



Escola de Camins

Escola Tècnica Superior d'Enginyeria de Camins, Canals i Ports
UPC BARCELONATECH

CODIGESTIÓ ANAERÒBIA DE MICROALGUES I FANGS PRIMARIS DE DEPURADORA

Treball realitzat per:

Felipe Artigot Zubiria

Dirigit per:

Ivet Ferrer Martí

Maria Solé Bundo

Grau en:

Enginyeria de la Construcció

Barcelona, Juny 2014

Departament d' Enginyeria Hidràulica, Marítima i Ambiental

TREBALL FINAL DE GRAU

Resumen

Los sistemas de lagunas de alta carga (HRAP, High-Rate Algal Ponds) son una alternativa a los sistemas convencionales para la depuración de aguas residuales. En estas lagunas el proceso de depuración tiene lugar a través de la simbiosis entre las bacterias y las algas presentes en el agua. Las bacterias se encargan de degradar la materia orgánica procedente del agua residual, mientras que las algas, a través de la fotosíntesis, aportan el oxígeno necesario para las bacterias aeróbicas. De este proceso de depuración de aguas se genera un residuo formado principalmente por biomasa algal.

Actualmente se está investigando el cultivo de microalgas como fuente de energía para producir biocombustible, principalmente biodiesel. Otra opción menos estudiada es utilizar estas algas para producir biogás a partir de una digestión anaerobia.

En el presente estudio se pretende analizar la codigestión de microalgas con fangos procedentes de una Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR). Se ha elegido esta opción porque es una manera de obtener energía mediante la gestión conjunta de dos subproductos/residuos generados durante la depuración de aguas residuales en una EDAR. De esta manera se eliminan los costes derivados del transporte de los residuos a la vez que se puede proporcionar la energía necesaria a la planta de tratamiento para que pueda ser autosuficiente energéticamente.

Para ello se ha realizado un ensayo continuo de digestión anaerobia, con dos digestores: en uno se ha realizado una digestión anaerobia con biomasa algal y en el otro se ha ensayado una codigestión anaerobia con una mezcla en porcentaje de sólidos volátiles de 25% microalgas y 75% de fangos primarios.

Ambo digestores han sido alimentados con la misma Carga Orgánica (VCO), un Tiempo de Retención Hidráulico (TRH) de 20 días y en condiciones de temperatura mesófilas.

Los resultados obtenidos apuntan a una mejora en el rendimiento de la producción específica de metano del 56% (161 mL/g_{SV} frente a 251 mL/g_{SV}) de la codigestión anaerobia de biomasa algal y fangos primarios de EDAR respecto a la digestión anaerobia de biomasa algal.

Por lo tanto, y a la vista de los resultados obtenidos, la codigestión de estos dos residuos generados durante la depuración de aguas residuales se presenta como una buena opción para la producción de energía en EDAR's.

Abstract

High-Rate Algal Ponds (HRAP) are an alternative to conventional systems for wastewater purification processes. In these ponds, the purification process takes place through the symbiosis between bacteria and algae in the water. The bacteria are responsible for degrading organic matter from the waste water, while algae provide the necessary oxygen for the aerobic bacteria through photosynthesis. In this process, water purification generates the residue which primarily consists of algal biomass.

Currently, cultivation of microalgae is being investigated as an energy source for the production of biofuel, especially biodiesel. Another option, which has been studied less, is to use these algae to produce biogas from anaerobic digestion.

The present study is aimed at analysing the co-digestion of microalgae and the sludge from a Wastewater Purification Plant (WWPP). This option has been chosen because it is a way to obtain energy through the joint management of two by-products and/or waste, generated during the wastewater purification in a WWPP. Thus, the costs of transporting the waste is eliminated whilst providing the energy necessary for the treated plant to be energy self-sufficient.

This is why anaerobic digestion has been continuously tested with two digesters: the first uses anaerobic digestion with algal biomass, and the second tests an anaerobic co-digestion with a mixture in proportion to the volatile solids of 25% microalgae and 75% primary sludge.

Both digesters were given the same Organic Load Rate (OLR) for the Hydraulic Retention Time (HRT) of 20 days under mesophilic temperature conditions.

The results indicate an improvement in the performance of the specific production of methane of 56% (161 mL/gSV versus 251 mL/gSV) of anaerobic co-digestion of algal biomass and primary sludge from WWPP as regards anaerobic digestion of algal biomass.

Therefore, and in the light of the results obtained, the co-digestion of these two remains generated during the wastewater purification process and is presented as a good option for energy production in WWPP's.

Indice

1. Introducción.....	1
1.1 Lagunas de alta carga (HRAP)	3
1.2 Digestión anaerobia	5
1.2.1 Fases de la digestión anaerobia	6
1.2.2 Parámetros que intervienen en la digestión anaerobia	9
1.3 Digestión anaerobia de microalgas	11
1.4 Codigestion anaerobia	16
1.4.1 Codigestión anaerobia de algas y fangos de EDAR	16
2. Objetivos	19
3. Materiales y métodos	20
3.1 Planta de lagunaje experimental	20
3.2 Ensayo continuo de codigestión anaerobia.....	22
3.2.1 Digestores anaerobios	22
4.2.2 Preparación de la alimentación.....	25
3.3 Métodos analíticos	27
3.3.1 Sólidos totales y volátiles.....	28
3.3.2 Demanda química de oxígeno (DQO).....	29
3.3.3 Nitrógeno amoniacal.....	31
3.3.4 pH	33
3.3.5 Temperatura	34
3.3.6 Composición del biogás.....	34
3.3.7 Identificación y recuento de algas.....	36
4. Resultados y discusión.....	37
4.1 Caracterización de las muestras	38
4.2 Análisis de los Sólidos Totales.....	39
4.3 Análisis de Sólidos Volátiles	41
4.3.1 Eliminación Sólidos Volátiles y Carga Orgánica	42
4.4. Análisis de Demanda Química de Oxígeno (DQO).....	43
4.4.1 Eliminación DQO y Carga Orgánica	44
4.5 Análisis de la producción volumétrica y específica de biogás y de metano	45
4.6 Comparación con estudios anteriores.....	49

5. Conclusiones y recomendaciones.....	51
5.1 Conclusiones	51
5.2 Recomendaciones	51
6. Agradecimientos.....	53
7. Bibliografia.....	55

1. Introducción

Desde hace dos siglos la Revolución Industrial ha transformado nuestra manera de trabajar y nuestra manera de vivir. Esta revolución se basa fundamentalmente en la utilización de energía. En origen esta energía era de origen fósil o no renovable (carbón, petróleo, gas...) pero la expansión de la industrialización a nivel global, y los modos de vida que conlleva, ha originado unos problemas medioambientales que han puesto en peligro la sostenibilidad de nuestras sociedades.

Desde la crisis de los años 70 del siglo pasado la sociedad industrializada se ve en la imperiosa necesidad de encontrar otras fuentes de energía de carácter renovable que completasen y a la larga sustituyesen a las energías tradicionales. Las razones son múltiples pero fundamentalmente tres: la sobreexplotación de los recursos energéticos clásicos, el problema creado por los residuos y los efectos derivados de la producción de energía, y la localización geoestratégica de los productores de energías tradicionales.

Por una parte, la sobreexplotación creciente augura el agotamiento de recursos; de otra parte, entre los efectos de mayor transcendencia nos encontramos con el calentamiento global del planeta manifestado a través del cambio climático; y finalmente, la localización de las energías fósiles o no renovables crea tensiones políticas a nivel mundial y una gran dependencia energética.

De ahí la necesidad de investigar la producción de energía por medio de otras fuentes renovables que minimicen las consecuencias derivadas de la utilización de energías fósiles.

Una sociedad sostenible necesita una economía sostenible y ésta una energía sostenible.

El presente trabajo se enmarca en este empeño de desarrollar nuevas fuentes energéticas a la vez que aprovecha residuos que la sociedad urbana e industrial produce, que son de difícil asimilación, y originan problemas medioambientales.

Este proceso se lleva a cabo mediante la producción de biomasa algal en lagunas de alta carga utilizando como sustrato los nutrientes del agua residual urbana. Posteriormente esta biomasa algal se combina con fangos primarios procedentes Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR's) para producir biogás a partir de la codigestión anaeróbica.

La biomasa algal presenta algunas limitaciones a la hora de realizar una digestión anaerobia como són la difícil degradación de la pared celular de las algas y el hecho de que la materia orgánica se encuentra en su mayor parte particulada.

Para dar solución a estos problemas se propone la codigestión de microalgas con fangos de EDAR compensando las carencias que cada sustrato tiene por separado para aumentar la producción de biogás. De esta forma también estamos aprovechando dos residuos generados en la depuración de aguas residuales para obtener energía.

La investigación consiste en evaluar la mejora que supone la codigestion anaerobia de microalgas y fangos primarios de depuradora frente a la digestión anaerobia de microalgas. Analizando la producción de biogás, más concretamente del gas metano, y los parámetros relacionados con dicho proceso.

El objetivo de este trabajo es aportar un grano de arena en la problemática medioambiental aprovechando los residuos de las aguas residuales urbanas y conseguir, a partir de la codigestión anaerobia, la producción de biogás (metano) como fuente de energía renovable en consonancia con la nueva generación de energías renovables.

1.1 Lagunas de alta carga (HRAP)

Los sistemas de depuración de aguas pueden ser clasificados básicamente en convencionales y naturales. Los convencionales, requieren poca superficie pero necesitan una gran cantidad de energía. Son los más utilizados en depuración de aguas residuales urbanas, sobre todo en grandes núcleos de población. En cambio, los sistemas naturales como pueden ser algunos sistemas de lagunas son una alternativa más económica y utilizan recursos ambientales como la luz solar. El proceso de depuración viene a cargo de bacterias, algas y vegetación y fauna propia del medio (García et al., 1998), por todo ello se consideran tecnologías de depuración mas sostenibles.

Fue en los años cincuenta en California cuando se empezó a desarrollar una tecnología, dentro de los sistemas naturales de depuración, llamado lagunas de alta carga, HRAP por sus siglas en inglés, High Rate Algal Pond (Figura 1.1 y Figura 1.2). Tenían como objetivo principal reducir el área superficial de las lagunas convencionales y mejorar la sedimentación del fitoplancton (Oswald et al., 1957). Su construcción se basa en una combinación entre el lagunaje convencional y un reactor de flujo en pistón, donde la profundidad de la laguna oscila entre los 0.3 y 0.6 metros, menor que en las convencionales. Requieren una mínima aportación de energía ya que disponen de un dispositivo de agitación mecánica que permite que la luz solar y el oxígeno se reparta por igual en toda la materia en suspensión. Todos estos factores, junto con la elevada concentración de nutrientes en el agua residual, promueven un mayor crecimiento de la biomasa algal. Gracias a estos motivos, las HRAP necesitan un tiempo de retención hidráulico menor que las lagunas convencionales para un mismo caudal de entrada (Abeliovich, 1986), hecho que se traduce en una reducción de su superficie.

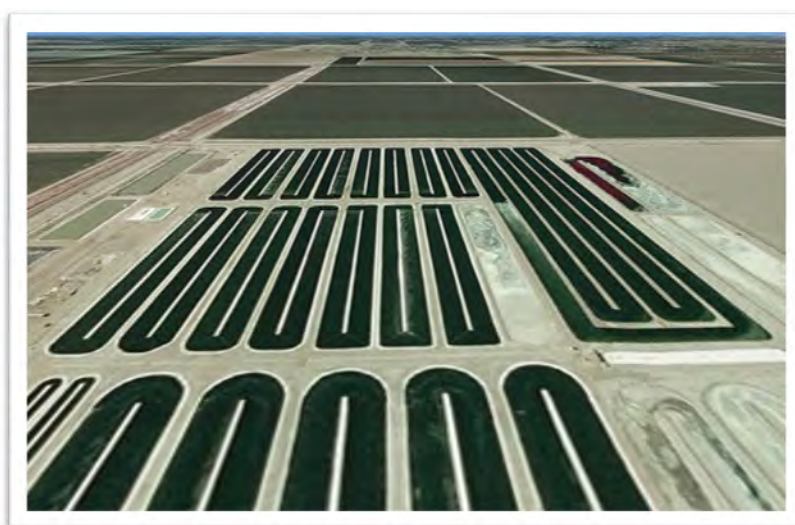


Figura 1.1:Lagunas de alta carga en California Fuente:Pacific Northwest National Laboratory (PNNL)



Figura 1.2: Lagunas de alta carga en San Luis Obispo

Fuente : <http://www.microbioengineering.com/>

Principalmente las realizan lagunas de alta carga realizan el tratamiento secundario del agua residual. Dicho de una manera más sencilla, convierten la materia orgánica disuelta en materia orgánica particulada. Su funcionamiento es simple y se basa en una simbiosis entre algas y bacterias. Las algas llevan a cabo el proceso de fotosíntesis con la luz solar, generando oxígeno. Parte de este oxígeno es utilizado por las bacterias para descomponer la materia orgánica biodegradable presente en las aguas, dando lugar a CO_2 y compuestos de nitrógeno y fósforo que las algas reutilizan para su biosíntesis, junto con los nutrientes propios presentes en el agua residual. (Figura 1.3). De esta manera, se consigue disminuir la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) del agua. La DBO es un parámetro que mide la cantidad de materia susceptible de ser consumida u oxidada por medios biológicos que contiene una muestra líquida y se utiliza para determinar su grado de contaminación.

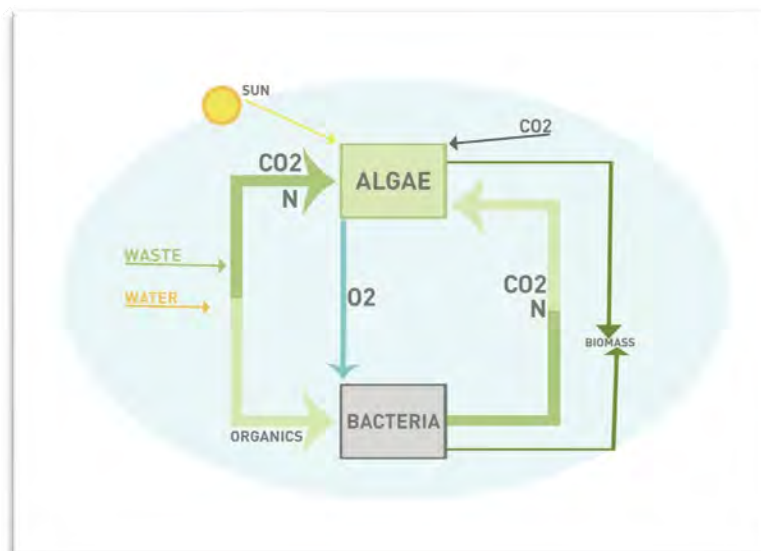


Figura 1.3: Simbiosis entre agua y bacterias. Fuente: www.oilgae.com

En las lagunas de alta carga las microalgas y las bacterias forman flóculos espontáneamente como consecuencia de la agitación constante del líquido de mezcla, de las condiciones químicas causadas por el elevado pH diurno y por las interacciones bióticas. El rendimiento real depende de la eficacia en la floculación de las algas y bacterias para poder conseguir una adecuada separación de las fases.

Generalmente, la separación se efectúa en un sedimentador colocado en serie a la laguna (Oswald et al., 1991), aunque existen otras técnicas como la filtración, flotación y la centrifugación.

1.2 Digestión anaerobia

La digestión anaerobia es el proceso en el cual microorganismos descomponen material biodegradable en ausencia de oxígeno, o dicho de otra forma, es un proceso de degradación de la materia orgánica por parte de bacterias en ausencia de oxígeno. Este proceso genera diversos gases, entre los cuales el dióxido de carbono y el metano son los más abundantes, y pequeñas cantidades de hidrógeno (H_2), ácido sulfhídrico (H_2S) y nitrógeno (N_2) aunque depende del material degradado. En los biodigestores se aprovecha esta liberación de gases para luego ser usados como biocombustible.

Las reacciones anaerobias presentan la desventaja de ser muy lentas en comparación a las aerobias y, por lo tanto, requieren un tiempo de proceso elevado y consecuentemente un mayor volumen de los digestores.

La historia de este proceso tiene su origen en la naturaleza. Sin embargo no fue hasta el siglo XVIII cuando el 14 de noviembre de 1776 el científico italiano Alejandro Volta publica en una carta "Aria inflammabile native delle Paludi", que en el lago Como se forma un gas que es explosivo cuando se agitan los sedimentos. Además concluyó que había una correlación directa entre la cantidad de material orgánico en descomposición, en el fondo de la masa de agua, y la cantidad de gas inflamable y que el principal compuesto del gas natural (gas de los pantanos) era el metano (Stafford y Hawkes, 1980).

En 1804, John Dalton describe la estructura química del metano y lo asocia con el biogás. En 1806, William Henry dedujo la identidad probable del gas de los pantanos. Dos años después en 1808 Humphry Davy, químico inglés, produce gas metano en un laboratorio con estiércol de ganado. En 1868 Beauchamp determinó la participación de microorganismos unicelulares en el proceso.

En 1875 Propoff descubría que sólo se formaba biogás en condiciones anaerobias. Finalmente, en 1884, Pasteur analizó la intervención de la temperatura en el proceso de

digestión a partir de residuos de origen animal, proponiendo el uso del biogás para iluminar las calles.

Hasta los años 70 del siglo XX, debido a la crisis energética, los países industrializados no se habían planteado la biometanización como una buena forma para obtener energía. Hasta entonces la digestión anaerobia se había centrado en la gestión de residuos. Fue Dinamarca en 1985 quien comenzó un programa de desarrollo para potenciar las plantas de digestión anaerobia como productores de energía eléctrica.

El biogás producido, tiene un alto contenido en metano, con un elevado poder calorífico del orden de $5500 \text{ Kcal/N}\cdot\text{m}^3$ ($6,4 \text{ Wh/N}\cdot\text{m}^3$) (IDAE, Instituto para el Desarrollo y Ahorro de Energía, octubre 2007). Así, la energía que contiene 1 m^3 de metano equivale a la energía de $0,6 \text{ m}^3$ de gas natural (Figura 1.4), de ahí el interés de la digestión anaerobia frente a otro tipo de tratamiento de residuos.



Figura 1.4: Equivalencias de biogás con otras fuentes de energía. Fuente: CIEMAT.

1.2.1 Fases de la digestión anaerobia

Este proceso se caracteriza por la existencia de varias fases diferentes durante la descomposición de la materia a digerir (Figura 1.5), y la intervención de 5 tipos diferentes de microorganismos con diversas velocidades de crecimiento. Cada etapa presentará una velocidad de reacción diferente en función del sustrato, estando la velocidad total del proceso determinada por la de la etapa más lenta. Se puede resumir en las 4 etapas siguientes:

1. Hidrólisis, 2. Acidogénesis, 3. Acetogenesis y 4. Metanogénesis.

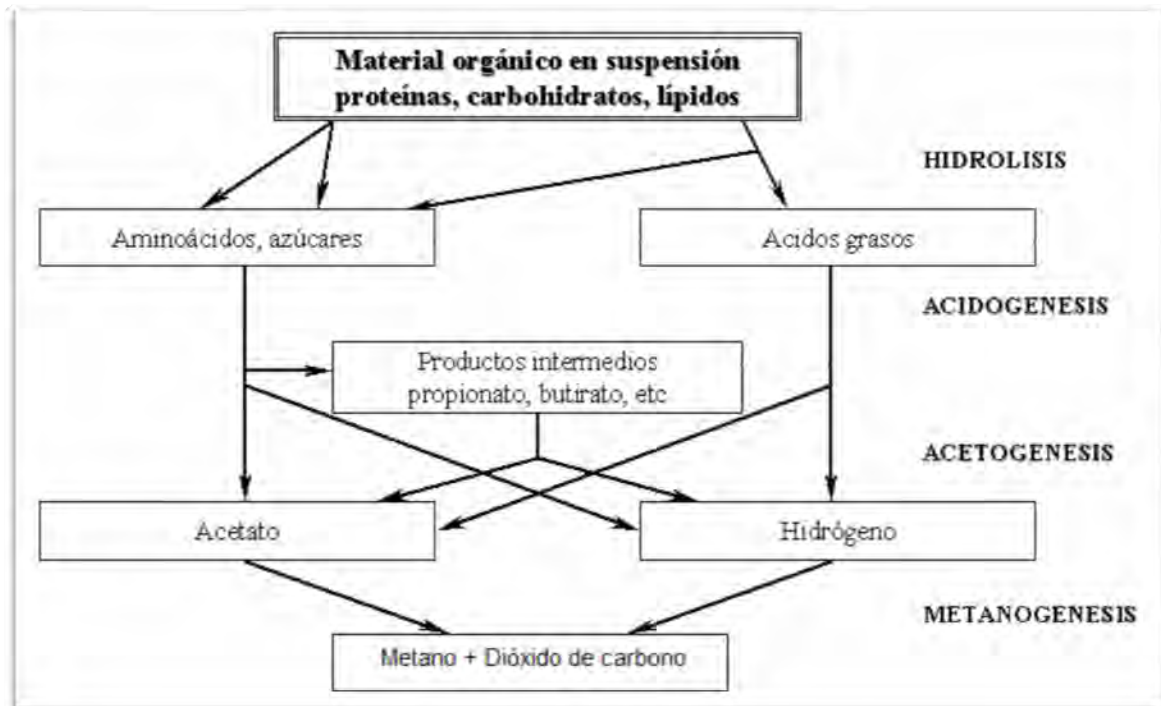


Figura 2.5: Secuencia de procesos en la digestión anaerobia de moléculas complejas.
Fuente: Van Haandel y Lettinga, 1994.

1. Hidrólisis

Literalmente significa destrucción, descomposición o alteración de una sustancia química por el agua. En el estudio de las soluciones acuosas de electrólitos, el término hidrólisis se aplica especialmente a las reacciones de los cationes (iones positivos) con el agua para producir una base débil, o bien, a las de los aniones (iones negativos) para producir un ácido débil.

En esta primera fase, los compuestos orgánicos complejos se degradan en compuestos solubles, o monómeros, para que puedan atravesar la membrana celular y ser utilizados por los microorganismos. Se lleva a cabo a través de enzimas extracelulares producidas por las bacterias que convierten los lípidos en ácidos grasos de cadena larga, las proteínas en péptidos y aminoácidos y los hidratos de carbono en alcoholes y monosacáridos.

Para los residuos en los que la materia orgánica se encuentra en forma particulada, la hidrólisis será la etapa limitante del proceso.

2. Acidogénesis

Se produce la fermentación de las moléculas orgánicas solubles dando lugar por una parte a compuestos que pueden ser utilizados directamente por las bacterias metanogénicas, como ácido acético o fórmico, o H_2 , y por otra parte a compuestos que posteriormente serán oxidados por bacterias acetogénicas en la siguiente fase, como ácido propanoico, butírico o láctico.

Diversos microorganismos intervienen en la degradación de azúcares, aminoácidos, y ácidos grasos de cadena larga, obteniéndose ácido acético, ácidos de cadena corta y otros compuestos. Tanto en la hidrólisis como en la acidogénesis los microorganismos involucrados suelen ser facultativos, es decir, pueden estar en un ambiente aerobio o anaerobio.

3. Acetogénesis

La acetogénesis es el proceso a través del cual bacterias anaerobias producen acetato a partir de diversas fuentes de energía (por ejemplo, hidrógeno) y de carbono (por ejemplo, dióxido de carbono).

Las diferentes especies bacterianas que son capaces de realizar la acetogénesis se denominan colectivamente acetógenos.

En esta fase tiene lugar la degradación de algunos productos de la acidogénesis que no pueden ser utilizados directamente por las bacterias metanogénicas, dando lugar a productos sencillos como acetato y H_2 .

4. Metanogénesis

Es la fase final del proceso de digestión anaerobia, donde se forma el biogás, es decir, metano y dióxido de carbono, a partir de compuestos sencillos de carbono. El metano se produce principalmente a partir del ácido acético (metanogénesis acetoclástica) y a partir del hidrógeno y el dióxido de carbono (metanogénesis hidrogenófila).

Los microorganismos de la fase metanogénica son anaerobios estrictos y sus tasas máximas de crecimiento son unas 5 veces menores que las de las bacterias acidogénicas. Además, su crecimiento puede ser inhibido por un gran número de sustancias (amoníaco, AGV, etc.), implicando una disminución en el consumo de los ácidos formados en la fase anterior, los cuales se acumulan acidificando el medio y empeorando las condiciones para las bacterias metanogénicas, que son los responsables de la producción de metano del

biogás. Esto hace que frecuentemente se considere la metanogénesis como la etapa limitante del proceso.

1.2.2 Parámetros que intervienen en la digestión anaerobia

Hay dos tipos de parámetros que intervienen en el desarrollo del proceso y sobre los cuales hay que llevar un control. Por una parte tenemos los parámetros ambientales, que son aquellos sobre los cuales no se actúa directamente y que dependen de las características de los residuos que se tratan y del desarrollo del proceso. Por otro lado tenemos los parámetros operacionales, que hacen referencia a las condiciones de trabajo de los reactores, y por lo tanto, son parámetros modificables para conseguir los mejores resultados posibles.

Dentro de los parámetros de control cabe destacar los siguientes:

pH: El pH es uno de los factores que condicionan la evolución de los tratamientos anaerobios en mayor medida a causa de su efecto sobre la actividad microbiana. Sin embargo, no todos los grupos de microorganismos anaerobios muestran el mismo grado de sensibilidad frente al pH (Lesteur et. al., 2009). Los rangos máximos de actividad para los diferentes microorganismos son: los hidrolíticos entre 7,2 y 7,4; los acidogénicos entre 7 y 7,2 y los metanogénicos entre 6,5 y 7,5. Es por este motivo, que el valor del pH tiene que mantenerse cercano a la neutralidad, entre 6,5 y 8. Es importante la realización de un control exhaustivo del pH puesto que permite detectar posibles acidificaciones que inhibirían la actividad de los microorganismos. Por último, hay que tener en cuenta que el pH es uno de los factores que determina toxicidad de determinados compuestos (NH_3 , AGV), debido a que influye directamente en la distribución de los mismos en su forma ionizada y no-ionizada

Alcalinidad: Es un factor importante para la digestión anaerobia ya que determina la capacidad de un sistema para prevenir cambios rápidos en el pH gracias al efecto tampón de diferentes especies químicas.

Biogás y Metano: Uno de los parámetros más monitorizados en procesos anaerobios, tanto a escala real como en estudios de laboratorio, es la producción de metano. Si bien es cierto que se considera un buen indicador del funcionamiento global del proceso, no resulta útil para predecir periodos de inestabilidad con la suficiente anticipación.

AGV: Los AGV son compuestos de carácter ácido que pueden llegar a alterar notablemente las condiciones ácido-base de un sistema anaerobio. A su vez, estos compuestos son parámetros indicadores de balance entre los dos principales grupos microbianos de la biometanización: las bacterias acidogénicas y los organismos metanogénicos, por lo que son considerados los parámetros de control más adecuados.

Sustancias tóxicas e inhibidoras: Existen una gran variedad de compuestos orgánicos e inorgánicos cuya presencia puede llegar a causar toxicidad. Dependiendo de su naturaleza o de su concentración pueden causar efectos reversibles o irreversibles. En ocasiones, puede verse afectado en cierta medida el rendimiento del proceso o, en el peor de los casos, puede llegar a desestabilizarse por completo. Su concentración tiene que ser la mínima posible. Son inhibidores de importancia por las bacterias metanogénicas, las formas no ionizadas de los ácidos grasos volátiles, el amoníaco libre y el ácido sulfhídrico que representan una inhibición de tipo reversible. Los metales pesados, como también los antibióticos y desinfectantes, son inhibidores o tóxicos en función de su concentración (Pavlostachis et. al.; 1991, Angelidaki et. al., 1994).

A continuación se explicarán los principales parámetros de operación y diseño:

Temperatura: Es uno de los principales factores que afectan al proceso de biometanización, debido a que influye directamente sobre la actividad de las diferentes especies encargadas de degradar la materia orgánica en ausencia de oxígeno. Habitualmente, se han escrito tres rangos o zonas de temperatura en los que se da la actividad anaerobia: el rango psicrófilo (5-25°C), el rango mesófilo (20-40°C) y el rango termófilo (50- 70°C).

Las tasas de crecimiento y reacción aumentan a medida que lo hace el rango de temperatura, pero también la sensibilidad de algunos inhibidores como el amoníaco. Este hecho se traduce en un tiempo de retención hidráulica menor y por lo tanto, en un menor volumen de digestor. Aún así, el rango de temperatura más habitual es el mesofílico, puesto que requiere un menor coste de mantenimiento y seguimiento en comparación con los sistemas termofílicos.

Agitación: Es necesaria para asegurar la transferencia de sustrato a cada población de microorganismos, aunque la agitación necesaria varía en función de la tipología de reactor. La agitación también nos sirve para homogeneizar y de esta forma mantener concentraciones medianas-bajas de inhibidores. En los reactores donde las bacterias se encuentran en suspensión hay que mantener un grado de agitación moderado, suficiente para mantener las partículas en suspensión pero no bastante violento como para romper los agregados de bacterias.

Tiempo de retención: El tiempo de retención es el tiempo que el sustrato permanece en el reactor sometido a la actividad de los microorganismos. El tiempo de retención hidráulico (TRH) es el cociente entre el volumen y el caudal de tratamiento, es decir, está directamente relacionado con el caudal que se tiene que tratar. En cambio, el tiempo de retención celular es el tiempo que los microorganismos permanecen dentro del reactor.

Una vez se ha logrado la estabilidad, la descomposición de la materia orgánica y la producción de biogás está en función del tiempo de retención hidráulica.

Velocidad de Carga Orgánica (VCO): Otro de los puntos importantes a tener en cuenta es la alimentación aplicada, es decir, la carga orgánica con la que se trabaja. Concretamente, se trata de la Velocidad de Carga Orgánica (VCO) o Carga Orgánica Volumétrica (COV), aunque es más habitual el uso de la terminología inglesa (OLR, Organic Loading Rate). Este parámetro expresa la cantidad de residuo alimentado diariamente y se puede expresar tanto en kilogramos de sólidos volátiles (kg SV / m³·d) como en términos de DQO (kg DQO / m³·d).

La OLR seleccionada para operar un digestor dependerá no solo del diseño del reactor o del tipo de tecnología empleada, sino también de las características del residuo a tratar. En general, se trabaja con valores de OLR en el rango 1-4 kg SV / m³·d. Una de las principales razones por las que no suele ser posible utilizar una elevada OLR es la inhibición provocada por los AGV al aplicar una carga demasiado elevada (Ahling et al., 1995).

1.3 Digestión anaerobia de microalgas

El aprovechamiento energético de la biomasa algal ofrece dos vías diferentes. Por una parte puede obtenerse biodiesel mediante la extracción de los lípidos de las microalgas, y por otra, pueden utilizarse como sustrato en la digestión anaerobia para producir biogás (Park et al., 2011).

El proceso de obtención del biodiesel es mucho más complejo que el utilizado para la obtención del biogás. Además, la demanda energética para la producción de biocombustibles a partir de algas es muy elevada, ya que implica la extracción de los lípidos y la recolección de las propias algas. Este hecho podría contrarrestar los beneficios económicos y medioambientales de este recurso (Ras et al., 2010). A pesar de todo, podría considerarse viable si las microalgas se cultivan en aguas residuales, de donde pueden obtener los nutrientes necesarios y además cumplir una segunda función de

depuración de aguas residuales. El contenido energético de biogás producido a través de la digestión anaerobia suele oscilar entre 16.200 kJ/m³ y 30.600 kJ/m³ dependiendo del origen de la biomasa algal. Normalmente, el rendimiento del biogás varía entre 0,15 y 0,65 m³ por kg de biomasa seca (Chisti et. al., 2007).

El cultivo de algas presenta numerosas ventajas:

- Son un sistema biológico altamente eficaz para la transformación de la energía luminosa en energía química en forma de compuestos orgánicos.
- Tienen una alta productividad en la superficie o en volúmenes mínimos.
- Diversas especies de algas pueden ser orientadas a producir altas concentraciones de compuestos químicos con valorización del subproducto, tales como proteínas, carbohidratos, lípidos y pigmentos.

La composición de las algas es una manera de hacerse idea de su potencial energético. Los componentes mayoritarios en la composición de las microalgas son el carbono, el nitrógeno y el fósforo. También se ha encontrado hierro, cobalto y zinc (Grobbelaar, 2004) y son conocidos por estimular la metanogénesis (Speece, 1996).

Estos organismos tienen un porcentaje en proteínas entre 6-52%, en lípidos entre 7- 23% y en carbohidratos entre 5-23%; estos porcentajes varían en función de las diferentes especies (Brown et. al., 1997). En términos teóricos de producción de metano, un mayor contenido de lípidos en las células de las microalgas supone un mayor rendimiento de producción de metano, por lo que las microalgas con un alto contenido en lípidos son sustratos atractivos para la digestión anaerobia debido al elevado potencial de producción de biogás comparándolo con carbohidratos y proteínas (Cirne et. al., 2007).

A pesar de todo, las microalgas con un alto contenido de lípidos provocan que la etapa de la hidrólisis sea más lenta que en el caso de los carbohidratos y las proteínas (Sialve et. al., 2009).

Para varias especies la elevada proporción de proteínas es caracterizada por un bajo ratio C/N sobre todo si se compara con las plantas terrestres. La composición celular también se ve altamente afectada por las condiciones ambientales (Droop, 1983; Leadbeater 2006). Las variaciones en esta composición pueden afectar el rendimiento de la digestión anaerobia.

Mediante su composición aproximada en proteínas, lípidos e hidratos de carbono Becker (2004) calculó teóricamente la producción de metano y la liberación de metano de diferentes microalgas (Tabla 1.1)

Tabla 1.1: Composición general de varias especies de microalgas y producción teórica de metano y liberación de amonio durante la digestión anaerobia de la biomasa total (Becker, 2004).

Especies	Proteínas [%]	Lípidos [%]	Hidratos de carbono [%]	CH ₄ teórico [L CH ₄ /g _{sv}]	N-NH ₃ [mg/g _{sv}]
<i>Euglena gracilis</i>	39-61	14-20	14-18	0,53-0,8	54,3-84,9
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	48	21	17	0,69	44,7
<i>Chlorella Pyrenoidosa</i>	57	2	26	0,8	53,1
<i>Chlorella vulgaris</i>	51-58	14-22	12-17	0,63-0,79	47,5-54,0
<i>Dunaliella salina</i>	57	6	32	0,68	53,1
<i>Spirulina máxima</i>	60-71	6-7	13-16	0,63-0,74	55,9-66,1
<i>Spirulina platensis</i>	46-63	4-9	8-14	0,47-0,69	42,8-58,7
<i>Scenedesmus obliquus</i>	50-56	12-14	10-17	0,59-0,69	46,6-42,2

La recolección de microalgas es un aspecto fundamental para evitar costes excesivos en la producción de biogás, aunque el método óptimo depende del cultivo de algas de que se disponga (Rawat, 2010).

Algunas de las ventajas de estos métodos se muestran en la Tabla 1.2

Tabla 1.2: Comparación de los métodos mecánicos de separación de la biomasa algal (Christenson 2011)

Método	Concentración de sólidos después de la cosecha	Recuperación	Principales beneficios	Principales limitaciones
Centrifugación	12-22%	>90%	Fiable alta concentración de sólidos	Gran cantidad de energía, elevado coste.
Filtración	5-27%	70-90%	Fiable alta concentración de sólidos	Colmatación de la membrana, elevado coste.
Sedimentación	0,5-3%	10-90%	Bajo coste	Lento, no fiable
Flotación	3-6%	50-90%	Probado a gran escala.	Por lo general se requiere de floculantes.

La biomasa algal no fue considerada como una posible fuente de energía hasta los años 50 (Golueke et al., 1957). Incluso habiendo transcurrido tantos años, no se ha estudiado en profundidad la combinación de microalgas con lagunas de alta carga para la producción de biogás.

En las microalgas la energía solar es convertida a través de la fotosíntesis y almacenada, pudiendo ser después transformada en energía útil a través de la digestión anaerobia para producir metano (Golueke et al., 1957). En comparación con la utilización de otro tipo de vegetación terrestre, la digestión de microalgas da lugar a producciones mayores, debido a las grandes áreas disponibles para su cultivo y crecimiento. Como ejemplo, la biomasa algal puede llegar a producir hasta veinte veces más combustible por hectárea que la soja (Sheehan et al., 1998).

Sin embargo, la digestión de microalgas presenta problemas importantes. La pared celular no es fácilmente biodegradable y puede dar lugar a bajos rendimientos en la producción de metano. Además, su alto contenido en proteínas provoca una liberación de amoníaco que inhibe el proceso de digestión (Chen et al., 2008).

Los pretratamientos de la biomasa algal con el objetivo de debilitar la pared celular, la codigestión con un sustrato de elevado contenido en carbono para equilibrar la alta concentración de nitrógeno de las algas o cambios en las condiciones del proceso de digestión como el tiempo de residencia, la geometría del digestor, la temperatura, etc.

(Sialve et al., 2009) pueden ser las soluciones más adecuadas para superar los obstáculos presentes.

Se ha observado que la digestión es mejor en un rango de temperaturas termófilas, con una producción de biogás más alta. Hasta un aumento del 19% respecto a un rango de temperaturas mesófilo, con una media de producción de 0,25L/g_{SV} (Golueke et al., 1957). Aunque una temperatura elevada requiere más energía para la producción y un mayor control del proceso.

En cuanto a la proporción de metano en el biogás, Sialve et al. (2009) han determinado que se encuentra entre el 55-70% en la mayoría de los estudios realizados, sin tener en cuenta las especies de algas ni las condiciones de operación. Aunque cabe decir que a mayor pH mayor proporción de metano.

En el experimento de González-Fernández et al. (2011), se ha comparado la digestión en diferentes especies algales, obteniendo una producción de metano de 0,1-0,5 L/g_{SV} con un contenido de metano en el biogás del 60-80%, dependiendo de la temperatura del proceso, entre 15 y 52°C, y el tiempo de retención hidráulico, entre 3 y 64 días. Estos valores son relacionables con los obtenidos a partir de otros sustratos: en fangos activos donde la producción de metano está entre 0,15-0,3 L/g_{SV} (Ferrer et al., 2011) o con otros tipos de cultivos lignocelulósicos con rendimientos de 0,28-0,34 L/g_{SV} (Chandra et al., 2012).

A continuación se muestra en la Tabla 1.3 diferentes resultados obtenidos en varios ensayos de digestión anaerobia de biomasa algal. Se puede observar el tipo de sustrato, las condiciones del ensayo y la producción de metano (CH₄).

Tabla 1.3: Resultados de ensayos de digestión anaerobia con diferentes especies de microalgas.

Sustrato	T[°C]	TRH [d]	Carga orgánica [g _{SV} /L·día]	Producción de metano [L CH ₄ /g _{SV}]	CH ₄ [%]	Referencias
<i>Chlorella-Scenedesmus</i>	35-50	3-30	1,44-2,89	0,17-0,32	62-64	Glueke et al., 1957
<i>Biomasa algal</i>	35	28	1	0,42	72	Chen, 1987
<i>Spirulina</i>	35	28	0,91	0,31-0,32		
<i>Dunaliella</i>	35	28	0,91	0,44-0,45		
<i>Chlorella-Scenedesmus</i>	35	10	2-6	0,09-0,136	69	Yen Brune, 2007
<i>Chlorella-Vulgaris</i>	35	28	1-2,6	0,24		Ras et al., 2011

1.4 Codigestion anaerobia

La codigestión anaerobia permite aprovechar la complementariedad de la composición de los sustratos para hacer procesos más eficientes.

Se han obtenido resultados satisfactorios en la codigestión de diferentes tipos de residuos. Sin embargo, es muy importante determinar la viabilidad de las mezclas antes de realizar los experimentos, puesto que pueden existir tóxicos o inhibidores que invaliden el nuevo producto como co-sustrato para la codigestión. Debe analizarse también la proporción adecuada de cada residuo con el fin de evitar sobrecargas orgánicas en el digestor así como los parámetros de operación.

Los lodos o fangos generados durante el tratamiento de las aguas residuales en estaciones depuradoras se han sometido tradicionalmente a un proceso de digestión anaerobia con el principal objetivo de reducir su volumen y disminuir así los gastos asociados a su gestión. No obstante, la operación de los digestores de lodos habitualmente no está optimizada para obtener una máxima producción de biogás, sino que se encuentran escasamente monitorizados y se operan a OLR bajas con el fin de evitar sobrecargas. Una opción interesante para aprovechar la capacidad extra para los digestores anaerobios de fangos de EDAR es la codigestión con residuos orgánicos con características adecuadas y/o complementarias de los mismos.

A este respecto, en bibliografía se pueden encontrar numerosos trabajos en los que se han tratado con éxito fangos de EDAR con varios tipos de residuos orgánicos tales como fangos de la industria del papel (Einola et al., 2001) residuos de la producción de café soluble (Neves et al., 2006) o fangos de plantas de procesado de carne (Davidsson et al., 2008, Loustarinen et al., 2009).

En algún caso se han realizado experiencias a escala real como, por ejemplo, en la EDAR de Treviso (Italia) en la que se emplearon como co-residuos aguas residuales de una industria quesera obteniendo un aumento en la producción de biogás cercano al 70% (Bolzonella et al., 2006).

1.4.1 Codigestión anaerobia de algas y fangos de EDAR

Una buena solución para elevar el rendimiento de las microalgas en la digestión anaerobia es la codigestión de algas y fangos de EDAR. Este tipo de codigestión nos permite unificar su gestión al compartir instalaciones de tratamiento, reduciendo costes de inversión y operación.

Diversos autores (Brune et al., 2009; Khalid et al., 2011; Mata-Álvarez et al., 2011) han anunciado que este tipo de codigestión anaerobia serviría para estabilizar el proceso mediante la mejora de la relación C/N, ya que la digestión anaerobia de las algas se ve limitada en la mayor parte de los casos por un alto contenido en nitrógeno (C/N de 5,5/1), provocando inhibición en la metanogénesis por amonio (Brune et al., 2009).

Existe poca bibliografía referente a este tipo de codigestion en particular. Samson y Leduy (1983) son los primeros en observar que la adición de fangos primarios, con una proporción del 50% de SV, aumentaba la producción de biogás hasta 2,1 veces.

Más tarde, Cecchi et al.(1996) realiza un estudio sobre codigestión anaerobia de macroalgas de lagunas y fangos de depuradora en condiciones mesófilas, a 37°C. El resultado fue que la adición de macroalgas con un porcentaje en ST del 30%, proporcionaba una producción de metano similar a la que se obtenía de la digestión de los fangos puros. Además, concluyeron que, en condiciones termófilas, la codigestión no se podía llevar a cabo por la inhibición de los microorganismos en la metanogénesis.

Otro estudio fue el de Heimel et al. (2010), que realizó un experimento de codigestión de fangos primarios procedentes de la depuración de aguas residuales y algas. En el digestor que contenía un 100% de biomasa algal, obtuvo una producción específica de metano de 260 mL CH₄/g_{SV}, con un porcentaje de metano en el biogás de 75%. También determinó que a medida que se incrementaba la proporción de fangos en las muestras, la producción de metano aumentaba: para una proporción del 20% biomasa algal, y 80% fangos, la producción específica de metano fue de 420 mL/g_{SV}. Comprobó de la misma forma que al aumentar la carga orgánica a 4 g_{SV}/L·día, la producción específica de metano se reducía en un 12%. Su conclusión indica que la codigestión entre los dos sustratos era viable para una carga orgánica de 2 g_{SV}/L·día y un tiempo de retención hidráulico de 20 días. Prácticamente los mismos parámetros que se han puesto en práctica en nuestro experimento.

Wang et al.(2013) realizó un estudio sobre codigestión de microalgas *Chlorella* y fangos activados de depuradora. El ensayo se realizó en discontinuo en reactores batch, durante 45 días en condiciones mesófilas. Los resultados reflejaron que la producción de biogás , respecto a la digestión de *Chlorella* pura, aumentaba en un 73- 79%. Se probaron varios porcentajes de biomasa algal 4,11 y 41%, de forma que se produjo entre 453-468 mL/g_{SV} de biogás. Así mismo, en el ensayo de fangos puros obtuvieron 483 mL/g_{SV}, mientras que en el de microalgas puras la producción era de 262 mL/g_{SV}.

Puede afirmarse con este estudio que la codigestión anaerobia de microalgas y fangos en condiciones mesófilas es un enfoque adecuado en términos de producción de biogás.

Olsson et al.(2013) llevaron a cabo una investigación sobre la codigestión de microalgas cultivadas en el lago McLaren y fangos de EDAR durante 35 días, en condiciones tanto mesófilas como termófilas. Los resultados indicaron que, con una proporción de microalgas

del 12% y fangos 88% en condiciones mesófilas, la producción de biogás aumentaba en un 12% en comparación con la digestión de fangos.

Se observó que un aumento en la proporción de microalgas da lugar a una reducción en la proporción de metano debido a la presencia excesiva de nitrógeno. También se ratificó el hecho de que la codigestión en condiciones termófilas no es viable. Basándose en estos resultados previos, podrían abrirse nuevas vías de investigación con otro tipo de residuos similares a los fangos de EDAR con alto contenido en carbono.

En la Tabla 1.4 se muestra los resultados de los estudios sobre la codigestión anaerobia de algas y fangos de EDAR.

Tabla 1.4: Resultados de estudios sobre la codigestión anaerobia de algas y fangos de EDAR

	Sustrato y Co-sustrato	Condiciones	CH ₄ [%]	Producción neta acumulada metano [mL CH ₄ /g _{SV}]
Heimel et al., 2010	Microalgas	Temperatura: mesofílica (37°C)	75	260 (100% algas)
	65% Fangos activados 35% Fangos primarios	Duración: 20 días		420 (20% algas+80%fangos)
Costa et al., 2012	Macroalgas <i>Ulva spp.</i> / <i>Gracilaria spp.</i> Fangos activados	Temperatura: mesofílica (37°C) Duración: 50 días	42-45	355±27 (100% fangos activados)
				296±19 (15% algas+85% fangos)
				285±19 (30% algas+70% fangos)
				257±4 (60% algas+40% fangos)
				229±3 (80% algas+20% fangos)
				196±9 (100% algas)
Olsson et al., 2013	Microalgas procedentes del lago Malaren Fangos de EDAR	Temperatura: mesofílica (37°C) Duración: 35 días		276±29 (100% fangos)
				309±46 (12% algas+88% fangos)
				274±27 (25% algas+75% fangos)
				270±114 (37% algas+63% fangos)
Wang et al., 2013	Microalga <i>Chlorella sp.</i>	Temperatura: mesofílica (37°C)	34-63	123 (100% algas)
	Fangos activados	Duración: 35 días		302 (100% fangos)

2. Objetivos

Esta tesina está enmarcada en dos proyectos de investigación: “DIPROBIO: producción y digestión de biomasa algal a partir de aguas residuales” y “BIOALGAS: producción de biogás a partir de biomasa algal procedente de lagunas de alta carga para la depuración de aguas residuales”. Ambos proyectos están financiados por el Ministerio de Economía y Competitividad y están siendo llevados a cabo por el Grup d' Enginyeria y Microbiologia del Mediambient (GEMMA) del *Departament d'Enginyeria Hidràulica, Marítima i Ambiental* de la UPC.

Sendos proyectos son complementarios, por una parte se aprovechan los residuos generados durante la depuración de aguas residuales y a partir de ellos, mediante diferentes técnicas objeto de la presente investigación, se obtiene gas metano como energía renovable.

En base a estos dos proyectos de investigación, la presente tesina tiene como objetivo principal el estudio de la producción de biogás mediante digestión anaerobia de biomasa algal y la codigestión anaerobia de biomasa algal y fangos primarios de EDAR .Para ello se ha realizado un ensayo continuo en laboratorio con dos biodigestores con los alimentos comentados

3. Materiales y métodos

3.1 Planta de lagunaje experimental

Para la realización de esta tesina experimental se han utilizado dos sistemas de lagunas de alta carga que se encuentran en la azotea del edificio D1 del Campus Nord de la Universitat Politècnica de Catalunya (UPC). Las instalaciones se encuentran en el edificio donde se ubica el Grup d'Enginyeria y Microbiologia Ambiental (GEMMA), del *Departament d'Enginyeria Hidràulica, Marítima i Ambiental (DEHMA)*.

La planta experimental consta de tres fases diferenciadas: pretratamiento, tratamiento primario y tratamiento secundario. Estas fases se esquematizan en la Figura 3.1. Seguidamente se detallarán los componentes y funciones más destacables de cada fase, destacando el tratamiento secundario, las lagunas, ya que es de donde se extrae la biomasa algal que se utiliza para alimentar los biodigestores.

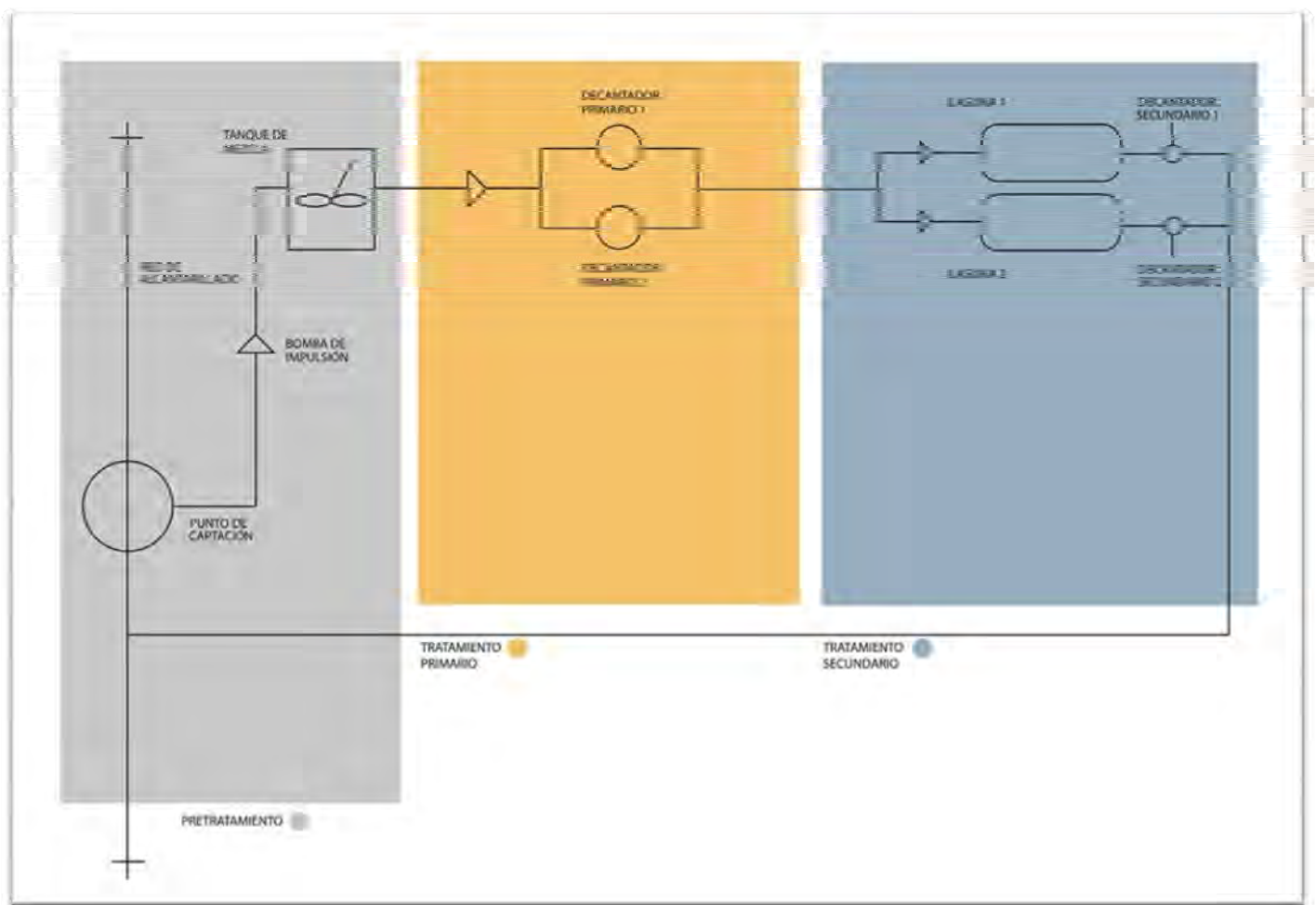


Figura 3.1: Esquema de la planta experimental de tratamiento de aguas residuales del Grup d'Enginyeria y Microbiologia Ambiental (GEMMA)

Pretratamiento: En esta fase, el agua residual es bombeada desde un pozo conectado a la red de alcantarillado existente en la calle Gran Capità. En el interior del pozo se instalaron dos bombas sumergibles. La bomba situada en la parte inferior del pozo tiene la función de devolver a la alcantarilla los elementos que pueden quedar retenidos en el fondo del pozo y que impiden que la bomba superior capte el agua residual y se obstruya. La bomba más superficial es la que propiamente impulsa un caudal de 2 L/s a una altura de 18 m hacia el tanque de mezcla situado en la azotea del edificio D1. Dicha bomba dispone de un mecanismo triturador para evitar que se obstruya en el caso de que pase algún elemento más grueso.

El tanque de mezcla (1m^3) tiene la función de homogeneizar el agua residual y de poder ajustar mejor los caudales efluentes. Una vez en el tanque, el agua residual es filtrada a través de unas mallas de mayor a menor diámetro y de esta manera se eliminan los sólidos más gruesos. En el tanque el agua se remueve y se airea mediante sistemas mecánicos, habiendo también un proceso de decantación primario. Estas arenas y fangos decantados en el fondo del tanque se extraen, así como los aceites y grasas que se encuentran en superficie.

Tratamiento primario: El efluente del tanque es conducido a 2 decantadores primarios de 7 litros de capacidad. Estos tienen una relación de superficie con su laguna pertinente de 1/60. Cada decantador tiene un tiempo de permanencia de 0,9 horas, están regulados por una bomba peristáltica 3,75 l/h y el sistema de purga es manual.

Tratamiento secundario: El tratamiento secundario tiene lugar en las lagunas de alta carga (Figura 3.2 y Figura 3.3), que están precedidas de sendas bombas peristálticas. El volumen de cada laguna es de $0,47\text{ m}^3$, con una profundidad de 0,3 m y un área de $1,54\text{ m}^2$. Ambas están dotadas de un sistema de 6 palas en posición radial, simétricas, que se encargan de la agitación, accionadas por un motor eléctrico con velocidad regulable.

La diferencia en las dos lagunas radica en los parámetros operacionales y la tipología algal: el tiempo de retención hidráulico (TRH) en la laguna 1 es de 4 días, mientras que en la laguna 2 es de 8 días, así que el caudal también es diferente, siendo en la primera laguna de 4,90 L/h, y en la segunda de 2,44 L/h.

En dichas lagunas crece un cultivo de bacterias y microalgas, que son las encargadas de llevar a cabo la depuración de las aguas residuales, utilizando la materia orgánica presente en las mismas como nutriente. El efluente de las lagunas es conducido a un decantador secundario de 5 litros de capacidad, donde se separa la biomasa algal del agua depurada que es devuelta a la red de alcantarillado por gravedad.

En su parte inferior, se encuentra un conducto de purga dispuesto de una válvula manual, de donde se obtiene la biomasa algal con la que posteriormente se alimentan nuestros digestores. Existe además un caudalímetro en cada decantador conectado al conducto por donde circula el agua depurada.



Figuras 3.2 y 3.3: Lagunas de alta carga de la planta experimental del GEMMA-UPC

3.2 Ensayo continuo de codigestión anaerobia

En este proyecto experimental se ha evaluado la codigestión de fangos primarios de EDAR y microalgas procedentes de la laguna de alta carga de la planta piloto. A continuación se explicarán tanto los montajes como la procedencia y preparación de las muestras utilizadas durante todo el experimento que se llevó a cabo en el Laboratorio del GEMMA-UPC.

3.2.1 Digestores anaerobios

Para realizar este ensayo experimental se dispone de dos digestores anaerobios de vidrio (Figura 3.4) de 2 L de volumen cada uno, siendo el volumen útil 1,5L. La alimentación diaria es de 75 mL para cada reactor, al igual que la purga, de forma que el tiempo de residencia hidráulico es de 20 días.



Figura 3.4: Digestores anaerobios del Laboratorio del GEMMA-UPC.

En estos digestores se ha querido comparar la digestión anaerobia de la biomasa algal (digestor 1, control) con la codigestión anaerobia (digestor 2) de fangos primarios de depuradora (75% SV) y biomasa algal (25% SV). La determinación de la alimentación del reactor en el que tiene lugar la codigestión de fangos y microalgas, se ha basado en un estudio previo realizado en el mismo laboratorio (Sicart, 2013). Es esta alimentación la que se ha determinado como óptima para la producción de biogás.

A continuación se nombrarán y explicarán la función de los diversos dispositivos necesarios para llevar a cabo el ensayo (Figura 3.5).

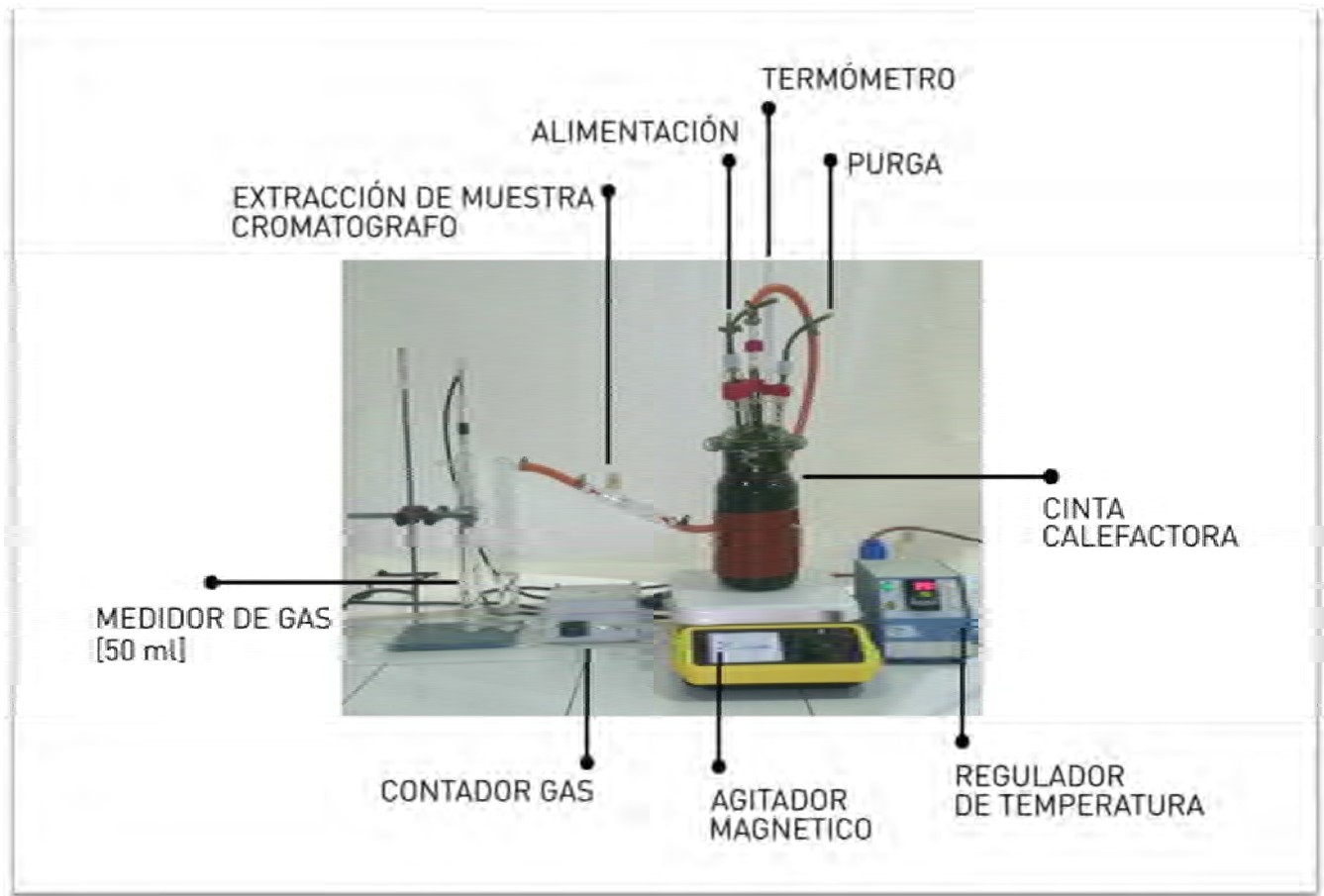


Figura 3.5: Fotografía del digestor anaerobio con todos los dispositivos necesarios para el control del ensayo

Cada digestor está situado sobre una placa cerámica magnética (Thermo SCIENTIFIC CIMAREC) que garantiza la agitación constante del contenido de los mismos.

Para mantener una temperatura constante en un rango mesófilo, alrededor de 35°C, se dispone de una cinta calefactora de 1,5 m de largo y 25 mm de ancho (modelo 3031715 JP. SELECTA) que se sitúa alrededor del digestor envolviendo todo el volumen útil. Esta cinta está conectada a un regulador de temperatura automático.

A su vez, hay un termómetro de mercurio introducido en el digestor que nos indica la temperatura real de los digestores.

Para medir el volumen de gas generado se ha optado por contabilizarlo mediante un desplazamiento de volumen de agua conocido. El gas generado en el digestor circula a través de un conducto plástico que se dirige a un sistema que consta de dos columnas de vidrio con agua en su interior que se mueve por la acción de la presión del gas. Este tiene un sensor de nivel que, al activarse, suma un ciclo en un contador. Cada ciclo representa

un volumen de gas de 50 mL. Por lo tanto, el volumen de gas producido en un día puede calcularse como:

$$\text{Producción de biogás (mL / día)} = (\text{ciclo}_i - \text{ciclo}_{i-1}) * 50 \quad (\text{Ec. 3.1})$$

Para la producción de metano en particular se ha realizado una media del porcentaje obtenido semanalmente ($P_{m,m}$). Si además se introduce en la ecuación la masa de SV en el digestor (m_{SV}), se puede hallar la producción específica de CH_4 en función de SV.

$$\text{Producción de } \text{CH}_4 \text{ (mL / g}_{SV}\text{)} = [(\text{ciclo}_i - \text{ciclo}_{i-1}) * 50 * p_{m,m}] / m_{SV} \quad (\text{Ec. 3.2})$$

4.2.2 Preparación de la alimentación

El afluente del digestor de control, que es el que contiene la biomasa algal, procede de la laguna número dos de la planta piloto, es decir, de la laguna con un TRH de 8 días.

Una vez recogida la biomasa algal, se somete a una segunda decantación, sedimentación en conos Imhof (Figura 3.6) durante al menos 24 horas con el fin de aumentar su concentración en sólidos totales y posteriormente es guardada en la nevera a 5°C. Se observó que si se deja más de 24 horas, por ejemplo 48 o 72 horas, las algas se concentraban más y contenían más sólidos volátiles.

El fango primario procede de la EDAR de Gavà-Viladecans. Se recogía cada 15 días y se guardaba en una nevera a 5°C.

Las algas se recolectaban durante un número variable de días a la semana, en función de la cantidad de biomasa algal que había en los decantadores de la laguna. Se recolectaba una cantidad suficiente para la preparación de los alimentos y la realización de análisis. Eran guardadas en un bote en la nevera a 5°C.



Figura 3.6: Conos Imhof con la biomasa algal recolectada de la planta experimental

La preparación de los alimentos (afluentes) se realizaba semanalmente. La mezcla de codigestión se hace con una proporción en volumen de 25% de algas y 75% de fangos. Ambos con la misma cantidad de sólidos volátiles con el fin de que cada sustrato tenga la misma carga orgánica.

El primer paso a realizar es el cálculo de los sólidos totales y volátiles de las algas y de los fangos, como se explica en el apartado 3.3.1 de este trabajo. Una vez se tenía el valor de los sólidos volátiles se diluía el sustrato que tenía el valor más elevado (normalmente los fangos) hasta llegar al porcentaje de SV del otro sustrato mediante el cálculo siguiente, suponiendo que el fango es el que contiene más SV:

$$V_n = V_t \frac{VS_a}{VS_f} \quad (\text{Ec. 3.3})$$

Donde:

V_n : Volumen necesario de fangos puros para realizar la mezcla de codigestión

V_t : Volumen de fangos diluidos en la mezcla de codigestión (75% del volumen total del alimento a preparar)

VS_a : Sólidos volátiles de las algas

VS_f : Sólidos volátiles de los fangos

Una vez tenemos V_n se rellena con agua destilada hasta llegar a V_t . A este V_t se le añade el volumen de algas necesario para preparar el alimento (25% del volumen total del alimento)

En el caso de que se tuvieran que diluir las algas, se tendría que aplicar ese mismo factor de dilución (FD) cuando se prepara el alimento para el digestor que contiene la biomasa algal, con el fin de alimentar los dos digestores con la misma OLR.

$$FD = \frac{VS_1}{VS_2} \quad (\text{Ec. 3.4})$$

Donde:

FD = Factor de dilución

VS_1 = Valor de sólidos volátiles más bajo

VS_2
= Valor de sólidos volátiles más alto

3.3 Métodos analíticos

Durando todo el ensayo de los digestores anaerobios, se llevaron a cabo las diferentes analíticas que se describen a continuación.

Las analíticas se realizaban tanto de los afluentes como de los efluentes de cada uno de los digestores anaerobios. Es decir: de la biomasa algal, el fango primario de depuradora, la purga procedente del digestor de microalgas y la purga procedente del digestor de codigestión.

Los sólidos totales, los sólidos volátiles y el pH se miden dos veces por semana. Mientras que la DQO, el nitrógeno amoniacal y la composición del biogás una vez por semana.

3.3.1 Sólidos totales y volátiles

Los sólidos totales (ST) son todas las partículas que se encuentran en una muestra, ya sean disueltas o en suspensión. En este proyecto se disponen de cuatro tipos de muestras: dos para la alimentación de los reactores, que serán algas y fangos primarios de la EDAR, y las purgas de cada uno de los dos digestores.

Analíticamente, el contenido de sólidos totales en una muestra se define como toda la materia seca que queda después de someter la muestra en un proceso de secado en una estufa de desecación (Figura 3.7) a 105 ° C durante 24 horas, o hasta peso constante. De esta manera se asegura la total evaporación del agua existente en la muestra. El contenido de las muestras se introduce dentro de unas cazoletas cerámicas, previamente calcinadas en la mufla (Figura 3.8) a 550 ° C durante 20 minutos, y posteriormente taradas en una balanza de precisión (Figura 3.9). Una vez introducidas las muestras en la estufa de desecación y transcurridas las 24 horas, se retiran de la estufa y se conservan en un ambiente seco (sin humedad) en un desecador hasta alcanzar una temperatura ambiente. Llegados a este punto, se procede a pesar las muestras.

Los sólidos totales (materia seca) están formados tanto por materia orgánica como inorgánica.

En cambio, los sólidos volátiles (SV) representan la fracción orgánica de una muestra, correspondiente a la pérdida de peso en calcinar durante 20 minutos a 550 ° C la muestra secada a 105 ° C (ST). El residuo restante son las cenizas (representan la materia inorgánica) y los SV la diferencia de peso entre los ST y las cenizas. Por tanto, de forma aproximada los SV se pueden equiparar a la materia orgánica y las cenizas en la materia mineral.

El cálculo matemático sería:

$$\% \text{ ST} = \frac{\text{Peso}_{105^{\circ}\text{C}} - \text{Tara}}{\text{Peso}_{\text{muestra}}} * 100 \quad (\text{Ec. 3.5})$$

$$\% \text{ SV} = \frac{\text{Peso}_{105^{\circ}\text{C}} - \text{Peso}_{550^{\circ}\text{C}}}{\text{Peso}_{\text{muestra}}} * 100 \quad (\text{Ec. 3.6})$$



Figura 3.7: Estufa de desecación.
(P-SELECTA)



Figura 3.8: Balanza de precisión.
(Precisa 125 A)



Figura 3.9: Mufla.
(P-SELECTA)

3.3.2 Demanda química de oxígeno (DQO)

La demanda química de oxígeno, expresada en $\text{mg O}_2/\text{l}$ o ppm, se define como la cantidad de oxígeno necesaria para oxidar químicamente la materia orgánica y los compuestos oxidables de la muestra. Por lo tanto, mide de manera indirecta la cantidad de materia orgánica de una muestra. Para la medida de DQO se utilizó el método colorimétrico de reflujó cerrado, 5520D, cuyo procedimiento, que aparece descrito en el Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater (APHA-AWWA-WPCF, 2001), es el siguiente:

1. Preparación de las diferentes disoluciones con agua desionizada, ya que las concentraciones de las muestras exceden el rango de lectura para espectrofotometría (1000 ppm).
2. Se introducen 2,5 mL de cada muestra en un tubo de vidrio de 10 mL con tapón de rosca. Se adicionan 1,5 mL de dicromato potásico y 3,5 mL de ácido sulfúrico.
3. Se cierran los tubos, se agitan cuidadosamente y se introducen en el bloque digestor a una temperatura de 150°C durante dos horas. Figura 3.10

5. Transcurrido ese tiempo, y enfriados los tubos, se mide la absorbancia de las muestras a una longitud de onda de 600 nm en un espectrofotómetro. Figura 3.11

6. A partir de la absorbancia se determina la DQO mediante la recta de calibrado

$$C = (2617,6 \cdot abs - 2,4565) \cdot FD \quad (\text{Ec. 3.7})$$

Donde:

C: DQO medida como concentración de oxígeno ($\text{mg O}_2/\text{L}$)

abs: absorbancia de las muestras a 600 nm

FD: factor de dilución de la muestra

Según este método, la oxidación es llevada a cabo por un oxidante fuerte, el dicromato potásico ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) en un medio ácido de ácido sulfúrico (H_2SO_4). Durante el proceso, el ion dicromato se reduce a Cr^{+3} con un significativo cambio de color que puede ser cuantificable mediante una espectrofotometría.



Figura 3.10. Placa calefactora para la realización de la DQO.
(P-SELECTA Bloc Digest 20)



Figura 3.11. Espectrofotómetro UV-visible.
(MILTON ROY Spectronic 20D⁺)

3.3.3 Nitrógeno amoniacal

El nitrógeno amoniacal es un parámetro esencial en el estudio de eliminación de nutrientes. Este procede de la degradación de la materia orgánica de origen proteico y de la urea. En las muestras procedentes de la digestión de microalgas existe un alto porcentaje de nitrógeno ya que es un nutriente abundante en las aguas residuales, del que se alimentan las microalgas que crecen en las lagunas para formar su pared celular.

La detección de nitrógeno amoniacal en este proyecto se ha realizado mediante la aplicación de un método colorimétrico desarrollado por Solorzano (Solorzano, 1969). Este método se basa en la oxidación del $\text{NH}_3\text{-H}$ para formar indofenol, que es un compuesto con un fuerte y característico color azul y cuya intensidad es directamente proporcional a la cantidad de nitrógeno presente en la muestra, medido a 640 nm. El rango de validez de este método se encuentra entre 0,1 y 1,0 mg $\text{NH}_3\text{-H/L}$, por lo que se han diluido las muestras para situarlas dentro de ese rango.

Los pasos a seguir para la aplicación de este método son los siguientes:

1. Centrifugar la muestra durante 6 minutos a 4200rpm (Figura 3.12) y filtrar al vacío el sobrenadante en un filtro de fibra de vidrio Whatman con diámetro de poro 47 nm.
2. Diluir, hasta entrar dentro del rango de validez del método utilizado, en un matraz aforado, para obtener una muestra de 50 mL (hay que realizar también una muestra con 50mL de agua destilada que le llamaremos blanco). Se pasará después a un matraz erlenmeyer de 100mL, donde se añaden, en orden de aparición, con micro pipeta los reactivos siguientes:

2 mL de nitroprusiato de sodio

2 mL de solución alcohólica de fenol

5 mL de solución oxidante recién preparada

(Después de cada una de las adicciones hay que agitar el matraz erlenmeyer)

3. Controlar la tonalidad de azul a los diez minutos (Figura 3.13). Si es muy intensa, la concentración está fuera de rango y se deberá repetir el proceso.
4. Dejar reaccionar durante 90 minutos. (Figura 3.14)
5. Medir la absorbancia en un espectrofotómetro modelo Genesys 8 a 640 nm (Figura 3.15). Con estas mediciones y utilizando la recta de calibrado se puede conocer la concentración de nitrógeno amoniacal (ppm) de cada muestra.

$$C = (0,9309 \cdot abs + 0,0018) \cdot FD_x \quad (\text{Ec. 4.8})$$

Donde:

C: concentración de nitrógeno amoniacal (ppm)

abs: absorbancia de la muestra a 640 nm

FD: factor de dilución de la muestra



Figura 3.12 : Centrifuga (Orto-Alresa model UNICEN 20)



Figura 3.13: Matraces erlenmeyer a los 10 min



Figura 3.14: Matraces erlenmeyer a los 90 min



Figura 3.15 : Espectrofotómetro modelo Genesys 8

3.3.4 pH

El valor del pH nos da la concentración de iones H^+ en una disolución y así se sabe su nivel de acidez o basicidad.

El control del pH se hizo dos veces por semana directamente sobre las cuatro muestras en agitación con un pH-ímetro CRISON 506, previamente calibrado. Figura 3.16



Figura 3.16: pH-ímetro modelo CRISON 506

3.3.5 Temperatura

El control de la temperatura es algo muy importante en el desarrollo de un ensayo semi-continuo ya que, para un correcto proceso de digestión anaerobia, la temperatura debía mantenerse en torno a los 35 °C (rango mesofílico). Para su control se ha utilizado un termómetro de mercurio que se encontraba instalado directamente en el interior de cada uno de los dos digestores.

Con el fin de mantener una temperatura constante se disponía de una manta calefactora , con selector de temperatura, y una placa agitadora que permitía unas características homogéneas en todo el volumen del digestor.

3.3.6 Composición del biogás

Los digestores producen biogás, este biogás esta formado básicamente con metano y dióxido de carbono. Desde el punto de vista energético nos interesa saber la cantidad de metano que contiene ese biogás. Para ello se ha usado la técnica de cromatografía de gases. En este caso, el cromatógrafo utilizado es el modelo Trace GC de la marca Thermo Finnigan (Figura 3.17). Consta de un detector que mide la conductividad térmica del gas portador (helio) ocasionada por la presencia de las sustancias inyectadas (Figura 3.18).

Para realizar una separación mediante cromatografía de gases, se tiene que inyectar una pequeña cantidad (1 mL) de la muestra a separar en el puerto de inyección del

cromatógrafo (septum) sometido a una corriente de un gas inerte (helio) a elevada temperatura. Esta corriente de gas atraviesa una columna cromatográfica que separará los componentes de la mezcla por medio de un mecanismo de partición. Los componentes separados emergerán de la columna a intervalos discretos y pasarán a través del sistema de detección adecuado (detector del tipo TCD thermal conductivity detector) que enviará una señal al ordenador. Con la ayuda de un programa informático, que interpreta dicha señal, se obtiene, al fin, un cromatograma con el cual se puede saber el porcentaje de metano que contiene el biogás.



Figura 3.17: Cromatógrafo modelo Trace GC de la marca Thermo Finnigan

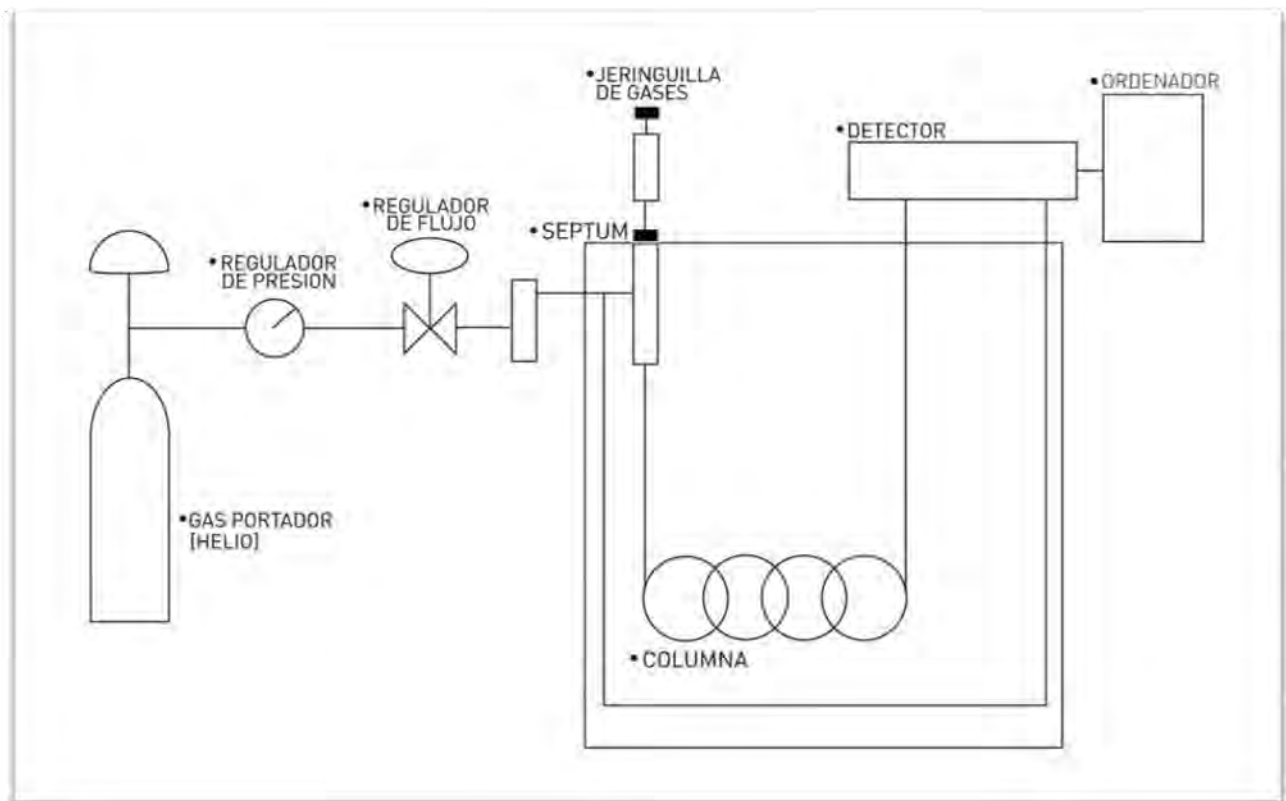


Figura 3.18: Esquema general del cromatógrafo de gases.

3.3.7 Identificación y recuento de algas

La identificación y el recuento de algas se llevo a cabo gracias a la colaboración con la Facultad de Biología de la Universidad de Barcelona, más concretamente fue el grupo del Laboratorio de Protozoología del Departamento de Biología Animal quien lo realizó.

Las muestras se tomaban semanalmente de las dos lagunas. El mismo día de la toma de muestras se cuantificaba y caracterizaba la microfauna mediante recuentos microscópicos.

Una vez se tienen las muestras homogeneizadas se cogen dos submuestras de 25 μL de las que se efectúan recuentos de algas, protozoos ciliados, flagelados y amebas, metazoos y microorganismos filamentosos in vivo utilizando un microscopio óptico Axioskop 40 (Zeiss) con iluminación de campo claro y de contraste de fases.

Para el caso de las algas, previamente se desagrega un volumen determinado de muestra debidamente homogeneizado para su observación y recuento mediante microscopia óptica. También se realizan diferentes tinciones específicas e impregnaciones argénticas para determinar los taxones que lo requieran.

La cuantificación de las algas se presenta en individuos por mililitro (ind/mL).

4. Resultados y discusión

En este apartado se analizan y presentan los resultados de los ensayos y experimentos llevados a cabo para la realización de esta tesina. Hay que recordar que se analizó una vez por semana la DQO y el amonio, tanto de las algas y los fangos como de las purgas, así como el contenido en metano del biogás. Mientras que los sólidos volátiles, los sólidos totales y el pH se analizaron dos veces por semana.

Para la realización de este trabajo experimental se dispuso de dos digestores anaerobios: uno era el digestor de control, en el que se llevaba a cabo la digestión anaerobia de la biomasa algal recolectada en la laguna experimental y en el otro se estudiaba la codigestión anaerobia desde esa misma biomasa algal y de fangos primarios de EDAR.

Durante todo el análisis, se denomina Digestor 1 al que contiene únicamente biomasa algal, mientras que el Digestor 2 corresponde al de codigestion de algas y fangos de depuradora.

Los dos digestores fueron puestos en marcha con anterioridad a este estudio con la misma proporción de sustratos en volumen que durante el experimento actual para el Digestor 2 (25% microalgas y 75% fangos primarios) por lo que el proceso ya se encontraba estabilizado. Anteriormente a esta tesina no se tuvo en cuenta la carga orgánica (VCO o OLR) con la que se alimentaban los digestores. Este hecho condujo a resultados confusos, puesto que en los rangos de OLR en que se trabajaba a mayor OLR mayor producción de biogás. Por lo que se decidió alimentar los dos digestores con la misma carga orgánica.

Esta tesina se centra en estudiar el comportamiento de los dos digestores cuando ambos empezaron a ser alimentados con la misma carga orgánica.

En todos los apartados que vienen a continuación se han obviado los resultados correspondientes a la semana 6 y 7 del experimento por no ser representativos. El motivo es que los fangos que se recogieron en la EDAR de Gavà, correspondientes a esas dos semanas, eran unos fangos muy líquidos, cuyo valor de sólidos volátiles era muy bajo. Pero no solo eso, la DQO tenía valores similares o incluso menores a los de nuestras purgas y el amonio también era inusualmente alto. Presumiblemente se trataban de fangos digeridos. Por problemas de permisos con la EDAR no se pudieron cambiar los fangos hasta pasadas esas dos semanas.

4.1 Caracterización de las muestras

A continuación se presenta una tabla-resumen con los valores medios de cada parámetro analizado : sólidos totales y volátiles, DQO, nitrógeno amoniacal y pH, para los afluentes y efluentes de los digestores (Tabla 4.1)

Tabla 4.1: Caracterización de las muestras afluentes y efluentes de cada digestor

	Afluente D1	Afluente D2	Efluente D1	Efluente D2
ST (%)	5,62±0,74	5,08±0,49	4,11±0,63	3,01±0,28
SV (%)	3,92±0,43	3,94±0,37	2,41±0,43	1,88±0,25
SV/ST (%)	69,74	77,54	58,91	62,68
DQO (g O ₂ /L)	62,88±17,07	74,01±16,30	45,21±16,13	33,47±4,91
AmoniO [mg N-NH ₄ ⁺ /L]	74,62±44,99	89,25±52,78	829,07±341,103	550,54±211,85
pH	6,94±0,29	6,41±0,55	7,19±0,11	7,15±0,15

Lo primero que cabe destacar es que la composición de los afluentes tiene un gran porcentaje de materia orgánica, un alto índice de sólidos volátiles frente a los sólidos totales, entre un 69% y un 77%. Como se puede observar el porcentaje de sólidos volátiles ronda el 4, que equivaldría en nuestro caso a una carga orgánica de 2 g_{SV}/L·dia, justo lo que se buscaba conseguir al realizar las diluciones.

Otro aspecto positivo a destacar es el rango de pH en el que se encuentran nuestras muestras puesto que se ha determinado que para digestiones anaerobias el intervalo óptimo se encuentra en 6,6-7,6 (Lay et al., 1997). El alimento del digestor 2 se encuentra ligeramente por debajo de ese intervalo debido al carácter ácido de los fangos primarios. También destacar que el pH de los dos efluentes ha tenido muy poca variabilidad durante todo el ensayo.

A continuación se muestra la Tabla 4.2 con las principales especies algales que se encuentran en la laguna experimental de donde se recoge nuestra biomasa algal para preparar los alimentos. Aunque se puede observar que la especie predominante con diferencia es la *Chlorella sp*, cabe destacar que la cantidad de individuos de cada especie varía según la época del año, debido sobre todo a la temperatura y la radiación solar.

Tabla 4.2: Caracterización de biomasa algal de la laguna experimental 2

ALGAS	MEDIA (ind./mL)
<i>Chlorella sp</i>	6793056
<i>Micractinium sp</i>	6160
<i>Diatomees</i>	101842
<i>Scenedesmus sp</i>	5
<i>Chorococcus sp</i>	1607
Otras algas	133
ALGAS TOTALES	6903877

4.2 Análisis de los Sólidos Totales

La evolución en el contenido de sólidos totales de los afluentes y efluentes de ambos digestores es lo que representa el gráfico siguiente (Figura 4.1)

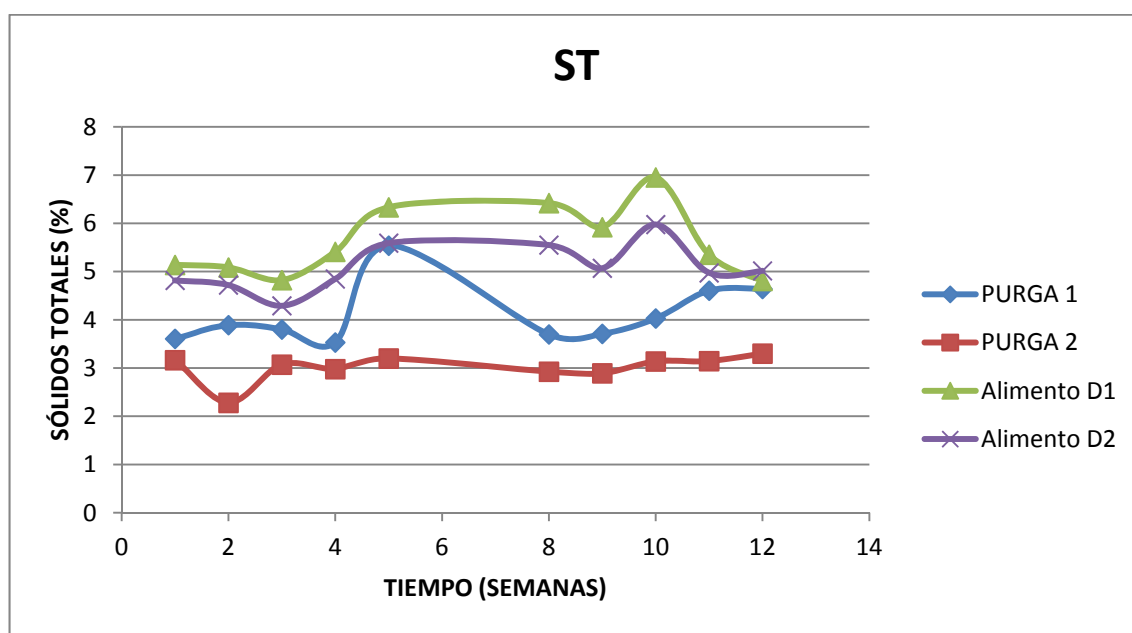


Figura 4.1: Evolución del contenido de sólidos totales de los dos digestores

Como se puede observar y, es lógico, los sólidos totales de los alimentos siempre están por encima de los de las purgas. Los ST de los alimentos son muy similares.

Respecto al aumento de sólidos totales que se observa en la purga 1 en la semana 5, seguramente sea debido a que en esas fechas hubo que recolectar algas de la otra laguna experimental existente, puesto que de la que se estuvo recogiendo durante todo el ensayo estaba en obras. La diferencia entre una laguna y otra radica en la tipología algal y el TRH. La laguna de la que se cogía la biomasa algal durante todo el ensayo tiene un TRH de 8 días, mientras que de ésta que se recolectó puntualmente, tiene un TRH de 4 días. Estas algas también produjeron mucha espuma en los digestores y disminuyeron sensiblemente la producción de biogás.

Se puede observar en la Figura 4.2 y la Figura 4.3, cómo, teniendo ambos digestores el mismo volumen de sustrato en su interior, el digestor con microalgas está lleno de espuma y parece más lleno que el de codigestión.



Figura 4.2: Digestor algas (D1)



Figura 4.3: Digestor codigestión (D2)

4.3 Análisis de Sólidos Volátiles

En relación con la gráfica anterior, la siguiente nos muestra la evolución específica del contenido en sólidos volátiles en los afluentes y efluentes de ambos digestores (Figura 4.4).

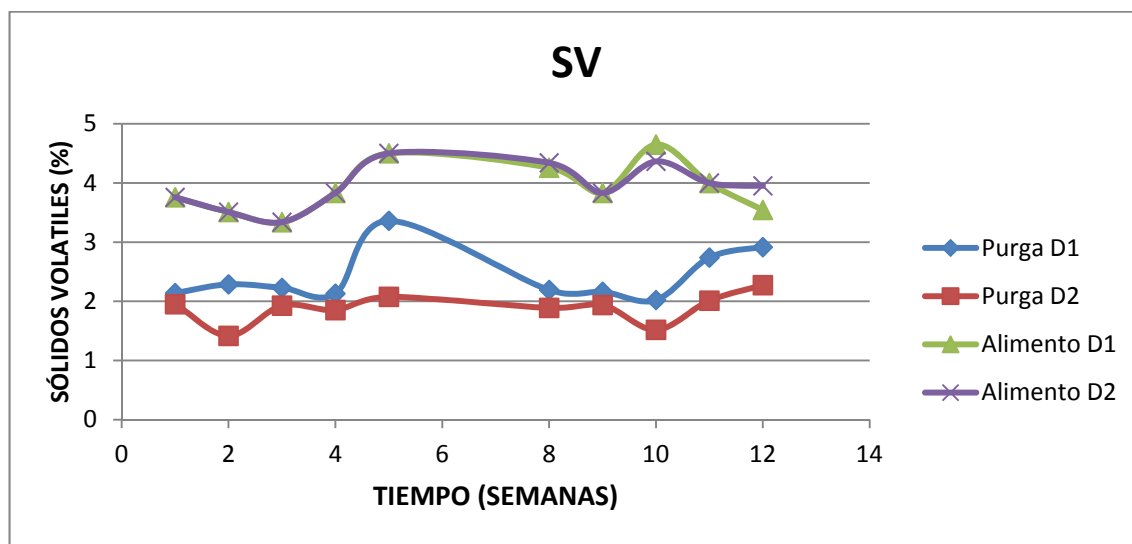


Figura 4.4: Evolución del contenido de sólidos volátiles de los dos digestores

Se puede observar que los sólidos volátiles de los alimentos son prácticamente los mismos puesto que esa es la condición necesaria para que tengan la misma carga orgánica. A partir de la cuarta semana se intentó que el valor de los SV fuese 4% para de esta forma tener una carga orgánica constante de 2 g SV/L-día. No siempre era posible debido a la variabilidad de SV de las algas y los fangos.

Los valores de SV de los alimentos hasta la semana 5 son idénticos, porque no se calculaba específicamente los SV de los alimentos, sino solo de las purgas, algas y fangos. Con los SV de las algas y los fangos se calculaban las diluciones necesarias para igualar la carga orgánica de los dos alimentos. Por lo tanto, los valores de los SV de los alimentos son teóricos. A partir de la semana 5 ya se calcularon los sólidos de los dos alimentos para comprobar que se habían hecho bien las diluciones y se estaba alimentado con la misma carga orgánica los dos digestores.

Respecto al aumento de sólidos volátiles de la purga 1 en la quinta semana, el motivo es el mismo que el apuntado en el apartado anterior.

4.3.1 Eliminación Sólidos Volátiles y Carga Orgánica

En la gráfica siguiente (Figura 4.5) se muestra la evolución en la eliminación de sólidos volátiles para cada digestor a lo largo del tiempo comparada con el valor de carga orgánica introducida.

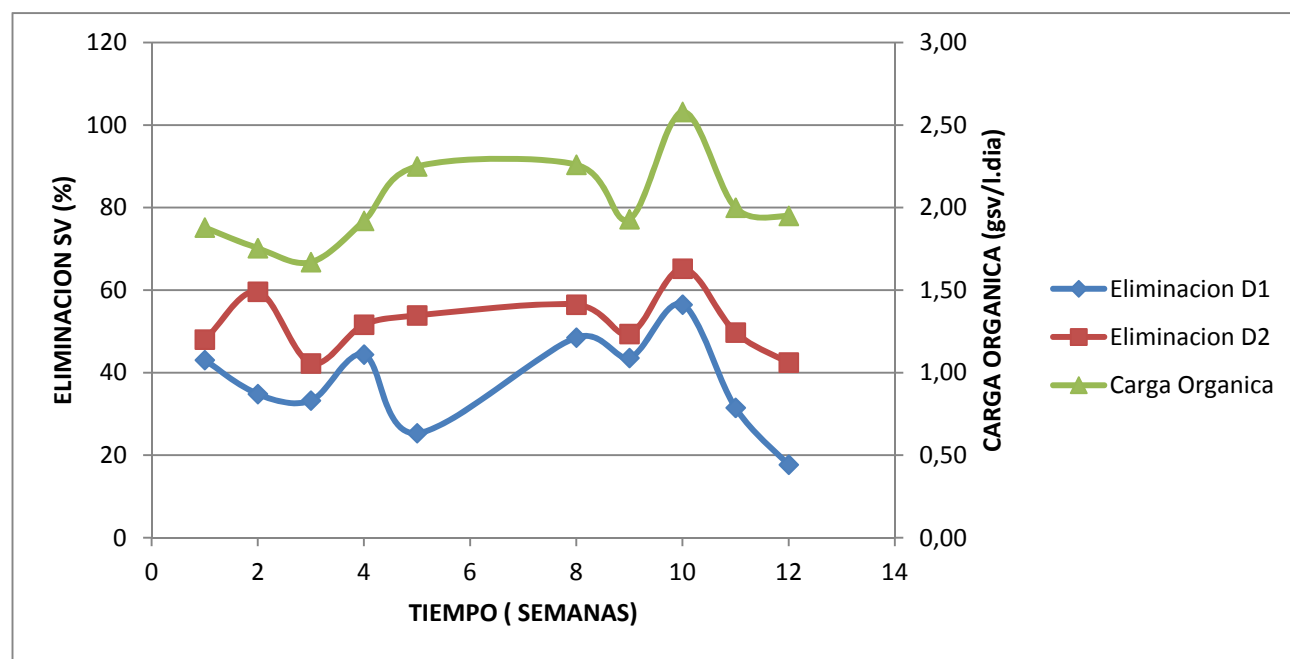


Figura 4.5: Eliminación de SV y Carga Organica para los dos digestores

Puede observarse que la eliminación de SV es siempre superior en el digestor 2 (codigestión), lo que indica una mayor eficiencia del proceso.

Se vuelve a observar en la semana cinco cómo el cambio en la tipología de la biomasa algal perjudica el rendimiento del digestor 1, reduciendo considerablemente la eliminación de SV y, por consiguiente, la producción de biogás.

Otra conclusión a la que se puede llegar con este gráfico es la influencia de la carga orgánica con la eliminación de SV. Cuando la VCO aumenta, aumenta a su vez la eliminación de SV en ambos digestores,. De la misma manera que cuando ésta disminuye, también disminuye la eliminación de SV. Por lo tanto podrían trabajar a una carga orgánica mayor hasta ver dónde está el punto de inflexión.

4.4. Análisis de Demanda Química de Oxígeno (DQO)

En la Figura 4.6 puede apreciarse la evolución del valor de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) de los afluentes y efluentes de los dos digestores.

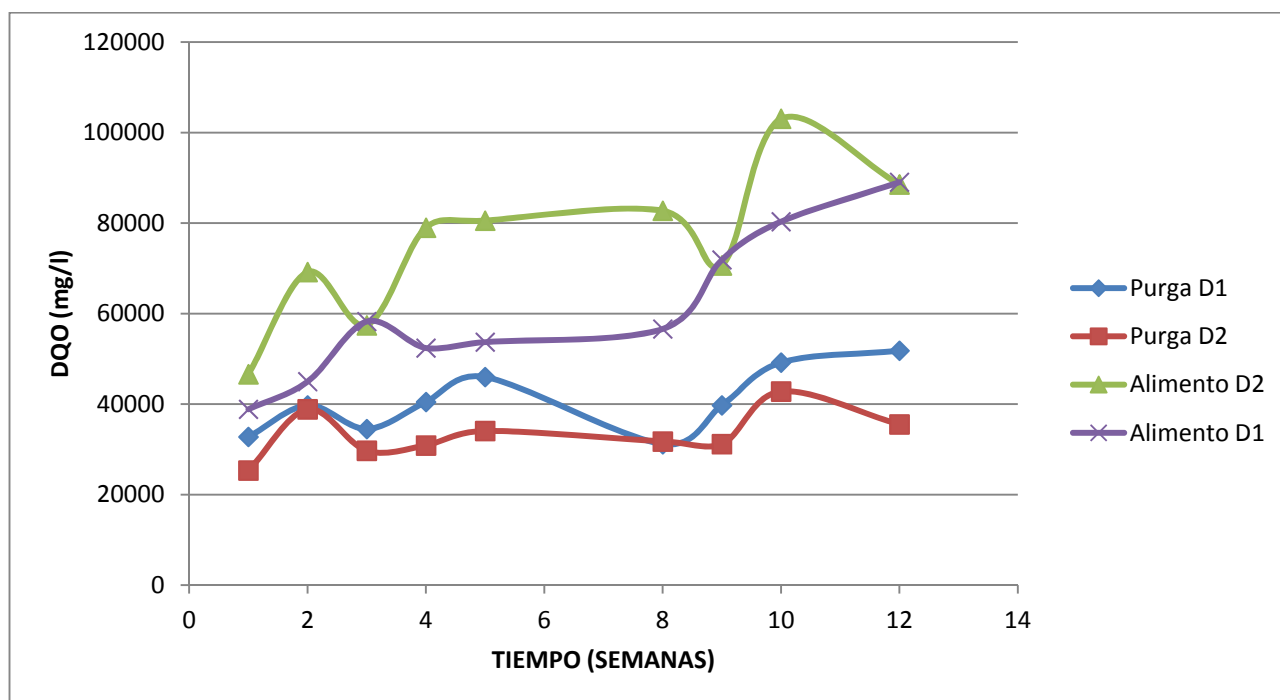


Figura 4.6: Evolución del valor de DQO de los dos digestores

Se observa cómo los valores de DQO son muy variables para todas las muestras, aunque cabe destacar una mayor variabilidad en los afluentes que en los efluentes.

Del mismo modo se ve cómo el valor de DQO de los alimentos es siempre superior al de las purgas, como viene siendo lógico, puesto que ello indica que se está eliminando materia orgánica para convertirla en biogás.

4.4.1 Eliminación DQO y Carga Orgánica

A continuación mostramos una grafica (Figura 4.7) con la eliminación de DQO de los dos digestores a lo largo del tiempo comparada con el valor de carga orgánica introducida en los digestores.

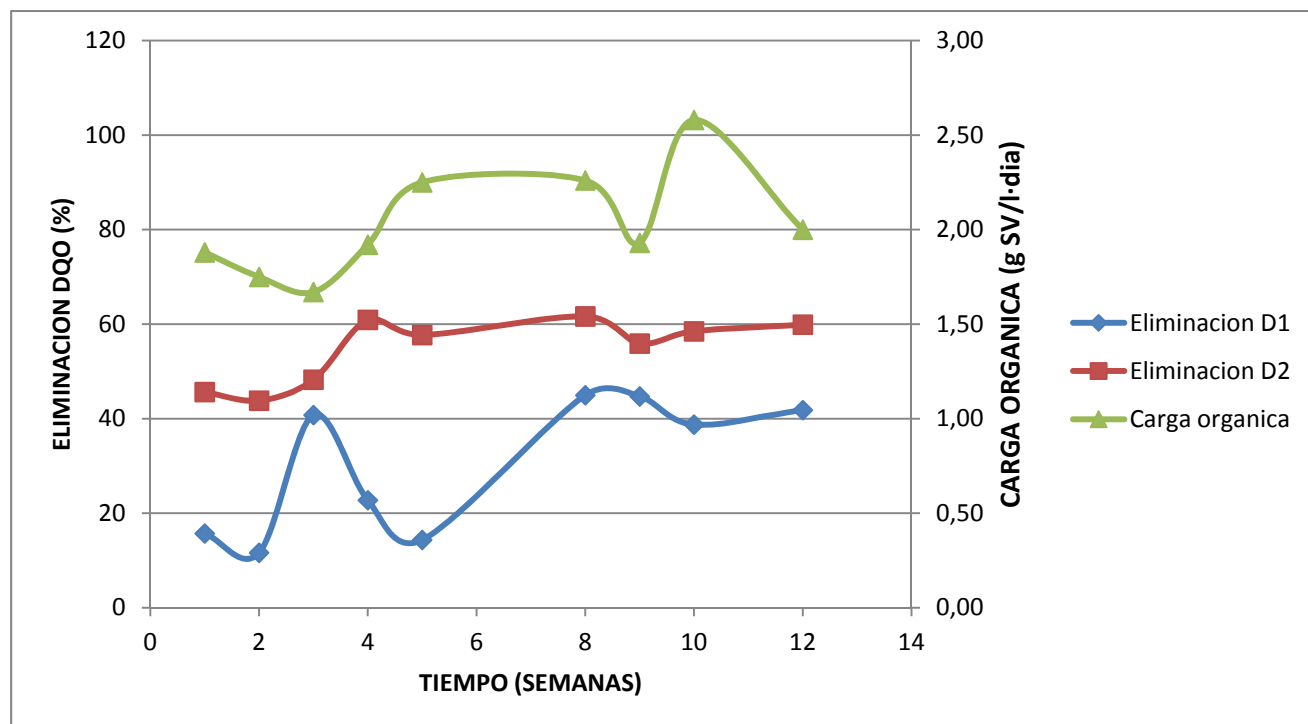


Figura 4.7: Eliminación de DQO y valor de la Carga orgánica para los dos digestores

En esta representación gráfica se vuelve a poner de manifiesto la mayor eficiencia del proceso de codigestión: una mayor eliminación de DQO y de una manera más estable. En cambio en el digestor con microalgas, aparte de ser menor la eliminación de DQO, varía más a lo largo del tiempo.

Hay que recordar que la semana 5 coincide con el cambio en la tipología de biomasa algal que se utilizó para la preparación de los alimentos.

4.5 Análisis de la producción volumétrica y específica de biogás y de metano

Los comparación de los resultados referentes a la producción de biogás y metano de los dos digestores es el objetivo principal del presente trabajo.

En la Tabla 4.3 se muestran los valores medios más representativos para cuantificar dicha producción en ambos digestores.

Tabla 4.3: Producción volumétrica y específica de biogás y de metano para los dos digestores

	Digestor Algas (D1)	Digestor Codigestión (D2)
Producción volumétrica diaria de biogás [L biogás/L·día]	0,441±0,156	0,670±0,425
Producción volumétrica diaria de metano [L CH ₄ /L·día]	0,291±0,102	0,437±0,277
Producción específica de biogás [L biogás/gSV]	0,244±0,035	0,384±0,131
Producción específica de metano [L CH ₄ /gSV]	0,161±0,023	0,251±0,086
Porcentaje de metano [%CH ₄]	65,77±1,06	65,28±1,19
Porcentaje de dióxido de carbono [%CO ₂]	34,23±1,06	34,72±1,19

Se constata cómo el digestor 2 tiene una producción específica de metano notablemente más elevada de 0,251 L CH₄/g_{SV}, lo que supone un incremento del 56%, respecto del digestor de algas.

Ambos tienen prácticamente la misma proporción de metano en el biogás (65%), y este porcentaje se ha mantenido muy constante a lo largo de todo el ensayo.

En las gráficas que vienen a continuación, la primera (Figura 4.8) muestra la producción diaria de biogás para ambos digestores a la vez que indica la carga orgánica con la que se han ido alimentando. La segunda (Figura 4.9) representa la producción semanal.

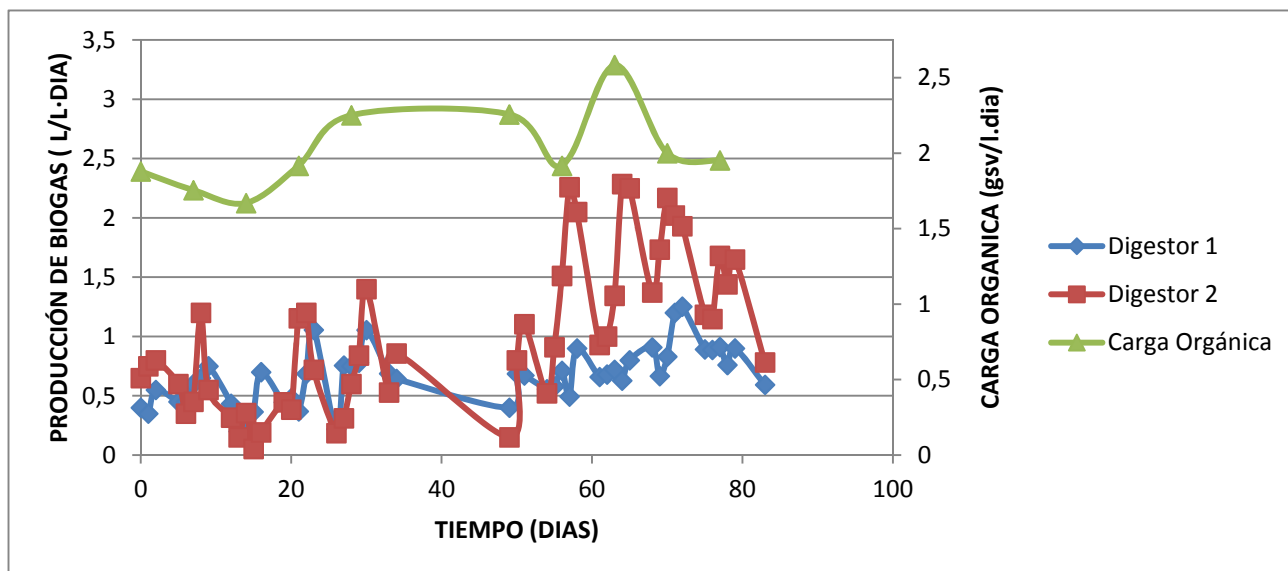


Figura 4.8: Producción diaria de biogás y carga orgánica para los dos digestores

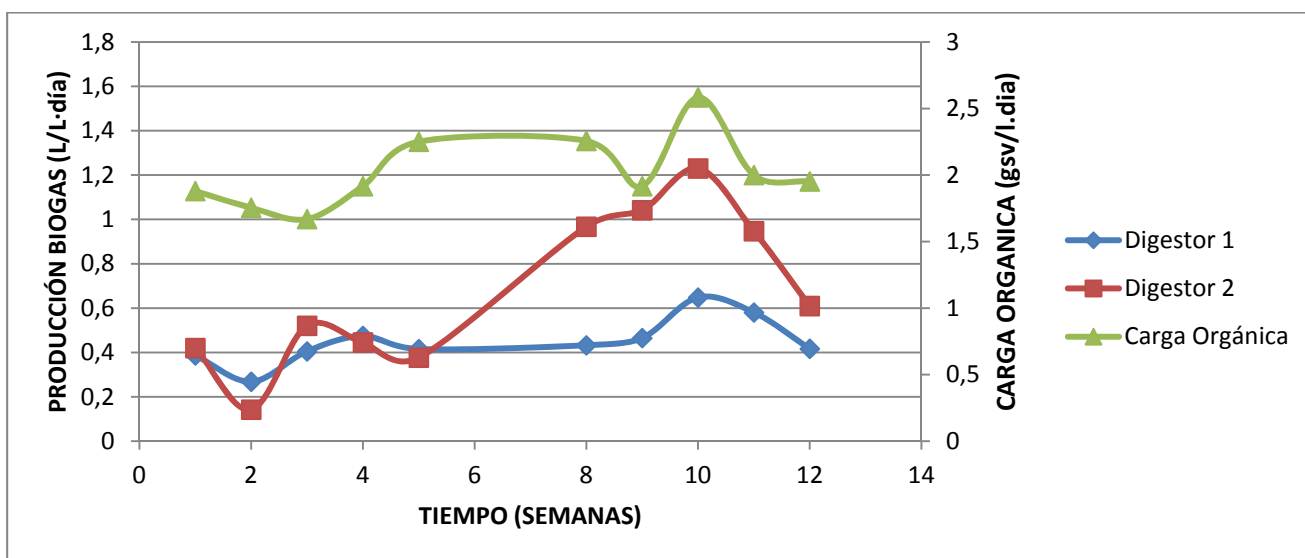


Figura 4.9: Producción media semanal de biogás y carga orgánica para los dos digestores

El descenso de producción en la semana dos en el digestor de codigestión es debido a que hubo una fuga en el digestor, en la zona donde se cogen las muestras del biogás con la jeringuilla para posteriormente analizarlas en el cromatógrafo. Se invirtió un par de días en arreglar la fuga porque inicialmente no se sabía cuál era la causa del descenso en la producción. Dicha fuga provocó también un descenso en la proporción de metano (59%).

Puede verse cómo durante las primeras semanas la producción de ambos digestores es bastante similar, pero a partir de la semana 5 la producción del digestor 2 se dispara mientras que la del digestor 1 se mantiene mucho más constante.

Se observa también la importancia de la carga orgánica en la producción de biogás, en especial en la semana 10, cuando una subida notable en la carga orgánica aumenta considerablemente la producción de ambos digestores. Por lo tanto, como se ha comentado anteriormente, se podría aumentar la carga orgánica para aumentar la eficiencia de la digestión y de esta manera aumentar la producción de biogás.

En la Figura 4.10 se muestra la producción específica de metano para los dos digestores a lo largo del ensayo.

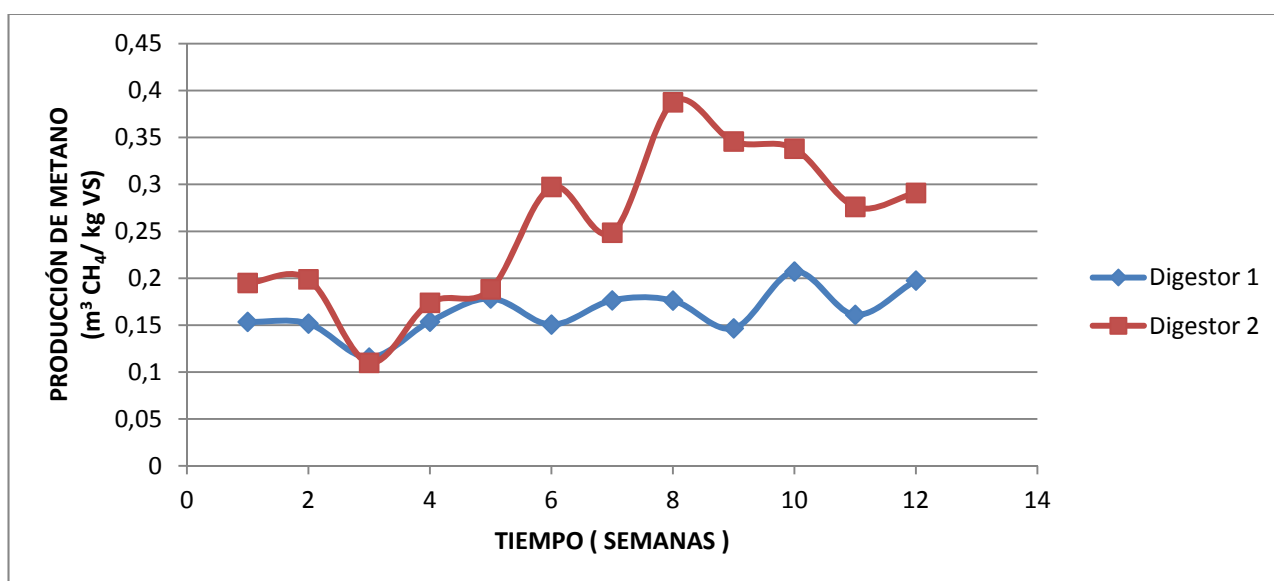


Figura 4.10: Producción específica de metano para los dos digestores (media semanal)

Se observa claramente cómo la producción de biogás del digestor 2 es más elevada que la del digestor con biomasa algal.

La caída en la producción de biogás del digestor 2 en la tercera semana es debida a la fuga que se ha comentado anteriormente.

Las gráficas siguientes (Figura 4.11 y Figura 4.12) muestran para cada digestor la producción semanal tanto de biogás como de metano.

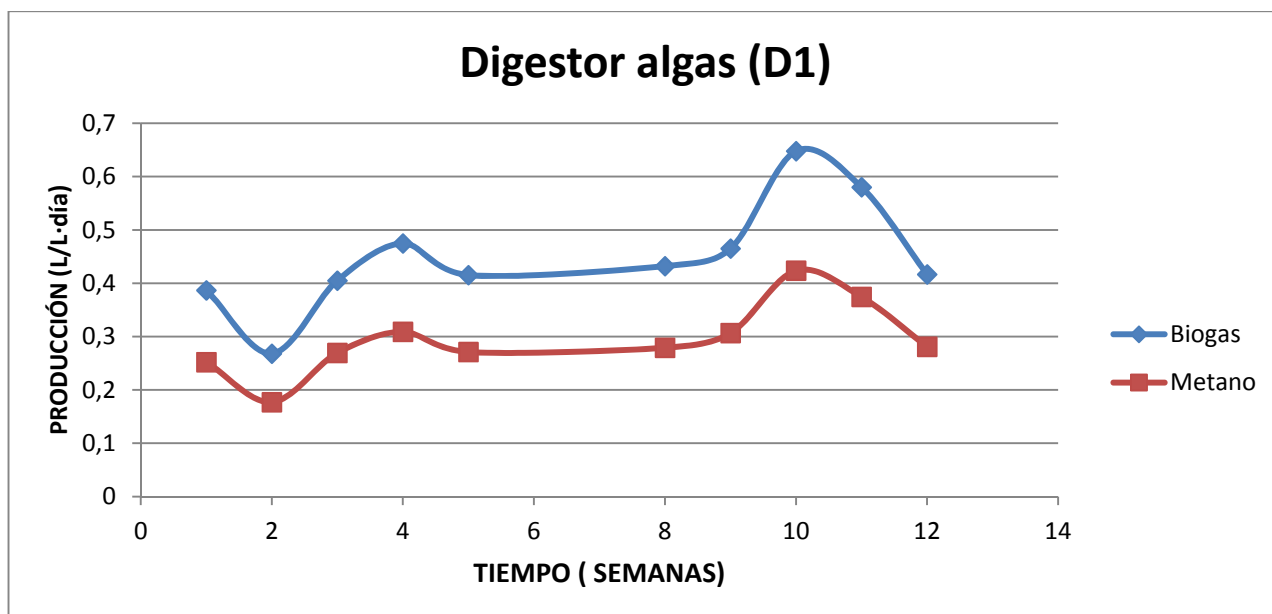


Figura 4.11: Media semanal de la producción de biogás y de metano del digestor de algas

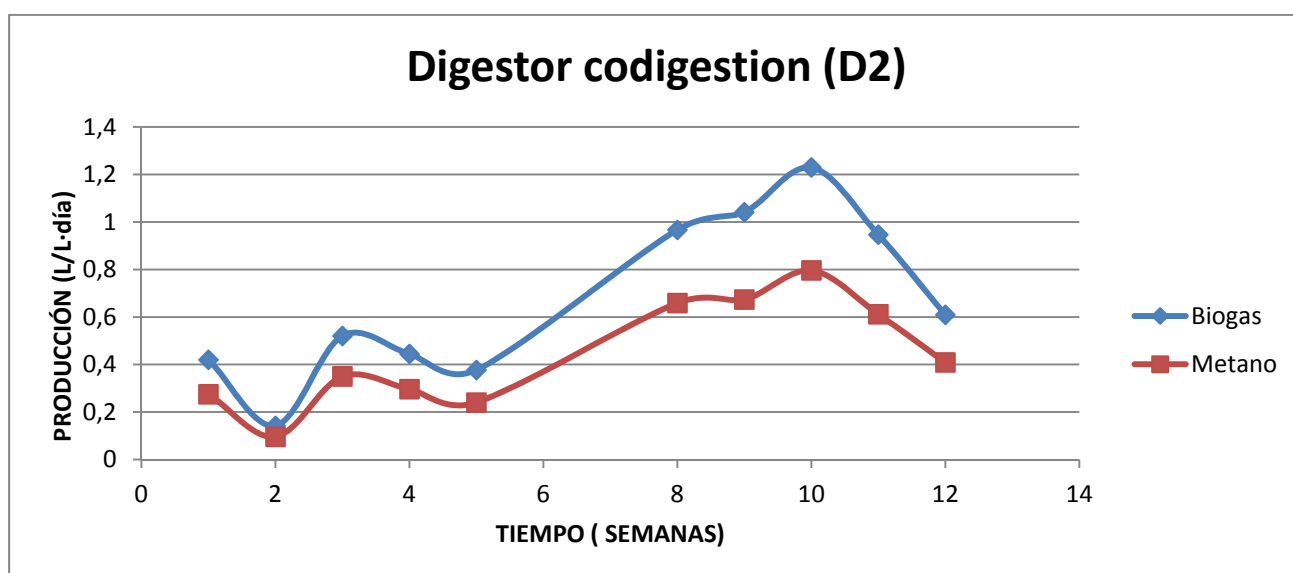


Figura 4.12: Media semanal de la producción de biogás y de metano del digestor de codigestión

La producción volumétrica de metano es mucho más variable en el caso de la codigestión variando entre 0,095-0,796 L/L-día, mientras que en el digestor de algas tiene una variación de entre 0,176-0,423 L/L-día.

Mientras que el porcentaje de metano en el digestor 1 va de 64,55% a 67,44%, para el digestor 2 va de 64,60% a 68,16%.

4.6 Comparación con estudios anteriores

Como se ha comentado con anterioridad, la codigestión de microalgas y fangos primarios de depuradora, no ha sido un tema muy estudiado. Aunque últimamente se han empezado a hacer algunos estudios al respecto.

El primero fue Golueke et al.(1957), quien realizó un experimento para la digestión de biomasa algal, con una carga orgánica de $1,44 \text{ g}_{\text{SV}}/\text{L}\cdot\text{día}$ y un tiempo de residencia de 30 días, obteniendo una producción de metano de $231 \text{ mL/g}_{\text{SV}}$.

Otro estudio más reciente fue el de Heimel (2010), que realizó un experimento de codigestión de fangos primarios procedentes de la depuración de aguas residuales y algas. Su conclusión indica que la codigestión entre los dos sustratos era viable para una carga orgánica de $2 \text{ g}_{\text{SV}}/\text{L}\cdot\text{día}$ y un tiempo de retención hidráulico de 20 días. Prácticamente los mismos parámetros que se han puesto en práctica en nuestro experimento.

En el digester que contenía un 100% de biomasa algal, obtuvo una producción específica de metano de $260 \text{ mL CH}_4/\text{g}_{\text{SV}}$, con un porcentaje de metano en el biogás de 75%. También determinó que a medida que se incrementaba la proporción de fangos en las muestras, la producción de metano aumentaba: para una proporción del 20% biomasa algal, y 80% fangos, la producción específica de metano fue de $420 \text{ mL/g}_{\text{SV}}$. Comprobó de la misma forma que al aumentar la carga orgánica a $4 \text{ g}_{\text{SV}}/\text{L}\cdot\text{día}$, la producción específica de metano se reducía en un 12%.

Los valores de producción obtenidos en el presente experimento fueron sustancialmente inferiores: $161 \text{ mL CH}_4/\text{g}_{\text{SV}}$ y $251 \text{ mL CH}_4/\text{g}_{\text{SV}}$ respectivamente, y con un porcentaje de metano en el biogás de 66%, pero el incremento proporcional de un digester a otro es muy similar, un 61% en el caso de Heimel, y 56% en nuestro caso.

Más adelante realizó otro experimento pero esta vez con una carga orgánica de $1 \text{ g}_{\text{SV}}/\text{L}\cdot\text{día}$ y un tiempo de retención hidráulico de 40 días, obteniendo resultados muy parecidos al experimento anterior. Para el caso del digester que contenía un 100% de biomasa algal obtuvo un rendimiento de $270 \text{ mL/g}_{\text{SV}}$ frente a los $260 \text{ mL/g}_{\text{SV}}$ obtenidos en el experimento anterior.

El resultado de estos dos ensayos realizados por Heimel pone claramente de manifiesto la importancia de ambos parámetros (TRH y VCO) y la importancia de encontrar sus valores óptimos con el fin de aumentar el rendimiento de la codigestión anaerobia

Más recientemente Olsson et al.(2013) realizó diferentes ensayos de codigestión anaerobia de fangos de EDAR y microalgas con diferentes proporciones de los sustratos, en condiciones de temperatura mesofílica (37°C), y con un TRH de 35 días. Obtuvo una producción específica de metano de $274\pm 27 \text{ mLCH}_4/\text{g}_{\text{SV}}$, para el digester que contenía

25% algas y 75% de fangos. Valores muy cercanos a los del presente estudio para la misma proporción de algas y fangos ($0,251 \pm 0,086 \text{ mLCH}_4/\text{g}_{\text{SV}}$).

En cuanto a la digestión anaerobia de algas, Ras et al.(2011), obtuvo una producción de entre $147\text{-}240 \text{ mLCH}_4/\text{g}_{\text{SV}}$, para la digestión anaerobia de *Chlorella vulgaris* con una carga orgánica que variaba entre $1\text{-}2,6 \text{ g}_{\text{SV}}/\text{L}\cdot\text{día}$, y un TRH de entre 16 y 29 días.

Mientras que más recientemente Wang et al.(2013) realizó un ensayo de digestión anaerobia con *Chlorella sp.* a 37°C y con un TRH de 35 días, obteniendo unos valores de producción de $123 \text{ mLCH}_4/\text{g}_{\text{SV}}$.

Ambos valores parecidos a los obtenidos en este estudio para el digestor de algas ($0,161 \pm 0,023 \text{ mLCH}_4/\text{g}_{\text{SV}}$), donde la especie claramente predominante era también la *Chlorella sp.*

5. Conclusiones y recomendaciones

5.1 Conclusiones

Tras haber realizado el ensayo con los digestores se han llegado a unas conclusiones sobre la producción de biogás en la digestión anaerobia de microalgas y la codigestión anaerobia de microalgas y fangos primarios procedentes de EDAR, ambos alimentados con la misma carga orgánica.

- La digestión anaerobia de biomasa algal procedente de lagunas de alta carga, en condiciones mesófilas y con un TRH de 20 días, da lugar a una producción volumétrica de biogás de 0,441 L/L·día, con un porcentaje de metano del 65,77%. La producción específica de metano es de 161 mL/g_{SV}.
- La codigestión anaerobia de esa misma biomasa algal y fangos primarios de EDAR en una proporción de sólidos volátiles del 25-75% respectivamente, también en condiciones mesófilas, y con un TRH de 20 días, da lugar a una producción volumétrica de biogás de 0,670 L/L·día, con un porcentaje de metano de 65,28%. La producción específica de metano es de 251 mL/g_{SV}.
- La codigestión anaerobia de biomasa algal y fangos primarios de EDAR ha producido una mejora en la producción específica de metano del 64% respecto a la digestión anaerobia de biomasa algal.

5.2 Recomendaciones

La primera recomendación sería realizar el mismo ensayo pero con un tercer digestor en el que se llevase a cabo la digestión anaerobia de los fangos primarios procedentes de la EDAR. De esta manera se podría comparar los resultados obtenidos en la codigestión con los resultados de la digestión de los dos sustratos por separado. Puede decirse que la codigestión mejora la digestión de las algas, pero no se sabe a ciencia cierta si también mejora la digestión de los fangos, o si, contrariamente, los fangos producirían más.

Otro aspecto a tener en cuenta sería conocerr con más detalle la composición de las muestras, sobretodo de las algas y los fangos. Para ello podrían realizarse ensayos para determinar el Nitrogeno Total Kjeldhal (NTK) y el Carbono Orgánico Total (COT) con el fin de saber la relación carbono-nitrógeno (C/N).

En lo referente a las algas se podrían estudiar dos tipos de mejoras. Una de ellas sería el método de recolección de la biomasa algal para conseguir una mayor concentración de sólidos volátiles y de esta manera poder aumentar la carga orgánica. Habría que tener en cuenta su aplicación a gran escala. La otra mejora sería aplicar algún pre tratamiento a las algas para debilitar su pared celular y de esta manera facilitar su digestión.

Finalmente sería interesante ir probando diferentes cargas orgánicas con diferentes TRH, para encontrar el punto óptimo que maximizase la producción de biogás, tanto en tiempo (TRH, caudal a digerir) como en costes (necesarios para aumentar el contenido en SV)

6. Agradecimientos

En primer lugar, quiero dar las gracias a Ivet Ferrer por darme la oportunidad de realizar este proyecto experimental, por toda su atención y ayuda recibida. También querría agradecer la ayuda de Maria Solé porque sin ella habría estado muy perdido.

Sin olvidar el trato recibido por el resto del departameno, ya sean profesores, técnicos de laboratorio, doctorandos o estudiantes. Gracias a todos, a algunos por las ayudas recibidas, a otros por las sonrisas compartidas y al resto por las dos cosas.

En último lugar, dar las gracias a toda mi familia y amigos, porque de no ser por ellos no habría llegado a donde estoy. Y como no podía faltar, dar las gracias sobre todo a mi madre y mi padre, porque sin ellos directamente no habría llegado, y por tener tanta paciencia conmigo, por fin ha llegado el día en que entrego el proyecto final, parecía que no pero todo llega y todo pasa.

Y estos són mis agradecimientos, lo sé, soy muy soso para estas cosas.

7. Bibliografia

Abeliovich A. *Algae in wastewater oxidation ponds* // Handbook of Microalgal Mass Culture / ed. Richmond A. 1986.-Boca Raton: CRC Press.

Angelidaki, I. A., Ahring, B. K. *Anaerobic thermophilic digestion of manure at different ammonia loads: effect of temperature*. Water Research, 1994. pags. 727-731.

APHA (American Public Health Association). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington: [s.n.], 1995.

Becker, E.W. *Microalgae in human and animal nutrition*. Richmond A, editor. Handbook of microalgal culture. Oxford: Blackwell Publishing. 2004. pags. 312-351.

Brown, M. J. (1997). *Nutritional properties of microalgae for mariculture*. Aquaculture. - 1997.- pàgs. 315 - 331.

Brune, D.E., Lundquist, T. J., & Benemann, J.R. *Microalgal biomass for greenhouse gas reductions: Potential for replacement of fossil fuels and animal feeds*. Journal of Environmental Engineering. -2009.- pàgs. 1136-1144.

Cecchi, F., Pavan, P., Mata-Alvarez, J. *Anaerobic co-digestion of sewage sludge: application to the macroalgae from the Venice lagoon*. Conserv. Recy. 17, 1996. pags. 57-66.

Chandra R, Takenchi H, Haregawa T. *Methane production from lignocellulosic agricultural crop wastes: a review in context to second generation of biofuel production*. Renew Sust Energy Rev -2012.- 16(3) pàgs. 1462-76.

Chisti, Y. *Biodiesel from microalgae*. Biotechnology Advances. Vol. 25, -2007.- pàgs. 294-306.

Cirne, D.G., Paloumet, X., Björnsson, L., Alves, M.M., Mattiasson, B. *Anaerobic digestion of lipid-rich waste – Effects of lipid concentration*. Renewable Energy, 32(6), - 2007.- pàgs. 965-975.

Costa J.C., Gonçalves P.R., Nobre a., Alves M.M. *Biomethanation potential of macroalgae Ulva spp. And Gracilaria spp. And in co-digestion with waste activated sludge*. Bioresource Technology 114. 2012. pags.320-326.

Droop MR. *25 years of algal growth kinetics*. Bot mar. -1983.- pàgs.99-112.

Ferrer I, Vázquez F, Font X. *Comparison of the mesophilic and thermophilic anaerobic sludge digestion from an energy perspective*. J Residuals Sci Technol 2011; 8:81-7.

García, J., Hernández-Mariné, M., Mujeriego, R. *Tratamiento de aguas residuales urbanas mediante lagunas de alta carga: evaluación experimental*. Ingeniería del

agua.1998. Vol. 5, n. 2, pags. 35-50.

Golueke, C. G., Oswald, W. J., Gotaas H. B. *Anaerobic Digestion of Algae*. Applied and Environmental Microbiology. 1956. Vol. 5.

González-Fernández C, Sialve B, Bernet N, Steyer JP. *Impact of microalgae characteristics on their conversion to biofuel. Part II: Focus on biomethane production*. Biofuels, Bioprod Biorefin. -2011.- 6(2) pàgs. 205–218.

Khalid, A., Arshad, M., Anjum, M., Mahmood, T. & Dawson, L. *The anaerobic digestion of solid organic waste*. Waste Management. -2011.- 31, pàgs.1737- 1744.

Mata-Alvarez, J., Dosta, J., Macé, S. & Astals, S. *Codigestion of solid wastes: A review of its uses and perspectives including modeling*. Critical Reviews in Biotechnology. -2011.- 31(2) pàgs. 99-111.

Olsson L., Shabiimam M.A, Nehrenheim E., Thorin E. *Co-digestion of cultivated microalgae and sewage sludge from municipal waste water treatment*. ICAE 2013.

Oswald W.J., Gotaas, H.B. *Photosynthesis in sewage treatment*. [Publicació periòdica] // Transactions of the American Society of Civil Engineers. -1957.- Vol. 122. pàgs. 73–105.

Oswald, W. J. *Terrestrial approaches to integration of waste*. Waste Management & Research. -1991.- pàgs. 477-484.

Park J.B.K. Craggs R.J., Shilton A.N. *Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production* [Publicació periòdica] // Bioresources Technology. -2011.- 102. pàgs. 35-42.

Pavlostachis, S. G., Giraldo-Gómez, E. *Kinetics of anaerobic treatment. Anaerobic treatment technology for municipal and Industrial wastewater*. Water Science and Technology. -1991.- pàgs. 8-24.

Ras, M., , L., Sialve, B., Bernet, N., Steyer, J. P. *Experimental study on a coupled process of production and anaerobic digestion of Chlorella vulgaris*. Bioresource Technology. 2010.

Rawat, I. R. *Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production*. Applied Energy. -2010.- pàgs. 3411–3424

Samson, R., Leduy, A. *Improved performance of anaerobic digestion of Spirulina maxima algal biomass by addition of carbon-rich wastes*. Biotechnol. Lett. 5, -1983.- pàgs. 677–682.

Sheehan, J., Dunahay, T., Benemann, J., Roessler, P. *A Look Back at the U.S. Department of Energy's Aquatic Species Program-Biodiesel from Algae*. National Renewable Energy Laboratory. -1998.- NREL/TP-580-24190

Sialve, B., Bernet, N., Bernard, O. *Anaerobic digestion of microalgae as a necessary step to make microalgal biodiesel sustainable*. Biotechnology Advances. -2009.- Vol. 27, pàgs. 409-416.

Speece, R. E. *Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters*. Nashville: Archae press. -1996.

Wang M., Sahu A.K., Rusten B., Park C. *Anaerobic co-digestion of microalgae Chlorella sp. And waste activated sludge*. Bioresource Technology 142. 2013. pags. 585-590

Yen, H.-W., Brune, D.E. *Anaerobic co-digestion of algal sludge and waste paper to produce methane*. Bioresour. Technol. 2007. pags. 130–134

Paginas web:

www.ciemat.es

www.gencat.cat/icaen

www.idae.es

www.oilgae.com

www.pnl.gov

www.microbioengineering.com