el TRS.

Se puede concluir que las ventajas del tratamiento hidrolítico en aguas residuales domesticas son las siguientes (Wang et al., 1994):

1. Se utiliza para eliminar un alto porcentaje de SST.
2. Puede hacer funciones de tratamiento primario (decantador convencional) a un mismo TRH.
3. Estabiliza el propio lodo generado total o parcialmente.

4. Incrementa la biodegradabilidad de la DQO restante, lo que favorece la eliminación sucesiva de nutrientes como el nitrógeno y el fósforo.

En el presente trabajo se estudia la influencia del TRH, la operación y la eficacia de un digestor en planta piloto como tratamiento primario.

### 3 **OBJETIVOS**

---

El objetivo principal de esta tesina es la determinación del tratamiento primario óptimo para humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial en función de variables como el tiempo de retención hidráulico, la concentración de sólidos totales y volátiles y la obtención de ácidos grasos en las salidas.

Para alcanzar este objetivo general ha sido necesario definir los siguientes puntos específicos:

1. Determinar la eficiencia de eliminación de materia orgánica y materia en suspensión de un decantador convencional.
2. Determinar el efecto del tiempo de retención hidráulico en un sistema HUSB sobre la eliminación de materia orgánica y materia en suspensión.
3. Determinar el efecto de la concentración de biomasa en un sistema HUSB sobre la eliminación de materia orgánica y materia en suspensión.

## 4 MATERIAL Y METODOS

La planta que se ha utilizado para este estudio se encuentra situada en la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de Barcelona (ETSECCPB) del Campus Norte de la Universidad Politécnica de Cataluña, más exactamente en la cubierta del edificio D1.

La planta está construida dentro del proyecto “Aplicaciones de Pilas Microbianas en humedales construidos para la optimización de la eficiencia de tratamiento, generación de electricidad y reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero” del Plan Nacional de I+D+i (MICINN) en el 2011.

Dicha planta está alimentada por aguas residuales procedentes de la zona residencial próxima a la universidad, en el barrio barcelonés de Pedralbes (41°23'18.4"N 2°06'39.5"E) y la captación del agua residual llega a través de un sistema de bombeo situado en el alcantarillado de la calle Gran Capità.



Figura 17: Vista de la planta piloto, UPC Barcelona.

### 4.1 DESCRIPCION DE LA PLANTA

La planta piloto consta de dos líneas en paralelo distintas entre sí, dependiendo de las unidades y el modo de operación. Por motivos de comprensión cada una de ellas se identifica como *línea convencional* (funcionamiento tradicional) y *línea anaeróbica* (variando el tratamiento primario). Cada línea da servicio a un grupo de 4 humedales de flujo subsuperficial.

Por otro lado, cada línea consta de diferentes etapas entre las cuales cabe destacar el abastecimiento y pretratamiento, el tratamiento primario y por último el tratamiento secundario.

A continuación se adjunta un esquema general de la planta piloto:



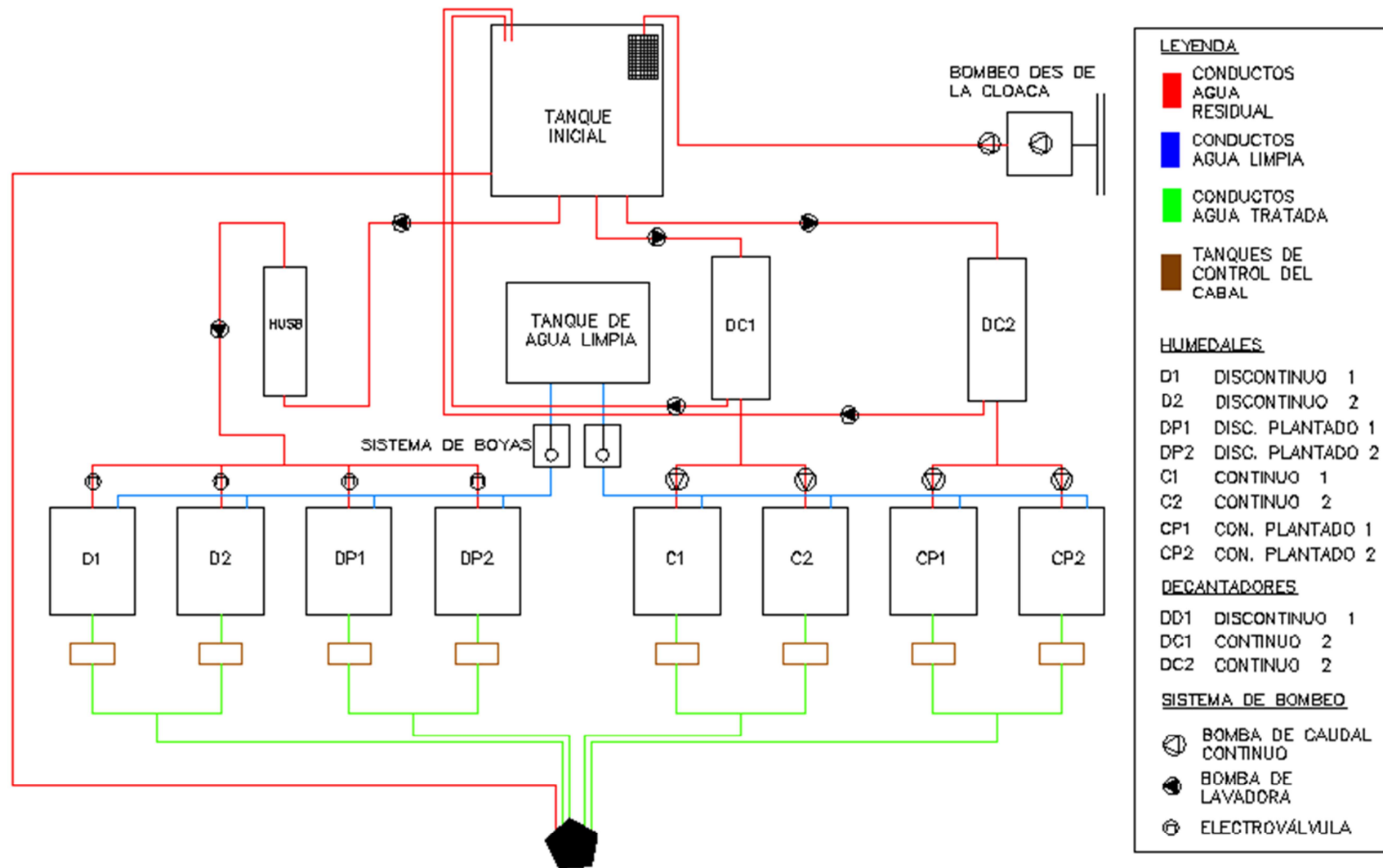


Figura 18: Esquema de la planta piloto. (Clara Corbella, 2012).

## Abastecimiento y Pretratamiento

El agua residual captada desde el alcantarillado es conducida a través de un colector al laboratorio del DEHMA ubicado en el sótano del edificio D1. Seguidamente un sistema de dos bombas suministra el caudal de forma controlada y programada al tanque de almacenamiento que hay en la cubierta del edificio.



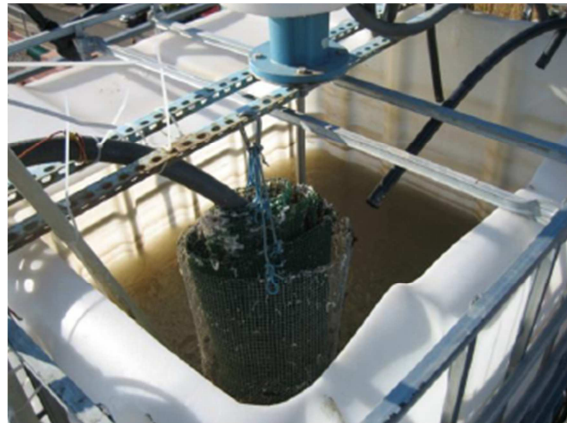
*Figura 19: Tanque de abastecimiento de agua residual.*

El tanque con una capacidad 1 m<sup>3</sup> dispone de una boya que controla el nivel de agua óptimo que ha de tener para poder abastecer a toda la planta. Cuando el nivel de agua residual es insuficiente, enciende una de las dos bombas de captación del sótano.

El agua del tanque está en continua agitación para evitar que sedimente la materia en el fondo y así evitar que se colapse la tubería de salida que va a las diferentes líneas.

El pretratamiento que se realiza inicialmente consiste en tres rejillas de limpieza manual de diferente tamaño que retienen el material particular que pueda afectar al funcionamiento y rendimiento de la planta. Una tubería de bypass en la salida del tanque permite transportar el agua nuevamente al alcantarillado en caso de accidente o necesidad.

Esta etapa es común para el resto de tratamientos que constan en la planta piloto.



*Figura 20: Filtro del pretratamiento.*

### **Tratamiento Primario**

El agua residual del tanque es transportado por diferentes bombas centrifugadoras a las distintas líneas de tratamiento primario.

El tratamiento primario consta de tres decantadores. El primero es un reactor hidrolítico (HUSB) que abastece de ARU a cuatro humedales en régimen de flujo discontinuo. Los otros dos, decantadores convencionales abastecen de agua a los humedales en régimen de flujo continuo, de manera alternativa.

Para hacer llegar el agua a los humedales de flujo discontinuo, se han instalado unas electroválvulas en la entrada de cada uno de ellos que permiten el paso del agua en el humedal 4 veces al día. El agua es conducida del decantador hasta el humedal por gravedad. En el caso de los humedales de flujo continuo, cuatro bombas controlan el caudal de entrada a los humedales, de modo que el agua residual va entrando gradualmente durante las 24 horas.



*Figura 21: Decantadores del tratamiento primario.*

## Tratamiento Secundario

El tratamiento secundario consiste en eliminar por medios biológicos parte de la carga contaminante que queda en el agua después de haber recibido un tratamiento primario. Consta de 8 humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal de 0,05 m<sup>3</sup> cada uno, agrupados en función del régimen hidráulico y de la presencia o no de vegetación. Hay 4 humedales alimentados con ARU de forma continua y otros 4 humedales alimentados con ARU de forma discontinua. A la vez, los cuatro humedales de cada grupo hay dos donde se han plantado Carrizo (*Phragmites australis*).



*Figura 22: Humedales de flujo subsuperficial del tratamiento secundario.*

El agua residual entra en los humedales por un único punto colocado en la parte superior y sale por un punto situado en extremo opuesto y en la parte inferior. Para controlar el funcionamiento de los procesos dentro del humedal, se ha colocado una tubería perforada que contiene 8 testigos que se pueden extraer y así poder observar el estado de la grava en las partes más profundas.

El nivel de agua dentro del humedal se controla mediante un conjunto de tubos regulables que por el sistema de vasos comunicantes, mantienen el agua a un nivel determinado. Con lo cual, el volumen de agua que entra en el humedal es el mismo que sale.

La especie vegetal plantada cumple todos los requisitos necesarios para el tratamiento, tiene una gran capacidad colonizadora mediante rizomas, desarrolla una elevada densidad de tallos, tiene una gran superficie específica para el asentamiento de poblaciones bacterianas y tiene un sistema eficiente de transporte de oxígeno hacia la zona anaerobia.

En todos los humedales hay grava con un diámetro aproximado de 6-7 mm ocupando una profundidad de 0.35 m, con un nivel de agua en el interior de 0.3 m. A la salida de los humedales hay conectada una tubería de polietileno que permite controlar la salida y la altura de agua en el interior del lecho del humedal.

El caudal entrante en cada humedal del sistema de tratamiento depende de unos parámetros de diseño fijados con unos valores recomendados para este tipo de

tratamiento. El tiempo de residencia hidráulica (TRH) y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO).

- El tiempo de residencia hidráulica o tiempo de permanencia del agua residual en el sistema debe estar entre 3 y 5 días.
- La demanda bioquímica de oxígeno del agua de salida o agua tratada debe ser alrededor de 5 y 6 g de DBO/m<sup>2</sup> y día.

Conociendo el contenido de DQO del agua residual de entrada, 4 g/día, se presentan los cálculos que demuestran que con un caudal diario de 21 litros se cumple las condiciones establecidas.

$$TRH = \frac{Volum (m^3)}{Cabal (\frac{m^3}{dia})} = \frac{0.054}{0.021} = 2.57 \text{ dias}$$

$$\frac{4 \text{ g DQO}}{\text{dia}} \cdot \frac{1}{0.39 \text{ m}^2} \cdot \frac{1 \text{ mg DBO}}{1.8 \text{ mg DQO}} = 5.69 \frac{\text{g DBO}}{\text{m}^2 \cdot \text{dia}}$$

En la línea de humedales de alimentación continua se bombea un caudal agua residual de 0.875 L/h por humedal, que suponen los 21 L/día necesarios en este experimento. En la línea discontinua, un sistema de válvulas y mediante la acción de la gravedad cada humedal es alimentado con tres descargas de agua residual de 7 L cada una. El tiempo entre descargas es de 8 horas.

En la Tabla 4.1 mostrada a continuación, se puede observar los datos referentes al dimensionamiento de los humedales y la hidráulica del sistema:

Tabla 4.1: Resumen dimensiones, volúmenes y caudal tratado.

Campo	Parámetro	Valor	Unidad
Dimensionamiento humedal	Largo	70.50	cm
	Ancho	55.25	cm
	Alto	39	cm
	Superficie	0.39	m <sup>2</sup>
	Diámetro cañería interior	20	cm
Niveles del humedal	Grava	35	cm
	Agua	30	cm
Volúmenes	Humedales	0.15	m <sup>3</sup>
	Grava	0.14	m <sup>3</sup>
	Agua	0.05	m <sup>3</sup>
Porosidad	Grava	0.4	
Caudal tratado	Agua	21	L/día

## 4.2 DECANTADOR CONVENCIONAL

Tal como se ha indicado anteriormente, una de las líneas de la planta piloto tiene como tratamiento primario dos decantadores similares formados por cilindros de PVC de 300mm de diámetro interior y una capacidad de 14 L, los cuales se van alternando para abastecer al tratamiento secundario.



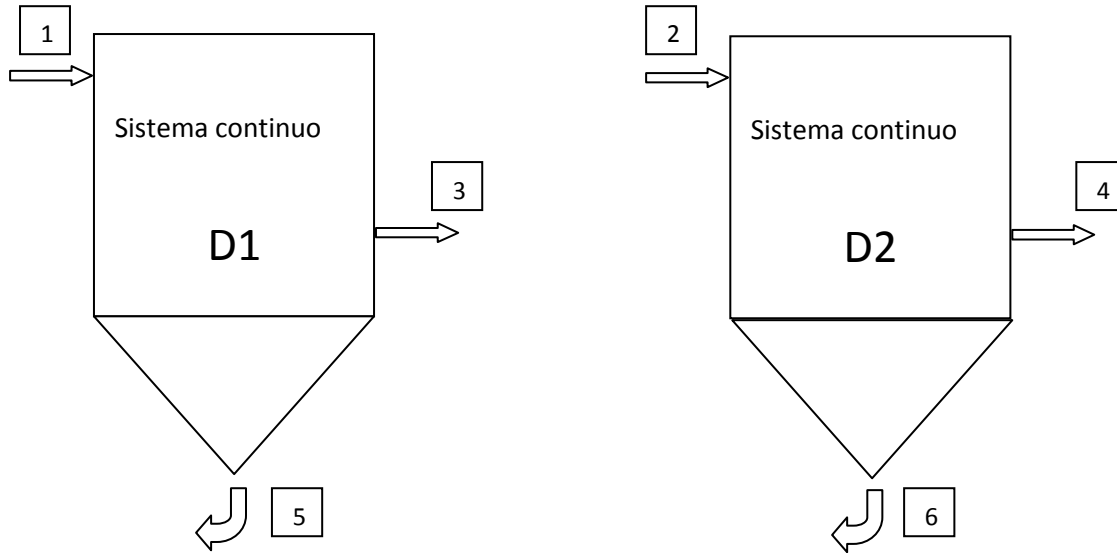
*Figura 23: Decantadores convencionales.*

Este modo de proceder se debe a que mientras uno de los decantadores abastece, el otro decanta el agua y viceversa. Así pues, cada 2 horas, el decantador que proporciona agua a los humedales cambia, de forma que toda el agua que entra al sistema ha sido sometida al tratamiento primario.

Los decantadores sedimentan y separan por la acción de la gravedad las partículas suspendidas con un peso específico superior al del agua durante un período de retención. Una vez decantada el agua es enviada hacia el tratamiento secundario por acción de la gravedad o por bombeo.

Con el sobrante de agua que queda en el interior de los decantadores, se dispone de un sistema de purga mediante unas electroválvulas. Antes de volver a llenar el decantador el agua residual que queda en la parte inferior y que concentra todos los sólidos decantados se envía hacia el desagüe mediante un sistema de purga ubicado en la parte inferior.

A continuación se muestra un esquema general de las partes más relevantes del sistema de decantación, con la programación de horarios establecida para su correcto funcionamiento. Sabiendo el horario de carga y descarga de los decantadores, podremos organizar la toma de muestras que se utilizarán en los ensayos.



Leyenda	Equipos
1	Bomba entrada decantador D1.
2	Bomba entrada decantador D2.
3	Electroválvula salida decantador D1.
4	Electroválvula salida decantador D2.
5	Purga decantador D1.
6	Purga decantador D2.

HORARIO	0:00	0:08	1:58	2:06	3:56	3:58	4:06	5:56	5:58	6:06	7:56	7:58	8:06	9:56	9:58	10:06	11:56	11:58	12:06
	Inicio	Final	Inicio	Final	Final	Final	Final	Final	Final	Final	Final	Final	Final	Final	Final	Final	Final	Final	Final
	1	1	3	2	3	5	1	4	6	2	3	5	1	4	6	2	3	5	1
		Inicio			Inicio	Inicio		Inicio	Inicio		Inicio	Inicio		Inicio	Inicio		Inicio	Inicio	
			2		5	1		3	2		5	1		3	2		5	1	
					Inicio			Inicio			Inicio			Inicio			Inicio		
						4			6			4			6			4	

HORARIO	13:56	13:58	14:06	15:56	15:58	16:06	17:56	17:58	18:06	19:56	19:58	20:06	21:56	21:58	22:06	23:56	23:58	0:00	
	Final	Final	Final	Final	Final	Final	Final	Final	Final	Final	Final	Final	Final	Final	Final	Final	Final	Final	Inicio
	4	6	2	3	5	1	4	6	2	3	5	1	4	6	2	3	5	1	
	Inicio	Inicio		Inicio	Inicio		Inicio	Inicio		Inicio	Inicio		Inicio	Inicio		Inicio			
	3	2		5	1		3	2		5	1		3	2		5			
	Inicio			Inicio			Inicio			Inicio			Inicio			Inicio			
	6				4			6			4			6			4		

Figura 24: Esquema de carga-descarga de los Decantadores (Clara Corbella, 2012).

### 4.3 HUSB

La línea anaeróbica tiene como tratamiento primario un reactor hidrolítico de flujo ascendente (HUSB). Fabricado en PVC, las dimensiones son de 300 mm de diámetro interior, una altura total de 1900 mm y un volumen total de 115 L. El tiempo de retención hidráulico inicial es de 3h, con un flujo continuo y una concentración de sólidos en suspensión de menos de 10 g/L.



*Figura 25: Reactor hidrolítico de flujo ascendente.*

El reactor dispone de 5 válvulas manuales o puntos de control colocados a diferentes alturas, la primera colocada a una altura de 48 cm del suelo y las siguientes a 15cm entre ellas. Estas válvulas tienen varias funciones, realizar la toma de muestras y la purga del manto o lodo.

En el funcionamiento el agua residual fluye de manera ascendente, el afluente entra por la parte inferior del reactor atravesando todo su interior y sale más clarificada por la parte superior, gracias al proceso de filtrado a través del manto orgánico que dispone en su interior. El efluente es seguidamente enviado al tratamiento secundario.

El HUSB como tratamiento primario, se basa en la digestión anaerobia. El AR se somete a la etapa hidrolítica sin pasar por las demás etapas de la digestión anaerobia, con la idea de llegar a ser un tratamiento primario más eficiente que los decantadores convencionales. Con esta hidrólisis, los componentes de elevado peso molecular son degradados a sustancias solubles de bajo peso molecular por la acción de bacterias anaerobias, consiguiendo materia orgánica más fácilmente biodegradable.



Durante este estudio, se ha realizado un seguimiento semanal para obtener en el interior del reactor una concentración constante de 10 g/L de SSV. Para ello se han analizado 7 puntos del reactor: la entrada del reactor procedente del tanque de abastecimiento, las 5 válvulas manuales situadas a diferentes alturas y la salida del reactor ubicada en la parte más elevada. Las muestras analizadas son lo más representativas teniendo en cuenta que las válvulas pueden acumular restos de sólidos y obturarse.

Una vez homogeneizadas, son filtradas en filtros de vidrio de diámetro de poro de 47 mm y se pone en la estufa a 105°C durante 24 horas para obtener los diferentes valores de SST. Posteriormente se ponen en la mufla a 550°C durante 20 minutos para obtener los valores de SSV.

Con todos estos datos, se calcula la cantidad de masa de SV que dispone el reactor en su interior y si supera la concentración deseada de 10 g/L SSV se realiza una purga a través de las válvulas manuales.

#### 4.3.1 PURGA DEL REACTOR

Para un correcto funcionamiento del HUSB es necesario realizar un buen control del manto de lodo que se genera en el interior y para ello, periódicamente se determina el contenido y el perfil de biomasa en el interior del digestor diferenciando sus zonas, tal como muestra la Figura 25.

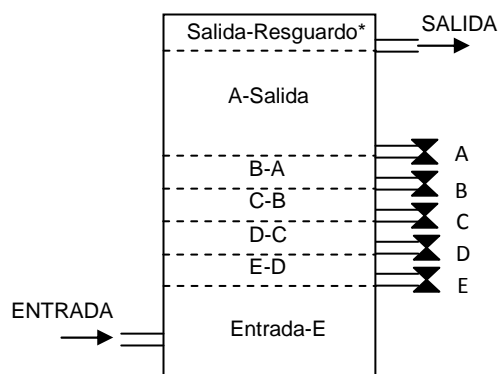


Figura 26: Detalle de zonas en el interior del HUSB

La operación de purga consiste básicamente en retirar del interior del reactor el exceso de lodo afectando lo mínimamente posible al proceso biológico que se lleva a cabo en su interior y así conseguir que el manto que se forma quede estable en la parte inferior además de evitar que colapse y deje salir restos de materia en la salida del efluente.

Tal como se ha indicado anteriormente, la purga solamente se lleva a cabo cuando la concentración total del HUSB supera los 10 g/L SSV.

Una vez se ha superado la concentración, la forma de proceder es la siguiente:

- Al disponer a través de ensayos previos la concentración de SSV en cada una de las zonas (Entrada-E, E-D, D-C, C-B, B-A y A-Salida) además de su masa SV, podemos obtener directamente la cantidad de masa sobrante de SV que hay que retirar.
- La masa sobrante de SV, se purga entre las zonas del HUSB con mayor cantidad de masa y se reparte de forma equitativa en cada una de las zonas deseadas. Normalmente las zonas afectadas son las ubicadas en la parte inferior del reactor dado que es donde sedimenta.
- Conociendo pues, la concentración y la masa en cada una de las zonas en las que hay que purgar, se obtiene finalmente el volumen que hay que extraer y que será diferente en cada zona.
- La extracción del volumen se realiza a través de las válvulas manuales usando para ello vasos de precipitado calibrados para retirar el volumen exacto.
- Antes de realizar la purga, se cierran las válvulas de entrada y salida del HUSB para evitar que entre y salga agua durante el proceso. El orden de extracción es ascendente y de forma pausada evitando generar burbujas de  $O_2$  en su interior que puedan alterar o romper el manto de lodo.
- Con parte del volumen extraído en cada zona, se realizan nuevamente ensayos para asegurar que realmente la concentración de SSV que se ha extraído es la que se había calculado previamente.

La operación de purga acarrea un problema logístico y de tiempo dado que para poder realizarla antes se debe disponer de los resultados de ensayos previos. Esto implica que tenga que transcurrir un día entre la realización de ensayos y la obtención de los resultados. Con esto se quiere decir que la operación de purga no es totalmente exacta.

Por otro lado, hay diferentes factores que afectan a la hora de proceder para realizar la purga. El tiempo de retención hidráulica (TRH) es un factor determinante a la hora de tener que realizar la purga. A mayores TRH la necesidad de purgar será menor y viceversa, a menores TRH la purga será más frecuente.

Otro factor a considerar son los AGV, dado que la obtención de AGV en la salida del reactor es un claro indicador del correcto funcionamiento del HUSB, la purga se efectuara atendiendo los análisis de AGV que se realizan de las diferentes zonas y así evitar purgar en las que se estén generando en gran medida.

#### **4.3.2 CONTROL DEL TIEMPO DE RETENCION HIDRAULICA (TRH)**

Uno de los objetivos de este estudio es ver la influencia de diferentes TRH en el funcionamiento de un HUSB. Para poder controlar los diferentes TRH se actúa sobre el caudal de entrada, dado que el volumen del HUSB es un valor constante.

$$TRH = \frac{Volum (m^3)}{Cabal \left(\frac{m^3}{dia}\right)} = dias$$

El caudal de entrada al HUSB es impulsado por una bomba Damova desde la salida del tanque de abastecimiento y un variador de frecuencia Delta es el encargado de regular la velocidad de giro del motor de la bomba, lo que nos permite interactuar sobre el caudal que entra en el reactor.



Figura 27: Variador de frecuencia programable, marca DELTA.

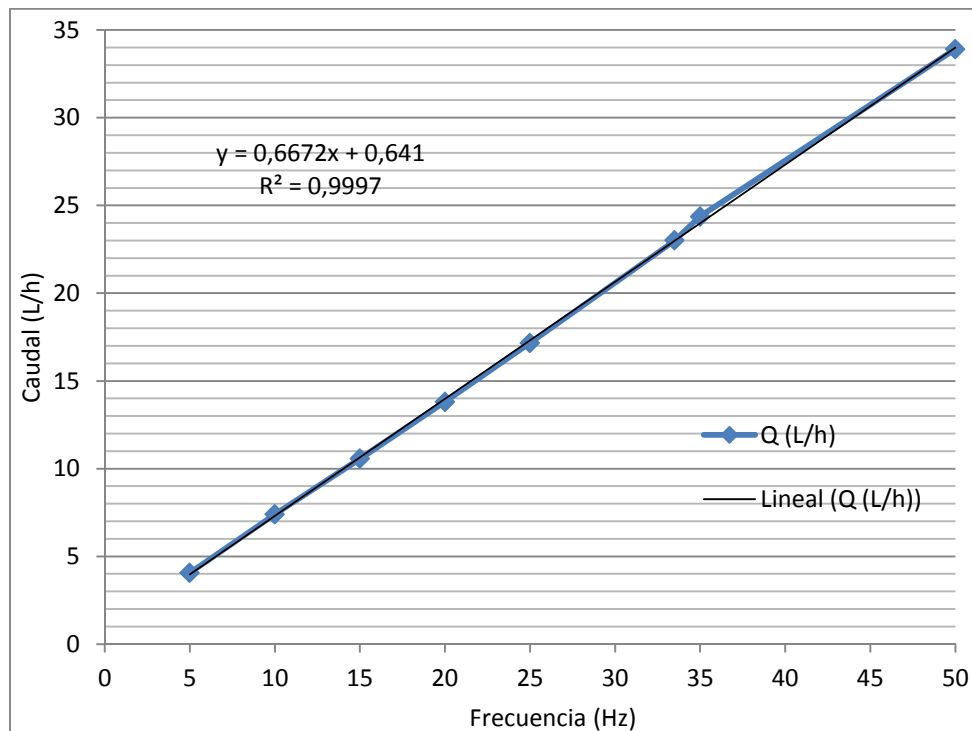
Antes de nada, se toman muestras de agua con una probeta calibrada a diferentes frecuencias y a tiempos determinados para poder calcular los correspondientes caudales, tal como se muestra en la Tabla 4.3.1.

Tabla 4.3.1: Datos obtenidos para realizar la recta de calibrado de la bomba.

	5 Hz	10 Hz	15 Hz	20 Hz	25 Hz	35 Hz	50 Hz
Toma 1 (mL)	68	62	87,5	76,5	95	68	94
Toma 2 (mL)	66	61	88	77	95	68	93,5
Toma 3 (mL)	69	62	88,5	76,5	96	67	95
Media Toma	67,67	61,67	88	76,67	95,33	67,67	94,17
Tiempo (sg)	60	30	30	20	20	10	10
Caudal (L/día)	97,44	177,6	253,44	331,2	411,84	584,64	813,6

Con los caudales calculados anteriormente junto con el valor de las diferentes frecuencias utilizadas, obtenemos la recta de calibración de la bomba y por tanto, la

ecuación de la recta que utilizamos para los diferentes TRH que haremos servir en el estudio.



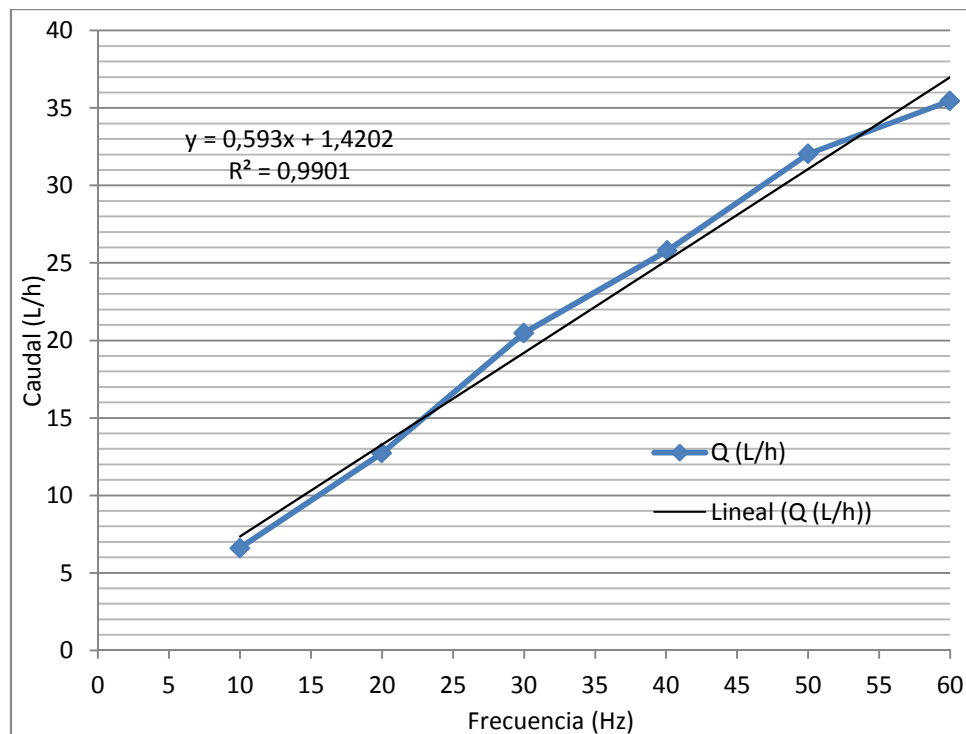
*Gráfica 1: Calibración bomba 1 entrada HUSB, marca Damova MP-3035-9M.*

Una vez obtenida la recta de calibración se determinan los diferentes TRH que utilizaremos en el transcurso de este estudio. Para disponer de una clara idea de la afección en el funcionamiento del HUSB de la variación del TRH se utilizan frecuencias que abarquen todo el campo de acción que nos permita la bomba. En la Tabla 4.3.2 se muestran los TRH utilizados y el periodo de tiempo que se han usado:

*Tabla 4.3.2: TRH utilizados en el transcurso del estudio.*

	Q (L/h)	THR (h)	Período	Días
5,5 Hz	4,31	26,68	29-10-12 / 23-11-12	26
15 Hz	10,56	10,89	23-11-12 / 17-01-12	56
25 Hz	17,16	6,7	17-01-13 / 22-02-13	35
33.5 Hz	23	5	22-02-13 / 8-05-13	76

Durante el transcurso de este trabajo, la bomba 1 sufrió una avería lo que conllevó a que fuera sustituida por una nueva con las mismas características técnicas. Aun así, se realizó nuevamente una recta de calibrado para asegurar los TRH. El cambio de bomba se realizó el 16 de abril del 2013.



Grafica 2: Calibración bomba 2 entrada HUSB, marca Damova MP-3035-9M.

En estudios previos del 2009 se observó que al aumentar el tiempo de retención hidráulico de 3 a 5 horas se conseguía una mayor reducción de los sólidos en suspensión del efluente del reactor (Giménez B. et al., 2010).

#### 4.4 ANÁLISIS FÍSICO QUÍMICO

La caracterización del agua residual tiene como objeto conocer las propiedades físicas, químicas y biológicas del agua tratada en la planta piloto. Esta caracterización se realiza mediante los análisis de laboratorio que detallamos a continuación.

Estos análisis nos permiten conocer el funcionamiento de la planta y en especial el tratamiento primario que es el objeto de este estudio. Los análisis se realizan en la entrada de la planta (tanque de abastecimiento) y en las dos líneas del tratamiento primario anaeróbico y aeróbico, tanto en la entrada como en la salida. De esta manera podremos calcular los rendimientos de eliminación de cada una de las líneas y así obtener una idea clara de cuál de los tratamientos es más óptimo.

Los parámetros analizados son:

- El contenido de sólidos totales y volátiles (SST y SSV).
- La demanda química de oxígeno (DQO<sub>T</sub> y DQO<sub>S</sub>).
- Los ácidos grasos volátiles (AGV).

Estos análisis se han realizado por norma general dos días a la semana teniendo en cuenta que la planta piloto como sistema experimental, trata agua residual que está sometida a imprevistos que alteran su funcionamiento normal, tal como la lluvia, la obturación de tubos debido a impurezas existentes en el agua residual, los cortes en el suministro eléctrico que llegan a detener el sistema de abastecimiento, etc.

#### 4.5 MATERIA EN SUSPENSION Y VOLATIL

La totalidad de sólidos existentes en una muestra de agua residual consta de una parte de sólidos suspendidos totales (SST) o materia en suspensión (MES), que es la parte de sólidos que queda retenida por un filtro de microfibra de vidrio al ser atravesado y de una parte de sólidos disueltos totales (SDT), que es la que llega a pasar a través del filtro.

Para obtener la MES de una muestra es necesario desecar el filtro en la estufa a 105°C, por otro lado los sólidos suspendidos volátiles (SSV) corresponden a la pérdida de peso al calcinar a 550°C la muestra desecada anteriormente a 105°C, de lo que se obtiene un residuo o cenizas suspendidas.

Los SSV se calculan como la diferencia de peso entre los SST y de las cenizas suspendidas. De forma aproximada los SSV se equiparan a la materia orgánica suspendida.

El material necesario para realizar el ensayo consta de un equipo de filtración, una bomba de vacío (*PallGelmanLaboratory*), una estufa de desecación (*J.P Selecta*), un horno de mufla (*J.P Selecta*), un matraz Kitasato de 1 litro de capacidad, una balanza de precisión, un recipiente desecador y filtros de fibra de vidrio de tamaño de poro de 0'45  $\mu\text{m}$ .



Figura 28: Estufa de desecación.



Figura 29: Horno de mufla.

Para este ensayo se analizan diferentes puntos de la planta piloto y los más interesantes para llevar a cabo este estudio, que son: la salida del tanque de abastecimiento (T), la salida del decantador convencional (DC) y las 5 purgas del decantador hidrolítico junto con la salida del mismo (A, B, C, D, E, S). De cada punto

se realiza una réplica para evitar posible errores durante el ensayo y sobre todo para obtener valores con mayor precisión.

El procedimiento utilizado en el ensayo es:

1. Identificar cada uno de los filtros y lavarlos a través del equipo de filtración.
2. Desecar el filtro en la estufa a 105°C hasta alcanzar un peso constante durante un mínimo de 2 horas.
3. Enfriar los filtros en un desecador durante 30 minutos y seguidamente tararlos (T) en la balanza de precisión.
4. Montar el equipo de filtración sobre el matraz Kitasato y filtrar progresivamente el volumen de muestra deseado.
5. Retirar el filtro con cuidado e introducirlo en la estufa a 105°C durante un mínimo de 2 horas, en nuestro caso por temas logísticos serán 24h.
6. Una vez seco y enfriado en el desecador se procede a pesarlo (E). Con el peso obtenido se procede a calcular el valor de la MES.

$$MES(gr) = T - E$$

7. Para obtener los SSV se debe introducir el filtro en la mufla a 550°C durante 20 minutos y una vez enfriado en el desecador se pesa de nuevo (M).

$$SSV(gr) = E - M$$

#### **4.6 DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO**

La demanda química de oxígeno (DQO) es un parámetro utilizado para caracterizar la calidad del agua bien ya sea potable o residual. Representa la cantidad de oxígeno equivalente a la del oxidante químico necesario para oxidar la materia orgánica presente en una muestra de agua y convertirla en dióxido de carbono y agua.

Para dicho ensayo es necesario el uso de un espectrofotómetro, un bloque digestor Selecta, una balanza, un agitador magnético, tubos de rosca para micro DQO, matraces aforados, agua desionizada y una gradilla.



Figura 30: Espectrofotómetro.



Figura 31: Bloque digestor.

También usaremos dos reactivos, una solución digestora y una solución de ácido sulfúrico previamente preparada.

El dicromato de potasio es el agente oxidante ampliamente utilizado debido a su mayor capacidad oxidante, a su aplicabilidad a distintos tipos de muestras y a su sencillez de realización. En un futuro quizá sea sustituido por permanganato de potasio ya que el Cromo (VI) es carcinogénico y peligroso para el medio ambiente.

- Para determinar valores de DQO mayores de 50 mg/L O<sub>2</sub>, se usa el método de reflujo abierto (PNT 0105-L-40010), o bien, el reflujo cerrado (PNT 0105-L-40020 y PNT 0105-L-40030).
- Para determinar valores con menor precisión de DQO comprendidos entre 5 y 50 mg/L O<sub>2</sub>, se usa el método de reflujo abierto modificado de baja DQO que será nuestro caso (PNT 0105-L-40015).

En nuestro caso, la DQO se analiza en diferentes puntos de la planta piloto. Concretamente en la entrada de las dos líneas de tratamiento primario y en sus salidas. En el caso de la línea aeróbica al no disponer de un punto de muestreo se tomara como valor la salida del tanque de abastecimiento. De cada punto se determinara la DQO total y la DQO soluble.

Como paso previo al inicio del ensayo, hay que realizar una recta de calibración o recta patrón que nos permitirá obtener los valores de DQO de nuestras muestras. Dicha recta se realiza con varias muestras preparadas con diferentes concentraciones de O<sub>2</sub>.

El procedimiento para realizar el calibrado se detalla a continuación:

1. De la solución patrón de Hidrogenoftalato de potasio (HFP) de DQO teórica de 1000 mg O<sub>2</sub>/L preparar los siguientes patrones con DQO equivalentes a 0 (blanco), 50, 100, 200, 300 y 500 mg O<sub>2</sub>/L; como se indica a continuación en la Tabla 4.6:



Tabla 4.6: Relación concentración-alícuota.

Concentración patrón (mg O <sub>2</sub> /L)	Alícuota Solución patrón de HFP (mL)
0	0
50	5
100	10
200	20
300	30
500	50

2. Tomar las alícuotas correspondientes de la solución patrón que se indican en la tabla 6.7 empleando pipetas aforadas y diluir con agua desionizada en matraces aforados de 100 mL.
3. Una vez preparados todos los patrones se procederá como con las muestras.
4. Acabadas las lecturas se representara en un gráfico la absorbancia de cada replicado frente al valor de DQO de los patrones y se hace un ajuste lineal por mínimos cuadrados como se muestra en la siguiente imagen.

La ecuación de la recta obtenida es:

$$DQO = (2641,7 \cdot abs) - 3.94$$

Por otro lado, el procedimiento utilizado en el ensayo es:

8. Encender el digestor y ajustar las temperaturas a 150°C y el tiempo a 2 horas.
9. Se realiza siempre 3 réplicas tanto de las muestras como del blanco (calibración).
10. Preparar los tubos de digestión (limpios y secos) en una gradilla de forma numerada.



Figura 32: Gradilla con tubos de digestión.

Y añadir los siguientes volúmenes por este orden:

- 2.5 ml de muestra (para el blanco será 2.5 ml de agua desionizada).
- 1.5 ml de solución digestora.
- 3.5 ml de solución de ácido sulfúrico.

11. Tapar los tubos con el tapón roscado y agitarlos para homogeneizar la mezcla reaccionaste.
12. Introducir los tubos en el bloque digestor con precaución para que no queden rayados con el roce del metal, ya que posteriormente complicaría la lectura.
13. Retirar los tubos del bloque digestor una vez hayan pasado las 2h y dejar enfriar a temperatura ambiente en la gradilla.
14. Leer la absorbancia de los 3 replicados del blanco, insertando uno a uno el tubo en el interior de la celda del espectrofotómetro. Con el valor de absorbancia leída más baja, ajustar a cero con ayuda del mando provisto en el espectrofotómetro.
15. Una vez realizado el ajuste a cero, se procede a leer la absorbancia de las muestras anotando el valor más bajo de cada uno de los replicados. De esta manera minimizamos los efectos de las imperfecciones de los tubos y a su vez la DQO resultante del cálculo es la máxima posible.

Nota: Si el valor de absorbancia de una muestra queda fuera del rango del calibrado, necesariamente habrá que diluir la muestra con agua desionizada y seguir con el procedimiento como una muestra más.

Una vez obtenidos los valores de absorbancia de nuestras muestras, se procede al cálculo de la DQO a partir de la recta de calibrado obtenida inicialmente.

La expresión utilizada es:

$$DQO \text{ (mg O}_2 \text{ * L}^{-1}\text{)} = \left[ \frac{(ABS_{600})_{muestra}}{m} \right] \text{ (mg O}_2 \text{ * L}^{-1}\text{)} * \frac{V_m \text{ (mL)}}{V_{alicuota} \text{ (mL)}}$$

Donde,

- $ABS_{600}$ : lectura de absorbancia de la muestra a 600 nm de longitud de onda.
- $m$ : pendiente de la recta de calibrado.
- $V_m \text{ (mL)}$ : volumen del aforo del matraz usado en la dilución de la muestra.

- $V_{alícuota}$  (mL): volumen de muestra tomada para ser diluida y utilizada en la determinación colorimétrica.

Si no es necesaria dilución de la muestra, entonces el cociente entre el volumen del aforo del matraz entre el volumen del alícuota no se aplica en el cálculo.

#### **4.7 ACIDOS GRASOS VOLATILES**

El análisis de la composición de ácidos grasos volátiles: *acético*, *propanoico* e *isobutírico* se realiza por cromatografía mediante un cromatógrafo de gases GC 7820 (Agilent).

La cromatografía es una técnica de separación que utiliza las diferentes velocidades de migración de los componentes de una mezcla por contacto de dos fases inmiscibles: fase estacionaria y fase móvil. La perfección de la separación depende de la distribución de los componentes entre la fase móvil y la fase estacionaria.

El cromatógrafo está dotado de un detector de ionización de llama (FID). Este detector consiste en una llama de  $H_2$  que ioniza los compuestos de la mezcla, formando una corriente iónica. Esta corriente así formada es recogida en un electrodo cilíndrico. Los ácidos son identificados por el tiempo de salida siendo el orden siguiente: acético, propanoico y por último isobutírico.

Las muestras son previamente filtradas sobre filtros de fibra de vidrio de 1,2 micras de poro o bien se puede centrifugar la muestra durante 5 minutos a 15000 r.p.m., tomando posteriormente el sobrenadante para realizar el análisis de AGV.

La metodología del ensayo se explica a continuación:

1. Las muestras son previamente filtradas sobre filtros de fibra de vidrio de 1,2 micras de poro, tomando el sobrenadante para realizar el análisis de AGV y congelándolo 24h.
2. Descongelar la muestra manteniéndola refrigerada y centrifugarla durante 5 minutos a 4200 r.p.m. hasta obtener un líquido clarificado. Filtrar el líquido sobrenadante con filtro 0.20  $\mu\text{m}$ .
3. Tomar 1 mL del líquido filtrado y verter en un tubo de micro-DQO o bien en un tubo Eppendorf y añadir 1 gota de  $H_2SO_4$  concentrado hasta  $\text{pH}=1$ . Agitar seguidamente (Hidrólisis ácida).
4. Añadir al tubo 1 mL de diisopropiléter (extracción de AGV) y agitar con vórtex 1 minuto.

5. Se guarda el tubo en un congelador durante 24 horas ya que favorece la distribución.
6. Transcurrido el tiempo se agita con vórtex durante 1 minuto sin dejar que se descongele el agua.
7. Tomar 1 mL de la fase orgánica con pipeta Pasteur y verter en vial para inyección en el cromatógrafo. La inyección de la muestra se realiza con un inyector Splitless.

Para realizar el ensayo se han de dar unas determinadas condiciones cromatográficas tales como:

- Temperatura inyección: 200°C.
- Temperatura detector (FID): 300°C.
- Temperatura inicial horno: 45°C.
- Volumen de inyección: 1µL.
- Gas portador: He.
- Flujo Columna: 3.6 mL/min.
- Columna: DB-FFAP (30m-0.250mm-0.25um) Agilent J&W GC Columns.

El análisis cuantitativo de los AGV se hace usando la técnica del patrón externo en la cual se crea una curva de calibrado de Área frente a Concentración.

Se preparan patrones conjuntos a distintos niveles de concentración a partir de diluciones de una disolución Stock concentrada tal como se muestra en la tabla 4.7 (Volumen Disolución Stock 100 mL en diisopropiléter).

*Tabla 4.7: Patrones conjuntos con sus concentraciones.*

Compuesto abreviado	Nomenclatura	Volumen (uL)	Concentración (mg/L)
á. C2	á. acético	500	5244
á. C3	á. propanoico	500	4925
á. iso-C4	á. isobutírico// á. 2-metilpropiónico	500	4716
á. C4	á. butírico	500	4742
á. iso-C5	á. isovalérico/ á. 3-metilbutanoico	500	4579
á. C5	á. valérico	500	4648
á. iso-C6	á. isocaproico/ á. 4-metilvalérico	500	4569
á. C6	á. caproico	500	4612
á. C7	á. heptanoico	500	4455

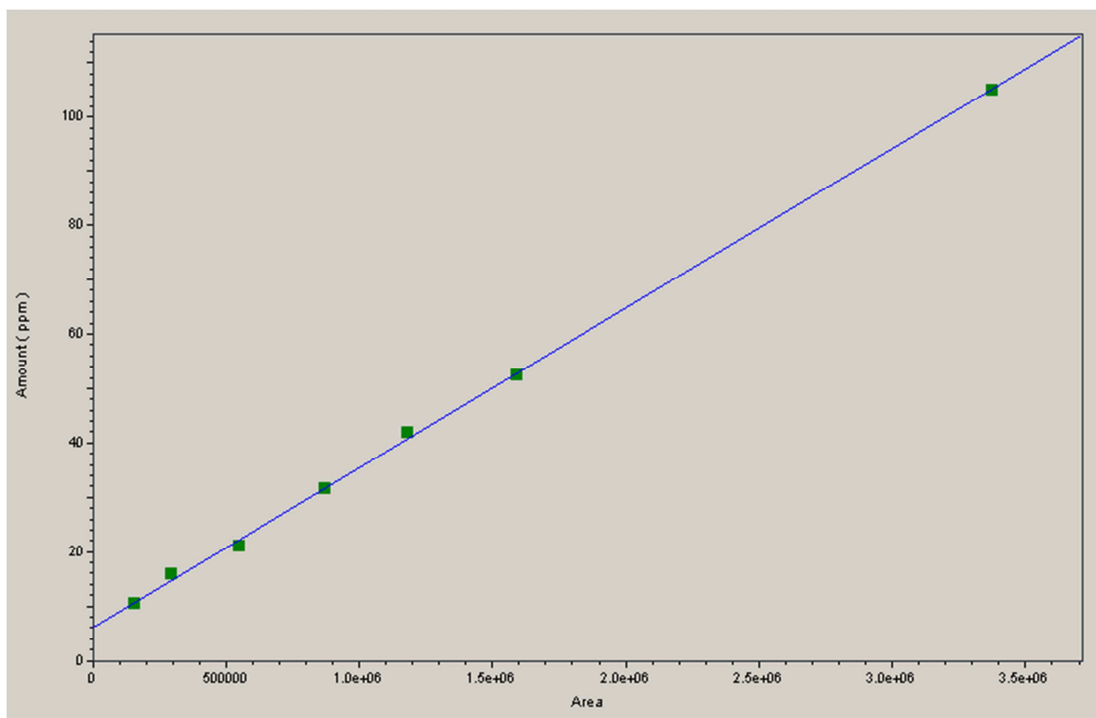
De esta disolución se toman 5 mL y se enrasan a 50 mL, también con diisopropiléter, en un matraz aforado.

A continuación se muestra la tabla 4.8 para la construcción del escalado de patrones de distintos niveles de concentración a partir de la segunda disolución:

Tabla 4.8: Construcción del escalado de patrones.

Volumen Alícuota (mL)	C2 (ppm)	C3 (ppm)	iso-C4 (ppm)	C4 (ppm)	iso-C5 (ppm)	C5 (ppm)	iso-C6 (ppm)	C6 (ppm)	C7 (ppm)
1	10,49	9,85	9,43	9,48	9,16	9,30	9,14	9,22	8,91
1,5	15,73	14,78	14,15	14,23	13,74	13,94	13,71	13,84	13,37
2	20,98	19,70	18,87	18,97	18,32	18,59	18,28	18,45	17,82
3	31,47	29,55	28,30	28,45	27,47	27,89	27,41	27,67	26,73
4	41,96	39,40	37,73	37,94	36,63	37,18	36,55	36,89	35,64
5	52,44	49,25	47,16	47,42	45,79	46,48	45,69	46,12	44,55
0	104,89	98,51	94,33	94,84	91,58	92,96	91,38	92,24	89,10

La recta de calibrado que obtenemos a través del software GC 7820 Front ALS, se muestran en la Grafica 4:



Grafica 3: Recta de calibrado Área-Concentración.

GC 7820 Front ALS Method: Splitless\_FFA\_2.met Data: Alimento\_AUTOCLAVE.dat Project: Default - [Review Peak Calibration -- Front Signal]

File Edit View Method Data Sequence Analysis Control Reports Window Help

1: Front Signal

Level	Amount	Area	RF	Last Area	Residual	Rep StDev	Rep %RSD	Rep 1 Area	Rep 1 User	Rep 1 Data File
1	10.49	1595877321711688244e-005			-0.27043			1595877	System	C:\E2\Chrom\Elite\Enterprise
2	15.73	2973989520840086349e-005			0.926776			2973989	System	C:\E2\Chrom\Elite\Enterprise
3	20.98	55225136899719511598e-005			-1.29384			552251	System	C:\E2\Chrom\Elite\Enterprise
4	31.47	8730713451784562768e-005			-0.210691			873071	System	C:\E2\Chrom\Elite\Enterprise
5	41.96	11825004841437632135e-005			1.20646			1182500	System	C:\E2\Chrom\Elite\Enterprise
6	52.44	1589749386333929419e-005			-0.254604			1589749	System	C:\E2\Chrom\Elite\Enterprise
7	104.89	33734731032586186402e-005			-0.105667			3373473	System	C:\E2\Chrom\Elite\Enterprise

Navigation: Method, Instrument Setup, Integration Events, Peaks / Groups, Review Calibration, Advanced, Custom Report, Data, Manual Integration Fixes, Tiled Display, Integration Event, Peaks/Groups Table, Manual Integration

02  
C3  
iso-C4  
C4  
iso-C5  
C5  
i-C6  
C6  
C7

Figura 33: Captura software GC 7820 Front ALS.

External Standard Curve

Average RF: 4.17461e-005  
 RF StDev: 1.27516e-005  
 RF %RSD: 30.5456

Scaling: None  
 LSQ Weighting: None  
 Force Through Zero: Off  
 Replicate Mode: Replace

Linear Fit  $ax + b$   
 $a = 2.93213e-005$   
 $b = 6.08114$   
 Goodness of fit ( $r^2$ ): 0.999332

Figura 34: Captura software GC 7820 Front ALS.

#### 4.8 ESTUDIO ESTADISTICO DE LOS DATOS

Los resultados obtenidos en los diferentes análisis realizados en el laboratorio para la caracterización del agua residual han sido tratados estadísticamente.

Para los parámetros de calidad del agua se hallan los estadísticos media y desviación estándar, así como el máximo y el mínimo de cada muestra.

- Media de una muestra: 
$$\bar{X} = \frac{X_1 + X_2 + X_3 + \dots + X_n}{N} = \frac{\sum_{j=1}^N X_j}{N}$$

- Desviación estándar de una muestra: 
$$s = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^N (X_j - \bar{X})^2}{N-1}}$$

Por otro lado, los resultados también han sido analizados estadísticamente. El objetivo es comprobar la influencia del tiempo de retención hidráulica y de la concentración de biomasa en el rendimiento de los tratamientos primarios y con este fin se ha realizado el test ANOVA.

Se ha testado también la homogeneidad de las varianzas y la normalidad de las muestras utilizando el test Kolmogorov-Smirnov. En el caso de no cumplirse las hipótesis del test ANOVA, se han transformado los datos utilizando logaritmos.

## 5 RESULTADOS

En este apartado se exponen los resultados obtenidos de los diferentes ensayos realizados en el laboratorio de DEHMA a lo largo de 7 meses (Octubre del 2012 - Abril del 2013).

Los resultados se presentan diferenciando tanto los parámetros analizados, como es el contenido de sólidos totales y volátiles (ST y SV), la demanda química de oxígeno (DQO<sub>T</sub> y DQO<sub>S</sub>) y por último los ácidos grasos volátiles (AGV). Por otro lado se diferencian los puntos de muestreo de la planta piloto, es decir la entrada y salida de ambos tratamientos primarios y los diferentes tiempos de retención (TRH).

Es importante destacar que la realización de experimentos en una planta piloto real, está sujeta a condicionantes meteorológicos y posibles averías de los sistemas de bombeo que derivan en datos no representativos del funcionamiento ordinario de la planta. Es por esto que durante el periodo en que se estuvo gestionando la planta, nos encontramos diferentes averías que dificultaron la toma de muestras, como por ejemplo cortes en el suministro de agua en el tanque de abastecimiento, obstrucciones en conductos y válvulas, lo que hace que en las tablas aparezcan ciertos datos incomprensibles e incongruentes. De cada uno de ellos se intentara dar una explicación.

Finalmente, habiendo realizado una criba o filtrado de estos datos no representativos, se presentan las gráficas definitivas para así poder disponer de una visión más realista de los tratamientos primarios.

### 5.1 SOLIDOS TOTALES Y SOLIDOS VOLATILES

En este apartado se muestran los resultados obtenidos de eliminación de sólidos totales y volátiles de los dos tratamientos primarios propuestos, diferenciando los distintos TRH que se han utilizado en el HUSB a lo largo del estudio. Para ello, se toman muestras periódicamente de la entrada y de la salida de ambos tratamientos.

A continuación se muestra una tabla resumen con los promedios de eliminación de concentración de sólidos totales más la desviación estándar de los datos tratados.

*Tabla 5.1: Porcentaje de eliminación de SST.*

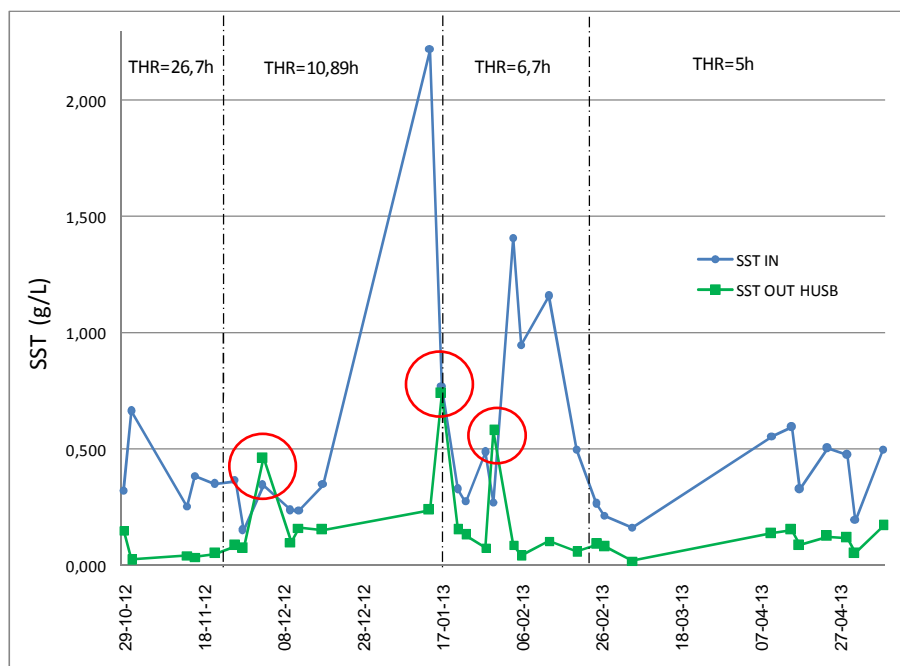
	MEDIA HUSB (%)	DESVIACION	MEDIA DECANTADOR (%)	DESVIACION
TRH 1 (26,68h)	82	16,90	79	9,74
TRH 2 (10,89h)	42*	40,14*	62	24,71
TRH 3 (6,7h)	55*	70,60*	86	8,08
TRH 4 (5h)	73	7,01	79	9,68

(\*) Considerando valores altos por encima de la media, que se comentaran posteriormente.



Según la tabla anterior, podemos observar que los porcentajes de eliminación de los sólidos totales en el HUSB, son prácticamente comparables a los obtenidos en el decantador (*salvo los valores obtenidos en los tiempos de retención de 10,89 y 6,7h*) analizándolos en similares periodos de tiempo. Esto significa que aun trabajando el decantador durante todo el estudio con un mismo TRH de 2h, se realizan promedios parciales similares a los TRH del HUSB para comprender mejor el funcionamiento.

Con esta medida aplicada en el decantador, se puede apreciar la elevada variabilidad que hay en el agua residual que entra en los tratamientos a lo largo del tiempo. Sin alterar en nada el funcionamiento del decantador, se obtienen valores de eliminación que oscilan del 62% al 86%.

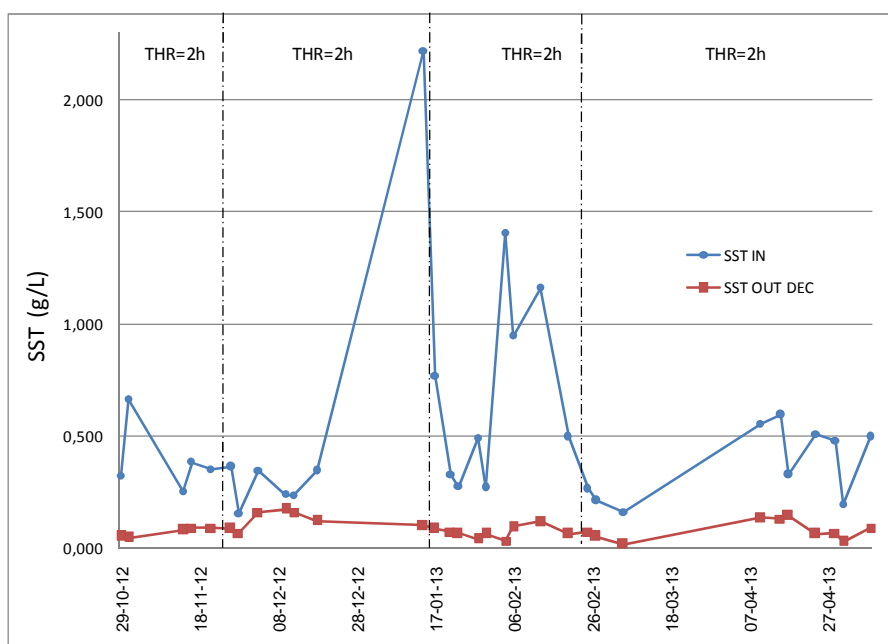


Grafica 4: Concentración de SST en la entrada y salida del HUSB.

En la Grafica 5, se aprecian círculos que muestran los valores incongruentes que se han obtenido a lo largo del estudio en la salida del HUSB y que hacen variar el porcentaje de eliminación. Estos datos se consideran veraces, dado que, analizando las réplicas realizadas, los valores obtenidos en ellas son similares.

Se consideran incongruentes por el hecho de superar en la salida la concentración de SST que hay en la entrada, lo que significaría que el HUSB no elimina materia orgánica y por el contrario la genera en su interior.

Podemos deducir de todo ello, que el motivo aparente que causa esta alteración en los valores de la salida, se debe a la llegada de floculos de materia orgánica procedentes del manto de lodos que posiblemente se descomponen al tomar las muestras a través de las diferentes purgas, creando turbulencias o burbujas de aire en el interior. En el apartado de conclusiones, trataremos con más detalle este asunto.



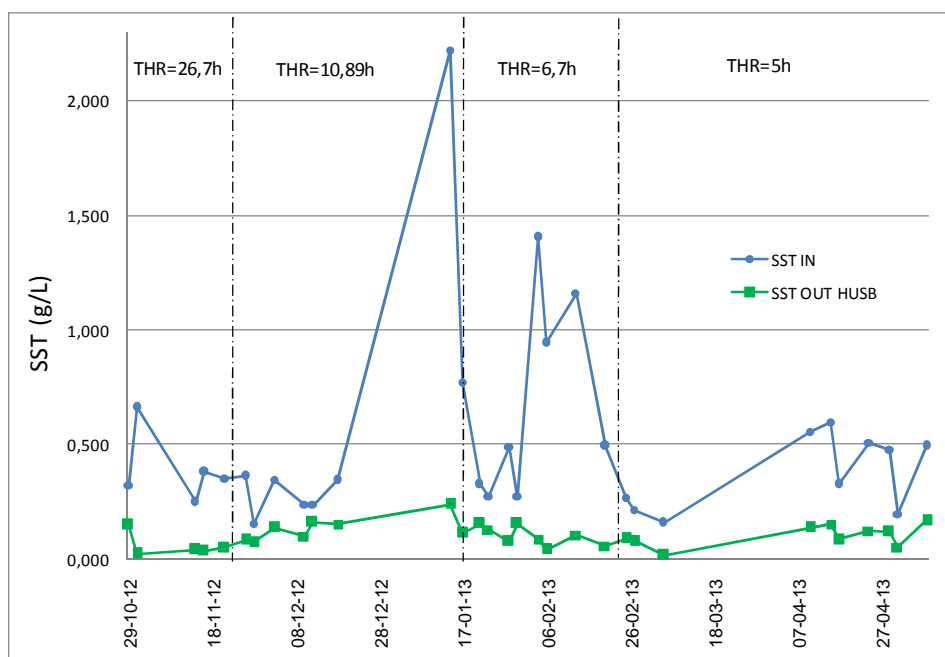
Grafica 5: Concentración de SST en la entrada y salida del decantador.

En la Grafica 6, se observa la distribución en el tiempo de la concentración de SST en el decantador, salvo valores puntuales, podemos apreciar un comportamiento de eliminación similar al HUSB en los distintos periodos de tiempo, con un máximo valor de eliminación de 86% y un mínimo de 62%.

Una vez cribado los valores no representativos del HUSB, podemos apreciar en la Tabla 5.2 los nuevos porcentajes de eliminación, más similares aún si cabe a los del decantador, en las distintas franjas de tiempo.

Tabla 5.2: Porcentaje de eliminación de SST retirando datos no representativos.

	MEDIA HUSB (%)	DESVIACION	MEDIA DECANTADOR (%)	DESVIACION
TRH 1 (26,68h)	82	16,90	79	9,74
TRH 2 (10,89h)	63	19,26	62	24,71
TRH 3 (6,7h)	75	21,75	86	8,08
TRH 4 (5h)	73	7,01	79	9,68



Grafica 6: Concentración de SST en la entrada y salida del HUSB retirando datos no representativos.

Estudios previos (Álvarez, et al. 2004) han obtenido resultados satisfactorios con la utilización de un HUSB como tratamiento primario. Con un volumen del digestor de 25.5 m<sup>3</sup> y un TRH de 5,2h, se obtenían porcentajes de eliminación de SST del orden del 85%.

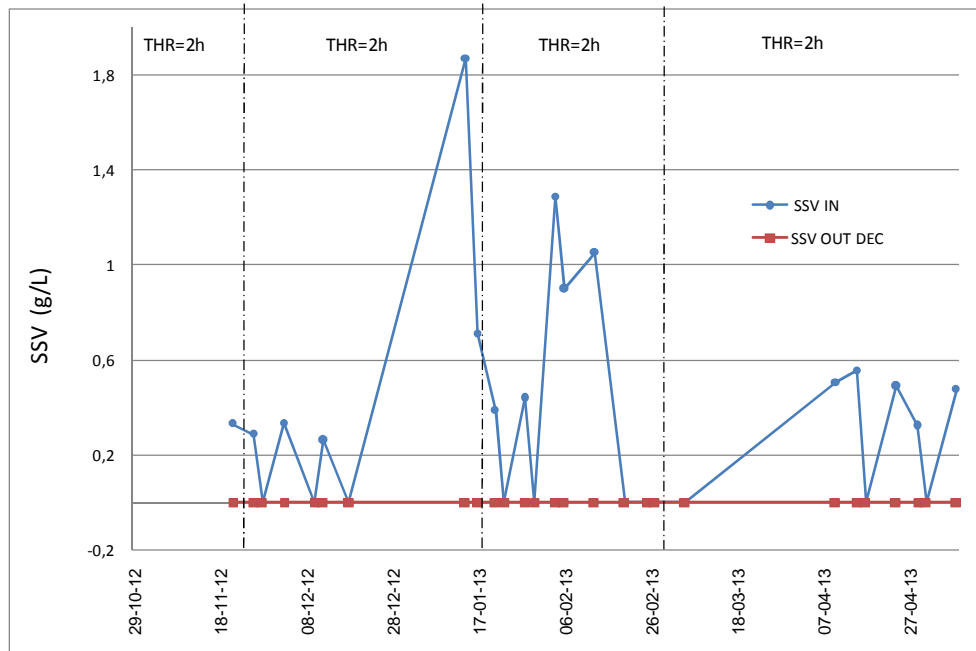
- SOLIDOS VOLATILES:

Por otro lado, disponemos de los promedios de eliminación de sólidos volátiles. En este apartado no podemos apreciar valores, dado que la concentración de sólidos totales analizados junto con los medios utilizados, hacen imposible la detección de alguna fracción representativa. Esto implica considerar aparentemente un porcentaje máximo de eliminación en ambos tratamientos de un 100%.

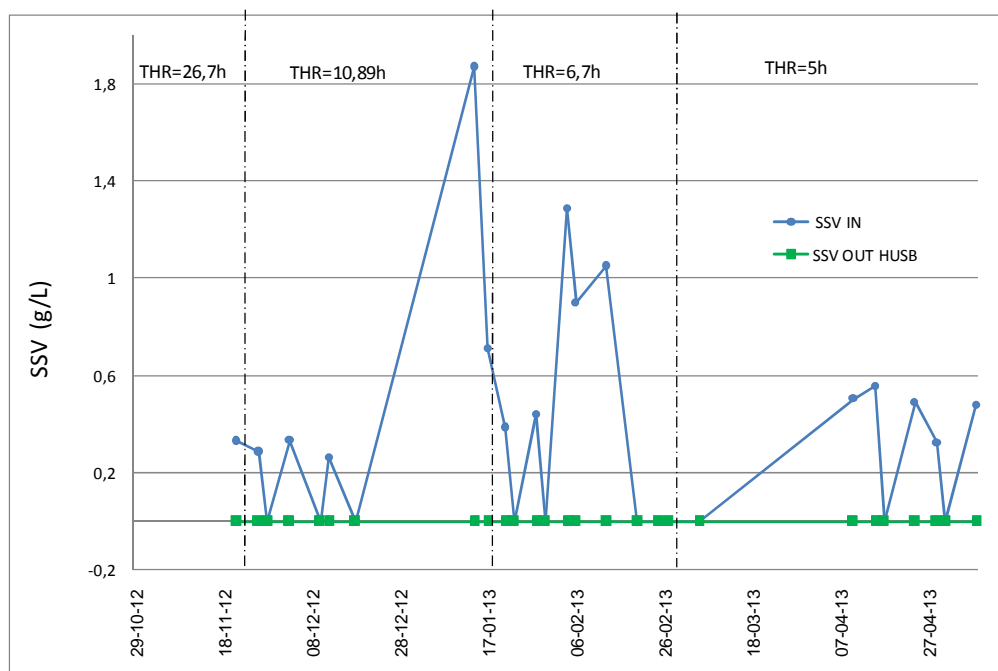
A continuación se muestra la tabla resumen de los promedios de eliminación de concentración de sólidos volátiles junto con la desviación estándar de los datos tratados.

Tabla 5.3: Porcentaje de eliminación de SSV.

	MEDIA HUSB (%)	DESVIACION	MEDIA DECANTADOR (%)	DESVIACION
TRH 1 (26,68h)	100	0	100	0
TRH 2 (10,89h)	100	0	100	0
TRH 3 (6,7h)	100	0	100	0
TRH 4 (5h)	100	0	100	0



Grafica 7: Concentración de SSV en la entrada y salida del decantador.



Grafica 8: Concentración de SSV en la entrada y salida del HUSB.

## 5.2 DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO TOTAL Y SOLUBLE

En este apartado se muestran los resultados obtenidos de la demanda química de oxígeno total y soluble en la entrada y la salida de cada tratamiento. Para validar los resultados de las muestras, se han realizado tres réplicas de cada muestra.

Se debe considerar que la DQO del afluente es muy variable y suele presentar oscilaciones fruto de las diferentes actividades domésticas tal como se ha visto anteriormente en los resultados de sólidos totales y volátiles. En este estudio se ha determinado la DQO en la entrada de los tratamientos primarios, en la salida del decantador y en la salida del HUSB, para evaluar la eficiencia de eliminación de este parámetro.

Es de esperar que en ambas salidas los valores de DQO total sean inferiores a los valores de entrada. Este comportamiento es coherente ya que los tratamientos primarios actúan degradando materia en suspensión y por tanto, los contenidos de DQO a la salida deben ser inferiores.

La existencia de otros trabajos durante la realización de esta tesina, provoca que la determinación de la DQO total y soluble no se analice cada vez que se realizan los análisis de sólidos totales y volátiles, teniendo por tanto que realizarla una vez por semana y disponiendo de menos resultados.

- DQO TOTAL:

En este apartado se muestra el valor de las sustancias total susceptibles de ser oxidadas a la entrada y en la salida de los tratamientos primarios.

Seguidamente se muestran los promedios de la  $DQO_T$  en las salidas del decantador y del HUSB.

*Tabla 5.4: Media y desviación estándar del contenido de DQO Total en la salida de los tratamientos primarios.*

	MEDIA ( $mgO_2 \cdot L^{-1}$ )	DESVIACION
DECANTADOR	245	108,17
HUSB TRH1 (26,68h)	188	99,93
HUSB TRH 2 (10,89h)	445	147,06
HUSB TRH 3 (6,7h)	301	71,74
HUSB TRH 4 (5h)	284	123,10

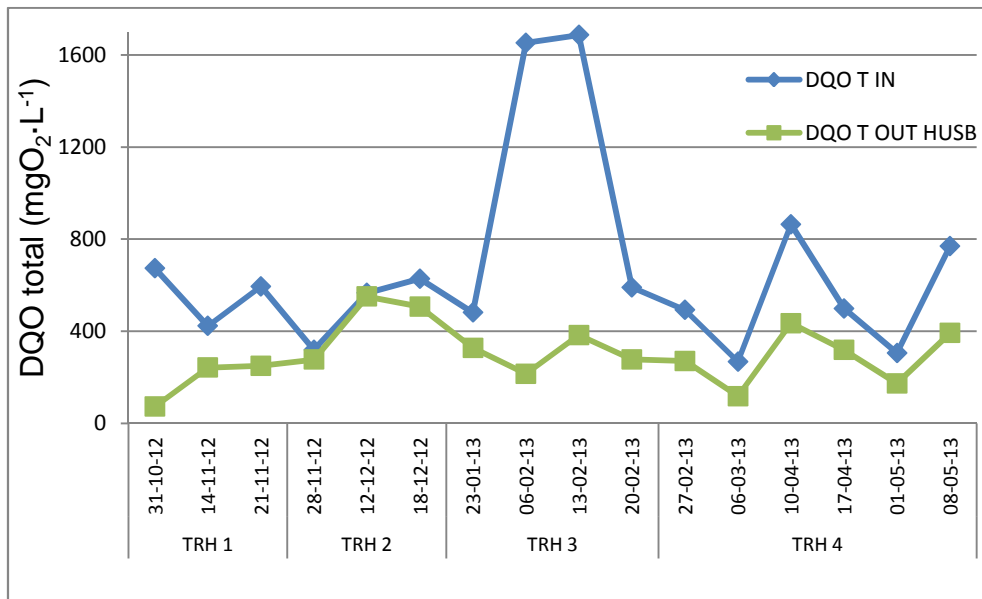
El valor medio obtenido en la entrada a los tratamientos es de  $683 mgO_2 \cdot L^{-1}$ , con una desviación estándar muy elevada debido a la baja homogeneidad de los datos. Los promedios en la salida de ambos tratamientos disponen de desviaciones menores al ser valores más estables. En el caso del decantador, se obtiene una media de  $245 mgO_2 \cdot L^{-1}$  y en el caso del HUSB se alcanza una media máxima con un TRH de 10,89h de  $445 mgO_2 \cdot L^{-1}$  y un mínimo de  $188 mgO_2 \cdot L^{-1}$  con el TRH de 26,68h.

En cuanto al porcentaje de eliminación, se obtiene un mayor resultado en el decantador con un valor del 75%. En cuanto al promedio general de eliminación de  $DQO_T$  en el decantador desciende a un 60%. Respecto al HUSB, se alcanzan valores levemente superiores al 60% en TRH de 6,7h sin una clara tendencia entre los

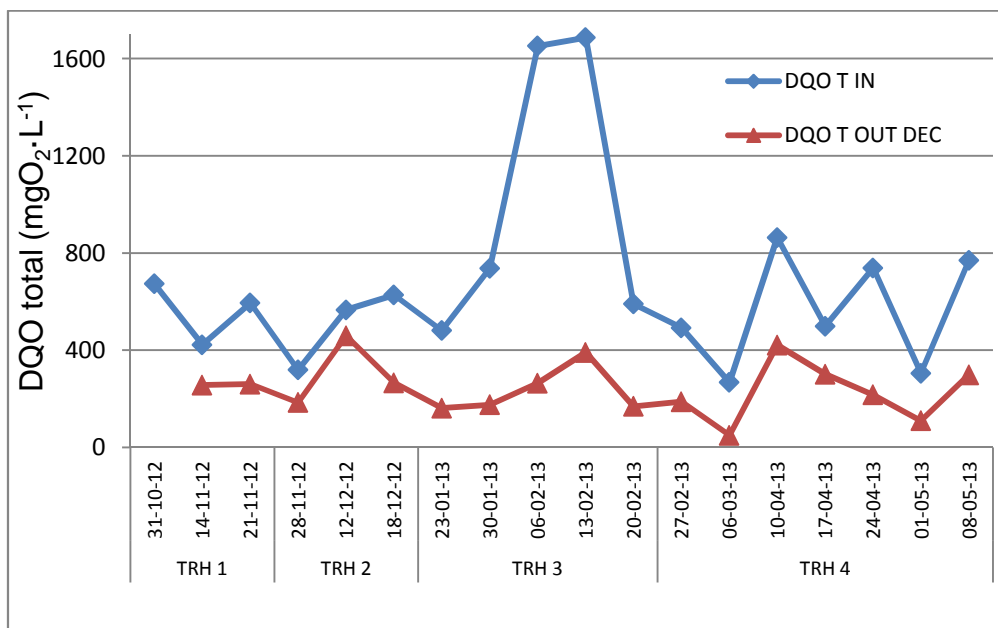
diferentes TRH utilizados. El valor máximo de eliminación de DQO<sub>T</sub> obtenido en el transcurso del estudio en el decantador es de 84% y en el HUSB es del 89%.

Tabla 5.5: Porcentaje de eliminación de DQO Total.

	MEDIA HUSB (%)	DESVIACION	MEDIA DECANTADOR (%)	DESVIACION
TRH 1(26,68h)	63	23,65	48	11,91
TRH 2 (10,89h)	12	8,40	40	19,56
TRH 3 (6,7h)	62	24,79	75	6,56
TRH 4 (5h)	47	6,75	61	13,39



Grafica 9: DQO total en la entrada y salida del HUSB.



Grafica 10: DQO total en la entrada y salida del decantador.

- DQO SOLUBLE:

En este apartado, se representa la concentración de sustancias solubles susceptibles de ser oxidadas en la entrada y en la salida de los tratamientos primarios.

Seguidamente se muestran los promedios de la DQO<sub>s</sub> en las salidas del decantador y del HUSB.

*Tabla 5.6: Media y desviación estándar del contenido de DQO Soluble en la salida de los tratamientos primarios.*

	MEDIA (mgO <sub>2</sub> -L <sup>1</sup> )	DESVIACION
<b>DECANTADOR</b>	141	90,70
<b>HUSB TRH1 (26,68h)</b>	142	25,74
<b>HUSB TRH 2 (10,89h)</b>	212	73,51
<b>HUSB TRH 3 (6,7h)</b>	147	40,09
<b>HUSB TRH 4 (5h)</b>	137	45,34

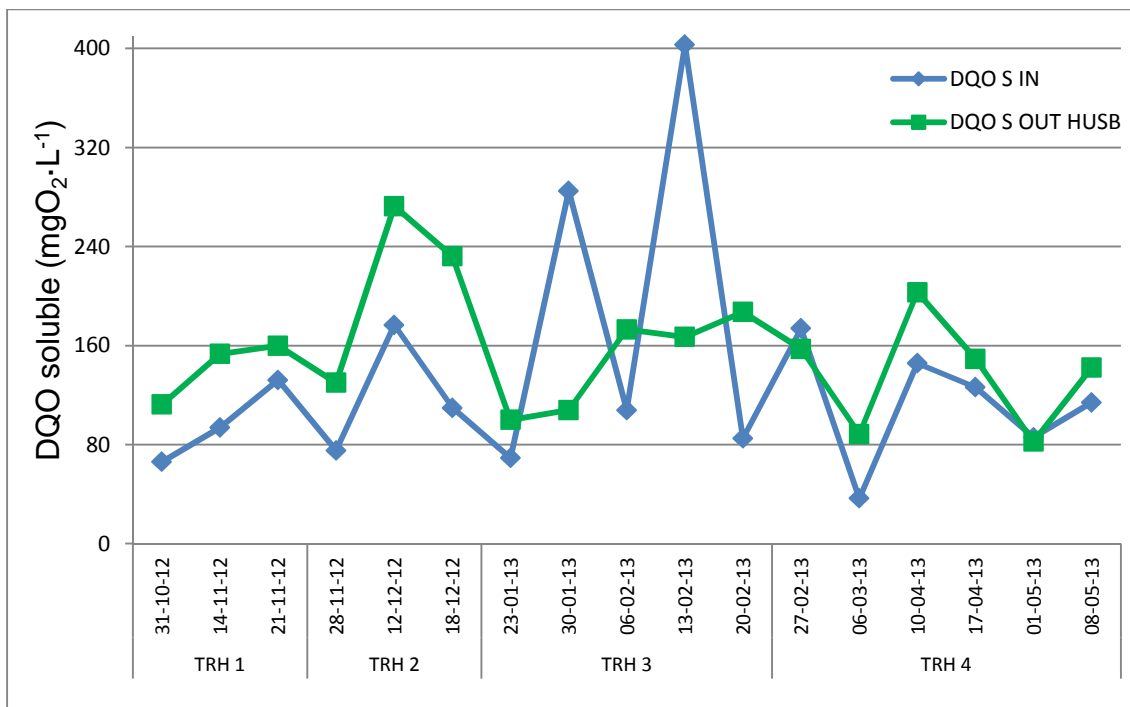
Se observa como sucede en apartados anteriores, que los valores en la entrada no son constantes ya que la desviación estándar es bastante elevada. Se obtiene un promedio de 141 mgO<sub>2</sub>-L<sup>1</sup> y una desviación de 90,70 en el afluente de los tratamientos. En las muestras de los ambos efluentes hay menos variabilidad alcanzándose valores de 105mgO<sub>2</sub>-L<sup>1</sup> en el decantador y 154mgO<sub>2</sub>-L<sup>1</sup> en el HUSB con desviaciones menores.

Las eficiencias de eliminación que se muestran en la Tabla 5.7, demuestran con valores negativos que el HUSB llega a solubilizar la materia orgánica en su interior. Por el contrario, el decantador tiene eficiencias más bajas sin llegar a solubilizar.

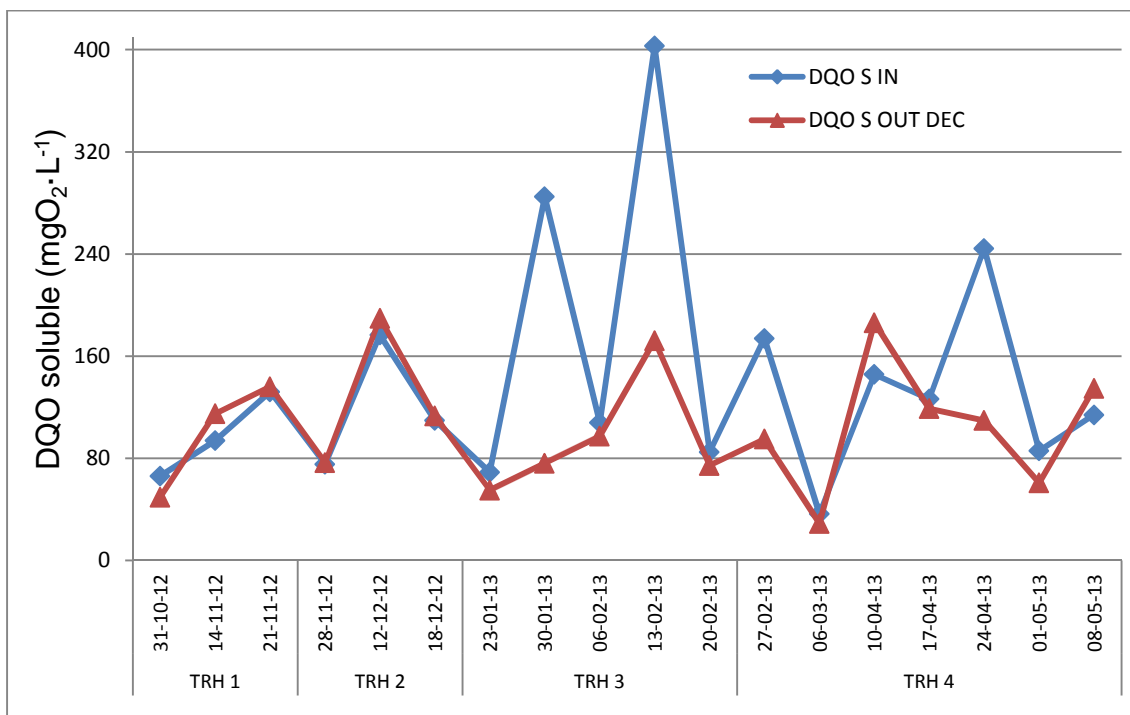
El mayor porcentaje de eliminación se encuentra en la salida del HUSB con un valor de -79 % con un TRH de 10,89h. En los TRH inferiores se observa que los porcentajes van reduciéndose. En cuanto al decantador, el mayor porcentaje se obtiene con un 35%, más bajo que en el HUSB dado que trata una carga orgánica más baja

*Tabla 5.7: Porcentaje de eliminación de DQO Soluble.*

	MEDIA HUSB (%)	DESVIACION	MEDIA DECANTADOR (%)	DESVIACION
<b>TRH 1(26,68h)</b>	-51	26,56	0	23,88
<b>TRH 2 (10,89h)</b>	-79	29,27	-4	2,98
<b>TRH 3 (6,7h)</b>	-21	79,35	35	28,80
<b>TRH 4 (5h)</b>	-35	55,49	16	31,01



Grafica 11: DQO soluble en la entrada y salida del HUSB.



Grafica 12: DQO soluble en la entrada y salida del decantador.



### 5.3 ACIDOS GRASOS VOLATILES

En este apartado se muestran los resultados de la generación de ácidos grasos volátiles en las diferentes zonas del interior del HUSB. Se diferencian como en apartados anteriores los distintos TRH que se han utilizado a lo largo del estudio, además de indicar los tiempos de purga realizadas para mantener la concentración de 10 g/L SSV.

Para ello, se tomaron muestras periódicamente en seis puntos del HUSB, las 5 válvulas manuales más la salida del reactor.

A continuación se muestra una tabla resumen con la cantidad de AGV obtenidos a lo largo del estudio en el interior del HUSB.

*Tabla 5.8: Cantidad de AGV en el interior del HUSB.*

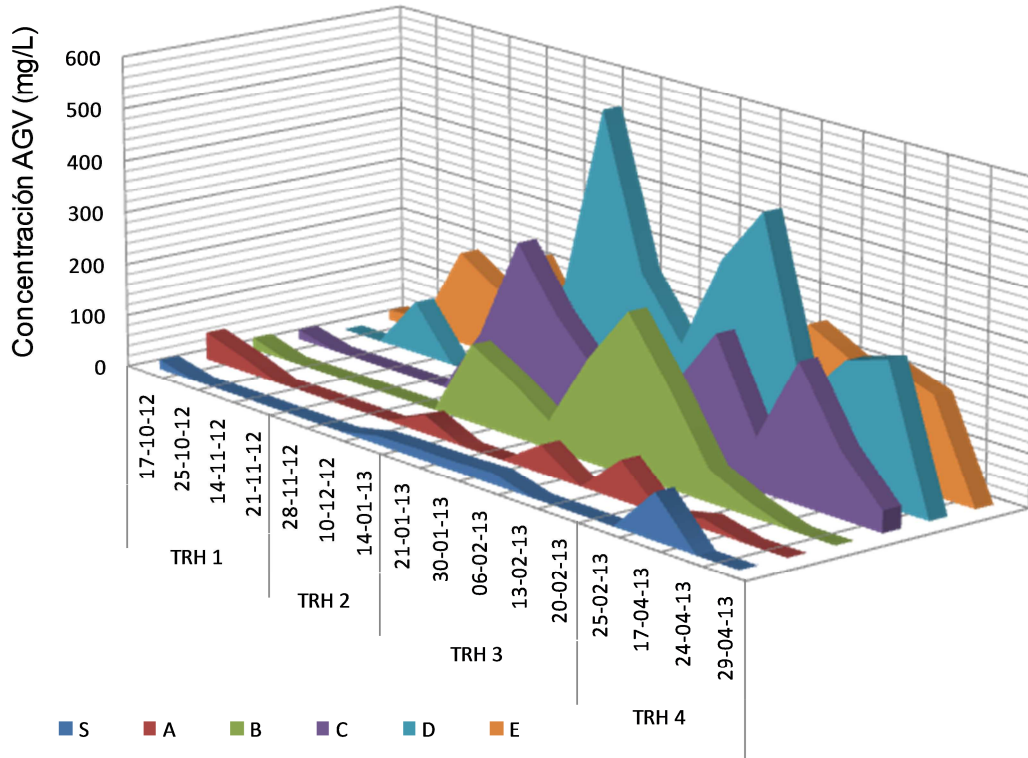
		AGV HUSB (mg)	MEDIA (mg)	DESVIACION
TRH 1 (26,68h)	17-10-12	1787,48	2564,69	1720,25
	25-10-12	845,23		
	14-11-12	4861,95		
	21-11-12	2764,09		
TRH 2 (10,89h)	28-11-12	4552,47	6427,71	3556,65
	10-12-12	4201,10		
	14-01-13	10529,56		
TRH 3 (6,7h)	21-01-13	11178,42	10212,11	3830,35
	30-01-13	5850,33		
	06-02-13	7605,36		
	13-02-13	10575,13		
	20-02-13	15851,30		
TRH 3 (5h)	25-02-13	7672,04	7116,77	4902,89
	17-04-13	12228,66		
	24-04-13	8131,38		

Podemos observar a través de los datos mostrados en la Tabla 5.8, que la aparición de AGV va incrementándose progresivamente en el interior del HUSB a la vez que se disminuye el tiempo de retención hidráulica. El valor máximo de AGV se alcanza con un TRH de 6,7h, donde se obtiene un valor de 15851,30 mg.

Seguidamente en el TRH de 5h se observa una reducción de AGV debido a las continuas purgas que se tuvieron que realizar en un periodo corto de tiempo a causa de superar la concentración establecida de SSV.

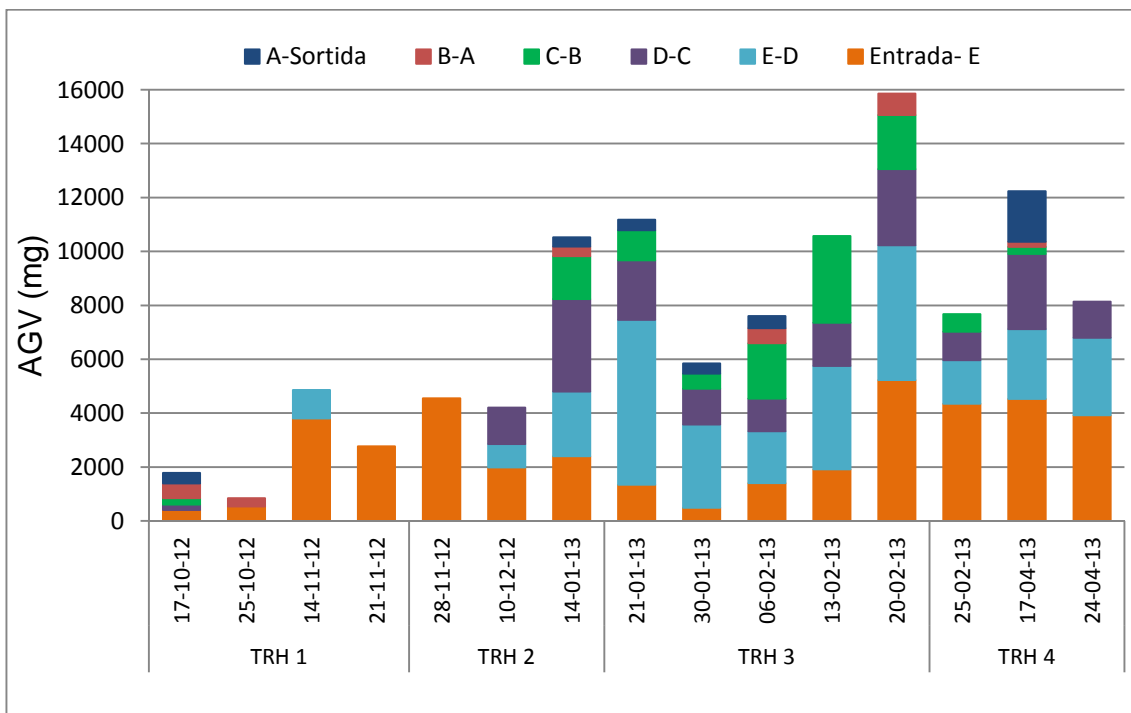
En cuanto a la dispersión de los AGV en el interior del reactor, podemos apreciar en la Grafica 14, que en gran medida se generan en las zonas inferiores donde

habitualmente se ubica el manto de lodo. Progresivamente van disminuyendo al mismo tiempo que ascendemos hacia la salida del HUSB.



Grafica 13: Concentración de AGV generados en el interior del HUSB.

En cuanto a la obtención de AGV en la salida del reactor, prácticamente se obtienen valores en TRH de 6,7h, donde se alcanza un valor máximo de 21 mg/L. En el TRH inferior apenas se detectan.



Grafica 14: Cantidad de AGV generados en el interior del HUSB.

---

Aunque lo interesante del estudio es la obtención de AGV en la salida del HUSB, en la Grafica 15 se puede apreciar la cantidad de AGV (mg) generados en el interior del digestor, diferenciando los distintos TRH utilizados. De esta forma podemos observar en qué periodo de los cuatro propuestos se obtienen más cantidad en la salida.

Generalmente, el 100% de los AGV encontrados corresponden a ácido acético y ácido propanoico, el resto de ácidos apenas fueron encontrados.

## 6 DISCUSION

En este capítulo se interpretan y discuten los resultados presentados en el capítulo anterior.

Tal como se ha hecho anteriormente, la caracterización del agua de entrada y salida de la planta se trata en apartados separados, sea SST, DQO<sub>T</sub>-DQO<sub>S</sub> y AGV. En esta ocasión, se da respuesta a los objetivos planteados en este estudio, para poder extraer conclusiones referentes a cuál de los tratamientos primarios propuestos puede resultar más óptimo o eficiente.

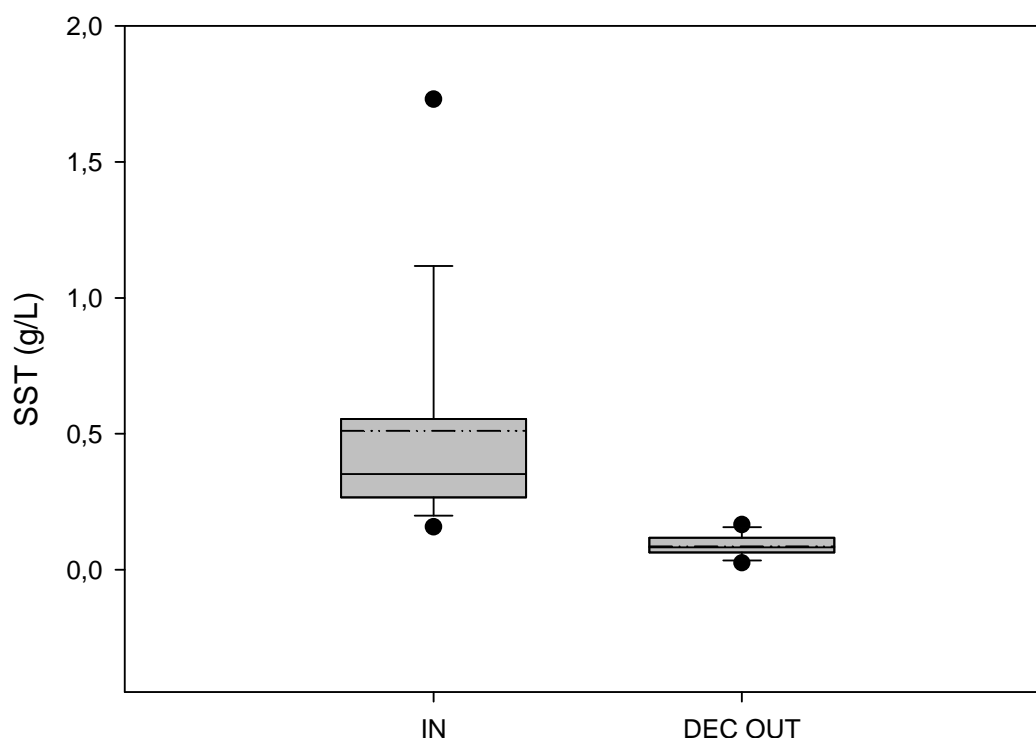
### 6.1 DETERMINACION DEL TRATAMIENTO PRIMARIO ÓPTIMO

A continuación se da respuesta a los objetivos 1 y 2 planteados inicialmente por separados.

#### 6.1.1 EFICIENCIA DE ELIMINACION DE MES/MO EN UN DECANTADOR

Los resultados obtenidos anteriormente, se muestran en forma de gráficas de cajas donde se ven reflejados los percentiles 5, 25, 50, 75 y 95 así como el promedio (línea discontinua) del Decantador.

- **CONCENTRACION DE SOLIDOS TOTALES (SST)**



Grafica 15: Diagrama de cajas de SST en la entrada y salida del Decantador.

Según la Grafica 16, se puede apreciar los promedios de concentraciones de SST tanto en la entrada como en la salida del Decantador. La entrada del tratamiento presenta una dispersión de valores mayor que la salida, la cual, dispone de una mayor estabilidad de valores, lo que nos permite obtener una concentración media de 0,510g/L en la entrada y de 0,086g/L en la salida con un TRH de 2h.

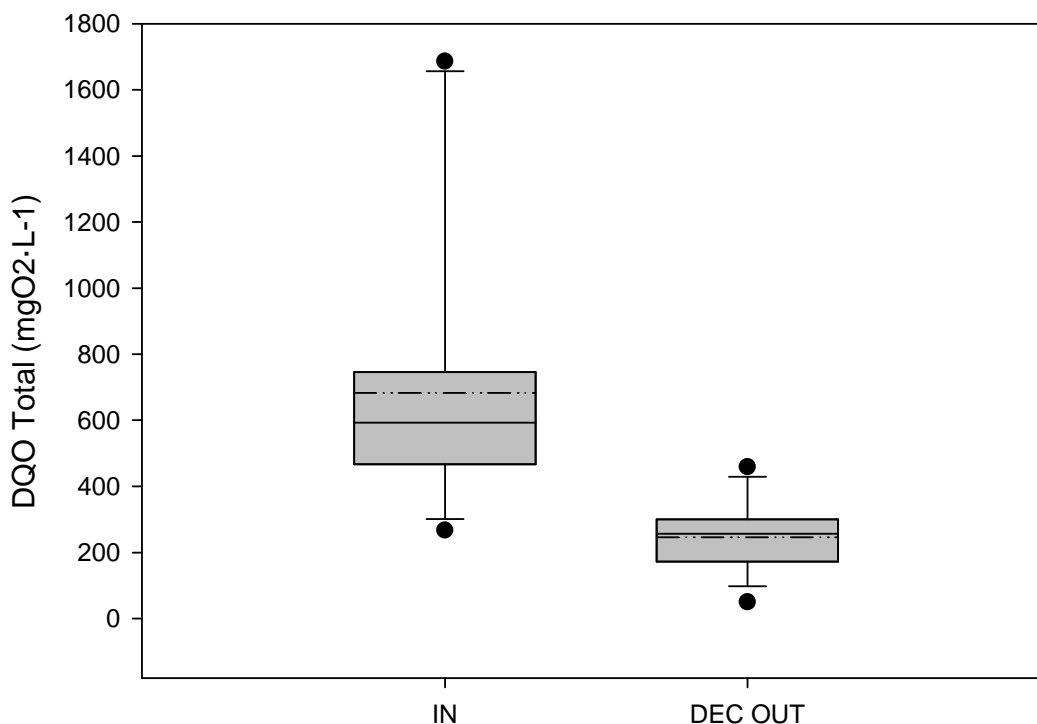
A continuación se muestra una tabla resumen con los valores medios de concentración del Decantador, además de la desviación estándar.

*Tabla 6.1: Concentración de SST en la entrada y salida del decantador.*

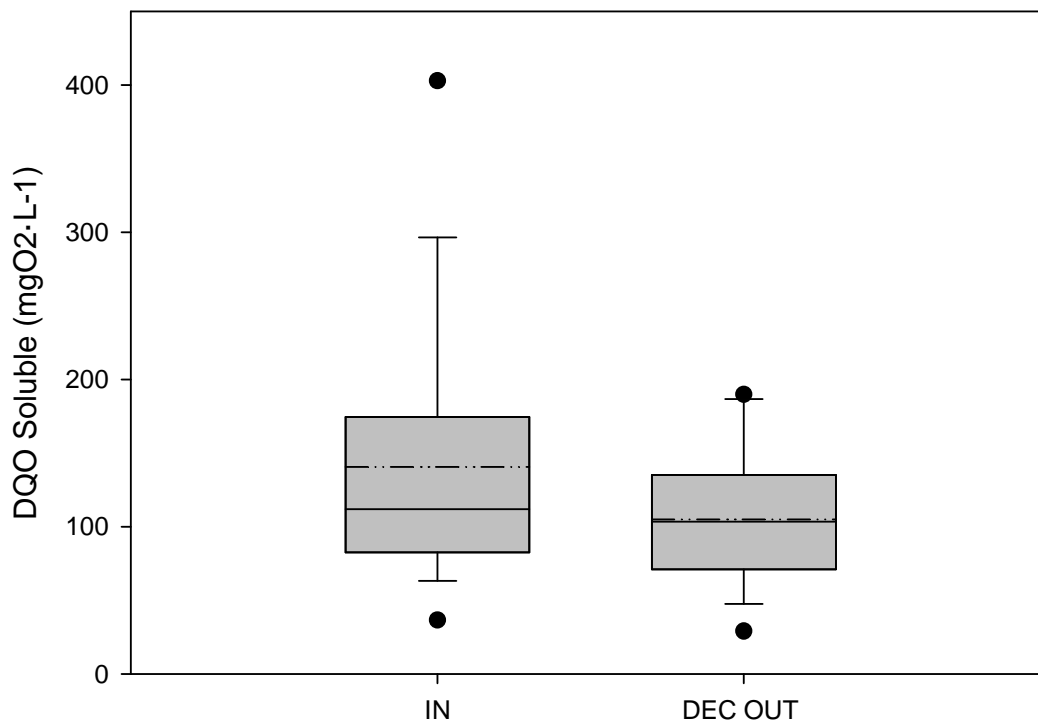
	MEDIA ENTRADA (g/L)	DESVIACION	MEDIA DECANTADOR (g/L)	DESVIACION
TRH 2h	0,510	0,427	0,086	0,040

Podemos concluir, que el Decantador realiza su función de manera correcta con un promedio general de eliminación del 83% de SST. Por otro lado, la elevada desviación que presenta la entrada es debida a la variabilidad del agua residual de la zona, que entra en el tratamiento a lo largo del tiempo de estudio.

• **DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO TOTAL Y SOLUBLE**



*Grafica 16: Diagrama de cajas de DQO<sub>T</sub> en la entrada y salida del Decantador.*



Grafica 17: Diagrama de cajas de DQO<sub>S</sub> en la entrada y salida del Decantador.

En primer lugar, se puede observar en la Grafica 17 y en la Grafica 18, como los valores de la DQO obtenidos en la entrada del Decantador son superiores a los obtenidos en la salida del Decantador. Este comportamiento es coherente ya el tratamiento primario actúa degradando la materia orgánica y por tanto, los contenidos de DQO en la salida deben ser inferiores a los de la entrada.

La elevada dispersión de datos en la entrada del Decantador es debido a las oscilaciones fruto de las diferentes actividades domésticas tal como se ha comentado anteriormente.

Respecto a la eficiencia de eliminación de DQO<sub>T</sub>, podemos observar como el decantador llega a tener porcentaje elevado del 64% con una desviación estándar de 17,39. Por otro lado, el porcentaje de eliminación de DQO<sub>S</sub>, se reduce considerablemente a un 15%.

Tabla 6.2: DQO Total en la entrada y salida del decantador.

	MEDIA ENTRADA (mgO <sub>2</sub> ·L <sup>-1</sup> )	DESVIACION	MEDIA DECANTADOR (mgO <sub>2</sub> ·L <sup>-1</sup> )	DESVIACION
TRH 2h	683	395,07	245	108,17

Tabla 6.3: DQO Soluble en la entrada y salida del decantador.

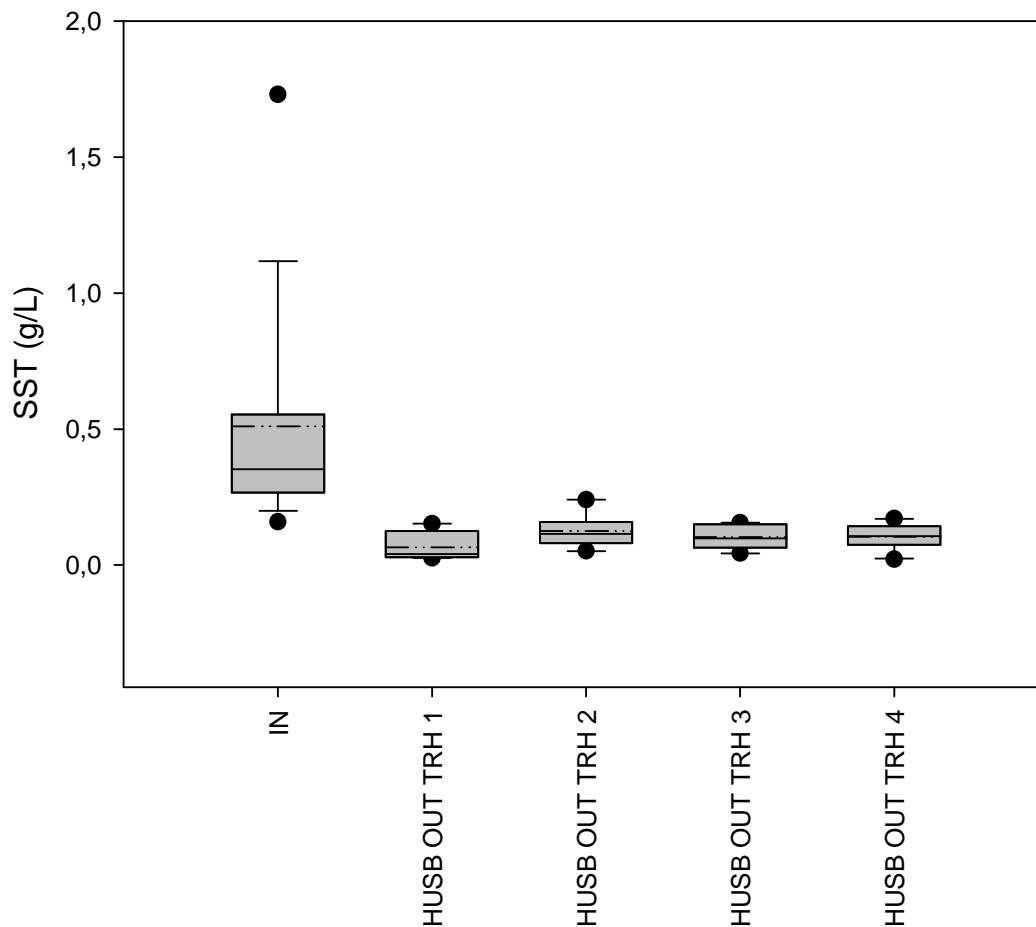
	MEDIA ENTRADA (mgO <sub>2</sub> -L <sup>-1</sup> )	DESVIACION	MEDIA DECANTADOR (mgO <sub>2</sub> -L <sup>-1</sup> )	DESVIACION
TRH 2h	141	90,70	105	46,36

### 6.1.2 EFICIENCIA DE ELIMINACION DE MES/MO EN UN HUSB

A continuación, se expone y se discute el efecto que acarrea la modificación del tiempo de retención hidráulica en el funcionamiento de un HUSB a la hora de eliminar materia en suspensión y materia orgánica.

Tal y como se ha tratado anteriormente, se muestran los resultados en forma de gráficas de cajas donde por cada periodo o TRH, se reflejan los diferentes percentiles con su media (línea discontinua).

- **CONCENTRACION DE SOLIDOS TOTALES (SST)**



Grafica 18: Diagrama de cajas de SST en la entrada y salida del HUSB.

Se puede observar a través de la Grafica 19, como la variación de los diferentes tiempos de retención, prácticamente no altera la concentración de sólidos en la salida del HUSB.

A continuación se muestra una tabla resumen con los valores medios de concentración de SST en la entrada y salida del HUSB diferenciando los distintos periodos utilizados, además de la desviación estándar.

*Tabla 6.4: Concentración de SST en la entrada y salida del HUSB.*

	MEDIA IN DECANTADOR (g/L)	DESVIACION	MEDIA OUT DECANTADOR (g/L)	DESVIACION
TRH 1 (26,68h)	0,394	0,159	0,061	0,051
TRH 2 (10,89h)	0,584	0,686	0,133	0,053
TRH 3 (6,7h)	0,672	0,440	0,102	0,043
TRH 4 (5h)	0,380	0,164	0,104	0,046

A raíz de los resultados expuestos anteriormente, podemos extraer una primera impresión sobre el correcto funcionamiento del HUSB como tratamiento primario, alcanzando porcentajes de eliminación del 84% de SST.

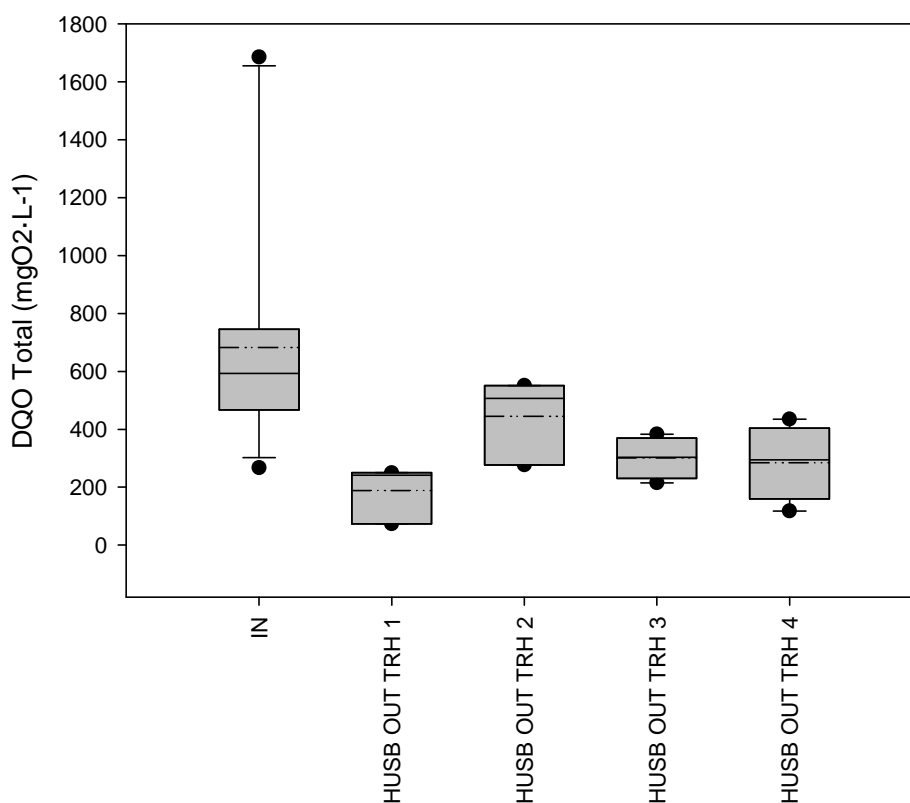
El HUSB elimina una gran parte de la concentración de sólidos totales que le entran, alcanzando valores mínimos en la salida de 0,061g/L con un tiempo de retención máximo de 26h. Esta situación es razonable dado que con un TRH mayor, el caudal en la entrada es menor, con lo que se estas introduciendo menos sólidos en el interior del digestor.

Concluyendo, de la tabla 6.4 no se puede extraer una tendencia clara sobre la influencia de los diferentes periodos utilizados. Se puede determinar que un aspecto influyente en la variación de los promedios de eliminación en el HUSB es el afluente del tratamiento, tal y como ocurre en el caso del Decantador. El afluente del HUSB dispone de una elevada desviación debida a la gran variabilidad del agua residual de la zona.

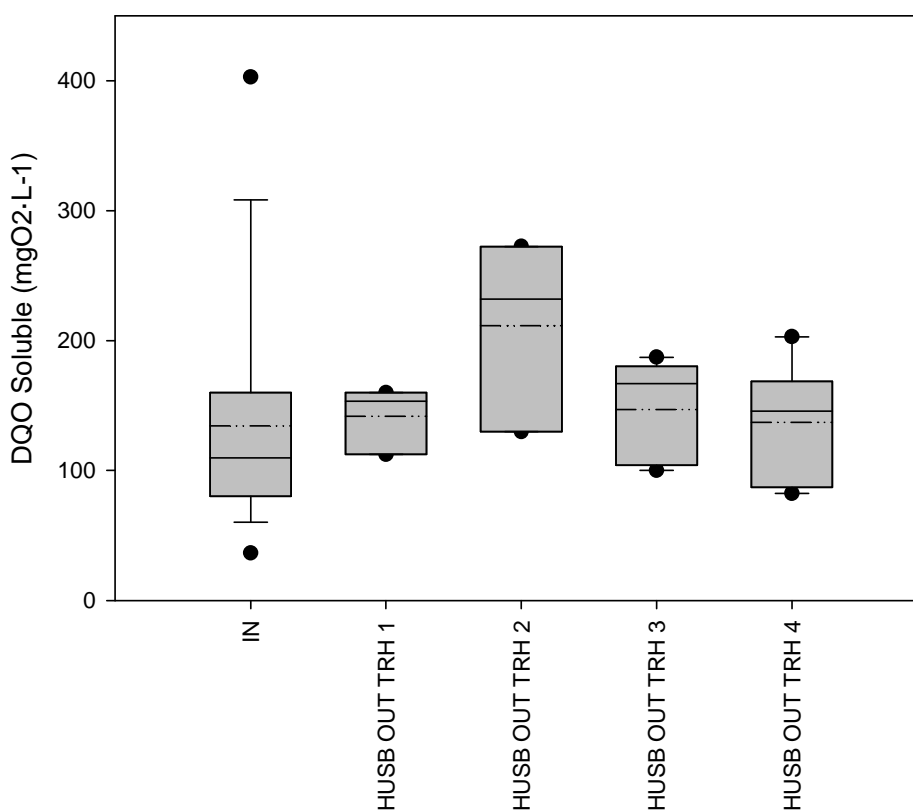
Por último, el estudio estadístico realizado para determinar la influencia del tiempo de retención hidráulica en la eficiencia de eliminación de SST en el HUSB, determina a través del test Anova que no hay diferencias significativas ( $p=0.098$ ) entre los periodos estudiados.



• DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO TOTAL Y SOLUBLE



Grafica 19: Diagrama de cajas de  $DQO_T$  en la entrada y salida del HUSB.



Grafica 20: Diagrama de cajas de  $DQO_S$  en la entrada y salida del HUSB.

Tal y como sucede en el Decantador, en el HUSB se puede apreciar en la Grafica 20 como los valores de la  $DQO_T$  en la entrada son superiores a los obtenidos en la salida en todos los tiempos de retención hidráulica analizados, claro síntoma de que el digestor degrada la materia orgánica. Salvo en el TRH de 10,89h, en el resto de TRH los valores son similares sin apreciar una diferencia significativa.

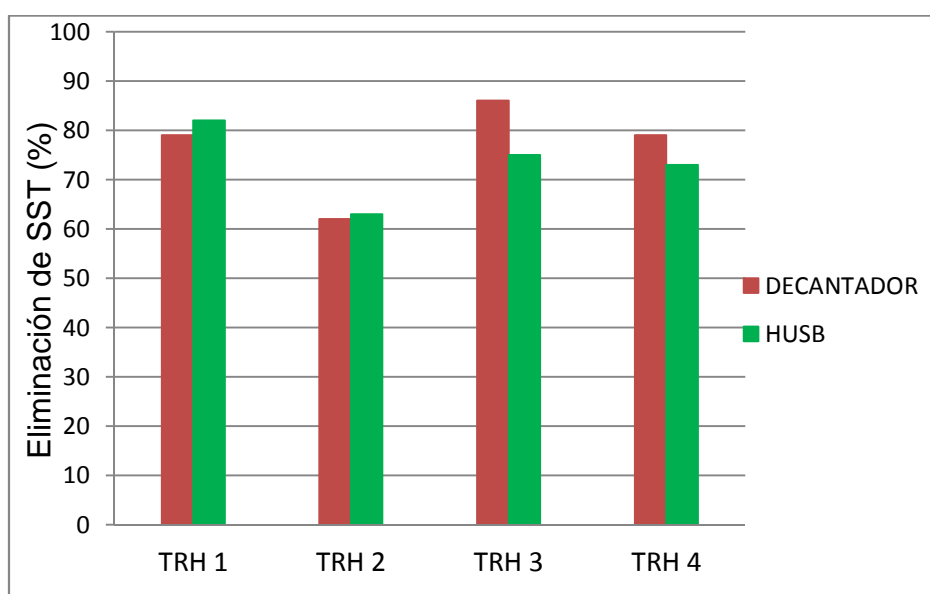
En cuanto a la  $DQO_T$ , la influencia del TRH en el HUSB para la eliminación de materia orgánica es insignificante estadísticamente. Según el test Anova no se puede afirmar que la eliminación de la  $DQO_T$  se lleve a cabo con más o menos eficiencia en los rendimientos de eliminación del tratamiento primario ( $p= 0.0971$ ).

En el caso de la Grafica 21, los valores de  $DQO_S$  en la entrada son menores a los obtenidos en la salida, en cada uno de los periodos analizados. Este comportamiento es coherente dado que en el HUSB, la mayor parte de los sólidos retenidos en su interior, son hidrolizados contribuyendo de esta forma en el aumento de la  $DQO_S$  del efluente. Los valores de  $DQO_S$  en la salida son prácticamente similares salvo en el TRH de 10,89h, donde se da el valor máximo de  $212 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ .

Respecto al análisis estadístico de la  $DQO_S$ , tampoco se puede afirmar con los valor que disponemos que la variación del TRH influya en el rendimiento de eliminación de materia orgánica ( $p=0,188$ ).

### 6.1.3 COMPARACION DE LOS TRATAMIENTOS PRIMARIOS.

A continuación se comparan las eficiencias de eliminación de materia en suspensión y materia orgánica en ambos tratamientos.



Grafica 21: Porcentaje de eliminación de SST en los tratamientos primarios.

En cuanto a la eficiencia de eliminación de SST, podemos observar en la Grafica 22 como en ambos tratamientos comparados en los mismos periodos las eficiencias son muy similares, destacándose levemente el Decantador en ciertos periodos. En una visión general, podemos considerar que el HUSB trabaja mejor con el TRH1, en cambio el Decantador aun teniendo un TRH constante de 2h, obtiene un mayor porcentaje en el TRH3.

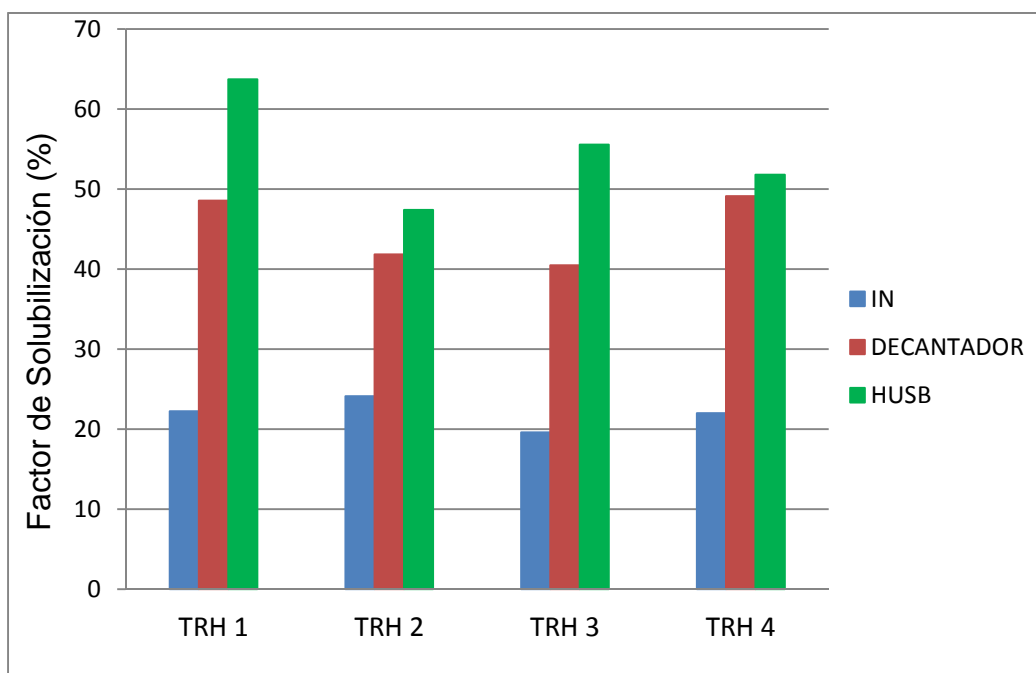
Esta variación en los resultados se debe a la elevada fluctuación del agua residual que entra en la planta piloto, lo que nos impide ver una tendencia clara y por tanto determinar cuál de los tratamientos primarios tiene una mayor predisposición para eliminar SST.

Estadísticamente se analizan a la vez ambos tratamientos primarios durante periodos similares de tiempo y se determina que la influencia del tiempo de retención hidráulica en ambos tratamientos primarios es nula en cuanto a la eliminación de SST, según el test Anova realizado ( $p=0.666$ ,  $p= 0.578$ ,  $p=0.0879$  y  $p=0.267$ ).

Concluyendo, se puede decir que ambos tratamientos en líneas generales tienen un elevado porcentaje de eliminación de SST, que en el caso del Decantador va desde un 62% hasta los 86%. En cambio en el HUSB se alcanzan valores de 63% hasta un 82%.

En cuanto a la eficiencia de eliminación de  $DQO_T$  y  $DQO_S$  de ambos tratamientos, se decide obtener la correlación entre  $DQO_S/DQO_T$  o factor de solubilización (FS) para una mejor comprensión y entendimiento de los resultados.

El porcentaje de solubilización es evaluado en base a la cantidad de materia orgánica solubilizada, expresado en función de demanda química de oxígeno.



Grafica 22: Porcentaje de solubilización en la entrada y salida de los tratamientos primarios.

Según la Grafica 23, independientemente del tiempo de retención hidráulica en el que se analice, el HUSB tiene un mayor porcentaje de solubilización en la salida que el Decantador, alcanzando su valor máximo con un TRH de 26h. Esto se debe a que el HUSB llega a hidrolizar grandes porcentajes de sólidos que quedan retenidos en su interior contribuyendo al aumento de la DQO<sub>s</sub>.

Tal como se ha hecho con los SST, se comparan los dos tratamientos en periodos similares para determinar si influye la variación del tiempo de retención hidráulica a la hora de eliminar la materia orgánica. Para ello se analiza estadísticamente a través del test Anova, y a pesar de la variabilidad que presenta el factor de solubilización, no se observan diferencias ( $p=0.416$ ,  $p=0.295$ ,  $p=0.282$  y  $p=0.422$ ).

Para concluir, la relación DQO<sub>s</sub>/DQO<sub>T</sub> en el Decantador aumentó del 20-24% en el afluente hasta el 40-49% del efluente. El HUSB por su lado, aumentó del 20-24% en el afluente hasta el 47%-64%. Con esto se puede indicar que el HUSB degrada mucha más cantidad que el Decantador.

## 6.2 EFECTO DE LA CONCENTRACION DE BIOMASA EN LA ELIMINACION DE MES Y MO EN UN HUSB

En este apartado se da respuesta al objetivo número 3, donde se estudia el efecto de la concentración de biomasa en el interior del HUSB y el efecto que conlleva en la eliminación de materia en suspensión y materia orgánica.

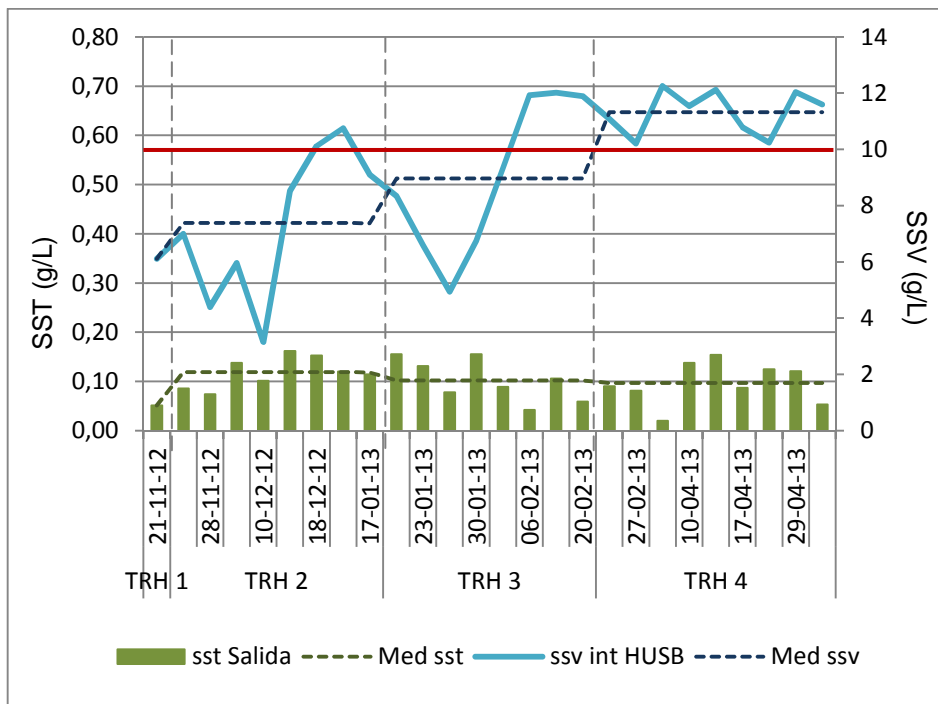
Tabla 6.5: Concentración de SST en la salida y SSV en el interior HUSB.

	MEDIA SST OUT (g/L)	MEDIA SSV INTERIOR (g/L)
TRH 1 (26,68h)	0,051	6,11
TRH 2 (10,89h)	0,119	7,38
TRH 3 (6,7h)	0,102	8,97
TRH 4 (5h)	0,097	11,32

En la Tabla 6.5, se muestra un resumen del promedio de concentración de sólidos totales obtenidos en la salida del HUSB junto con el promedio de concentración de sólidos volátiles del interior del HUSB, diferenciando los diferentes TRH utilizados a lo largo del estudio. Se puede apreciar antes de nada, la relación entre la disminución del TRH y el aumento de SSV en el interior del HUSB. Hecho razonable ya que al disminuir el TRH, se aumenta el caudal de entrada y por tanto la cantidad de biomasa que entra en el digestor. En el TRH 4, es complicado mantener la concentración óptima de 10g/L de SSV ya que es necesaria una purga más continua del digestor.

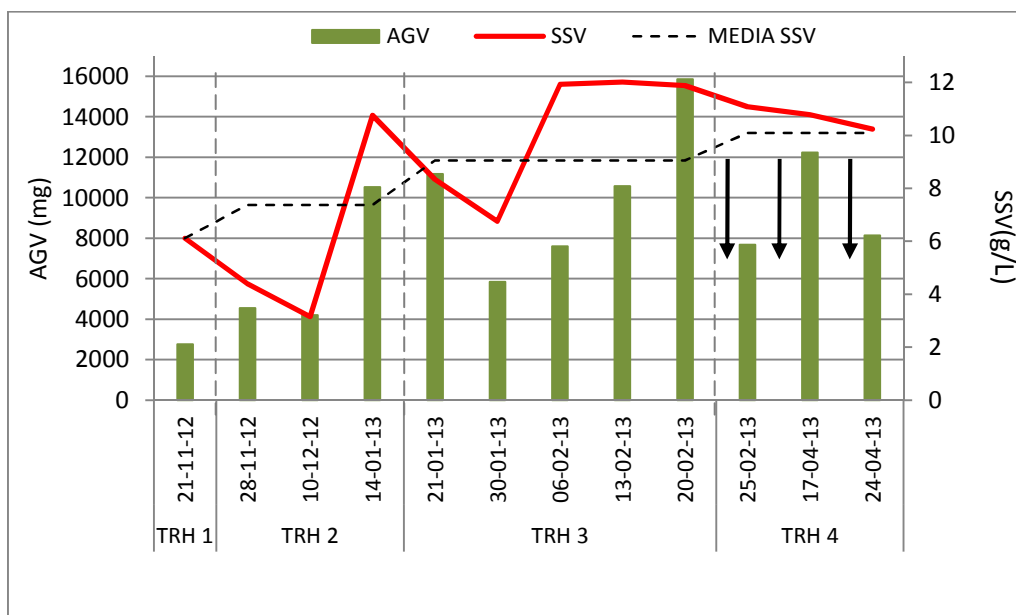
En cuanto al efecto de la concentración de biomasa en la eliminación de MES, se puede apreciar una tendencia aproximada entre la mayor concentración de SSV y la menor concentración de MES en la salida del HUSB. Aunque los promedios en todos

los tiempos no son muy diferentes entre sí, es en el TRH1 donde se dispone del valor mínimo de SST, 0,051 g/L.



Gráfica 23: Relación de SST en la salida del HUSB y SSV en el interior del HUSB.

En la gráfica 25, se muestra la relación de AGV generados en el interior del HUSB y la concentración de sólidos volátiles en el interior del digestor. La función del HUSB no se centra en la generación de ácidos grasos en su interior y si en la salida del digestor lo que supondría un incremento en la biodegradabilidad del efluente.



Gráfica 24: Relación de AGV-SSV en el interior del HUSB.

La mayor cantidad de AGV se obtiene en el periodo de TRH3 con una concentración de volátiles de 9 g/L. Además, en estas condiciones es donde se obtiene la mayor parte de AGV en el efluente, tal como se vio en la Grafica 15.

En la condición óptima de diseño, con un TRH de 5h y una concentración media de 10 g/L de SSV, no se logran resultados adecuados al no disponer prácticamente de AGV en la salida, en cambio sí se genera gran cantidad en las partes inferiores. Esto significa que los AGV generados en el interior, son consumidos antes de llegar a la salida del digestor. Cabe destacar que con dichas condiciones, la frecuencia de purga en el digestor es bastante frecuente, para así poder mantener constante la concentración deseada. Esto puede acarrear que el digestor no llegue a estabilizarse.

Tabla 6.6: Concentración de SSV y AGV en el HUSB.

		SSV (g/L)	MEDIA SSV	AGV (mg)	MEDIA AGV
TRH 1 (27h)	21-11-12	6,11	6,11	2764,09	5511,81
TRH 2 (11h)	28-11-12	4,39		4552,47	
	10-12-12	3,15	7,38	4201,10	6427,71
	14-01-13	10,75		10529,56	
TRH 3 (7h)	21-01-13	8,34		11178,42	
	30-01-13	6,75		5850,33	
	06-02-13	11,93	9,05	7605,36	10212,11
	13-02-13	12,01		10575,13	
	20-02-13	11,88		15851,30	
TRH 4 (5h)	25-02-13	11,08		7672,04	
	17-04-13	10,78	10,09	12228,66	9344,03
	24-04-13	10,24		8131,38	

## 7 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

---

Para finalizar este trabajo, a continuación se extraen diferentes conclusiones para dar respuesta al principal objetivo planteado: cuál de los dos tratamientos primarios propuestos es más eficaz o eficiente.

En cuanto a la eliminación de materia en suspensión, tanto el Decantador como el HUSB tienen un comportamiento similar. Aún sin tener diferencias significativas, el HUSB tiende a tener concentraciones de SST sensiblemente más altas en el efluente. Los porcentajes de eliminación de SST tanto en el Decantador como en el HUSB son elevados y tampoco difieren mucho entre sí. En el Decantador alcanzan valores de 62-86% y en el HUSB de 63-82%. En cuanto al efecto de la variación del TRH en la eliminación de SST de un HUSB, se puede concluir que no es un aspecto determinante al no encontrar variación alguna.

En cuanto a la eliminación de la materia orgánica, es el Decantador el que alcanza mayores porcentajes de eliminación de  $DQO_T$  respecto al HUSB, llegando a valores muy superiores de 40-75%, en cambio en el HUSB la eliminación decae a un 12-63%. La influencia de la variación del TRH en el HUSB, aun obteniendo valores diferentes a lo largo de los periodos estudiados, estadísticamente se demuestra que la influencia es nula.

Por otro lado, el factor de solubilización ( $DQO_S/DQO_T$ ) es superior en el HUSB, alcanzando valores de 47-64% muy superiores a los del Decantador 40-49%. Esto se debe a que una parte de los sólidos retenidos en el interior del digestor, son hidrolizados contribuyendo al aumento de la  $DQO_S$  de salida y por tanto a una mayor biodegradabilidad del efluente.

Respecto al efecto de la concentración de biomasa en el interior del digestor sobre la eliminación de los sólidos totales y de la DQO, podemos concluir que las condiciones óptimas de operación del HUSB ( $TRH=5h$  y  $SSV=10g/L$ ) ocasionan la mejor condición de eliminación de la MES en la salida del HUSB, aunque no de forma muy significativa respecto a las otras condiciones estudiadas.

Por otro lado, sobre la relación entre la concentración de biomasa y la eliminación de materia orgánica, podemos concluir que si operamos el HUSB siguiendo las condiciones óptimas establecidas en la bibliografía, no es donde se da una mayor eliminación de materia orgánica, ya que la cantidad de AGV que aparecen en la salida del HUSB no supera a la obtenida con un TRH de 6,7h y una concentración media de 9g/L.

Concluyendo, con los resultados obtenidos no podemos concretar cuál de los dos tratamientos a nivel general da una solución más eficiente para ser utilizado como tratamiento primario en humedales construidos de flujo horizontal. En cuanto a la eliminación de la MES, es el Decantador el que demuestra una mayor eficacia, aun siendo muy óptima la eficiencia de eliminación del HUSB. En cuanto a la eliminación de la materia orgánica, podemos decir que es el HUSB el que supera al Decantador siendo sus porcentajes de eliminación más elevados.

Por lo cual, podemos confirmar que el HSUB es una interesante alternativa como tratamiento primario en pos al decantador convencional, para aguas residuales domésticas, dada la elevada eliminación de SST y el aumento de la biodegradabilidad de la DQO. Por tanto, el tratamiento de la hidrólisis anaerobia de aguas residuales puede ser considerado como un buen método pudiendo equipararse a un tratamiento primario aerobio, como el decantador primario.

#### RECOMENDACIONES:

Habiendo expuesto las conclusiones anteriores, podemos finalizar este trabajo exponiendo ciertas recomendaciones que puedan facilitar y mejorar futuros trabajos complementarios a este, en la utilización del digestor hidrolítico.

1. Recomendamos la colocación de una pantalla deflectora en el interior del HUSB encargada de retener en su interior los posibles floculos procedentes del manto de lodo que se disgregan y acaban apareciendo en el efluente y por consiguiente te en el tratamiento secundario, tal y como se vio en el apartado 5.1.

Para dicha pantalla, se ha pensado en un sistema similar al utilizado en los reactores UASB, a una altura lo más próxima a la salida.

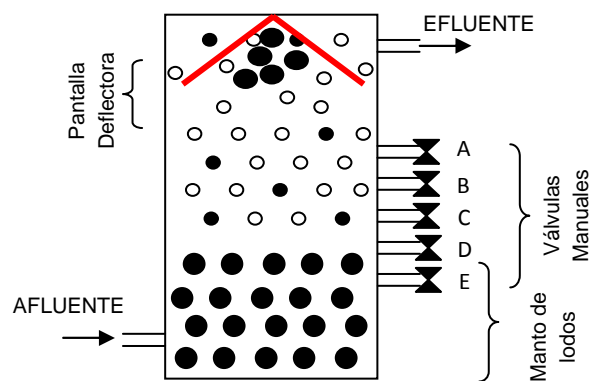


Figura 35: Esquema básico de un reactor HUSB con la pantalla deflectora.

Dicha pantalla no deberá influir en el correcto funcionamiento del digestor, ni llegar a colmatarse su interior.

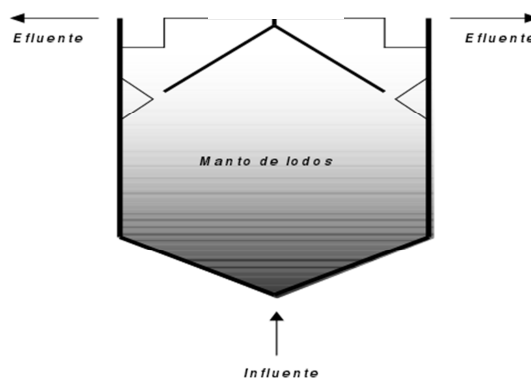


Figura 36: Reactor anaerobio de flujo ascendente y lecho de lodos (Metcalf&Eddy, 2003).



---

2. Recomendamos reducir la concentración de SSV óptima en el interior del HUSB establecida en 10g/L, a una concentración menor de 8 o 9 g/L manteniendo el TRH de 5h, dado que en estas circunstancias es donde se han obtenido una mayor producción de AGV en el efluente. Otra opción, sería reducir el TRH de 5 a 3h manteniendo la concentración de 10 g/L, con esto conseguimos regenerar más frecuentemente la biomasa que hay en el interior. Esto acarrea un mayor esfuerzo, al aumentar el caudal de sólidos que entra en el digestor, lo que implica tener que purgar más a menudo.

## 8 REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

---

APHA, WPCF and AWWA, (1987). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 17<sup>a</sup> ed. American PublicHealthAssociation, Washington, D.C.

J. Fernandez, (2010). *Manual de Fitodepuración*. Proyecto LIFE. Universidad de Vigo, Ciencias Marinas.

Watson J.T. (1989). *Performance expectations and loadings rates for constructed wetlands*.

Cooper P, (2005). *The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates*. Wat. Sci. Tech.

García, J., Morató, J., Bayona, J.M. (2004). *Nuevos criterios para el diseño y operación de humedales construidos*.

Pedescoll, A. (2010) "Clogging in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Mesures, design factors and prevention strategies*", PhD Thesis, Departament d'EHMA de la UPC.

Brix, H., (1997). *Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?* WaterScience and Technology.

Tanner, C.C., Sukias, J.P.S., Upsdell, M.P., (1998). *Organic matter accumulation and maturation of gravel-bed constructed wetlands treating dairy farm wastewaters*.

Corzo, A. (2004), *Influencia del estado físico de la materia orgánica en la eficiencia de humedales construidos de flujo subsuperficial*. Tesina de especialidad ETSECCPB.

García, J. (2004) *Constructed wetlands for pollution control: perspective on a technology in expansion*. Ediciones CPET, Barcelona.

Brix H. (1993) *Macrophyte-mediated oxygen transfer in wetlands: transport mechanisms and rates*.

Álvarez Rodríguez J. Antonio (2003) *Tratamiento anaerobio de aguas residuales urbanas en planta piloto*. Universidade da Coruña.

Van Haandel, A. C., Lettinga, G. (1994). *Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate*. John Wiley&Sons, Ltd., Toronto

Diaz-Baez, M.; Espitia, S. y Molina, F. (2002) *Digestión Anaerobia una Aproximación a la Tecnología*. UNIBIBLIOS. Bogotá, Colombia.

Corbella Clara (2012) *Emissió de gasos d'efecte hivernacle en aiguamolls construïts: Adaptació del mètode de la cambra estàtica i mesura en funció del règim hidràulic i de l'existència de plantes*. Tesina de especialidad ETSECCPB

Collazos Carlos J. (2008) *Tratamiento Anaerobico de aguas residuales*. Universidad Nacional de Colombia.



---

## **ANEXO DATOS**

---

	DIAS							TOTAL			SOLUBLE		
		SST IN	SST OUT DEC	SST OUT HUSB	SSV IN	SSV OUT DEC	SSV OUT HUSB	DQO T IN	DQO T OUT DEC	DQO OUT HUSB	DQO S IN	DQO S OUT DEC	DQO S OUT HUSB
TRH 1	1 29/10/2012	0,320	0,053	0,152									
	2 31/10/2012	0,665	0,047	0,024				673,746	-	72,760	66,099	49,588	112,329
	3 14/11/2012	0,252	0,082	0,043				422,728	256,267	241,738	93,803	114,937	153,241
	4 16/11/2012	0,384	0,091	0,038									
	5 21/11/2012	0,352	0,091	0,051	0,331	0,000	0,000	594,418	260,230	249,663	132,108	136,070	159,845
TRH 2	6 26/11/2012	0,365	0,087	0,086	0,286	0,000	0,000						
	7 28/11/2012	0,153	0,068	0,074	0,000	0,000	0,000	319,242	184,501	276,961	75,311	76,632	129,906
	8 03/12/2012	0,345	0,160	0,138	0,332	0,000	0,000						
	9 10/12/2012	0,239	0,175	0,101	0,000	0,000	0,000						
	10 12/12/2012	0,236	0,160	0,162	0,263	0,000	0,000	565,799	459,238	550,817	176,576	189,785	272,558
	11 18/12/2012	0,348	0,122	0,153	0,000	0,000	0,000	627,439	265,513	506,789	109,653	113,175	232,052
	12 14/01/2013	2,218	0,101	0,239	1,868	0,000	0,000						
13 17/01/2013	0,769	0,088	0,114	0,710	0,000	0,000							
THR 3	14 21/01/2013	0,329	0,072	0,155	0,386	0,000	0,000						
	15 23/01/2013	0,274	0,066	0,131	0,000	0,000	0,000	481,066	161,607	327,507	69,147	55,058	99,967
	16 28/01/2013	0,489	0,040	0,078	0,440	0,000	0,000						
	17 30/01/2013	0,271	0,063	0,155	0,000	0,000	0,000	736,430	175,696	-	284,886	76,192	107,892
	18 04/02/2013	1,406	0,033	0,089	1,285	0,000	0,000						
	19 06/02/2013	0,945	0,094	0,042	0,900	0,000	0,000	1652,509	264,633	214,732	107,892	97,325	173,054
	20 13/02/2013	1,160	0,118	0,106	1,051	0,000	0,000	1686,511	390,554	383,103	402,916	172,173	166,890
21 20/02/2013	0,498	0,065	0,059	0,000	0,000	0,000	590,431	168,651	277,435	84,997	74,430	187,143	
THR 4	22 25/02/2013	0,266	0,072	0,090	0,000	0,000	0,000						
	23 27/02/2013	0,214	0,052	0,081	0,000	0,000	0,000	492,073	188,024	270,831	173,934	95,124	157,204
	24 06/03/2013	0,161	0,018	0,020	0,000	0,000	0,000	267,529	49,775	117,578	36,566	29,081	88,520
	25 10/04/2013	0,554	0,135	0,138	0,504	0,000	0,000	864,112	421,374	434,582	145,756	186,262	202,993
	26 15/04/2013	0,597	0,131	0,154	0,555	0,000	0,000						
	27 17/04/2013	0,330	0,145	0,087	0,000	0,000	0,000	498,677	301,617	318,347	126,384	118,899	149,279
	28 24/04/2013	0,506	0,065	0,125	0,490	0,000	0,000	738,632	216,202	-	244,380	109,653	-
	29 29/04/2013	0,477	0,067	0,121	0,324	0,000	0,000						
	30 01/05/2013	0,194	0,029	0,053	0,000	0,000	0,000	304,953	109,653	173,054	85,878	60,782	82,356
	31 08/05/2013	0,498	0,092	0,170	0,477	0,000	0,000	769,452	298,975	392,315	114,056	134,749	142,234

Tabla Resumen de datos recopilados durante los ensayos.

TRH: Tiempo de retención hidráulica (horas).

SST IN: Concentración sólidos totales en la entrada de los tratamientos primarios (g/L).

SST OUT DEC: Concentración sólidos totales en la salida del decantador (g/L).

SST OUT HUSB: Concentración sólidos totales en la salida del HUSB (g/L).

SSV IN: Concentración sólidos volátiles en la entrada de los tratamientos primarios (g/L).

SSV OUT DEC: Concentración sólidos volátiles en la salida del decantador (g/L).

SSV OUT HUSB: Concentración sólidos volátiles en la salida del HUSB (g/L).

DQO TOTAL IN: Demanda química de oxígeno total en la entrada de los tratamientos primarios ( $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ ).

DQO TOTAL OUT DEC: Demanda química de oxígeno total en la salida del decantador ( $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ ).

DQO TOTAL OUT HUSB: Demanda química de oxígeno total en la salida del HUSB ( $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ ).

DQO SOLUBLE IN: Demanda química de oxígeno soluble en la entrada de los tratamientos primarios ( $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ ).

DQO SOLUBLE OUT DEC: Demanda química de oxígeno soluble en la salida del decantador ( $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ ).

DQO SOLUBLE OUT HUSB: Demanda química de oxígeno soluble en la salida del HUSB ( $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ ).

