



Título del Trabajo Fin de Máster:

***ESTUDIO EXPERIMENTAL DEL  
TRATAMIENTO ANAEROBIO CON  
SEPARACIÓN POR MEMBRANAS DE LAS  
AGUAS NEGRAS Y GRISES DE ALTA  
CARGA Y LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE  
LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS:  
CARACTERIZACIÓN DE LA FRACCIÓN  
ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS  
URBANOS Y EXPERIMENTACIÓN EN  
PLANTA PILOTO.***

Intensificación:

***TRATAMIENTO DE AGUAS***

Autor:

***MOÑINO AMORÓS, PATRICIA***

Director/es:

***DR. RAMÓN BARAT BAVIERA***

Fecha: **SEPTIEMBRE 2014**



Título del Trabajo Fin de Máster:

***Estudio experimental del tratamiento anaerobio con separación por membranas de las aguas negras y grises de alta carga y la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos: caracterización de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y experimentación en planta piloto.***

Autor: ***Moñino Amorós, Patricia***

<b>Tipo</b>	A <input type="checkbox"/> B <input checked="" type="checkbox"/>	<b>Lugar de Realización</b>	<b>VALENCIA</b>
<b>Director</b>	<b><i>Ramón Barat Baviera</i></b>	<b>Fecha de Lectura</b>	<b><i>Septiembre, 2014</i></b>
<b>Codirector1</b>	<b><i>Daniel Aguado García</i></b>		
<b>Codirector2</b>			
<b>Tutor</b>			

#### RESUMEN

El volumen de residuos sólidos urbanos (RSU) y aguas residuales procedentes de actividades domésticas está aumentando drásticamente a nivel mundial como consecuencia del aumento de población y de actividades en las áreas urbanas. El aumento continuo de dicho volumen precisa de innovaciones en el procesamiento de estos. Además, el RD 1481/2001 exige una reducción en el volumen de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU).

La valorización es una opción cada vez más utilizada dado que se da un valor económico a los residuos (ya sean residuos sólidos o aguas residuales), se consigue reducir el volumen de residuos acumulados, susceptibles de contaminar el entorno y provocar enfermedades a la población, consiguiendo alcanzar un mayor grado de sostenibilidad. Además, se reduce el uso de los recursos naturales disponibles y se obtiene energía a partir de recursos ya utilizados, aumentando su ciclo de vida útil.

Una opción interesante puede ser el tratamiento conjunto de ciertos efluentes generados en un domicilio. El proceso de tratamiento conjunto puede llevar a la mejora de dicho tratamiento, el ahorro en transporte de los residuos y la reducción del volumen de los vertederos, con la

consecuente valorización energética del residuo. Si se opta por un tratamiento anaerobio para la eliminación de la DQO, unir estos residuos a las aguas residuales urbanas (ARU) supondría obtener un incremento en la producción de metano (Kujawa-Roeleveld y Zeeman, 2006).

El objetivo de este trabajo es estudiar experimentalmente la viabilidad de incrementar el contenido orgánico del agua residual urbana incorporando la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, para su tratamiento a temperatura ambiente en una EDAR mediante la tecnología de membranas anaerobias. El estudio se ha llevado a cabo en una planta piloto anaerobia de membranas (SAnMBR) alimentada con ARU procedente del pretratamiento de la EDAR de Carraixet, ubicada en Alboraya, Valencia.

En primer lugar, se realizó una caracterización de la FORSU, a fin de conocer el rango de concentraciones de los principales parámetros que pueden afectar al proceso biológico en la co-digestión en la planta AnMBR. De este modo, se podrá conocer la aportación que realizará la FORSU al influente de la planta anaerobia de membranas.

Los resultados revelaron que el tamaño de partícula de la FORSU tras el pretratamiento llevado a cabo estaba por debajo de 0,5 mm en el 90% de sus partículas. Puesto que previo a la alimentación de la FORSU a la planta piloto se le hará pasar a través de un tamiz de 0,5 mm de tamaño de paso, sólo el 10% de las partículas se eliminarán en el pretratamiento de la muestra. Los valores obtenidos en la caracterización de la FORSU presentan una gran dispersión, que se refleja con una alta desviación estándar, debido principalmente a la variabilidad en la composición de las muestras. Destaca la alta concentración de DQO comparada con las concentraciones promedio de ARU que alimentan la planta piloto. Por tanto, se espera que esta alta carga orgánica produzca un sustancial aumento en la producción de metano.

El agua influente de la EDAR de Carraixet se caracteriza por ser rica en sulfato, de forma que en el sistema anaerobio tendrá lugar una competición entre las bacterias sulfato-reductoras (SRB) y las arqueas metanogénicas (AM) por el sustrato disponible (DQO). Al aumentar la concentración de DQO con la co-digestión de la FORSU, el ratio  $DQO/SO_4-S$  aumentará, con el incremento de la

actividad metanogénica, que resultará en una mayor producción de biogás.

Se llevaron a cabo además, ensayos de potencial bioquímico de metano (BMP), para conocer la biodegradabilidad anaerobia de la FORSU, que resultó ser del 63%, en promedio. Tras los resultados de la caracterización, se espera que la adición de la FORSU al sistema SAnMBR se traduzca en un incremento de metano de tres veces con respecto a la producción sólo con agua residual.

La experiencia en planta piloto consistió en cuatro experimentos en los que se modificaron parámetros como el tiempo de retención celular (TRC), la temperatura (T) y factor de penetración (FP). El factor de penetración se define como el porcentaje de la población que dispone de un sistema de trituración de la FORSU y con ello se establece qué caudal de FORSU se va a tratar en la planta piloto.

Para la introducción de la FORSU se decidió trabajar con un factor de penetración del 40% en los periodos 1, 2 y 3 (P1, P2 y P3) con objeto de tener en cuenta que no todas las viviendas podrían estar equipadas para aportar el FORSU a la red de colectores. Más tarde, se decidió doblar el FP en el periodo 4 (P4), manteniendo el resto de condiciones operaciones, a fin de estudiar el efecto de este incremento en el sistema.

A fin de comparar con el periodo anterior al tratamiento conjunto de la FORSU, el TRC se fijó en 40 días en el P1. En el periodo 2, se decidió operar con un tiempo de retención celular infinito cuando se detectó una avería en la válvula de purga, con el objetivo de estudiar cómo evoluciona el sistema sin el efecto de la purga. En los periodos 3 y 4 se decidió operar con un TRC de 70 días. El tiempo de retención hidráulico (TRH) se fijó en 20 horas para todo el estudio.

La temperatura de operación se mantuvo libre desde el comienzo del estudio (mediados de mayo de 2013) hasta octubre de 2013, cuando se detectó una bajada de temperatura con la llegada del invierno. A partir de ese momento, se decidió controlar la temperatura para eliminar su influencia en el proceso biológico. La temperatura de operación se fijó en 28°C, ya que este valor

corresponde al promedio de temperatura registrado en el periodo 1.

Al incrementar el TRC, la producción de metano aumentó (de 80,4 a 114,9 en P1 y P3 respectivamente) y la producción de fangos disminuyó (de 0,316 a 0,179 kg SV/ kg DQO eliminada). Se esperaba que la concentración de ST fuera mayor en el periodo 3 que en el periodo 1, ya que, a mayor TRC, menor volumen de purga, con la consiguiente acumulación de sólidos en el sistema. Sin embargo, la concentración de ST en el periodo 3 es ligeramente menor que en el P1 debido a diferentes factores: (1) el incremento de la componente inerte en P1 (2) la mayor permanencia del fango al aumentar el TRC, permitiendo una mayor hidrólisis y que se puedan degradar compuestos orgánicos lentamente biodegradables, (3) el aumento de la biodegradabilidad del sustrato y de la actividad del fango.

Se ha observado un límite de la producción de biogás con el aumento del TRC, puesto que la producción entre TRC de 70 días y TRC infinito era muy similar (114,9 vs 121,1, para P2 y P3, respectivamente), mientras que la concentración de sólidos a era 29 g / L, mientras que a los 70 días era de 15 g / L, la mitad de la acumulación y casi la misma producción de metano.

Al doblar el factor de penetración, se observó un incremento de la producción de metano del 29%, puesto que la biodegradabilidad del influente aumenta, también lo hace la producción de metano, con la consiguiente reducción de la concentración de sólidos en el reactor.

El porcentaje de recuperación de metano como biogás aumentó de 43,5 a casi un 75%, principalmente a causa del incremento del ratio DQO/ SO<sub>4</sub>-S, que hace que aumente la disponibilidad del sustrato para las metanogénicas, ya que las bacterias sulfato reductoras reciben la misma concentración de sulfatos que en el periodo anterior a la co-digestión.

No se observaron efectos en las concentraciones de nutrientes y DQO a la salida del sistema con respecto al periodo anterior a la co-digestión, cumpliendo la DQO con los límites de vertido durante todo el estudio.

Los resultados obtenidos en el estudio demostraron que la co-digestión de FORSU y agua residual urbana mediante un proceso anaerobio es una buena alternativa para reducir la cantidad de residuos orgánicos, tal y como exige la Directiva 1999/31/CE, con su transposición nacional en el RD 1481/2001, valorizando el residuo como metano.

## **ABSTRACT**

Wastewater and municipal solid waste (MSW) volume coming from domestic activities is constantly growing, due to the increment in worldwide population. This increase in the waste amount requires innovations on their treatment and the European Directive 2008/98/CE aims at promoting the recovery of waste and the use of recovered materials should be encouraged in order to conserve natural resources. Moreover, a target for European Union countries is to decrease the quantity of organic waste going to landfill sites to 75% by 2006, to 50% by 2009 and to 35% by 2016 of the total amount of biodegradable municipal waste produced in 1995 in each Member State (1999/31/CE Directive).

Recovery is being used increasingly, as an economic value is given to waste (whether solid waste or wastewater), moreover, the volume of accumulated waste is reduced, which may contaminate the environment and cause disease in the population, obtaining a greater level of sustainability. Furthermore, the use of natural resources is reduced and energy is obtained from resources already used, increasing its life cycle.

One option is the introduction of the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) in the sewer system for its treatment jointly with urban wastewater in wastewater treatment plants (WWTP) (Kujawa-Roeleveld and Zeeman 2006). The combined treatment process can lead to the improvement of such treatment, savings on MSW transportation, with the subsequent reduction in fossil fuel consumption and the reduction of landfills volume.

The objective of this study was to experimentally study the feasibility of increase the wastewater organic content by incorporating the organic fraction of the municipal solid waste, for its

treatment at free temperature in a WWTP through anaerobic membrane technology. The study has been carried out in a submerged anaerobic membrane bioreactor pilot plant (SAnMBR) fed with wastewater coming from the Carraixet WWTP pre-treatment, located in Alboraya, Valencia (Spain).

First of all, an OFMSW characterization was carried out, in order to know the concentration range of the main parameters of the substrate for subsequent co-digestion with wastewater in the SAnMBR pilot plant. This study will provide information of the OFMSW contribution to the pilot plant influent.

As the results revealed, it can be assumed that 90% of the particles have a size under 0,5 mm. As prior to OFMSW feeding at the pilot plant the substrate will be sieved by a 0,5 mm screen space, only 10% of the particles will be removed with the pretreatment of the sample before being fed in the pilot plant. OFMSW characterization values present a wide dispersion, which is reflected by the high standard deviation, mainly due to the variability of OFMSW samples. It is remarkable the high concentration of COD compared to the average concentrations of the wastewater which fed the pilot plant. Therefore, it is expected that this high organic load produce a substantial increase on biogas production.

Carraixet WWTP is characterized for being a sulfate-rich wastewater, so that, a competition between sulfate-reducing bacteria (SRB) and methanogenic archaea (MA) for the available substrate (COD) is present in anaerobic processes. As the COD concentration is higher, COD/SO<sub>4</sub>-S ratio will also be higher, hence, there will be more methanogenic activity in the process, and this will result in an increase in the biogas production.

Biochemical Methane Potential tests (BMP) showed that the OFMSW has a 63% of biodegradability, on average. It is expected that the methane production will increase three times by the addition of the OFMSW to the wastewater treatment.

The pilot plant experience consisted on four different experiments where the sludge retention

time (SRT), temperature (T) and penetration factor (PF) were modified in order to study different situations. The penetration factor is defined as the population percentage that has a kitchen disposer, thereby; the OFMSW treatment flow is established.

In the present study PF was set at 40% for period 1 (P1), period 2 (P2) and period 3 (P3), considering the fact that most of the households lacked the necessary equipment to add the OFMSW to the sewage network. Then, it was decided to double the PF in Period 4 (P4), maintaining the rest of the operational conditions, to see how the increment of the OFMSW load could affect to the system.

In order to compare with the period prior to OFMSW joint treatment, the sludge retention time (SRT) was set of 40 days in P1. In P2, it was decided to operate at an infinite SRT when a fault in the sludge discharge was detected, in order to see how the system evolved without the effect of purging. Then a SRT of 70 days was operated in P3 and P4. HRT was set at 20 hours, in the entire research.

Operation temperature was set freely from the start of the incorporation of the OFMSW (mid-May, 2013) until October 2013, when a temperature fall was observed with the onset of winter. Therefore, it was decided to control the temperature in order to eliminate its influence on the biological process. Operation temperature was set at 28°C, as this value corresponds to the average temperature registered in P1.

When increasing SRT, methane production increased (from 80,4 to 114,9 in P1 and P3, respectively) and sludge production decreases (from 0,316 to 0,179 kg VS/ kg removed COD). It was expected TS concentration in P3 would be higher than P1, as the higher the SRT, the lower the volume of sludge discharge, with the subsequent solid accumulation in the system. However, TS concentration in P3 is slightly lower than in P1, due to different factors as: (1) the increment in the inert component in P1, (2) the sludge remains in the system a longer time in P3. Hence, the particulate fraction of the organic matter is available for a longer time in the system, thereby enabling a higher level of hydrolysis (3) Sludge methanogenic activity (SMA) increased.



A limit of biogas production has been observed when increasing the SRT. The production between 70 days and infinite SRT was very similar (114,9 vs 121,1, for P2 and P3, respectively) , while solids concentration at infinite SRT were 29 g/L, while at 70 days SRT they were 15 g/L, half the accumulation and almost the same methane production.

OFMSW biodegradability is higher than the WW biodegradability, hence, increase the OFMSW contribution to the total organic load increases the biodegradability of the whole, allowing a major degradation of solids and a higher biogas production. The increase in methane production was 29% (P3 vs.P4). This increment was lower than the expected due to the underlying impact of wastewater organic load.

Methane content in biogas increased significantly, from 43,5 to 74,7% (P0 vs P4) mainly because of the increment in COD/SO<sub>4</sub>-S ratio, increasing the substrate availability for methanogenic archaea, as the SRB have the same concentration of sulfates in the influent.

There was no effect in nutrient concentration in the effluent due to the OFMSW, furthermore, the COD in the effluent was under the effluent discharge limits (125 mg/L) during the entire research.

The results obtained in this study demonstrated that the OFMSW co-digestion jointly with urban wastewater in anaerobic conditions is a good alternative, in order to reduce OFMSW amount as 1999/31/CE Directive states, with the waste valorisation as methane.

## **RESUM**

El volum de residus sòlids urbans (RSU) i aigües residuals procedents d'activitats domèstiques està augmentant dràsticament a escala mundial com a conseqüència de l'augment de la població i d'activitats en les àrees urbanes. L'augment continu d'aquest volum precisa d'innovacions en el processament d'aquests. A més, el RD 1481/2001 exigeix la reducció en el volum de la fracció orgànica del RSU (FORSU).

La valorització és una opció cada vegada més utilitzada, ja que es dona un valor econòmic als residus (bé siguin residus sòlids o aigües residuals), s'aconsegueix reduir el volum de residus acumulats, susceptibles de contaminar l'entorn i provocar malalties a la població, aconseguint arribar a un major grau de sostenibilitat. A més, es redueix l'ús dels recursos naturals disponibles i s'obté energia a partir de recursos ja utilitzats, augmentant el seu cicle de vida útil.

Una opció interessant pot ser el tractament conjunt de diversos efluent generats en un domicili. El procés de tractament conjunt condueix a la millora del tractament, l'estalvi en transport dels residus i la reducció del volum dels abocadors, amb la consegüent valorització energètica del residu. Si s'opta per un tractament de tipus anaerobi per a l'eliminació de la DQO, unir aquests residus a les aigües residuals urbanes (ARU) suposaria obtenir un increment en la producció de metà (Kujawa-Roeleveld i Zeeman, 2006).

L'objectiu d'aquest treball és estudiar experimentalment la viabilitat d'augmentar el contingut orgànic del ARU incorporant la fracció orgànica dels residus sòlids urbans, per al seu tractament a temperatura lliure en una EDAR mitjançant la tecnologia de membranes anaeròbies.

L'estudi s'ha dut a terme en una planta pilot anaeròbia de membranes (SAnMBR) alimentada amb ARU procedent del pretractament de la EDAR de Carraixet, ubicada a Alboraya, València. En primer lloc, es va realitzar una caracterització de la FORSU, amb l'objectiu de conèixer el rang de concentracions dels principals paràmetres que poden afectar el procés biològic en la co-digestió en la planta pilot. D'aquesta manera, es podrà conèixer l'aportació que realitzarà la FORSU a l'influent de la planta anaeròbia de membranes.

Els resultats van revelar que la grandària de partícula de la FORSU després del pretractament dut a terme estava per sota de 0,5 mm en el 90% de les seues partícules. Ja que previ a l'alimentació de la FORSU a la planta pilot se li farà passar a través d'un tamís de 0,5 mm de grandària de pas, només el 10% de les partícules s'eliminaran en el pretractament de la mostra. Els valors obtinguts en la caracterització de la FORSU presenten una gran dispersió, que es reflecteix amb una alta

desviació estàndard, hagut de principalment a la variabilitat en la composició de les mostres. Destaca l'alta concentració de DQO comparada amb les concentracions mitjana de ARU que alimenten la planta pilot. Per tant, s'espera que aquesta alta càrrega orgànica produïska un substancial augment en la producció de metà.

L'aigua d'entrada de la EDAR de Carraixet es caracteritza per ser rica en sulfat, de manera que en el sistema anaerobi tindrà lloc una competició entre els bacteris sulfat-reductores (SRB) i les arqueges metanogèniques (AM) pel substrat disponible (DQO). En augmentar la concentració de DQO amb la co-digestió de la FORSU, el ràtio DQO/ SO<sub>4</sub>-S augmentarà, amb l'increment de l'activitat metanogènica, que resultarà en una major producció de biogàs.

Es van dur a terme a més, assajos de potencial bioquímic de metà (BMP), per a conèixer la biodegradabilitat anaeròbia de la FORSU, que va resultar ser del 63%, en mitjana. Després dels resultats de la caracterització, s'espera que l'addició de la FORSU al sistema SAnMBR es tradüska en un increment de metà de tres vegades pel que fa a la producció només amb aigua residual.

L'experiència en planta pilot va consistir en quatre experiments en els quals es van modificar paràmetres com el temps de retenció cel·lular (TRC), la temperatura (T) i factor de penetració (FP). El factor de penetració es defineix com el percentatge de la població que disposa d'un sistema de trituració de la FORSU i amb açò s'estableix què cabal de FORSU es va a tractar en la planta pilot.

Per a la introducció de la FORSU es va decidir treballar amb un factor de penetració del 40% en els períodes 1, 2 i 3 (P1, P2 i P3) a fi de tenir en compte que no tots els habitatges podrien estar equipades per a aportar el FORSU a la xarxa de col·lectors. Més tard, es va decidir doblegar el FP en el període 4 (P4), mantenint la resta de condicions operacions, a fi d'estudiar l'efecte d'aquest increment en el sistema.

A fi de comparar amb el període anterior al tractament conjunt de la FORSU, el TRC es va fixar en 40 dies en el P1. En el període 2, es va decidir operar amb un temps de retenció cel·lular infinit quan es va detectar una avaria en la vàlvula de porga, amb l'objectiu d'estudiar com evoluciona el

sistema sense l'efecte de la porga. En els períodes 3 i 4 es va decidir operar amb un TRC de 70 dies. El temps de retenció hidràulic (TRH) es va fixar en 20 hores per a tot l'estudi.

La temperatura d'operació es va mantenir lliure des del començament de l'estudi (mitjans de maig de 2013) fins a octubre de 2013, quan es va detectar una baixada de temperatura amb l'arribada de l'hivern. A partir d'aqueix moment, es va decidir controlar la temperatura per a eliminar la seua influència en el procés biològic. La temperatura d'operació es va fixar en 28°C, ja que aquest valor correspon a la mitjana de temperatura registrat en el període 1.

En incrementar el TRC, la producció de metà va augmentar (de 80,4 a 114,9 en P1 i P3 respectivament) i la producció de fangs va disminuir (de 0,316 a 0,179 kg SV/ kg DQO eliminada). S'esperava que la concentració de ST fóra major en el període 3 que en el període 1, ja que, a major TRC, menor volum de porga, amb la consegüent acumulació de sòlids en el sistema. No obstant açò, la concentració de ST en el període 3 és lleugerament menor que en el P1 a causa de diferents factors: (1) l'increment de la component inerta en P1 (2) la major permanència del fang en augmentar el TRC, permetent una major hidròlisi i que es puguen degradar compostos orgànics lentament biodegradables, (3) l'augment de la biodegradabilitat del substrat i de l'activitat del fang.

S'ha observat un límit de la producció de biogàs amb l'augment del TRC, ja que la producció entre TRC de 70 dies i TRC infinit era molt similar (114,9 vs 121,1, per a P2 i P3, respectivament), mentre que la concentració de sòlids a era 29 g / L, mentre que als 70 dies era de 15 g / L, la meitat de l'acumulació i quasi la mateixa producció de metà. En doblegar el factor de penetració, es va observar un increment de la producció de metà del 23%, ja que la biodegradabilitat de l'influent augmenta, també ho fa la producció de metà, amb la consegüent reducció de la concentració de sòlids en el reactor.

El percentatge de recuperació de metà com a biogàs va augmentar de 43,5 a quasi un 75%, principalment a causa de l'increment del ràtio DQO/ SO<sub>4</sub>-S, que fa que augmente la disponibilitat del substrat per a les metagéniques, ja que els bacteris sulfat reductores reben la mateixa

concentració de sulfats que en el període anterior a la co-digestió.

No es van observar efectes en les concentracions de nutrients i DQO a l'eixida del sistema pel que fa al període anterior a la co-digestió, complint la DQO amb els límits d'abocament durant tot l'estudi.

Els resultats obtinguts en l'estudi van demostrar que la co-digestió de FORSU i aigua residual urbana mitjançant un procés anaerobi és una bona alternativa per a reduir la quantitat de residus orgànics, tal com exigeix la Directiva 1999/31/CE, amb la seua transposició nacional en el RD 1481/2001, valoritzant el residu com a metà.

**Palabras clave:**

***AGUAS / RESIDUOS / ANAEROBIO / MEMBRANAS / PLANTA PILOTO***

## Indice de contenidos

Introducción.....	1
Treatment of solid waste organic fraction jointly with urban wastewater with SAnMBR technology. Physical, chemical and biological characterization of the influent.....	55
Treatment of solid waste organic fraction jointly with urban wastewater with SAnMBR technology. Pilot plant experience.....	77
Conclusiones generales.....	95



# Introducción

---





1.	INTRODUCCIÓN .....	5
1.1.	RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU) .....	7
1.1.1.	Problemática socioambiental.....	8
1.1.2.	Legislación aplicable a la gestión de RSU .....	10
1.1.3.	Tipos de tratamiento .....	11
1.1.4.	Comparación de los métodos de tratamiento .....	19
1.2.	AGUAS RESIDUALES URBANAS (ARU) .....	23
1.2.1.	Problemática socioambiental. La contaminación del agua.....	23
1.2.2.	Legislación aplicable a la gestión de ARU.....	25
1.2.3.	Tipos de tratamiento.....	27
1.3.	CAMBIO DE PARADIGMA .....	33
1.4.	ESTADO DEL ARTE. Estudios de incorporación de la FORSU a un tratamiento anaerobio. ....	35
1.4.1.	Eliminación de la materia orgánica .....	35
1.4.2.	Producción de biogás .....	39
2.	OBJETIVO DEL ESTUDIO REALIZADO. ....	47
3.	BIBLIOGRAFÍA.....	49



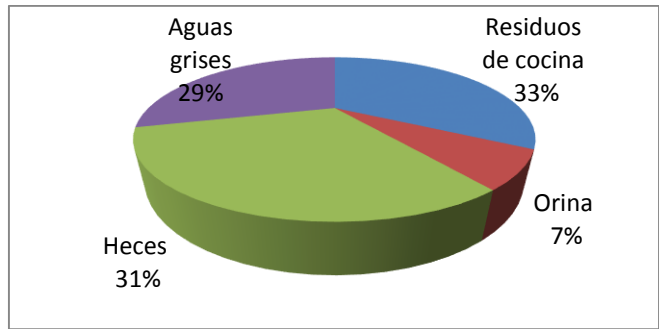
## 1. INTRODUCCIÓN

El volumen de residuos sólidos urbanos (RSU) y aguas residuales procedentes de actividades domésticas está aumentando drásticamente a nivel mundial como consecuencia del aumento de población y de actividades en las áreas urbanas. La generación de RSU en España es de 1,437 kg/hab·día, de acuerdo a lo estipulado en el Plan Nacional Integrado de Residuos (2007-2015), para el año 2004. El 44% corresponde a la fracción orgánica de los RSU (FORSU), por lo tanto, la cantidad de fracción orgánica generada es igual a 0,63 kg/hab·día.

El aumento continuo en el volumen de residuos precisa de innovaciones en el procesamiento de estos. Además, el RD 1481/2001 exige una reducción en el volumen de residuos orgánicos. Una opción interesante puede ser el tratamiento conjunto de ciertos efluentes generados en un domicilio. El proceso de tratamiento conjunto puede llevar a la mejora de dicho tratamiento, el ahorro en transporte de los residuos y la reducción del volumen de los vertederos, con la consecuente valorización energética del residuo.

Según Kujawa-Roeleveld y Zeeman, 2006, los residuos de cocina son uno de los principales constituyentes de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y son recogidos de forma selectiva. Hay que destacar que estos residuos, aunque no aportan una cantidad importante de nutrientes (9 % de N, 12 % de P y 4 % de K, Kujawa-Roeleveld y Zeeman 2006), tienen un alto contenido en materia orgánica (33 % de DQO, ver Figura 1). Como puede observarse en la Figura 1, la práctica totalidad de la materia orgánica (DQO) se encuentra en la mezcla de aguas marrones y aguas grises de alta carga, por lo que la adición de los residuos de cocina a cualquier tratamiento supondría un incremento considerable de la DQO.

Si se opta por un tratamiento anaerobio para la eliminación de la DQO, parece razonable unir estos residuos a las aguas residuales urbanas (ARU) para obtener un incremento en la producción de metano (Kujawa-Roeleveld y Zeeman, 2006). La adición de los residuos de cocina a la red de saneamiento se podría efectuar tras su trituración evacuados junto con las aguas grises de cocinas. El tratamiento anaerobio de las aguas residuales se fundamenta en los mismos procesos que la digestión de fangos, pudiendo emplearse el amplio conocimiento de este proceso en su aplicación a las ARU. El objetivo en este caso no es tan solo la estabilización del fango sino además la degradación de la materia orgánica presente en este influente y su valorización mediante la producción de biogás.

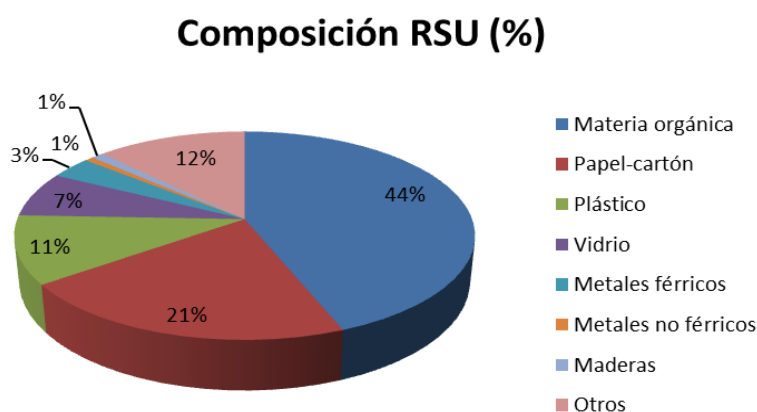


**Figura 1. Distribución de la Demanda Orgánica de Oxígeno (DQO) en las distintas corrientes residuales domesticas (Kujawa-Roeleveld y Zeeman, 2006).**

## 1.1. RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)

Desde el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA) se define Residuo Sólido Urbano, también llamado Residuo doméstico, como todo residuo generado en los hogares como consecuencia de las actividades domésticas. Se consideran también residuos domésticos los similares a los anteriores generados en servicios e industrias.

Según el Plan Nacional Integrado de Residuos para el período 2008-2015, la composición de los residuos sólidos urbanos se clasifica según el gráfico de la Figura 2. El Real Decreto 1481/2001, exige la elaboración de un programa de actuaciones para reducir los residuos biodegradables destinados a vertedero. Se observa cómo la materia orgánica supone cerca de la mitad de los residuos generados. Por ello, este estudio se enfoca en el tratamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU).



**Figura 2. Composición de los residuos sólidos urbanos (Plan Nacional Integrado de Residuos para el periodo 2008-2015).**

En la directiva 2008/98/CE se define la fracción orgánica de los residuos (denominada biorresiduo en esta directiva) como residuo biodegradable de jardines y parques, residuos alimenticios y de cocina procedentes de hogares, restaurantes, servicios de restauración colectiva y establecimientos de consumo al por menor, y residuos comparables procedentes de plantas de transformación de alimentos.

Según el MAGRAMA, el biorresiduo se puede clasificar como:

- Fracción Orgánica (FO): Restos de la preparación de la comida o manipulación y elaboración de los productos alimentarios, restos sobrantes de comida, alimentos

en mal estado y excedentes alimentarios que no se han comercializado o consumido (separados de su envase o embalaje)

- Fracción Vegetal en forma de restos vegetales de pequeño tamaño y de tipo no leñoso procedentes de jardinería y poda (ramos de flores mustios, malas hierbas, césped, pequeñas ramas de poda, hojarasca, etc.). Esta fracción vegetal, considerada como similar a la FORS, puede gestionarse también “in situ” o de forma independiente a los restos de comida, según la configuración de los servicios de recogida y los niveles de generación.
- Poda: constituida por la Fracción Vegetal en forma de restos vegetales de jardinería y poda de mayor tamaño y de tipo leñoso. Por sus características requiere una gestión específica por cuestiones relacionadas con logística de recogida, el tratamiento y la temporalidad de generación (frecuencia y periodo).

#### **1.1.1. Problemática socioambiental**

El desmesurado desarrollo urbanístico, industrial y poblacional de los países occidentales ocasionado a causa del modelo socioeconómico mundial actual obliga a establecer medidas de control mediante legislación tanto de la producción de residuos como de su posterior tratamiento.

Las alteraciones ecológicas provocadas por la inmensa cantidad de residuos generados en las grandes ciudades, traen como consecuencia diversos cambios que empeoran el nivel de vida de determinadas zonas y desencadenan efectos que pueden resultar perniciosos para la salud humana y el medio ambiente (Colomer, 2007). Entre los distintos problemas ambientales que puede generar la fracción orgánica de los residuos sólidos (objeto de este estudio) se encuentran:

- Contaminación de aguas superficiales. El contacto de residuos a través de las escorrentías puede arrastrar los residuos hacia cursos de agua superficial como ríos, ramblas, acequias o canales de regadío (Colomer, 2007).

- Emisiones atmosféricas. Si no se realiza una combustión controlada del metano producido en los vertederos, éste pasa a la atmosfera contribuyendo, unas 20 veces más que el CO<sub>2</sub>, al efecto invernadero y siendo más persistente (Colomer, 2007).
- Contaminación de suelos y acuíferos subterráneos: El vertido de residuos orgánicos provoca que se generen lixiviados que contaminan el suelo y los acuíferos subterráneos (Palmiotto, 2014).
- Riesgo de incendio. En los vertederos incontrolados, se originan a veces incendios espontáneos, ya sea por la presencia de materia combustible, o por explosiones debidas al metano producido por fermentación anaerobia de los residuos orgánicos (Colomer, 2007).

La gestión incontrolada de los residuos en estos vertederos acarrea consigo una problemática social, ocasionando:

- Proliferación de vectores sanitarios. Se denomina vector sanitario a un organismo vivo capaz de transmitir enfermedades a la población. Son vectores sanitarios que suelen desarrollarse a raíz del depósito incontrolado de residuos orgánicos artrópodos como mosquitos, piojos, pulgas, moscas y cucarachas que pueden transmitir diarreas, fiebres, paludismo, sarna y fiebre amarilla y mamíferos como ratas y ratones, que pueden transmitir salmonelosis, peste y rabia (Colomer, 2007).
- La degradación ambiental, el aspecto del paisaje, ruido, polvo, humos y emisiones de olores, hacen de los vertederos un factor de estrés ambiental con un impacto negativo en la calidad de vida de las comunidades aledañas (Downey y Van Willigen, 2005).
- La ingestión de agua obtenida de acuíferos contaminados por lixiviados de FORSU puede provocar multitud de enfermedades debido a los diferentes patógenos presentes en los residuos sólidos (virus como Hepatitis A y B, bacterias como *E.Coli*, *Salmonella thyphi* o *Vibrio cholerae*, que causan diarreas, fiebre tifoidea y cólera, respectivamente) (Colomer, 2007).



### **1.1.2. Legislación aplicable a la gestión de RSU**

Con el objetivo de evitar la gestión incontrolada de los residuos generados por la población y las empresas se establecen una serie de medidas legislativas de prevención y control de la contaminación.

El Real Decreto 1481/2001, transposición de la Directiva Europea 1999/31/EC, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero exige la elaboración de un programa de actuaciones para reducir los residuos biodegradables destinados a vertedero, mediante reciclado, compostaje y otras formas de valorización, como producción de biogás mediante digestión anaerobia. Los objetivos a cumplir son los siguientes:

- a) A más tardar el 16 de julio de 2006, la cantidad total (en peso) de residuos urbanos biodegradables destinados a vertedero no superará el 75 por 100 de la cantidad total de residuos urbanos biodegradables generados en 1995.
- b) A más tardar el 16 de julio de 2009, la cantidad total (en peso) de residuos urbanos biodegradables destinados a vertedero no superará el 50 por 100 de la cantidad total de residuos urbanos biodegradables generados en 1995.
- c) A más tardar el 16 de julio de 2016, la cantidad total (en peso) de residuos urbanos biodegradables destinados a vertedero no superará el 35 por 100 de la cantidad total de residuos urbanos biodegradables generados en 1995.

La legislación vigente más actual viene dada por la Directiva 2008/98/CE marco de residuos, traspuesta en España a la Ley 22/2011 de 28 de julio de residuos y suelos contaminados, tiene como objetivo establecer las medidas destinadas a proteger el medio ambiente y la salud humana mediante la prevención o la reducción de los impactos adversos de la generación y gestión de los residuos, la reducción de los impactos globales del uso de los recursos y la mejora de la eficacia de dicho uso.

En esta Directiva se considera que es importante favorecer la valorización de los residuos y la utilización de materiales valorizados a fin de preservar los recursos naturales. Se pretende que se adopten las medidas necesarias para garantizar que todos los residuos se sometan a operaciones de valorización, la cual define como:

*Cualquier operación cuyo resultado principal sea que el residuo sirva a una finalidad útil al sustituir a otros materiales que de otro modo se habrían utilizado para cumplir una función particular, o que el residuo sea preparado para cumplir esa función, en la instalación o en la economía en general.*

Más adelante, especifica como primera operación de valorización, y entre muchas otras la “Utilización principal como combustible u otro modo de producir energía”.

Para facilitar o mejorar la valorización, establece que los residuos se recogerán por separado si resulta viable técnica, medioambiental y económicamente, y no se mezclarán con otros residuos u otros materiales con propiedades diferentes.

Como última opción los residuos que no pueden ser reciclados o valorizados terminan en vertederos controlados donde se eliminan. Según la Ley 22/2011 de residuos, dicha eliminación tiene que ser segura y se debe adoptar unas medidas que garanticen la protección de la salud humana y el medio ambiente.

La generación de energía eléctrica a partir de residuos está regulada en el RD 661/2007 de producción de energía eléctrica en régimen especial. Los FORSU estarán incluidos en la categoría de generación de energía eléctrica con fuentes renovables (grupo b.7.1 en el caso de gas de vertedero y b.7.2 para los procesos de digestión anaerobia).

### **1.1.3. Tipos de tratamiento**

Existen múltiples criterios de clasificación del tratamiento de los residuos sólidos urbanos, en este estudio y vista la importancia que se le otorga en la reciente legislación, se ha clasificado siguiendo el criterio de valorización. En adelante, se describirá únicamente las opciones existentes para el tratamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos.

- Sin recuperación: Consiste en el depósito en vertedero, ya sea controlado o no, en el que no se realiza la recuperación del biogás producido por la descomposición de la FORSU.

De acuerdo a la normativa vigente, el principio general es fomentar el aprovechamiento, es decir, la valorización frente a la eliminación en vertedero. Se consideran dos tipos de valorización:

- **Valorización material:** es la transformación del residuo en recurso material, obtención de nuevos materiales, o el reciclaje de parte de ellos, para evitar el uso de nuevas materias primas. Los materiales que se pueden valorizar son los envases ligeros, el papel y cartón, el vidrio o la materia orgánica. En este último caso la valorización se hace mediante el compostaje para la obtención de fertilizantes naturales.

- **Valorización Energética:** es la transformación del residuo en recurso energético. Se puede llevar a cabo mediante procesos termoquímicos o biológicos. En la Tabla 1 se presentan las posibilidades de tratamiento, las cuales se detallan a continuación.

<b>Sin recuperación</b>	→ Vertedero sin ningún tipo de aprovechamiento		
	→ Valorización material	- Fertilizantes (a través del compostaje)	
<b>Con recuperación</b>	→ Valorización energética	- Procesos termoquímicos	- Incineración - Pirólisis - Gasificación
		- Procesos biológicos	- Gases de vertederos - Digestión anaerobia

**Tabla 1. Posibles actuaciones para eliminar la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (Elaboración propia).**

- **Valorización material: Compostaje.**

El compostaje consiste en la reacción microbiana de mineralización y humificación parcial de la materia orgánica. Se caracteriza por el predominio de los metabolismos respiratorios aerobios y alterna etapas mesotérmicas (10-40°C) con termogénicas (40-75°C) requiere condiciones aerobias para llevar a cabo este proceso.

La gran cantidad de residuos orgánicos generados obligan a realizar el proceso de compostaje a en plantas industriales (plantas de compostaje). Los sistemas utilizados pueden ser abiertos o (no intensivos) o cerrados (intensivos) (JR, 1998):

- Los sistemas no intensivos consisten en pilas de residuos en montones (generalmente adoptan forma triangular, con una altura recomendada menor de 2,7 metros, y sin una limitación en cuanto a su longitud) con diferentes sistemas de aireación (mediante retroexcavadoras o por aireación forzada). Se controlan las condiciones de humedad, temperatura y oxígeno. La disposición sobre el suelo obliga la pavimentación del mismo para canalizar, controlar y posteriormente tratar los lixiviados.
- Los sistemas intensivos realizan el proceso de compostaje en tambor, en contenedor, en túnel, o en nave. Son sistemas que tienen unos costes de instalación superiores al de las pilas, pero presentan la ventaja de que son más rápidos, y requieren menos espacio para tratar el mismo volumen de residuos. Se acelera el proceso regulando las condiciones ambientales (temperatura, humedad, caudal de ventilación, presión) consiguiendo que la materia orgánica se descomponga más rápidamente. Según el sistema utilizado, la duración del proceso es de 10 a 14 días. Normalmente el compost que se produce en el interior del reactor no alcanza un correcto estado de maduración, por lo que posteriormente se le somete a un proceso de compostaje en pilas de una duración de 6-8 semanas.

El uso del compost presenta las siguientes ventajas (JR, 1998):

- Fertilizante natural. El compost es un excelente fertilizante natural. Al contrario de los fertilizantes químicos, no presenta los problemas que éstos conllevan como son el importante coste económico, el desequilibrio de nutrientes a largo plazo y el efecto contaminante en aguas subterráneas por uso abusivo de los mismos.
- Mejora de la estructura del suelo. El compost maduro tiene una estructura porosa capaz de retener el agua y a la vez de ayudar en la aireación del suelo. En caso de grandes precipitaciones reduce la erosión y retiene los nutrientes. Además mejora la fertilidad del suelo por su contenido en materia orgánica humificada.
- Protección contra plagas. El compostaje higieniza y elimina microorganismos patógenos que pueden estar presentes en los residuos orgánicos, ya que hongos, bacterias y virus difícilmente sobreviven a las temperaturas alcanzadas en el proceso de compostaje.

Debido a que en España se realiza una recogida mixta de los RSU con posterior separación mecánica (aunque se de recogida selectiva de papel, plástico y vidrio), resulta difícil obtener una calidad competitiva para el mercado de las enmiendas orgánicas. Esto hace que se puedan presentar los siguientes inconvenientes:

- Si el compost no es estable, puede dar problemas de inhibición de la germinación de las semillas. El ácido acético es probablemente el ácido orgánico más dañino en cuanto a que inhibe la germinación y el crecimiento de las plantas; pero hay otros compuestos, entre ellos acetaldehído, etanol, acetonas y etileno, que contribuyen a un efecto fitotóxico. Esto sucede también con grandes concentraciones de sal (Sæbø, 2006).
- El contenido en metales pesados también es un factor que afecta de manera negativa al uso del compost, y nunca debe exceder el límite estipulado por la Orden de 28 de Mayo 1998, sobre fertilizantes y afines (BOE 2 Junio 1998).
- El contenido excesivo en sales (conductividades de más de 5 mS/cm) pueden aumentar el efecto de las infecciones (Hoitink and Krause, 2003) y disminuir la disponibilidad de agua en el suelo. La mezcla con otros composts puede contribuir a la reducción de esta salinidad hasta niveles aceptables (2-3 mS/cm) (Watson, 2003).
- La baja calidad del compost obtenido a partir de los RSU hace que su precio de venta sea pocas veces superior a los 12 euros/Tm, a pie de planta, es decir, sin contar con los gastos de transporte. Además, por tratarse de clientes de oportunidad (algunas explotaciones agrarias o elaboradores de enmiendas y mantillos en la zona), no puede hablarse de un verdadero mercado sino más bien de operaciones puntuales y sin una continuidad y marketing aplicado a un segmento de mercado significativo.

En conclusión, el compostaje es una buena opción para el reciclaje y valorización de la FORSU, siempre que se consiga que éste tenga una buena calidad, en especial, estabilidad y bajo contenido en metales y sales. El mejor método para mejorar la calidad del compost procedente de la FORSU es la separación en origen del resto de residuos (Hargreaves, 2008).

- **Valorización energética: Procesos termoquímicos.**

Dentro de los procesos termoquímicos, se diferencian la incineración, la pirolisis y la gasificación (Colomer, 2007).

**Incineración**

La incineración es un método de valorización de la fracción orgánica de los RSU que permite su reducción en volumen por combustión, reacción química que se basa en una oxidación térmica total quedando éstos reducidos a cenizas. En este tipo de tratamiento se requieren altos costes de inversión y mantenimiento, puesto que precisa de sistemas anticontaminantes y de una gran cantidad de oxígeno para la combustión. Las características generales de la incineración de residuos, son las siguientes (Seco et al., 2004):

- Se requiere un exceso de oxígeno durante la combustión, el 6% con respecto al estequiométrico (Colomer, 2007) para asegurar una completa oxidación.
- La temperatura de combustión está, típicamente, comprendida entre los 900°C y 1200°C, con el objetivo de asegurar que la combustión de la materia orgánica y los gases sea completa.

Como resultado del proceso de incineración se obtienen gases de combustión, compuestos principalmente por CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O, O<sub>2</sub> no reaccionado, N<sub>2</sub> del aire empleado para la combustión y otros compuestos en menores proporciones procedentes de los diferentes elementos que formaban parte de los residuos. Los gases de combustión se emplean para la generación de electricidad mediante el paso de los mismos por una serie de intercambiadores de calor.

Las ventajas de este método de tratamiento son las siguientes:

- Producción de energía. Al producirse la combustión de los residuos, se produce una reacción exotérmica que desprende una gran cantidad de energía, recuperando las inversiones realizadas en el mantenimiento y explotación de la planta incineradora.
- Menores necesidades de terreno que los vertederos.
- Cercanía de las instalaciones. Se pueden situar sus instalaciones en zonas próximas a los núcleos urbanos, ahorrando así en costes de transporte de los residuos.

Los mayores inconvenientes son:

- Emisión de gases contaminantes. En la incineración se generan gases ácidos derivados de reacciones de halógenos, azufre, metales volátiles o compuestos orgánicos (como dioxinas y furanos) que no se hayan oxidado. Estos gases son nocivos tanto para la salud como para el medio ambiente de modo que este sistema precisa de una alta inversión en el tratamiento de los gases contaminantes (Colomer, 2007).
- Generación de escorias. La porción de residuos que no ha sido quemada está compuesta por óxidos minerales con muy bajo contenido en metal, la cual se enfría bruscamente y queda como matriz vitrificada inerte. Se puede usar para relleno de carreteras o diques, pero si no se le encuentra aplicación debe ir a vertedero. Puede representar el 80-85% del residuo total (Colomer, 2007).
- Generación de cenizas volantes. Al tratar los gases para evitar la contaminación atmosférica, se separan mayores cantidades de partículas de los gases de combustión, compuestas en su mayoría de arena ( $\text{SiO}_2$ ), óxidos de hierro y metales pesados como As, Cd, Cr, Hg, Pb y Zn, convirtiendo en residuos tóxicos y peligrosos según la legislación española.
- El poder calorífico de los residuos a incinerar es determinante en la rentabilidad del tratamiento; la FORSU, debido al relativamente alto contenido de humedad de residuos de comida no resulta indicada para tratamientos térmicos (Zhang, 2007).

### **Pirolisis**

La pirolisis se define como la descomposición térmica de un material en ausencia de oxígeno o cualquier otro reactante. Esta descomposición se produce a través de una serie compleja de reacciones químicas y de procesos de transferencia de materia y calor. Se lleva a cabo a temperaturas entre 400 y 800°C, los residuos se transforman en los siguientes productos:

- Gases: Principalmente  $\text{CO}$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  (metano),  $\text{C}_2\text{H}_6$  (etano) y pequeñas cantidades de hidrocarburos ligeros.
- Líquidos: Compuesto por una mezcla de productos: cetonas, ácido acético y compuestos aromáticos.
- Sólidos: El residuo carbonoso remanente puede ser utilizado como combustible o para la producción de carbón activo.

A partir de todos estos productos se puede obtener energía, la cual es almacenable. Se recuperan metales ferrosos y no ferrosos y estériles (principalmente tierra) carentes de contaminantes, por lo cual se pueden utilizar en rellenos.

## **Gasificación**

La gasificación es un tratamiento pirolítico con oxidación parcial, la cual se consigue restringiendo el nivel de oxígeno o aire en la cámara de combustión. Si el oxidante usado es aire, el gas producido se llama “gas pobre” y su poder calorífico es menor al 25% del gas natural. Si se utiliza oxígeno puro se consigue entre el 25 y el 40% del gas natural.

Las ventajas que presentan tanto pirolisis como gasificación son las siguientes:

- Obtención de energía
- Obtención de subproductos valorizables
- Recuperación de metales.

Por el contrario, los inconvenientes:

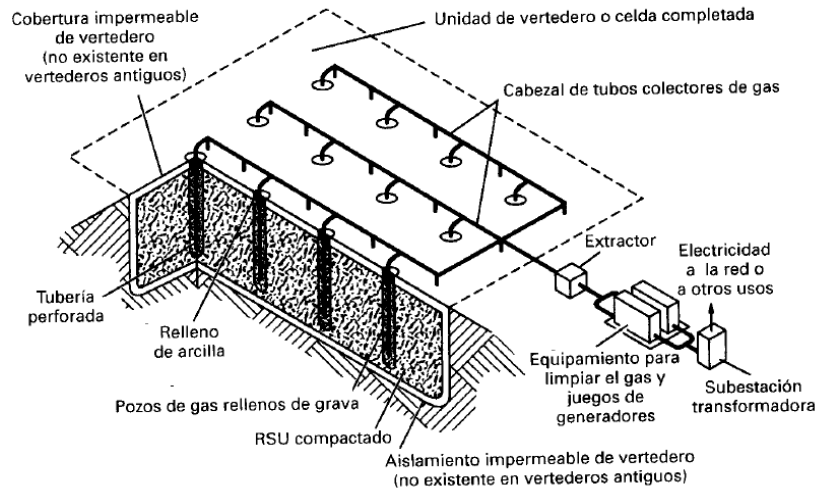
- Alta inversión para la instalación de estas plantas.
- Consumo energético elevado. El calor requerido para la pirolisis es generado por combustibles tradicionales o mediante el uso de la electricidad para crear plasmas de altas temperaturas (3000-20000 °C), que se generan mediante una descarga eléctrica de gran energía y, por tanto requieren considerables cantidades de energía para funcionar.
- Productos contaminantes. Los subproductos líquidos y sólidos pueden contener altos niveles de contaminantes tóxicos.

## ***Valorización energética: Procesos biológicos***

### **Producción de biogás en vertedero: Vertedero Biorreactor**

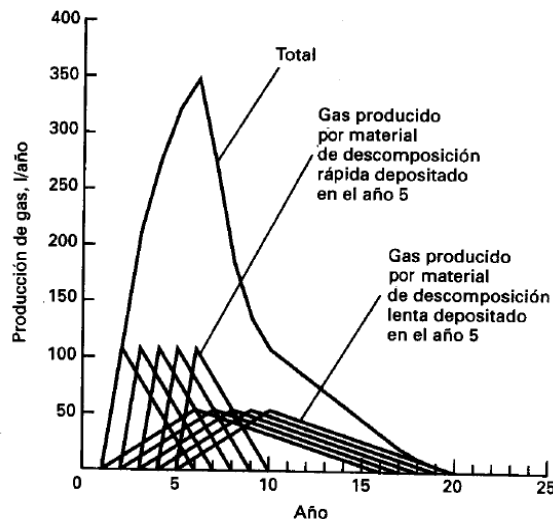
En un vertedero correctamente gestionado, tras el sellado del mismo y según el RD 1481/2001, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero, se debe instalar un sistema de extracción (chimeneas de desgasificación) para evitar combustiones espontáneas con el consiguiente riesgo de incendio y posibles emisiones de contaminantes a la atmósfera. Es necesaria también una impermeabilización de las paredes y de la celda, como se puede observar en la Figura 3 (Seco et al., 2004).





**Figura 3. Sistema de extracción de biogás en un vertedero convencional. (Seco et al. 2004)**

El biogás producido en estas instalaciones puede ser quemado en antorcha, de modo que no existiría valorización del residuo; o puede ser canalizado hasta un sistema para su aprovechamiento como combustible de un motor de combustión interna para producción de electricidad. La viabilidad del aprovechamiento energético vendrá dada por la cantidad de gas generado. Hay que tener en cuenta que la vida útil de un vertedero es limitada, y la producción de biogás varía a lo largo de la misma (Ver Figura 4). La velocidad de producción de gas llega a su cima en los 2 primeros años y después baja lentamente, pudiendo durar más de 25 años.



**Figura 4. Producción de biogás en un vertedero, tras su sellado (Seco et al., 2004).**

## **Digestión anaerobia o biometanización**

En los procesos de digestión anaerobia, la producción de biogás se lleva a cabo en un reactor anaerobio o digestor en vez de en el propio vertedero. Con este tratamiento de la FORSU, el biogás es recuperado en continuo, sin necesidad de esperar al sellado del vertedero y con una producción estable. Esta opción permite la co-digestión de los RSU junto con otro/s tipo/s de residuos orgánicos: ganaderos, de industrias agroalimentarias, glicerinas, etc. Existen dos alternativas para la digestión anaerobia:

- Recogida selectiva de esta fracción y su transporte en “seco” para su tratamiento en la instalación de biometanización de forma independiente o combinado con otros residuos orgánicos (biomasa, fangos de EDAR,...).
- Trituración en el propio domicilio y transporte por vía húmeda, a través de la red de saneamiento, generando una nueva corriente de agua muy cargada de materia orgánica, para su tratamiento junto con las aguas negras y grises. Esta corriente puede suponer un consumo de agua extra de entre 0,2 y 1,0 l/persona y día (Kujawa-Roeleveld *et al.*, 2006).

### **1.1.4. Comparación de los métodos de tratamiento**

En base a la bibliografía consultada, se realiza en este apartado una comparativa de los distintos métodos, a fin de justificar la opción escogida para este estudio, digestión anaerobia conjunta de FORSU y aguas residuales:

#### ***Frente al depósito en vertedero controlado***

- Por la legislación actual, no se va a contemplar en este estudio el vertedero controlado como una opción, ya que, como se ha descrito anteriormente, se ha restringido el depósito de los residuos orgánicos en el mismo según el Real Decreto 1481/2001.

#### ***Frente a al compostaje***

- La valorización de la FORSU a través del compostaje queda en entredicho ya que en España se realiza una recogida mixta de los RSU con posterior separación mecánica (aunque se de recogida selectiva de papel, plástico y vidrio), resultando difícil obtener una calidad competitiva para el mercado de las enmiendas orgánicas.

### ***Frente a los procesos termoquímicos***

- Debido al relativamente alto contenido de humedad de residuos de comida, tratamientos biológicos, como la digestión anaerobia, son más adecuados en comparación con las tecnologías de conversión termoquímicas, tales como la incineración y la gasificación (Zhang, 2007).
- El rechazo producido en los procesos termoquímicos contiene contaminantes altamente tóxicos, mientras que el obtenido de la digestión anaerobia (fango estabilizado) puede utilizarse en la producción de compost, como enmienda orgánica (Colomer, 2007).

### ***Frente a la biometanización "en seco"***

- Entre las opciones de biometanización, Zhang L. *et al.* (2011) considera que no puede realizarse una digestión individual de la fracción orgánica de los RSU, debido a que estos se caracterizan por tener una concentración muy baja de metales (Co, Ni, Mo, Fe) que son imprescindibles para activar y mantener las enzimas de los microorganismos anaerobios, de modo que la digestión debería ser conjunta junto a otro sustrato, aprovechando así la sinergia de las mezclas, compensando las carencias de cada uno de los sustratos por separado. El método por vía húmeda tiene implícita dicha mezcla, utilizando el sistema de saneamiento, con la eliminación de los costes de transporte.
- Nagao (2012) afirma que la digestión por vía húmeda genera una mayor producción de metano y eliminación de materia orgánica respecto de la digestión por vía seca, ya que se favorece el transporte de los ácidos grasos volátiles (AGV).

Como desventaja, el método por vía húmeda conlleva un consumo extra de agua al realizar la trituración en el domicilio:

Estudios anteriores han demostrado que el uso del agua en los trituradores de cocina puede variar en gran medida (Tabla 1). Nilsson *et al.*, (1990) observó un descenso del consumo global de agua de 13 l / día en los hogares después de la instalación de los trituradores mientras Lundie y Peters (2005) remarcan que el uso adicional de agua (que se supone 2,9 l / persona / día) como uno de los factores más negativos relacionados con la introducción de trituradores en un país seco como Australia. Los datos utilizados por

Lundie y Peters (2005) responderían a menos del 2% del consumo medio diario per cápita y estar cerca de irrelevante en un contexto sueco (Autoridad Sueca de Energía, 2007). Por lo tanto, la viabilidad de la utilización FWD debe ser estudiada dentro del contexto local. Kujawa Roeleveld et al. (2006) señalan que el consumo de agua extra podrá ser de entre 0,2 y 1,0 l/persona y día.

Tomando el dato más desfavorable y según el Instituto Nacional de Estadística, en España el consumo de agua por persona y día es de 142 litros (dato más actual disponible: 2011). En este caso, también se produciría un aumento del 2% en el consumo, lo cual podría ser asumible teniendo en cuenta las ventajas ya comentadas frente a otros métodos de tratamiento.



## 1.2. AGUAS RESIDUALES URBANAS (ARU)

Según la Directiva 91/271/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas, se definen las aguas residuales urbanas como las aguas residuales domésticas o la mezcla de las mismas con aguas residuales industriales y/o aguas de escorrentía pluvial.

Cabe decir que las aguas residuales domésticas son las aguas residuales procedentes de zonas de vivienda y de servicios y generadas principalmente por el metabolismo humano y las actividades domésticas y las aguas residuales industriales son todas las aguas residuales vertidas desde locales utilizados para efectuar cualquier actividad comercial o industrial, que no sean aguas residuales domésticas ni aguas de escorrentía pluvial.

### 1.2.1. Problemática socioambiental. La contaminación del agua

El agua es un elemento esencial de la naturaleza, contribuye al bienestar general del hombre, de los animales y de las plantas. Es uno de los pocos elementos sin los cuales no podría mantenerse la vida en el planeta.

La contaminación hídrica se entiende como la acción de introducir algún material en el agua alterando su calidad y su composición química. Según la Organización Mundial de la Salud el agua está contaminada “cuando su composición se haya modificado de modo que no reúna las condiciones necesarias para el uso, al que se le hubiera destinado en su estado natural”. El agua que procede de ríos, lagos y acuíferos subterráneos es objeto de una severa contaminación, la mayor parte de las veces, producto de las actividades del hombre.

Existen varias fuentes de contaminación hídrica a causa de actividades domésticas, industriales o agrícolas. Los principales contaminantes del agua son:

- Materia orgánica. Normalmente las aguas naturales tienen una concentración baja de materia orgánica debida a la descomposición de los seres vivos presentes en las mismas, la materia orgánica de origen antropogénico (ya sea por actividades domésticas, agropecuarias o industriales) ocasiona problemas de sabor y olor, disminución del oxígeno en el medio (por la descomposición aerobia de la materia) y proliferación de patógenos (Ferrer, 1992).

- Nutrientes. El nitrógeno y fósforo procedentes sobre todo de la agricultura, pero también de actividades domésticas e industriales hace que aumente la productividad primaria en el medio donde se produce el vertido (ríos, lagos, mares) hasta niveles excesivos, es decir, se produce la eutrofización (PNUMA<sup>a</sup>, 2010). A largo plazo, la eutrofización puede causar la disminución del nivel de oxígeno, eliminando especies con requerimientos altos de oxígeno y afectando a la estructura de diversos ecosistemas (Carpenter et al., 1998).
- Temperatura. La temperatura es de gran influencia en los procesos biológicos, reacciones químicas que se dan en el agua, así como en la solubilidad de los gases. (Ferrer, 1992). El aumento de la temperatura disminuye la cantidad de oxígeno en el agua, vulnerando la supervivencia de los organismos acuáticos.
- Sustancias químicas inorgánicas procedentes de actividades humanas, principalmente metales pesados y sustancias orgánicas sintéticas procedentes de detergentes, pesticidas y disolventes orgánicos (Ferrer, 1992).
- Contaminantes biológicos. Organismos patógenos procedentes de la descomposición que pueden provocar enfermedades (Ferrer, 1992).

Puesto que la calidad del agua "es vital para la supervivencia de todos los organismos vivos y el funcionamiento de los ecosistemas, comunidades y economía", tal y como se destacó en la declaración del Programa de la ONU para el Agua (2010), el problema de contaminación del agua tiene consecuencias sociales tan graves como las que se detallan a continuación:

- En torno a 1.100 millones de personas, según un informe del Banco Mundial, no tienen acceso a aguas que ofrezcan unas mínimas garantías sanitarias, mientras que 2.600 millones no disponen de sistemas de saneamiento de las aguas residuales (PNUMA<sup>b</sup>, 2010).
- A causa de la contaminación del agua, cada año se producen 4.000 millones de casos de diarrea, que causan la muerte a 1,8 millones de personas, principalmente a niños menores de cinco años (PNUMA<sup>b</sup>, 2010).
- Según las Naciones Unidas, cada año mueren más personas a causa de un agua insalubre que por muerte violenta, incluida la guerra (PNUMA<sup>b</sup>, 2010).

Es por todo ello que la protección y descontaminación de este recurso debe ser una prioridad para los Gobiernos y la población mundial en general, es muy necesaria una conciencia del problema a nivel global, y una legislación muy restrictiva para industrias y municipios, con el objetivo de que las aguas naturales permanezcan inalteradas y las aguas contaminadas o residuales sean tratadas de modo que no atenten a la salubridad de las personas ni perjudiquen al medio ambiente.

Según el Programa de la ONU para el Agua hay tres soluciones fundamentales: prevención de la contaminación, tratamiento de las aguas y restauración de los ecosistemas.

Señala que para conseguirlo hay que mejorar en la comprensión de lo que significa la calidad del agua, ampliar la comunicación y educación al respecto, mejorar el enfoque económico y financiero, extender el uso de tecnologías eficaces y tener herramientas legales, institucionales y reguladoras apropiadas.

### **1.2.2. Legislación aplicable a la gestión de ARU**

La transposición de la Directiva 91/271/CEE al marco legislativo español provoca que se modifique la Ley de Aguas Española (Ley 29/1985 de 2 de Agosto) y que se promulgue la Ley 11/95 y el Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.

Se definen dos tipos de zonas de vertido del agua residual tratada, en función de las cuales se establecen unos requisitos de vertido más o menos restrictivos:

- Zona sensible: Se considerará que un medio acuático es zona sensible si puede incluirse en uno de los siguientes grupos:
  - Lagos, lagunas, embalses, estuarios y aguas marítimas que sean eutróficos o que podrían llegar a ser eutróficos en un futuro próximo si no se adoptan medidas de protección.
  - Aguas continentales superficiales destinadas a la obtención de agua potable que podrían contener una concentración de nitratos superior a la que establecen las disposiciones pertinentes del Real Decreto 927/1988



- Masas de agua en las que sea necesario un tratamiento adicional al tratamiento secundario según lo establecido en el artículo 5 del Real Decreto-ley 11/95
- Zona menos sensible: Un medio o zona de agua marina podrá catalogarse como zona menos sensible cuando el vertido de aguas residuales no tenga efectos negativos sobre el medio ambiente debido a la morfología, hidrología o condiciones hidráulicas específicas existentes en esta zona. Al determinar las zonas menos sensibles, se tomará en consideración el riesgo de que la carga vertida pueda desplazarse a zonas adyacentes y ser perjudicial para el medio ambiente. Para determinar las zonas menos sensibles se tendrán en cuenta los siguientes elementos:
  - Bahías abiertas, estuarios y otras aguas marítimas con un intercambio de agua bueno y que no tengan eutrofización o agotamiento del oxígeno, o en las que se considere que es improbable que lleguen a desarrollarse fenómenos de eutrofización o de agotamiento del oxígeno por el vertido de aguas residuales urbanas.

Los límites de vertido establecidos para zonas menos sensibles se muestran en la Tabla 2:

Parámetro	Tratamiento Secundario	
	Concentración	% Reducción
<b>DBO<sub>5</sub></b>	25 mg O <sub>2</sub> /l	70-90
<b>DQO</b>	125 mg O <sub>2</sub> /l	75
<b>SS</b>	35 mg/l (más de 100.000 h-e)	90
	60 mg/l (de 2.000 a 10.000 h-e)	70

**Tabla 2. Requisitos de vertido de ARU en zonas menos sensibles**

En el caso de vertido a zona sensible, la normativa vigente exige además los siguientes requisitos de vertido para nutrientes:

Eliminación de N y P		
Parámetro	Concentración	% Reducción
P total	2 mg/l (10.000-100.000 h-e)	80
	1 mg/l (>100.000 h-e)	
N total	15mg/l (10.000-100.000 h-e)	70-80
	10 mg/l (>100.000 h-e)	

**Tabla 3. Requisitos de vertido de ARU en zonas sensibles**

Se exige además un tratamiento previo del vertido de las aguas residuales industriales con el objetivo de:

- Proteger la salud del personal que trabaje en los sistemas colectores y en las instalaciones de tratamiento.
- Garantizar que los sistemas colectores, las instalaciones de tratamiento y los equipos correspondientes no se deterioren.
- Garantizar que no se obstaculice el funcionamiento de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales.
- Garantizar que los vertidos de las instalaciones de tratamiento no tengan efectos nocivos sobre el medio ambiente y no impidan que las aguas receptoras cumplan los objetivos de calidad de la normativa vigente.
- Garantizar que los fangos puedan evacuarse con completa seguridad de forma aceptable desde la perspectiva medioambiental. En ningún caso se autorizará su evacuación al alcantarillado o al sistema colector.

### **1.2.3. Tipos de tratamiento**

El objetivo en el tratamiento de aguas residuales urbanas es la eliminación o reducción de la carga de elementos contaminantes presentes en estas para mejorar la calidad de esta corriente antes de ser vertida y evitar daños en el medio receptor. Los contaminantes presentes en este tipo de agua residual son, principalmente, materia orgánica, sólidos en suspensión, determinados nutrientes (fósforo, nitrógeno) y patógenos.

En función de las características del agua a tratar, así como del punto donde se vaya a realizar el vertido, se diseña para cada caso el proceso específico de depuración. Cada proceso de depuración está constituido por una serie de operaciones unitarias físicas, químicas o

biológicas encaminadas a la eliminación de estos contaminantes. Las operaciones físicas se realizan en el pretratamiento y el tratamiento primario de las EDAR, se eliminan gravas, arenas y sólidos suspendidos en general (con su correspondiente materia orgánica asociada). Las operaciones químicas se utilizan sobre todo en tratamientos de desinfección y potabilización. A continuación se comparan los diferentes tratamientos biológicos que se aplicables a las ARU, dado que son los más utilizados para la eliminación de materia orgánica en las EDAR (Ferrer, 1992).

### **Tratamiento biológico de las ARU**

El objetivo inicial de los tratamientos biológicos era la eliminación de la materia orgánica contenida en las aguas residuales. Posteriormente, debido a los problemas de exceso de nutrientes en los vertidos y el aumento de los problemas de eutrofización en las masas de aguas superficiales susceptibles a estos (denominadas "zonas sensibles"), se desarrollaron también sistemas biológicos para la eliminación de nutrientes.

En función de los requisitos de vertido del efluente de la EDAR, será necesaria la selección de aquella configuración de tratamiento capaz de proporcionar un efluente con concentraciones de contaminantes inferiores a dichos requisitos. El tipo de tratamiento seleccionado para la EDAR, proporcionará las condiciones controladas, que fomenten la correcta proliferación de la biomasa necesaria para la eliminación de los contaminantes seleccionados. En función del aceptor de electrones los microorganismos que intervienen en los procesos biológicos de depuración de aguas residuales se clasifican en (Ferrer, 2007):

- ✓ Biomasa aerobia. Emplean oxígeno como aceptor de electrones.
- ✓ Biomasa facultativa. Son capaces de crecer a partir de oxígeno como fuente de electrones, y en déficit de este, a partir de otro tipo de aceptores (nitrito, nitrato, etc.).
- ✓ Biomasa anaerobia. Estos microorganismos no precisan de oxígeno, ni de nitrato o similares, como aceptor de electrones.

Dentro de los tratamientos aerobios de aguas residuales para la eliminación de la materia orgánica, el proceso más extendido, caracterizado por su facilidad de diseño y operación y elevada capacidad de tratamiento, corresponde con el sistema de fangos activados.

Un proceso biológico de fangos activos se desarrolla habitualmente en dos cámaras separadas (Ferrer, 2007):

- Un reactor biológico, que consiste en un tanque agitado, aireado y alimentado con el agua residual, en el que se produce la degradación de la materia orgánica por parte de las bacterias aerobias;
- y un decantador secundario, que consiste en un tanque en el que sedimenta el fango producido el cual es purgado para la eliminación de la cantidad producida en exceso, obteniendo un efluente sin materia orgánica.

Estos sistemas se caracterizan por presentar un elevado consumo energético y además van asociados a una generación de elevadas cantidades de fango biológico, el cual necesariamente ha de ser sometido posteriormente a algún tratamiento de estabilización previo a su reutilización/eliminación.

Estos inconvenientes asociados a los procesos de tratamiento aerobio, junto con el cambio de mentalidad actual, en el que se busca la valorización del residuo para su uso como recurso o energía, han puesto de manifiesto la necesidad de implementar nuevos sistemas de tratamiento más sostenibles, de menor coste económico y energético, y de menor impacto ambiental. El cambio a procesos de tratamiento anaerobios de aguas residuales urbanas supone una alternativa más sostenible que el tradicional sistema de tratamiento aerobio.

Con respecto a los tratamientos anaerobios de las ARU para la eliminación de materia orgánica, destacar que hay que tener en cuenta ciertas consideraciones en comparación con los sistemas aerobios:

- Los sistemas anaerobios son muy sensibles a las variaciones de temperatura y pH.
- Son necesarios tiempos de retención celular elevados ya que la velocidad de crecimiento biológico de la biomasa implicada en este tipo de procesos es baja.

El proceso anaerobio puede ser resumido en las cuatro etapas que se muestran en la Tabla 4, y comprende la transformación de la materia orgánica por un ecosistema mixto de bacterias bajo condiciones anaerobias. El proceso genera diversos gases (biogás), entre los cuales, el dióxido de carbono y el metano son los más abundantes (dependiendo del material degradado). Al encontrarse el reactor totalmente cerrado, estos gases pueden ser recogidos para la valorización energética del proceso. El gas producido en este proceso es una mezcla de

metano (CH<sub>4</sub>), de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) y pequeñas cantidades de nitrógeno, hidrógeno, ácido sulfhídrico y oxígeno. El gas puede utilizarse para producir calor, energía eléctrica o ambas cosas. Si el gas se quema el calor producido se puede utilizar para mantener la temperatura deseada en el tanque de digestión. La energía del CH<sub>4</sub> es de 8000 kJ/m<sup>3</sup> en condiciones normales, lo que equivale a unos 25000 kJ/m<sup>3</sup> para el biogás (Ferrer, 2007).

	Compuestos	Pasan a	Por medio de
<b>1. Hidrólisis</b>	Materia orgánica: Polisacáridos, lípidos, proteínas y ácidos nucleicos	Oligómeros y monómeros (azúcares, alcoholes, ácidos grasos, glicerol, polipéptidos, aminoácidos, bases púricas, y compuestos aromáticos)	Enzimas
<b>2. Acidogénesis o fermentación</b>	Oligómeros y monómeros	Ácidos grasos volátiles (AGV)	Acidogénicas
<b>3. Acetogénesis</b>	Ácidos grasos volátiles (AGV)	Ácido acético (CH <sub>3</sub> COOH) e hidrógeno (H <sub>2</sub> )	Acetogénicas
<b>4. Metanogénesis</b>	Ácido acético (CH <sub>3</sub> COOH)	Metano (CH <sub>4</sub> ) y dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> )	Metanogénicas acetotróficas
	Hidrógeno (H <sub>2</sub> ) y dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> )		Metanogénicas hidrogenotróficas

**Tabla 4. Etapas del proceso de degradación anaerobia.**

En el tratamiento anaerobio hay que destacar que la etapa de hidrólisis de la materia orgánica particulada y de las moléculas orgánicas solubles de mayor tamaño suele ser la etapa limitante del proceso, ya que supone la degradación de los compuestos de mayor complejidad. El resto de etapas son llevadas a cabo de manera secuencial por diferentes grupos de microorganismos que se encuentran directamente influenciados por los parámetros de operación del proceso (temperatura, pH, tiempos de retención, agitación, carga orgánica...). Aunque el tratamiento anaerobio de ARU es ampliamente utilizado en zonas con climas cálidos o tropicales, existen ciertas limitaciones del proceso a bajas temperaturas, debido a las bajas velocidades de crecimiento y también al bajo grado de eficacia de separación de la biomasa.

La combinación de un proceso anaerobio de degradación de la materia orgánica y de un proceso de filtración y separación mediante membrana permite superar dichos inconvenientes, ya que permite aumentar la concentración de sólidos en el sistema, consiguiendo un caudal de tratamiento superior a lo que se obtendría con el volumen de reacción disponible en un sistema sin membranas y separando tiempo de retención hidráulico

(TRH) y celular (TRC) consiguiendo una mayor flexibilidad en la operación (Giménez et al., 2011).

### **Tratamiento anaerobio con separación por membranas**

Un reactor anaerobio de membranas combina básicamente el proceso anaerobio de degradación de MO, con un sistema físico de separación por membranas. Como resultado de la combinación, se obtiene un efluente exento de sólidos y en algunos casos, exento de microorganismos y de patógenos (en función del tamaño de poro de la membrana seleccionada).

Como se ha comentado, mediante la utilización de membranas es posible incrementar el TRC sin necesidad de incrementar el volumen del reactor. Gran parte de los microorganismos quedan confinados dentro del sistema, proporcionando un control perfecto de su tiempo de permanencia en el reactor y una alta calidad en el efluente obtenido. Además, esta elevada retención de sólidos permite crecimientos de diversas especies de microorganismos no comunes, ya que a pesar de que no formen flóculos, no son lavados con el efluente como ocurre en las tecnologías basadas en la separación por gravedad. Este hecho aumenta las posibilidades de aplicación de esta tecnología para una gran diversidad de aguas residuales, incluso con contaminantes persistentes o difíciles de degradar.



### 1.3. CAMBIO DE PARADIGMA

Ahora que la población mundial ha tomado conciencia de la problemática socioambiental asociada a la contaminación del agua y la excesiva producción de residuos, que a su vez lleva consigo la escasez de recursos naturales, se ha producido un cambio de paradigma: de una filosofía de gestión de residuos a una filosofía de gestión de recursos. A través de la recuperación de materiales y de energía, cada vez más se considera que los residuos son un recurso que debe aprovecharse.

La valorización es una opción cada vez más utilizada dado que se da un valor económico a los residuos (ya sean residuos sólidos o aguas residuales), se consigue reducir el volumen de residuos acumulados, susceptibles de contaminar el entorno y provocar enfermedades a la población, consiguiendo alcanzar un mayor grado de sostenibilidad. Además, se reduce el uso de los recursos naturales disponibles y se obtiene energía a partir de recursos ya utilizados, aumentando su ciclo de vida útil.

Al escenario expuesto habría también que agregarle, para fortalecer aún más este nuevo paradigma, los desafíos vinculados con el cambio climático, el control de la emisión de gases de efecto invernadero y la crisis energética mundial a la que inexorablemente estamos expuestos.

El presente estudio se sustenta sobre las bases de este nuevo paradigma, en el que se pretende aunar las fuentes de contaminación y convertirlas en recursos. En general, la co-digestión anaerobia de FORSU y agua residual presenta multitud de ventajas, tanto a nivel de proceso como de gestión, todas ellas se ajustan a la filosofía del nuevo paradigma, contribuyendo a la reducción del residuo, reutilización del residuo y aumento de su vida útil, valorización energética y descenso en las emisiones de gases de efecto invernadero, tal y como se detalla a continuación:

Ventajas del proceso:

- ✓ Valorización energética de la fracción orgánica de los RSU sin necesidad de aporte de energía o de oxígeno.
- ✓ Aprovechamiento de la sinergia de las mezclas, compensando las carencias de cada uno de los sustratos por separado (Zhang L. et al., 2011).



- ✓ Aumento de la producción biogás. Como se ha comentado, la co-digestión de los residuos de comida con las aguas negras y grises de alta carga, supondría un incremento del 33% de la DQO (Kujawa - Roeleveld, 2006)
- ✓ Aumento del porcentaje de metano en la composición de biogás.
- ✓ El biogás se recupera en un sistema cerrado, evitando así las emisiones de gas de efecto invernadero y olores a la atmósfera (Luostarinen, 2007)
- ✓ Aumento de la capacidad tampón del proceso. (Nayono, 2010)

#### Ventajas gestión:

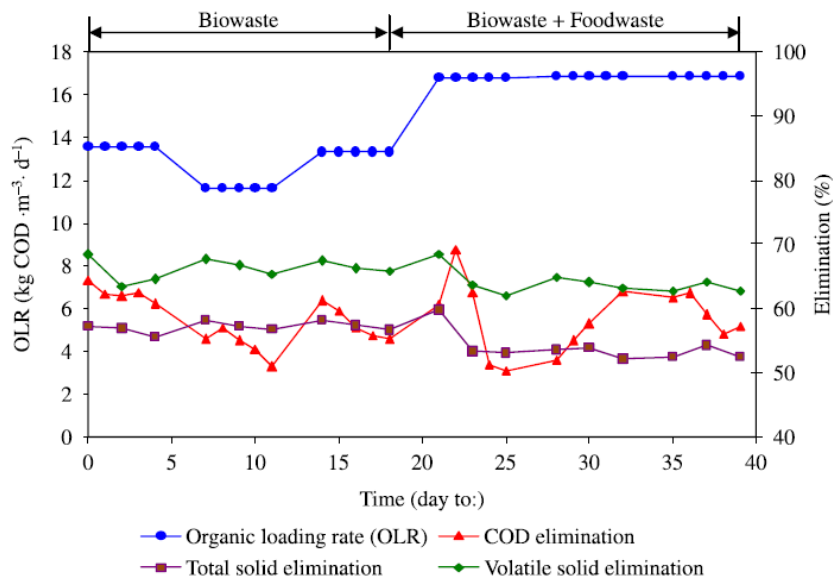
- ✓ Uso de las redes de saneamiento ya existentes para el transporte de los residuos, con el consecuente ahorro en coste de transporte y el descenso en el uso de combustibles fósiles.
- ✓ Uso de las instalaciones de tratamiento de agua residual. Reducción de costes de inversión y explotación.
- ✓ Unificación de las metodologías de gestión.
- ✓ Amortiguación de las variaciones temporales en composición y producción de cada residuo por separado.
- ✓ Reducción de la producción de lixiviados en las actuales instalaciones de tratamiento de RSU
- ✓ Reducción de los problemas asociados a la presencia de residuos orgánicos en la vía pública.

Se han conseguido buenos resultados para mezclas de residuos ganaderos con varios tipos de residuos de la industria de carne y mataderos, y en la co-digestión de fangos de depuradora y la fracción orgánica de residuos municipales, la mezcla de estos últimos con aguas residuales urbanas, y la co-digestión de fangos de depuradora y residuos de frutas y verduras (CITA). Los residuos urbanos e industriales suelen contener altas concentraciones de materia orgánica fácilmente biodegradable, por lo cual presentan un mayor potencial de producción de biogás que los residuos ganaderos. En el siguiente capítulo, se detallarán los estudios de co-digestión con FORSU realizados hasta el momento.

## 1.4. ESTADO DEL ARTE. ESTUDIOS DE INCORPORACIÓN DE LA FORSU A UN TRATAMIENTO ANAEROBIO.

### 1.4.1. Eliminación de la materia orgánica

En el estudio llevado a cabo por Nayono *et al.* (2009) se comparan periodos de digestión anaerobia de residuos sólidos urbanos biodegradables (incluyendo restos de poda de jardines, madera, cuero,...) antes y después de la incorporación de residuos de comida. En los resultados obtenidos se observan unos valores similares de eficiencia de eliminación en ambos periodos (Figura 5). En el periodo de co-digestión, sin embargo, la materia orgánica de entrada es mucho mayor, y las eficiencias de eliminación son del mismo orden, 52-62% para la DQO y 62-65% para los sólidos volátiles.



**Figura 5. Eliminación de DQO y SSV en el reactor antes y durante la co-digestión con residuos de comida. (Nayono *et al.*, 2009)**

Nayono *et al.* (2010) observaron un pequeño descenso en la eliminación, tanto de SST (46,8 a 39%), como de SSV (55,6 a 48,9%) y de DQO (59,6 a 59,1%) al realizar la co-digestión con residuos de comida. En este caso debe tenerse en cuenta que el aumento de carga orgánica se incrementa considerablemente de 6,76 kg/m<sup>3</sup>·d a 10,90 kg/m<sup>3</sup>·d por lo que estos descensos son perfectamente asumibles y el proceso de co-digestión es bien aceptado por el sistema.

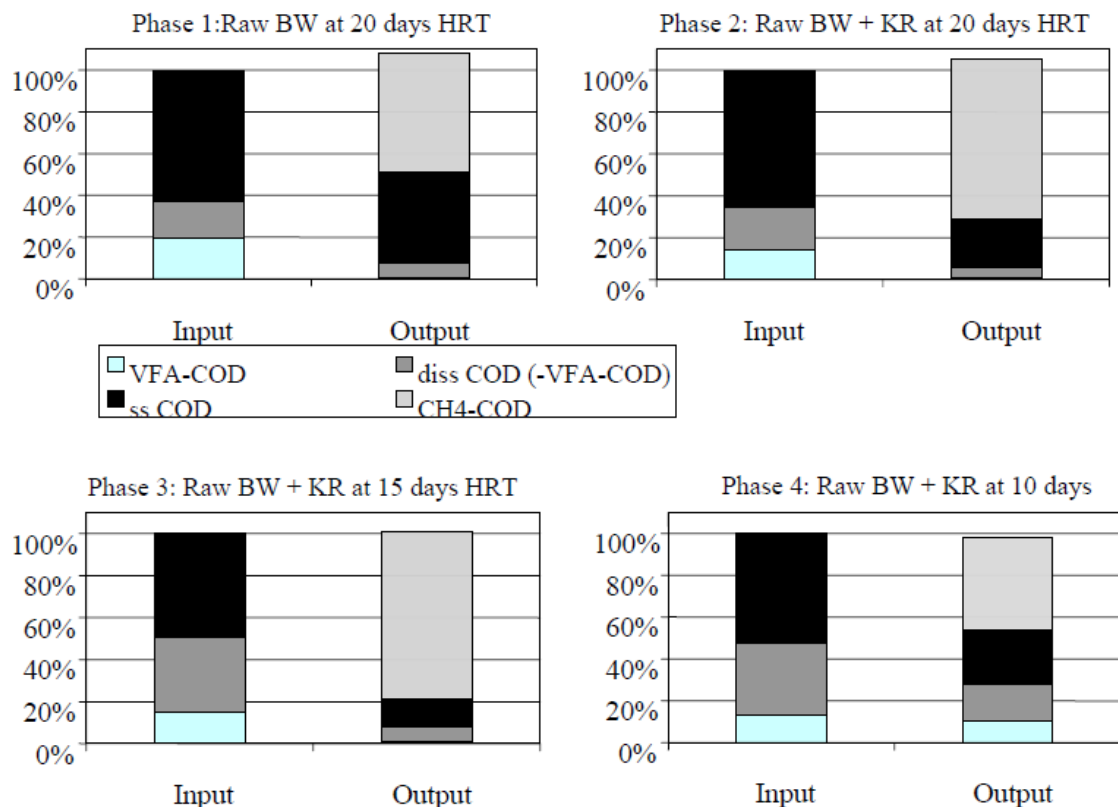
Rajagopal (2012), estudia la co-digestión de residuos de comida con aguas marrones, donde se compara la eliminación de materia orgánica en un reactor continuo de tanque agitado (RCTA) de dos etapas (acidogénica y metanogénica) y en un reactor tipo batch de igual volumen de reacción. Se consiguieron eliminaciones del 68% en el RCTA y del 75% de la DQO total en el reactor de tipo batch.

Wendland *et al.* (2006) realizó experimentos de co-digestión anaerobia de aguas negras con restos de comida. Relaciona la DQO particulada con los SSV y la DQO total con el Carbono Orgánico Total (COT). Con un tiempo de retención hidráulico de 20, 15 y 10 días (TRH), los porcentajes de eliminación son los que se muestran en la Tabla 5. En general, a mayor tiempo de retención hidráulico, se observa mayor eliminación, ya que las bacterias disponen de mayor tiempo para llevar a cabo la degradación anaerobia.

TRH (días)	10	15	20
DQO total	50%	75%	71%
DQO particulada	53%	67%	67%
COT	52%	71%	72%
SSV	51%	69%	65%

**Tabla 5. Porcentaje de eliminación de DQO, SSV y COT para distintos TRH (Wendland, 2006).**

La Figura 6 compara las distintas fases del experimento: la fase 1 y 2, ambas con TRH de 20 días, pero la primera sólo con digestión de aguas negras (BW) y la segunda con co-digestión con restos de comida (KR), pone de manifiesto la mejora en el rendimiento del proceso de digestión anaerobia con la adición de los restos de comida. Se observa una mayor eliminación de DQO y sólidos suspendidos, y una mayor producción de CH<sub>4</sub>. A tiempo de retención de 15 días este rendimiento mejora, resultado este no esperable ni justificado en el estudio. Sin embargo, a TRH de 10 días, se observa la aparición de ácidos grasos volátiles a la salida, siendo este tiempo de retención insuficiente para completar el proceso de digestión.

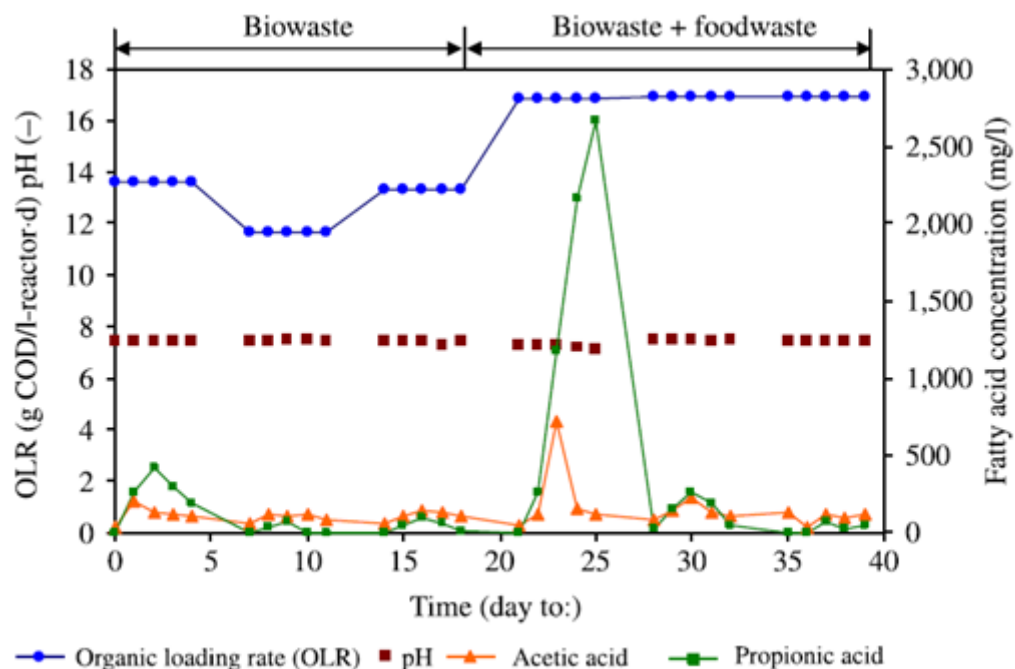


**Figura 6. Balance de materia orgánica a la entrada y a la salida de los distintos experimentos llevados a cabo por Wendland et al. (2006) con distintos tiempos de retención hidráulica.**

Otros estudios, como el de Kujawa-Roeleveld et al. de 2005, donde se tienen dos reactores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), uno a 15°C de temperatura y otro a 25°C, evidencian que a mayores temperaturas, mayores eliminaciones de DQO, llegando a porcentajes de eliminación del 94% por co-digestión de aguas negras y residuos de comida. Esto es debido a que la constante de hidrólisis y de degradación metanogénica son altamente dependientes de la temperatura.

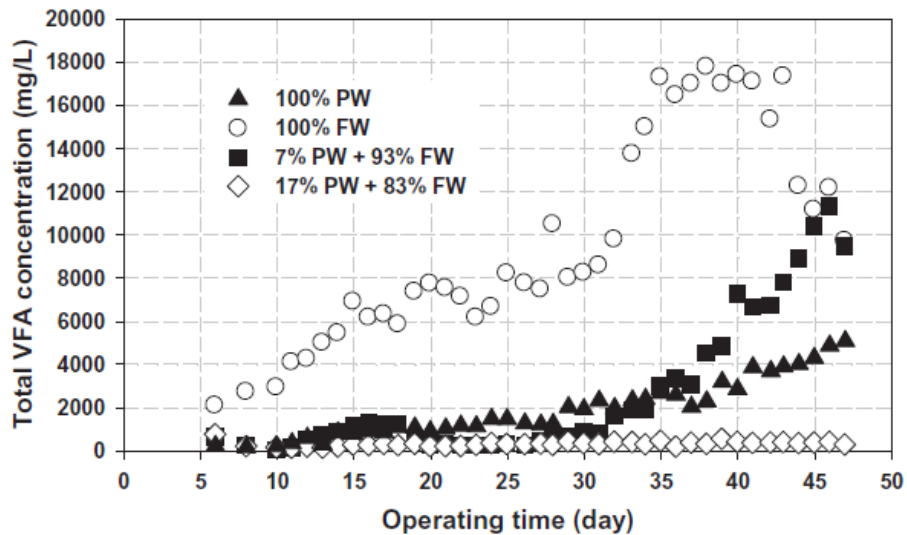
Por otro lado, altas concentraciones de ácidos grasos volátiles (AGV) como el ácido acético, propiónico, butírico y valérico presentes en el efluente de un digester anaerobio son indicadores de que el proceso no ha llegado a su estado estacionario, está siendo inhibido o ha sido sobrecargado (Nayono et al., 2010). Como se puede observar en la Figura 7, en los ensayos realizados por Nayono et al. (2009) los compuestos dominantes entre los AGV eran el ácido acético y el ácido propiónico. Durante el periodo sin adición de los residuos de comida, los valores de concentración son muy bajos e incluso, al final de cada día, las concentraciones de AGV llegan a cero, lo que indica que las bacterias acetogénicas y archaea metanogénicas no sufrieron ninguna alteración en el reactor. Al realizar la co-digestión con residuos de comida, la primera semana se observa un gran aumento de concentración de ácidos grasos volátiles,

debido al gran aumento de la carga orgánica y al cambio de sustrato. Sin embargo, en apenas una semana el sistema vuelve a alcanzar el estado estacionario en el que los AGV son prácticamente eliminados del efluente. En la Figura 7 se muestra además el nivel de pH durante el proceso. Se observa que a pesar del gran aumento de los AGV el pH se mantiene alrededor de 7 debido a la capacidad tamponadora de los residuos de comida.



**Figura 7. Concentración de AGV y valor de pH en el reactor antes y durante la co-digestión con residuos de comida. (Nayono et al., 2009).**

En los resultados del estudio de Nayono *et al.* (2010) vuelve a reflejarse una acumulación de ácido propiónico en los momentos que se aumentaba la carga orgánica en el influente. Como se ha visto en la descripción del pre-tratamiento mecánico con trituración se observó que este compuesto es digerido más lentamente con respecto al resto de AGV. En sus ensayos de co-digestión de residuos de comida con agua residual procedente de una granja de cerdos, Zhang L. *et al.* (2011) observaron una gran acumulación de AGV al realizar la digestión individual de los restos de comida (18 g/L), con el ácido propiónico como compuesto mayoritario (5 g/L). Al añadir un pequeño porcentaje de agua residual (7%PW+93%FW o 17%PW+83%FW), esta acumulación desaparece notablemente, como se observa en la Figura 8.

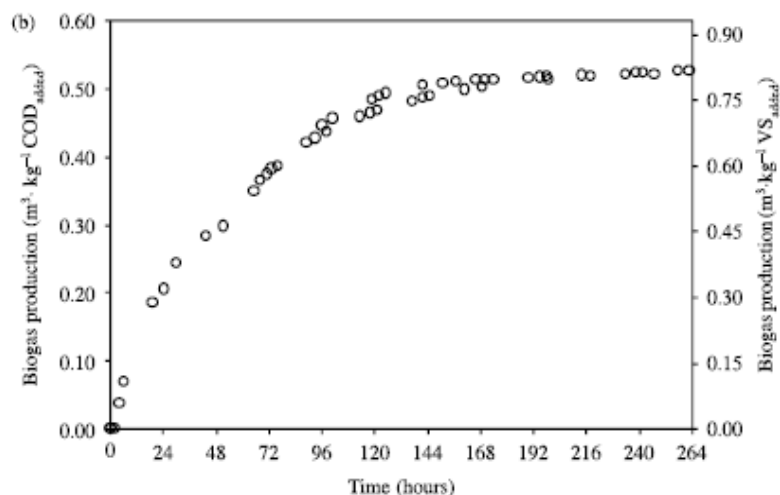


**Figura 8. Evolución de la concentración de los AGV con distintas proporciones de residuos de comida (FW) y de agua residual procedente de una granja de cerdos (PW) (Zhang L. et al., 2011).**

#### 1.4.2. Producción de biogás

El objetivo de la introducción de los residuos sólidos en la digestión anaerobia es la valorización de dicho residuo a partir de la producción de biogás, rico en metano (CH<sub>4</sub>), para su aprovechamiento energético. Diversos autores han estudiado el potencial de producción de biogás en los residuos de comida.

Nayono *et al.* (2009) realizaron un estudio del efecto de la producción de biogás al codigerir residuos de comida con la fracción orgánica de los RSU recogidos en una planta de tratamiento de residuos. En primer lugar se estudió el potencial de producción de biogás, que para residuos orgánicos depende del contenido de hidratos de carbono, lípidos y proteínas digeribles, y del contenido de celulosa, hemicelulosa y lignina. Aproximadamente el 50% de los compuestos biodegradables se digirieron en las primeras 48 horas, con una tasa máxima de producción de 14 d<sup>-1</sup>. En 10 días de ensayo, se consiguió una producción media de biogás de 590 ml/g DQO con un contenido de metano del 66% (Figura 9).

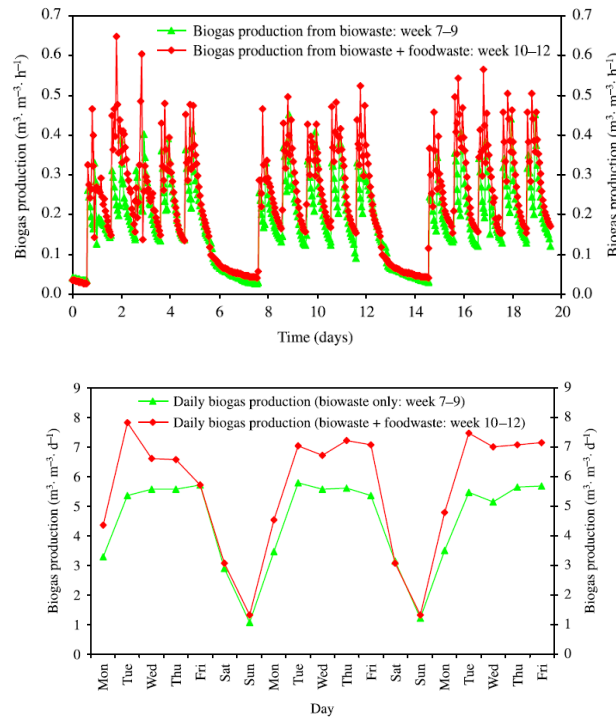


**Figura 9. Potencial de producción de biogás de los residuos de comida (Nayono et al., 2009).**

Se realizó además un ensayo a escala de laboratorio de co-digestión de los residuos sólidos urbanos biodegradables (incluyendo restos de poda de jardines, madera, cuero,...) y los residuos de comida, y se estableció que, aunque la producción de biogás por hora durante el período de co-digestión sólo aumentó ligeramente, sobre una base diaria la producción de biogás aumentó significativamente. En la Tabla 6 se puede ver los valores numéricos de dichas producciones, los resultados se expresan en volumen de biogás (m<sup>3</sup>) por volumen de alimento al digestor (m<sup>3</sup>) y día. Las tasas mínimas se observaban los lunes por la mañana, cuando el reactor había estado el fin de semana sin alimentar y las máximas se daban una hora después de la segunda alimentación diaria. El descenso en la producción de biogás se acompaña de una menor eliminación de DQO y una mayor concentración de AGV (Figura 10).

	Tasa de producción de biogás por hora (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup> )		Tasa de producción de biogás diaria (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
<b>FORSU</b>	0,027	0,456	1,09	5,62-5,70
<b>Co-digestión</b>	0,042	0,55-0,65	1,15	7,82

**Tabla 6. Tasa de producción de biogás (Nayono et al., 2009).**



**Figura 10. Producción de biogás en base horaria (izquierda) y en base diaria (derecha) (Nayono et al., 2009).**

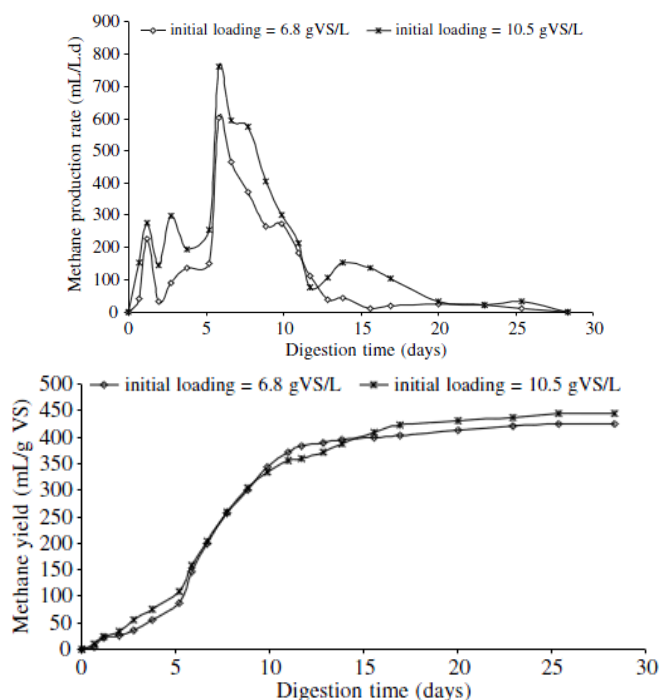
El mismo autor presenta en 2010 un estudio donde establece que la mayor producción de biogás en los residuos de comida es debido a un mayor contenido en lípidos, ya que éstos poseen el doble de potencial de producción de biogás, en comparación con las aguas residuales. En el estudio establece también una carga orgánica máxima del 55 % procedente de residuos de comida, a partir de la cual la producción de biogás no aumenta.

Luostarinen (2007) realizó así mismo un estudio del efecto de la co-digestión con residuos de comida en las aguas negras. Como particularidad frente al resto de estudios, que trabajan a temperaturas mesofílicas, este estudio se realizó a bajas temperaturas (10 y 20°C), de manera que los valores de producción son menores que otros estudios. Lo que se puede observar es cómo la producción de biogás aumenta con la co-digestión de los residuos de comida en aproximadamente un 30%.

Zhang R. (2007) analiza la producción de metano de los residuos de comida con dos cargas orgánicas distintas. El rendimiento (ml/g SSV) y la tasa de producción de metano (ml/l-d) se pueden observar en la Figura 11. La producción de metano aumentó hasta el día 16 del experimento y después se mantuvo prácticamente constante hasta el final del experimento en ambos reactores. El rendimiento medio de metano de los digestores con cargas iniciales de 6,8

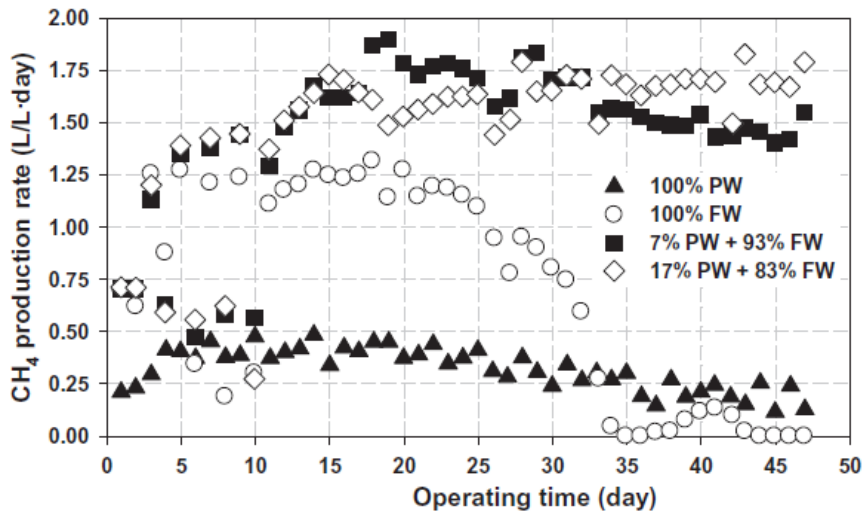


y 10,5 g SSV / L después de 28 días de digestión fue de aproximadamente 425 y 445 ml/g SSV añadido, respectivamente. Aproximadamente el 80% de la producción de metano se obtuvo después de los primeros 10 días de la digestión. La tasa de producción de metano fue relativamente baja durante los primeros cinco días de digestión, aumentó hasta alcanzar un máximo en el día sexto de la digestión, y después disminuyó de nuevo. En el estudio se midió la composición del biogás obteniendo de media un 73% de CH<sub>4</sub> y 27% de CO<sub>2</sub>, que correspondería a 27.2 MJ/m<sup>3</sup> de biogás producido.



**Figura 11. Rendimiento de metano en ml/ g SSV (izquierda) y en ml/L-día (derecha) durante la digestión anaerobia de residuos de comida a dos cargas orgánicas iniciales distintas (6.8 y 10.5 g SSV/l) (Zhang R., 2007).**

Zhang L. et al. (2011) llevó a cabo un estudio de co-digestión anaerobia de restos de comida y aguas residuales procedentes de una granja de cerdos. En el estudio de la digestión de sólo los restos de comida obtiene una tasa de producción de metano que decrece de 1,35 L CH<sub>4</sub>/L·d el día 18 del experimento a cero en el día 35. Sin embargo, al añadir un porcentaje de agua residual y realizar co-digestión con los restos de comida, la producción aumenta y se mantiene en rangos de 1,50-1,75 L CH<sub>4</sub>/L·d (ver Figura 12). Además, se obtiene un rendimiento de metano de 479,5 ml CH<sub>4</sub>/g SSV. Zhang destaca la importancia de los elementos “traza” y la necesidad de la digestión conjunta, para compensar las carencias de cada tipo de sustrato y a la vez aprovechar la sinergia producida al realizar la co-digestión.



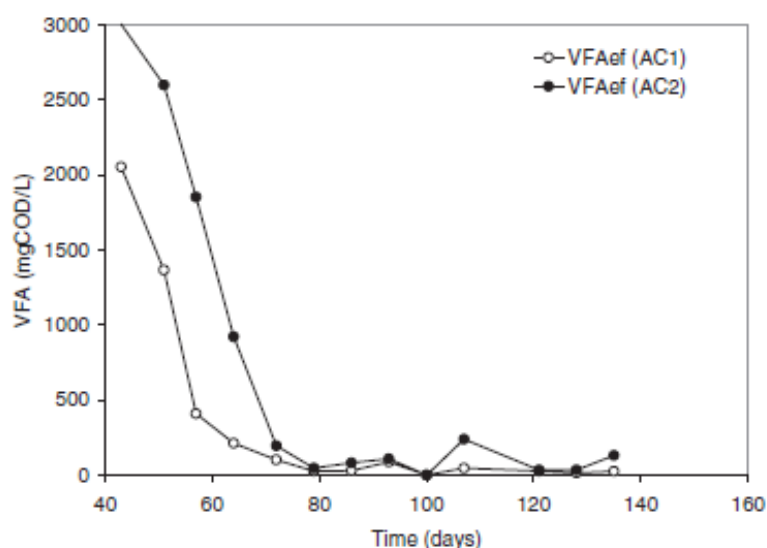
**Figura 12. Tasa de producción de metano para distintas proporciones de residuos de comida (FW) y de agua residual procedente de una granja de cerdos (PW) (Zhang L., 2011).**

Cho (1995) realizó un estudio del potencial bioquímico del metano en restos de comida típica coreana, mediante un sistema de digestión anaerobia. Se realizan análisis de cada alimento por separado y de lo que consideran representativo para emular los residuos de comida consumida en Corea del Sur, obteniendo un rendimiento de metano alto, 472 ml CH<sub>4</sub>/g SSV y un porcentaje de biodegradabilidad del 86%. Este dato de rendimiento de metano es muy similar al dado por Zhang L (2011).

Múltiples autores han realizado ensayos de potencial bioquímico de metano, obteniendo valores también similares a los dados por Cho (1995) y Zhang (2011). Browne and Murphy (2012) obtuvieron un rango entre 467-529 mlCH<sub>4</sub>/g SV en su investigación e hicieron además una revisión de otros autores: Zhang et al. (2012) obtuvo 455 mlCH<sub>4</sub>/g SV, Davidsson et al. obtuvieron un rango entre 300-400 mlCH<sub>4</sub>/g SV y Cecchi et al. (2003) obtuvieron 401-489 mlCH<sub>4</sub>/g SV.

Kujawa-Roeleveld *et al.* (2003) llevaron a cabo un experimento en *batch* de co-digestión anaerobia de aguas negras y restos de comida con dos digestores, uno para 1 habitante-equivalente (AC1) y otro para 4 habitante-equivalente (AC2). Utilizaron dos digestores (que denominaron sistemas de acumulación) con periodo de estudio fue de alrededor de 150 días. Para ambos digestores, se observó una gran acumulación de AGV hasta el día 80 de ensayo. Esta acumulación de AGV se podría evitar con un inóculo inicial adecuado, como puede ser fango del decantador primario digerido, evitando el lento arranque del proceso anaerobio (ver

Figura 13). Se consiguió una producción de biogás de  $30 \pm 22$  en el primer digestor y  $119 \pm 45$  L/día en el segundo con un contenido en metano del 70%.



**Figura 13. Evolución de la concentración de los AGV. Digestor AC1 para 1 habitante-equivalente y digestor AC2 para 4 habitante-equivalente (Kujawa-Roeleveld et al., 2003).**

Posteriormente, en 2006, compararon los resultados entre estos sistemas de acumulación y reactores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) (Kujawa-Roeleveld et al., 2005). En el sistema de acumulación, se consiguió una metanización del 58%, con una producción de biogás de 30 l/día y un contenido en metano del 66%. Por otro lado, en los reactores UASB se consiguió una eliminación del 80% de la materia orgánica en estos reactores y con una producción de biogás de 22 l/día y un contenido en metano del 66%.

Como se ha podido comprobar, se encuentran en bibliografía diversos estudios sobre co-digestión de residuos de comida con otros residuos orgánicos (Nayono, 2009), con purines y otros residuos procedentes de granja (Zhang, 2011). Sin embargo, la incorporación del FORSU a la corriente de agua residual y el posterior tratamiento conjunto que se presenta en esta investigación supone una novedad, siendo los trabajos desarrollados por Kujawa-Roeleveld et al. (2003, 2005 y 2006), Wendland (2006), Luostarinen (2007) y Rajagopal (2012) los principales precedentes.

En estos estudios se opera a escala de laboratorio, mientras que en el presente estudio se

realiza una operación en continuo tratando un agua residual urbana real junto con la fracción orgánica de los residuos, por lo que se trata de un estudio sin precedentes y con un factor de variabilidad que aporta complejidad a la investigación.



## 2. OBJETIVO DEL ESTUDIO REALIZADO.

En este trabajo se pretende estudiar experimentalmente la viabilidad de incrementar el contenido orgánico del agua residual urbana incorporando la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, para su tratamiento a temperatura ambiente en una EDAR mediante la tecnología de membranas anaerobias

Los objetivos que se pretenden conseguir son los siguientes:

- Caracterización experimental, en laboratorio, de la composición química de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) y de su biodegradabilidad por vía anaerobia. Esto permitirá conocer el rango de concentraciones de los principales parámetros que pueden afectar al proceso biológico en la co-digestión en la planta AnMBR así como su variabilidad a lo largo del tiempo. De este modo, se podrá conocer la aportación que realizará la FORSU al influente de la planta anaerobia de membranas.
- Estudio e interpretación de la evolución del proceso biológico tras la incorporación de la FORSU mediante el seguimiento analítico de las corrientes de entrada y salida de planta piloto para cuantificar el efecto de la digestión conjunta del agua residual y la FORSU.



### 3. BIBLIOGRAFÍA

Browne J., Murphy J. (2012) Assessment of the resource associated with biomethane from food waste. *Applied Energy*. Volume 104, April 2013, Pages 170–177.

Bureau Veritas Formación (BVF) (2008) *Manual para la formación en medio ambiente*. 1º Ed. Valladolid (Spain). Lex Nova ps. 321-322.

Carpenter, S.R., N.F. Caraco, D.L. Correll, R.W. Howarth, A.N. Sharpley, and V.H. Smith. (1998). Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen. *Ecological Applications*, 8: 559-568.

Cecchi F, Traverso P, Pavan P, Bolzonella D, Innocenti L. Characteristics of the OFMSW and behaviour of the anaerobic digestion process. (2003) In: Mata-Alvarez J, editor. *Biomethanisation of the organic fraction of municipal solid wastes*. London: IWA Publishing; p. 141–154 [chapter 6].

Cho J.K, Park S.C. (1995) Biochemical methane potential and solid state anaerobic digestion of korean food wastes. *Bioresource Technology* 52 245-253.

Colomer F.J, Gallardo A. (2007) *Tratamiento y gestión de los residuos sólidos*. Servei Publicacions Universitat Politècnica de València. Valencia (Spain).

Davidsson A, Gruvberger C, Christensen TH, Hansen TL, Jansen JIC. (2007) Methane yield in source-sorted organic fraction of municipal solid waste. *Waste Management*; 27(3):406–14.

Directiva 2008/98/CE de residuos.

Directiva 91/271/cee sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas.

Directiva 1999/31/CE del Consejo, de 26 de abril 1999, relativa al vertido de residuos.

Downey L, Van Willigen M. (2005) Environmental stressors: the mental health impacts of living near industrial activity. *Journal of Health Social Behavior* 46(3):289–305.



Ferrer J., Seco A., (1992) Tratamientos de aguas. Tomo I. Introducción a los tratamientos de Aguas. Servei Publicacions Universitat Politècnica de València. Valencia (Spain).

Ferrer J., Seco A. (2007) Tratamientos biológicos de las aguas residuales. . Servei Publicacions Universitat Politècnica de València. Valencia (Spain).

Giménez, J.B., Robles, A., Carretero, L., Durán, F., Ruano, M.V., Gatti, M.N., Ribes, J., Ferrer, J., Seco, A., 2011. Experimental study of the anaerobic urban wastewater treatment in a submerged hollow-fibre membrane bioreactor at pilot scale. *Bioresource Technology* 102, 8799 – 8806.

Hargreaves J.C., Adl M.S., Warman P.R. (2008) A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 123 1–14

Hoitink, H.A.J., Krause, M.S., 2003. Biological control of plant diseases induced by compost. In: Siwert, A., Rao, B., Marion, D. (Eds.), *Tree and Shrub Fertilization: Proceedings from an International Conference on Tree and Shrub Fertilization*. International Society of Arboriculture, Campaign, IL, pp. 59–68.

Instituto Nacional de Estadística (INE) (2011) Encuesta sobre el Suministro y Saneamiento del Agua. Nota de prensa publicada el 8 de noviembre de 2013.

<http://www.ine.es/prensa/np807.pdf>

Junta de Residus (JR). Guia del compostatge dels residus orgànics generats a les llars (1998) Generalitat de Catalunya. Departament de Medi Ambient

Kujawa-Roeleveld K. y Zeeman G. (2006) Anaerobic treatment in decentralized and source-separation-based sanitation concept. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 5, 115-139.

Kujawa-Roeleveld, K., Fernandes, T., Wiryawan, Y., Tawfik, A., Visser, M., Zeeman, G. (2005) Performance of UASB septic tank for treatment of concentrated black water within DESAR concept. *Water Science & Technology*. 52 (1–2), 307–313.

Kujawa-Roeleveld K., Elmitwalli T., Gaillard A., van Leeuwen M., Zeeman (2003) G. Co-digestion of concentrated black water and kitchen refuse in an accumulation system within the DESAR (decentralized sanitation and reuse) concept. *Water Science & Technology*. 48 (4), 121–128.

Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados.

Lundie, S., Peters, G.M., 2005. Life cycle assessment of food waste management options. *J. Clean. Prod.* 13 (3), 275–286.

Luostarinen S., Rintala J. (2007) Anaerobic on-site treatment of kitchen waste in combination with black water in UASB-septic tanks at low temperatures. *Bioresource Technology* 98 1734–1740.

Nagao N et al. (2012) Maximum organic loading rate for the single-stage wet anaerobic digestion of food waste. *Bioresource Technology*;118: 210–8.

Nayono S. E., Gallert C., Winter J. (2010) Co-digestion of press water and food waste in a biowaste digester for improvement of biogas production. *Bioresource Technology* 101 (2010) 6987–6993.

Nayono S. E., Gallert C., Winter J. (2009) Foodwaste as a co-substrate in a fed-batch anaerobic biowaste digester for constant biogas supply. *Water Science Technology*. 59 (6), 1169-1178.

Nilsson, P., Hallin, P., Johansson, J., Karle'n, L., Lilja, G., Petersson, B., Petterson, J., 1990. Waste Management at the Source Utilising Food Waste Disposers in Home: A Case Study in the Town of Staffanstrom—Final Report. Department of Environmental Engineering, Lund Institute of Technology, The University of Lund, Sweden.

Orden de 28 de Mayo 1998, sobre fertilizantes y afines (BOE 2 Junio 1998)

Palmiotto M., Fattore E., Paiano V., Celeste G., Colombo A., Davoli E. (2014) Influence of a municipal solid waste landfill in the surrounding environment: Toxicological risk and odor nuisance effects, *Environment International* 68 16–24

PNUMA<sup>a</sup>: Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2010) Clearing the water. A focus on water quality solutions.

[www.unep.org/PDF/Clearing\\_the\\_Waters.pdf](http://www.unep.org/PDF/Clearing_the_Waters.pdf)

PNUMA<sup>b</sup>: Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2010) Sick water, the central role of waste water management in sustainable development. ONU- Habitat

[www.grida.no/\\_res/site/files/publications/sickwater/SickWater\\_screen.pdf](http://www.grida.no/_res/site/files/publications/sickwater/SickWater_screen.pdf)

Plan nacional integrado de residuos (PNIR) para el periodo 2008-2015. Boletín Oficial del Estado. 26 de febrero de 2009, núm. 49 p. 19895. España.

Rajagopal R., Lim J.W., Mao Y., (2012) Anaerobic co-digestion of source segregated brown water (feces-without-urine) and food waste: For Singapore context. Science of the Total Environment 443 (2013) 877–886

Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. Boletín Oficial del Estado 29 enero 2002, núm. 25 p.3507. España.

Real Decreto 661/2007, de 25 de mayo, por el que se regula la actividad de producción de energía eléctrica en régimen especial.

Real Decreto 927/1988, de 29 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica, en desarrollo de los títulos II y III de la Ley de Aguas.

Real Decreto-Ley 11/1995 por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de aguas residuales urbanas.

Sæbø A., Ferrini F. (2006) The use of compost in urban green areas – A review for practical application. Urban Forestry & Urban Greening 4 159–16.

Seco A., Ferrer J., Segura F., Barat R. (2004) Gestión de residuos sólidos. Servei Publicacions Universitat Politècnica de València. Valencia (Spain).

Watson, M.E., 2003. Testing Compost. Extension FactSheet ANR-15-03. Ohio State University. [/http://ohioline.osu.edu/anr-fact/0015.html](http://ohioline.osu.edu/anr-fact/0015.html) (last accessed November 2005).

Wendland C., Deegener S., Behrendt J., Toshev P. y Otterpohl R. (2006) Anaerobic digestion of blackwater from vacuum toilets and kitchen refuse in a continuous stirred tank reactor (CSTR). Proceedings of the 7th Specialised Conference on Small Water and Wastewater Systems in Mexico, March 7-10.

Zhang R., El-Mashad H. M., Hartman K, Wang F., Liu G., Choate C., Gamble P. (2007) Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. *Bioresource Technology* 98 929–935.

Zhang L., Lee Y., Deokjin Jahng D. (2011) Anaerobic co-digestion of food waste and piggery wastewater: Focusing on the role of trace element. *Bioresource Technology* 102 5048–5059.

Zhang Y., Banks C.J., Heaven S. (2012) Anaerobic digestion of two biodegradable municipal waste streams. *Journal of Environmental Management*, 104, pp. 166–174



Treatment of solid waste organic fraction jointly with urban wastewater with SAnMBR technology. Physical, chemical and biological characterization of the influent

---



1. Introduction.....	59
2. Methods.....	61
2.1. Source of substrates.....	61
2.2. Sample pretreatment .....	62
2.3. Analytical procedures .....	62
2.4. Biochemical methane potential (BMP) tests.....	63
2.5. Settleable solids essays.....	65
3. Results and discussion .....	65
3.1. Particle size distribution .....	65
3.2. Chemical characterization of the OFMSW .....	67
3.3. Biochemical Methane Potential essays of OFMSW .....	71
3.4. Methane production expected.....	73
4. Conclusions .....	73
5. References .....	74





# Treatment of solid waste organic fraction jointly with urban wastewater with SAnMBR technology. Physical, chemical and biological characterization of the influent

P. Moñino<sup>a</sup>, E. Jiménez<sup>b</sup>, R. Barat<sup>a</sup>, D. Aguado<sup>a</sup>, A. Seco<sup>c</sup>, J. Ferrer<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Institut Universitari d'Investigació d'Enginyeria de l'Aigua i Medi Ambient, IIAMA, Universitat Politècnica de València, Camí de Vera, s/n, 46022 València, Spain

<sup>b</sup> FCC Aqualia S.A., Avda. del Camino de Santiago, 40, Edificio 3, 4ª planta, 28050 Madrid, Spain

<sup>c</sup> Departament d'Enginyeria Química, Escola Tècnica Superior d'Enginyeria, Universitat de València, Doctor Moliner 50, 46100 Burjassot, València, Spain

## Abstract

Food waste collected from the Polytechnic University of Valencia, Spain, was characterized for its potential use as a feedstock for anaerobic codigestion with wastewater (WW) in a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAnMBR) pilot plant that treats urban wastewater. Due to the heterogeneity of the sample, an operational methodology has been developed to characterize the food waste to improve the quality of the obtained results. Certain problems were detected and solved in the first stage of the characterization through aeration, oil removal and a second grinding in the laboratory with a kitchen blender. OFMSW characterization values present a wide dispersion, mainly due to the variability of OFMSW samples. COD concentration is much more higher ( $61570 \pm 14570$  mg COD/l) compared to the average concentrations of the wastewater which fed the pilot plant. Therefore, it is expected that this high organic load produce a substantial increase on biogas production. As the COD concentration is higher and sulfate concentration remains the same as the period treating only wastewater, the COD-SO<sub>4</sub>-S ratio will be higher when incorporating the residues. So that, there will be more methanogenic activity in the process, and this will result in an increase in the biogas production. The range of values compared to the wastewater is 10 times higher for the total phosphorous (20 times higher for the orthophosphate), so the addition of the OFMSW will probably enhance the phosphorous concentration, which normally is the limitant nutrient. Total nitrogen is two times higher than wastewater nitrogen but ammonia has a similar concentration. Settleable solids proportion is less than 20% of the total solids, so that, the major part of the particles, both dissolved and non-settleable, would reach the secondary treatment of a WWTP. BMP values are very similar to the literature, obtaining  $437 \pm 30$  ml CH<sub>4</sub> / g VS added and 63% of biodegradability. It is expected that the methane production will increase three times by the addition of the OFMSW to the wastewater treatment.

## 1. Introduction

Wastewater and municipal solid waste (MSW) volume coming from domestic activities is constantly growing, due to the increment in worldwide population. This increase in the waste amount requires innovations on their treatment and the European Directive 2008/98/CE aims at promoting the recovery of waste and the use of recovered materials should be encouraged in order to conserve natural resources. Moreover, a target for European Union countries is to decrease the quantity of organic waste going to

landfill sites to 75% by 2006, to 50% by 2009 and to 35% by 2016 of the total amount of biodegradable municipal waste produced in 1995 in each Member State (1999/31/CE Directive). The untreated biodegradable waste is known to cause many environmental problems, such as contaminations of soil, water, and air during collection transportation and storage due to its rapid decomposition (Han and Shin, 2004). One option is the introduction of the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) in the sewer system for its treatment jointly with urban wastewater in wastewater treatment plants (WWTP) (Kujawa-Roeleveld and Zeeman 2006). The combined treatment process can lead to the improvement of such treatment, savings on MSW transportation, with the subsequent reduction in fossil fuel consumption and the reduction of landfills volume.

According to Kujawa-Roeleveld and Zeeman (2006), kitchen waste is one of the main constituents of the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). Kitchen waste can be collected separately or after grinding together with the grey water from kitchens. OFMSW is characterized by a high content of organic matter (Kujawa-Roeleveld and Zeeman 2006), and its addition to a wastewater treatment will result in an increase of the chemical oxygen demand (COD). The joint treatment of wastewater and OFMSW generated in houses leads to the benefit of the blend synergies, making up for the deficiencies of the substrates separately (Zhang L. et al., 2011). Moreover, as in an anaerobic system the methane recovery is performed at a closed system, the possibility of greenhouse gasses (GHG) and odor emissions are minimized.

Advantages of an anaerobic treatment over aerobic treatment are (1) low sludge production (2) pathogens reduction (3) low energy demand (4) energy recovery from the organic matter content in wastewater. Organic matter is converted into biogas, which can be used as energy resource (5) the possibility of nutrient recovery from wastewater, which could be reused for agricultural purposes (6) high capacity to treat slowly degradable substrates mainly at high concentrations, but also at low/medium concentrations (7) reduction of odors in closed-air configurations (Robles, 2014). Membrane technology applied to wastewater treatment by the so-called membrane bioreactors (MBR) is a promising alternative to obtain high biomass and COD concentrations by decoupling both hydraulic retention time (HRT) and solids retention time (SRT) (Giménez, 2011). The complete retention of the microorganisms inside the MBR system allows high SRT to be obtained with reduced working volumes. In recent years, submerged MBR technology has been reported as a successful application for anaerobic wastewater treatment, SANMBR, (Huang et al., 2011). The addition of the OFMSW stream will be traduced in an increment of the organic load and its subsequent increase in methane production.

There are in the literature relatively few studies of co-digestion with food waste, and among them, the values of the chemical characteristics are extremely variable due to the different origins and heterogeneity, hence, the characterization of the OFMSW itself to be used is required. Despite its

variability, as can be seen in Table 1. Table 1, it can be concluded that COD concentrations are high and the volatile percentage of solids is more than 85% in all cases.

	Nayono <i>et al.</i> , 2009	Luosta- rinen, 2006	Zhang R. <i>et al.</i> , 2007	Zhang L. <i>et al.</i> , 2011	Wendland <i>et al.</i> , 2006	Kujawa- Roeleveld <i>et al.</i> , 2003	Rajagopal, 2012	Browne, 2014
Origin	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
Total COD	350 g/L	2020 mg/L	-	238,5 g/L	335 mg/L	65,4 g/L	394 g/L	-
Soluble COD	120 g/L	380 mg/L	-	106,6 g/L	78 mg/L	26,06 g/L	-	-
TSS	255 g/L	268 g/L	30,90 % <sup>(9)</sup>	18,10 % <sup>(7)</sup>		47,7 g/L	295 g/L	31,50%
VSS	225 g/L	244 g/L	26,40 % <sup>(9)</sup>	17,10 % <sup>(7)</sup>	181 mg/L	44,4 g/L	-	-
VSS/TSS	0,88	0,91	0,85	0,94		0,93	0,94	0,91
TKN	7,8 g/L	57 mg/L	-	5,42 g/L	5,14 mg/L	2,11 g/L	-	-

(1) Food waste coming from student restaurants, cafeterias, grocery stores, hospitals, etc. Karlsruhe, Germany. (2) Food waste prepared according to a survey made at the Environmental Science section of University of Jyväskylä, Finland. (3) Food waste coming from 500 different sources: 300 restaurants, 50 grocery stores and 150 hotels. San Francisco, California. (4) Food waste coming from a student restaurant. Myongji, South Korea. (5) Food waste coming from a student restaurant. Hamburg, Germany. (6) Food waste coming from a hospital restaurant. Wageningen, Holland. (7) Food waste coming from a university canteen. Nanyang Technological University, Singapore. (8) Food waste coming from 20 catering premises. Ireland. (9) Weighted percentage respect the total weight of the sample.

**Table 1. Literature review regarding the origin and chemical characterisation of OFMSW.**

The objective of this study was to characterize the food waste collected from restaurants located in the Polytechnic University of Valencia, Spain, determining parameters as particle size distribution, settling potential, organic matter content (measured as COD), nutrient content (N, P and S) and the methane potential. This study will provide valuable information about the main parameters of the substrate for subsequent co-digestion with wastewater in a SANMBR pilot plant.

## 2. Methods

### 2.1. Source of substrates

The OFMSW characterized in this study was collected from different restaurants located in the Polytechnic University of Valencia. The restaurants provided the OFMSW separated from the rest of the wastes which are generated in their facilities. Wastes were coming from the leftover food of customer trays and scraps generated at the stage of food preparation. They were collected the day before the lab characterization was performed and stored at 4°C. The study covered the academic year, from October 2012 to May 2013. The source of food found in the restaurant food waste was rice (88%), fruit remains and peels (80%), potatoes (fried, baked, in omelette) (68%), bread (64%), pasta (56%), seafood (52%), cooked vegetables (44%), chicken (32%), salad (20%), fish filets (16%), pork chops (8%) and beef steaks (8%). The percentage indicates the frequency with which the source of food appeared during the study.

## 2.2. Sample pretreatment

In anaerobic processes, the hydrolysis is the rate-limiting step. To accelerate the hydrolysis step, several approaches for organic substrates pre-treatment have been proposed, e.g. mechanical grinding (Nah, 2000), ultrasound (Marañón et al., 2012; Zhang et al., 2013), microwave (Shahriari et al., 2013), thermal, chemical (Ma et al., 2011) or their combination (Vavouraki, 2013; Kumar, 2009), and biological pretreatment (Gonzales et al., 2005). In this study, the mechanical grinding was chosen as the pretreatment of the OFMSW.

An experimental assembly was developed to simulate the grinding system of the MSW in a household kitchen. The assembly consisted on a structure with a kitchen sink and a commercial food waste disposer (InSinkErator Evolution 100) located under the sink. The assembly has been installed in the Carraixet WWTP (Alboraya, Valencia) next to the SANMBR pilot plant.

According to the manufacturer's specifications, food waste must be introduced in the grind chamber slowly but continuously with a constant flow rate. Prior to the grinding, shells and other materials which can affect the disposer operation must be removed. Although the bones removal is not a requirement for the correct operation of the disposer, it was decided to remove them from the OFMSW in order to protect the membranes of the SANMBR pilot plant. Therefore, the OFMSW was manually screened to remove those materials.

Since the wastewater influent of the SANMBR pilot plant is prefiltered through a sieve of size 0.5 mm space screen, with the aim of protecting the membranes, it was decided that the OFMSW would also be pretreated by this size. The OFMSW samples pretreatments of the consisted of: 5 mm space screen sieve of the grinded food waste to simulate the typical WWTP pretreatment and 0,5 mm space screen sieve of the grinded food waste, to have knowledge of the concentration that will be introduced in SANMBR pilot plant. Fats and oils were removed through 30 minutes aeration and surface removal with scraper in order to protect the membranes.

## 2.3. Analytical procedures

pH was measured using a portable pH meter (WTW pH315i). Settleable, total (TS) and volatile (VS) solids were analyzed according to the Standard Methods: 2540-F, B, D (APHA, 1995) respectively. Total (COD<sub>t</sub>) chemical oxygen demand measurements were made using potentiometric method (Metrohm 702 SM Titrino) according to Standard Methods: 5220-B. Sulphate, sulphide, total phosphorous, orthophosphate (PO<sub>4</sub>-P) and ammonium (NH<sub>4</sub>-N) were determined using colorimetric method (Lachat Quikchem800) according to Standard Methods (APHA, 2005). The carbonate alkalinity and VFA concentration were determined by titration according to the method proposed by WRC (1992). Total Nitrogen was measured using colorimetric method (Kit Merck: ISO 11905-1) and a spectrophotometer (Spectroquant VEGA 400,

MERCK). Biochemical methane potential tests (BMP) were carried out by using Automatic Methane Potential Test System (AMPTS) [Bioprocess Control, Sweden]. Particle size distribution was measured using a laser diffraction technique (Mastersizer 2000E) [Malvern Instruments].

Due to the heterogeneity of the sample, an operational methodology was developed to characterize the food waste to solve certain problems detected in the first stage of the characterization and improve the representativeness of the results:

- For the determination of total parameters ( $COD_T$ ,  $N_T$  and  $P_T$ ), there was required a small volume due to the high concentration of the sample. The presence of large particles after grinding process hampered the collection of a representative sample because of their heterogeneity. Therefore, it was decided to make a second grinding in the laboratory with a kitchen blender, so that the sample was more homogeneous and easier to manipulate.
- In order to obtain the soluble fraction of the samples, it was observed that direct  $0.45 \mu\text{m}$  filtration was nearly impossible. Therefore it was decided to adapt the sample in order to obtain the soluble fraction faster using the following steps: centrifuging the sample at 9600 rpm for 8 minutes, sieving through a  $0.5 \text{ mm}$ , filter under vacuum  $1.2 \mu\text{m}$  and finally filtering to  $0.45 \mu\text{m}$ .
- Suspended solids determination was difficult due to the large amount of particulated fraction. Then, suspended solids were determined as the difference between total and dissolved solids.

#### **2.4. Biochemical methane potential (BMP) tests**

In order to know the BMP of OFMSW in an anaerobic treatment system, bench-scale experiments were carried out by using Automatic Methane Potential Test System (AMPTS) [Bioprocess Control, Sweden]. These experiments were performed in batch reactors of 500 mL capacity each with working liquid volume of 400 mL and 150 ml of head space, hermetically sealed to simulate the anaerobic degradation of the OFMSW at a constant temperature given. These reactors have a biogas evacuation conduction, connected to a mechanism which registers the biogas production using a wet gas flow measuring device based on the principle of liquid displacement, a digital pulse is generated when a defined volume of biogas flows through the device and the biogas production is recorded online periodically using automated data logging system. Before measuring the volume, the biogas passes through a vial containing an alkaline solution, as several acid fractions, such  $\text{CO}_2$  and  $\text{H}_2\text{S}$ , are retained by chemical interaction with  $\text{NaOH}$ , allowing only the  $\text{CH}_4$  to pass through the monitoring unit.

In each experiment carried out, reactors have a given proportion of inoculum (I) (normally sludge from an anaerobic digester) and substrate (S) (the sample whose BMP wants to be determined). The (I/S) volumetric ratio of the tests performed was 1:0.1. When preparing a sample, a blank has also to be

prepared, i.e. a sample with the same volume of inoculum, containing distilled water instead of the sample until reaching the same total volume of the sample reactor. The methane production from the inoculum (blank) was subtracted from the total methane production of the sample to determine the net biogas production.

Prior to the joint treatment of OFMSW and wastewater, several assays were performed in order to determine the anaerobic biodegradability of the OFMSW through Biochemical Methane Potential (BMP) tests. Four different experiments were performed, at a constant temperature of 35°C, changing the following parameters:

(1) *Inoculum*. Sludge coming from WWTP anaerobic digester (AD) and sludge coming from SANMBR pilot plant were utilized.

(2) *OFMSW samples pretreatment*. As observed in the OFMSW characterization, the presence of large particles after grinding process hampered the collection of a representative sample because of their heterogeneity. Therefore, it was decided to make a second grinding in the laboratory with a kitchen blender, so that the sample was more homogeneous and easier to manipulate.

(3) *OFMSW particle size*. Two OFMSW particle size tests were performed, one sieved by a 5mm space screen sieve in order to simulate the typical WWTP pretreatment, and another sieved by a 0,5 mm space screen sieve as it was decided to prefilter the OFMSW by this size after feeding it into the SANMBR pilot plant, with the aim of protecting the membranes.

As the COD concentration is known, the theoretical methane volume that can be produced in each sample can be calculated. This volume can be compared with the one obtained at the laboratory, knowing the biodegradability of the sample. Theoretical methane volume is calculated from the oxidation reaction of the methane (Eq.1), obtaining 4 grams of COD per gram of methane. Ideal gas law (Eq.2) can be used to determine that from 1 gram of COD, 350 ml of methane are obtained at 0°C and 1 atm.

$$\begin{aligned} \text{CH}_4 + 2 \text{O}_2 &\rightarrow \text{CO}_2 + 2 \text{H}_2\text{O} \quad (\text{Eq. 1}) \\ pV &= nRT \quad (\text{Eq. 2}) \\ V &= \frac{1 \text{ mol CH}_4}{64 \text{ g DQO}} \cdot 0.082 \cdot 273,15 = 0,35 \text{ l} = 350 \text{ ml} \end{aligned}$$

As the experiment is carried out at 35°C, a correction for temperature is needed; obtaining that the theoretical methane volume that can be produced at 35°C is 395 ml /g degraded COD.

$$\begin{aligned} V_T &= \left\{ \frac{P \cdot 0,350 \text{ l}}{273,15} \right\} \cdot \left\{ \frac{273,15 + T}{P} \right\} = 0.395 \text{ l CH}_4 \\ P \text{ (atm)} &= 1 \text{ (in both cases); } T \text{ (°C)} = 35 \end{aligned}$$

When calculating the theoretical methane volume, it must be noted that there will be a COD consumption from the sulfate-reducing bacteria (SRB). Wastewater in the east coast of Spain is characterized for its high concentration of sulfate due to the soil characteristics of the region. Therefore, it will be a competition between methanogenic archaea (MA) and SRB when both populations are present in the inoculums. SRB will use a certain amount of organic matter (2 grams of COD per gram  $SO_4-S$ ) to reduce the sulfate to sulphide. This amount of COD will not be available for the MA, so, in order to calculate the theoretical methane that is going to be obtained in the OFMSW, the COD consumed by the SRB has to be subtracted.

## 2.5. Settleable solids essays

In order to obtain preliminary ideas of the behavior the OFMSW will have in a conventional WWTP, having primary clarifiers; settleable solids determination gives a representative information. This determination was performed in grinded OFMSW, wastewater, and an OFMSW sample diluted in wastewater. Calculations used to determine the dilution were based on the following premises: (1) the generation of OFMSW in Spain is 0,63 kg / inhabitants equivalents (IE)·d, as stated in the *Plan Nacional Integrado de Residuos* (2007-2015), (2) the average volume used in the grinding process of the OFMSW is 4L/kg (or 2,4 l/IE·d) of grinded OFMSW (data experimentally obtained), (3) SAnMBR pilot plant has a capacity of 20 IE and it has been considered a wastewater flow generated per person is 225L/IE·d. Therefore, the volume used to simulate the wastewater and OFMSW mix is:

$$0.63 \frac{kg \text{ OFMSW}}{IE \cdot day} \cdot 4 \frac{l \text{ grinded OFMSW}}{kg \text{ OFMSW}} \cdot 20 \text{ hab} = 50.4 \frac{l \text{ grinded OFMSW}}{day}$$

$$225 \frac{L}{IE \cdot day} \cdot 20 \text{ hab} = 4518.4 \frac{l \text{ wastewater}}{day}$$

$$\frac{50.4}{4518.4} \cdot 1000 \text{ ml} = 11.15 \text{ ml grinded OFMSW for 1 l of wastewater}$$

Supernatant samples were taken after the sedimentation time, and COD, nitrogen and phosphorous content were determined in order to know the organic and nutrient content that will be available after the WWTP primary treatment.

## 3. Results and discussion

### 3.1. Particle size distribution

Since the SAnMBR pilot plant is equipped with a 0.5 mm screen-size rotofilter to protect the membranes, it is important to analyse the particle size of the OFMSW sample after grinding to determine the amount of particles that will be removed during the pre-treatment and, thus, will not be treated in the anaerobic reactor. It is also important to know the particle size after grinding the OFMSW because of two different reasons. The first one is because very large particles may increase the probability of sedimentation in the sewage network, which has motivated disposer designers to get smaller and smaller particles. Second one is that very fine particles may increase the rate of the hydrolysis process, and therefore, the loss of organic



matter and the possibility of generation of methane before the flow reaches the wastewater treatment plant (Bollzonella et al., 2003, and Bernstad et al., 2012)

In order to describe properly and completely the particle size distribution of a sample, three points have to be specified: a measure of key trend (mode, median, arithmetical average...) and two measures to know the width of the distribution. Median (d50) is the most stable calculation generated in laser diffraction, and represents the numerical value separating the higher half of a distribution from the lower half. Along with median values, it is normally included the percentile values 10% (d10) and 90% (d90), in order to have an idea of the most fine and larger particles, respectively. Average results of a total of ten samples were  $0,01\pm0,003$  mm for the d10 percentile,  $0,114\pm0,039$  mm for d50 or median diameter and  $0,671\pm0,148$  mm for d90. Figure 1 shows the particle size distribution of the OFMSW samples separating the three points mentioned before.

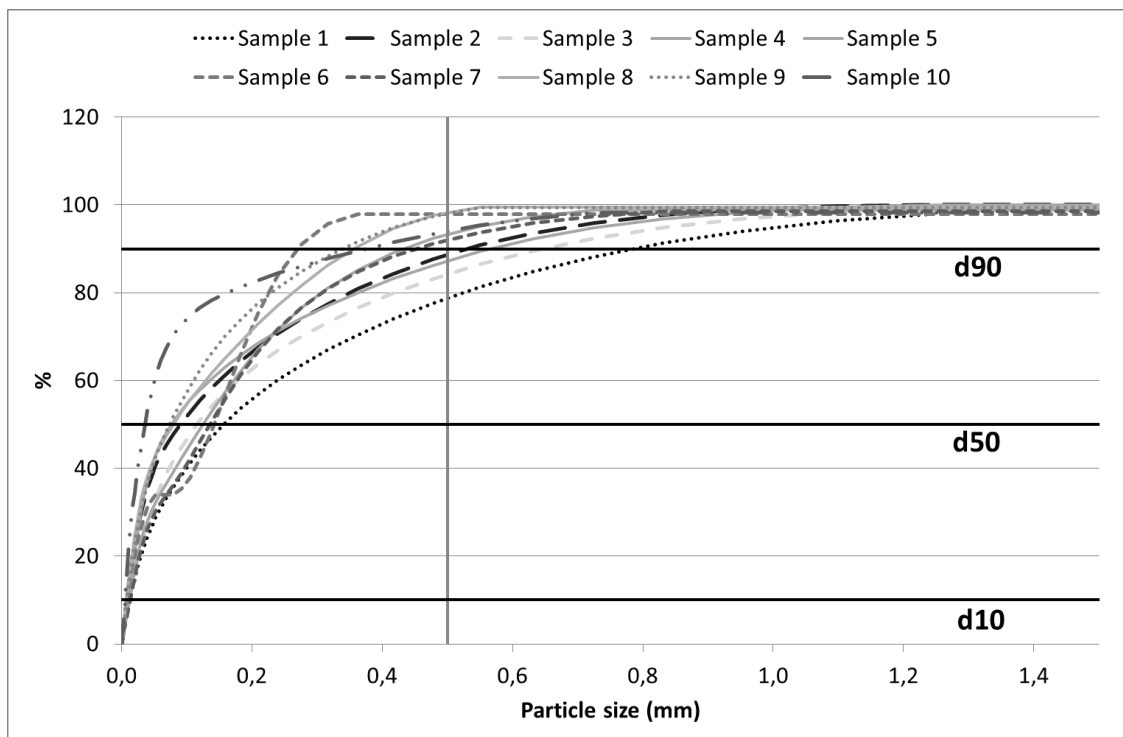


Figure 1. Particle size distribution of OFMSW samples

As d90 does not give the required information, the percentage of particles under 0,5 mm was calculated, 87% on average, so that, only 13% of the particles will be removed with the pretreatment of the sample before being fed in the pilot plant. It can be concluded that the OFMSW particle size is small enough to practically all its organic matter to be fed in the SAnMBR pilot plant and be valorized as methane.

### 3.2. Chemical characterization of the OFMSW

Table 2 shows the results of the chemical characterization of OFMSW which has been performed during this study. These results are normalized to the mean water volume used in the grinding process (4 L/kg), to allow the comparison of the results. The water volume used in the grinding process varied from 2,8 to 5,8 and the normalization was done according to Equation X.

$$C_{normalized} = \frac{V_{used} * C_{obtained}}{V_{normalized}}$$

where:

$C_{normalized}$  is the normalized concentration;  $V_{used}$  is the volume used in the grinding process;  $C_{obtained}$  is the concentration obtained experimentally; and  $V_{normalized}$  is the normalized volume, which corresponds to 4 litres per kg of grinded OFMSW.

In order to compare them with the wastewater fed into the SAnMBR plant, Table 3 shows also a characterization of the wastewater that is being fed into the SAnMBR pilot plant (Giménez, 2014).

Parameter	units	n	average	SD	min	max
COD (5 mm)	g COD/l	39	63,6	13,4	30,0	89,7
COD (0,5 mm)0,5 mm COD	g COD/l	7	59,4	14,0	44,1	78,2
Soluble COD	g COD/l	34	18,1	4,2	9,8	30,0
pH		40	6,30	0,72	5,11	8,29
Cond	mS/cm	45	6,08	1,23	3,83	8,46
Alkalinty	mg CaCO <sub>3</sub> /l	42	161,4	65,0	47,5	248,5
VFA	mg HAC /l	43	757,0	233,5	493,8	1234,4
Total Nitrogen	mg N/l	33	91,6	19,4	55,3	142,2
Total Soluble Nitrogen	mg N/l	33	49,5	11,2	20,7	82,7
% Soluble Nitrogen		31	55%	14%	18%	79%
N-NH <sub>4</sub>	mg N/l	35	23,5	6,4	9,5	36,9
N-NO <sub>2</sub>	mg N/l	16	0,1	0,1	0,0	0,3
N-NO <sub>3</sub>	mg N/l	16	0,8	0,5	0,0	1,8
Total Phosphorous	mg P/l	31	114,5	39,1	59,9	235,7
Total Soluble Phosphorous	mg P/l	27	89,3	33,7	43,7	191,2
% Soluble Phosphorous		27	80%	14%	40%	100%
P-PO <sub>4</sub>	mg P/l	28	81,9	26,7	43,6	149,3
S-SO <sub>4</sub> (a)	mg S/l	26	132,7	35,5	68,1	190,3
S-SO <sub>4</sub> grinding water (a)	mg S/l	20	133,8	21,0	101,5	180,8
S-SO <sub>4</sub> OFMSW (b)	mg S/l	9	154,2	37,0	104,4	213,5
Suspended Solids (c)	g SS/l	16	26,8	15,0	7,6	57,9
Volatile Suspended Solids (c)	g SSV/l	16	25,0	13,9	7,2	47,6
% SSV		16	94%	7%	69%	99%
Suspended Solids (d)	g SS/l	20	29,9	8,8	13,8	42,2
Volatile Suspended Solids (d)	g SSV/l	15	30,1	7,8	7,2	54,4
% SSV		15	100%	4%	89%	100%
Total Solids	g ST/l	23	47,6	12,5	22,6	67,5
Volatile Total Solids	g STV/l	19	42,2	14,5	12,1	62,2
(a): Lab determination; (b): Calculated by balance; (c): Direct method;						
(d): Calculated by difference						

**Table 2. OFMSW chemical characterization results obtained in the present study**

Parameter	units	n	average	SD	min	max
Total COD	mg COD/l	137	585	253	211	1472
Soluble COD	mg COD/l	110	80	20	32	132
pH		471	7,7	0,2	6,8	8,2
Cond	$\mu\text{S/cm}$	489	190,5	17,5	122,5	245
Alkalinty	mg $\text{CaCO}_3/\text{l}$	515	332	58	139	707
VFA	mg HAc /l	516	7,9	5,5	0	29
Total Nitrogen	mg N/l	78	55	12,8	32	107,2
% Soluble Nitrogen		45	67,8	11,3	37,6	89,2
N-NH <sub>4</sub>	mg N/l	376	32,2	8,9	4,1	69,9
Total Phosphorous	mg P/l	52	10,3	3,6	3,6	21,4
% Soluble Phosphorous		52	47,7	9,9	13,7	67,5
P-PO <sub>4</sub>	mg P/l	368	4	1,6	0,6	13,3
S-SO <sub>4</sub>	mg S/l	211	105	13	70	139
SST	mg SS/l	459	323	176	44	1060
% SSV		433	80,4	7,9	44,1	100

**Table 3. Wastewater characterization results obtained in Giménez (2014)**

### Chemical Oxygen Demand (COD)

Total and soluble COD were determined in the samples. Table 2 shows COD<sub>T</sub> sieved by 5 and 0.5 mm and soluble COD (COD<sub>S</sub>). First thing to note is that COD concentration is much more higher than the average concentration of the SANMBR pilot plant influent ( $585 \pm 253$  ppm), therefore, it is expected that this high organic load will produce a significant increase in biogas production. It is also observed that the difference between COD of the sample sieved by 5 and 0.5 mm is less than 5%, and corresponds to the solids that remain retained in the sieve. This, in conjunction with the fact that 90% of the particle size is under 0.5 mm, confirms that, despite the pretreatment, a large proportion of the OFMSW is being treated. Soluble fraction followed a stable trend, being approximately 30% of the total COD. Comparing with the literature, the COD concentration is similar to the one obtained by Kujawa-Roeleveld in 2003 (65,4 g/L).

### pH and Conductivity

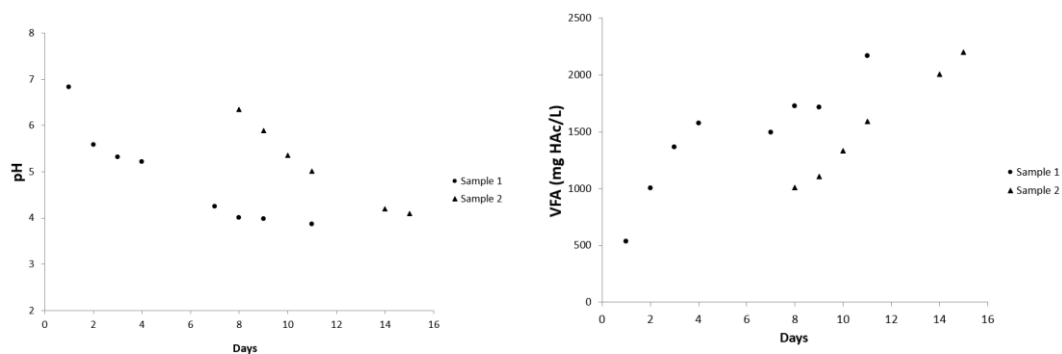
pH and conductivity values remained rather stable, with a range of pH between 6-7 and a high conductivity (around 6 mS/cm) compared with WW conductivity (190,5  $\mu\text{S/cm}$ ).

### Volatile fatty acids (VFA) and Alkalinity

As can be seen in Table 2 VFA and alkalinity determinations present a high variability (from 493 to 1234 mg HAc/L, and from 47 to 248 mg  $\text{CaCO}_3/\text{l}$ , respectively). This fact is probably due to the different stages of fermentation of the residue and also because of the variability in the composition of the sample. Conversely, wastewater is rather stable, with a very low concentration of VFA and an average of 332 mg  $\text{CaCO}_3/\text{l}$  of alkalinity.

Although the procedure followed in sample collecting and grinding was the same it is possible that a small difference in the time of performing the procedure, ambient temperature and waste composition could cause a significant change in these parameters. To confirm this assumption two experiments were performed, in them, a sample was maintained at ambient temperature for 10 and 7 days, respectively. As can be seen in Figure 2, a considerable increase in VFA concentration, with the consequent lowering of

pH over time it is observed. VFA concentration increase is more pronounced in the early days, so it can be assumed that the fermentation process is quite fast and can cause considerable differences between samples. This fact must be taken into consideration for the codigestion of the OFMSW in the SAnMBR pilot plant because a high VFA concentration, and therefore, a low pH, could affect anaerobic digestion.



**Figure 2. VFA (right) and pH (left) evolution in an OFMSW sample at ambient temperature.**

#### **Nutrients: Nitrogen and phosphorous**

Table 2 shows the average concentration for the different forms of nitrogen and phosphorous. Concerning the nutrients, nitrogen and phosphorous, it should be pointed out that soluble fraction of nitrogen corresponds to the half of the total nitrogen and, in turn, half of the concentration of the soluble nitrogen is in ammonia form, and the other half as organic nitrogen, not being present nitrogen in nitrite or nitrate form. The nitrogen parameter found in the literature is the Total Kjeldahl Nitrogen (TKN), which corresponds to the sum of organic nitrogen, ammonia and ammonium. As there is no nitrite or nitrate, and pH is around 7 (so the equilibrium  $\text{NH}_4\text{-NH}_3$  is favored to the ammonia because the pH is lower than 9), Total Nitrogen is equivalent to TKN. When comparing with the literature the result obtained is different to all of them, as there is a lot of variability. When comparing with the wastewater OFMSW nitrogen concentration is much higher (91,6 mg/l for OFMSW, 55 mg/l for WW). On the other hand, ammonia concentration is higher in wastewater (32,2 mg/l) than OFMSW (23,5 mg/l).

Soluble fraction of phosphorous represents 80% of the total, being the soluble part composed by orthophosphate in its 90%. The range of values compared to the wastewater is 10 times higher for the total phosphorous (20 times higher for the orthophosphate), so the addition of the OFMSW will probably enhance the phosphorous concentration, which normally is the limiting nutrient.

#### **Sulfates**

Sulfates determined in the samples come not only from the OFMSW but also from the grinding water. That is because of the soil characteristics of the east of the Mediterranean coast, which contains important concentrations of sulfate. As shown in Table 2 OFMSW sulfate concentration is obtained through a mass balance. After several lab determinations, it was considered that grinding water had a constant

concentration and variability in the mix of OFMSW and grinding water was due to OFMSW. Sulfate concentration will determine the competition between sulfate-reducing bacteria (SRB) and methanogenic archaea (MA) for the available substrate (COD) in anaerobic processes. This competition depends on the COD/S-SO<sub>4</sub> ratio. SRB need 2 g COD/g S-SO<sub>4</sub> for the sulfate to be reduced, so if the ratio is higher than two, there is enough COD for the growth of both populations. As the COD is higher and sulfate concentration remains the same as the period treating only wastewater, this ratio will be higher when incorporating the residues. So that, there will be more methanogenic activity in the process, and this will result in an increase in the biogas production.

### Suspended solids (SS)

After the difficulty to obtain an accurate result of the suspended solids following the APHA (2005) protocol was confirmed, it was decided to calculate suspended solids as the difference between total (TS) and dissolved solids (DS). Although the mean value obtained is very similar for both methods, the results of the method calculated as the difference between TS and DS have a smaller standard deviation. (26,8±15 and 29,9±8, respectively). As shown in Table 2, SS concentration is near 30 g/L and 100% of them are volatile solids, values are similar again to the ones obtained in Kujawa-Roeleveld et al. (2003). Proportion of suspended solids compared to total solids has been also calculated, being similar in both methods (56% for APHA protocol and 63% for the calculated method). Total solids concentration is approximately 50 g/L with 90% of volatile solids.

### Settleable solids (SSet)

In order to determine the effect of the incorporation of OFMSW in a conventional wastewater treatment system with primary sedimentation and subsequent treatment of organic matter, settleability tests were performed to study the behavior of the mixture ARU + MSW in a primary clarifier. Three assays were carried out; results are shown in Table 4:

Settleable solids essays (ml/l)			
	Wastewater	OFMSW+WW	Increment
Essay 1	10	28	1.8
Essay 2	17	30	0.76
Essay 3	17	23	0.35
Pollutants in the supernatant (Average±SD)			
	Wastewater	OFMSW+WW	Increment
Total COD (mg/l)	305±78	793±133	1,6
Total Nitrogen (mg N/l)	57,42±14,08	58,25±14,5	0
Total phosphorous (mg P/l)	1,82±0,24	2,44±0,05	0,36

**Table 4. Results obtained in the settleable solids determination.**

On the basis of the results obtained, it can be said that settleable solids proportion is less than 20% of the total solids, so that, the major part of the particles, both dissolved and non-settleable, would reach the secondary treatment of a WWTP, with the subsequent increase of the energy consumption required for

the organic matter removal. In general, the increment caused by the OFMSW in the settleable solids is very wide and depends on the variability in both wastewater and OFMSW characteristics. Establish an average impact value based on three tests is not representative, but gives an idea about the increase in the amount of solids when the OFMSW stream is incorporated into urban wastewater.

Supernatant concentrations of COD and nutrients are also shown in Table 4 . These concentrations were determined in order to know the organic and nutrient content that will be available after the WWTP primary treatment. COD increases 1.6 times with the addition of the OFMSW, while the nitrogen contribution is negligible and the phosphorous concentration increases by 36%.

### 3.3. Biochemical Methane Potential essays of OFMSW

Table 5 shows the characteristics and results of the first experiment carried out, with sludge coming from WWTP AD as inoculum and 5 mm sieved OFMSW. As can be observed, it was obtained a 60% of the theoretical methane volume, so that OFMSW has an anaerobic biodegradability of 60%. Experiment 2 consists on comparing the effect of blending or not the sample after grinding it with the kitchen disposer. Table 5 shows same percentage is achieved in both samples, and also coinciding with the first experiment, 60% of biodegradability. This suggests that there is no significant difference between blending or not the samples to carry out the BMP tests. In the third experiment the effect of inoculum origin and particle size on the BMP was intended to study. Specifically, sludge coming from the SAnMBR pilot plant acclimated at ambient temperature was compared with sludge coming from the Carraixet WWTP AD acclimated to 35°C.

	Test 1		Test 2		Test 3		Test 4	Average ± SD
Inoculum	(1)	(1)	(1)	(1)	(2)	(2)	(2)	
Sample	(3)	(4)	(3)	(5)	(4)	(5)	(5)	
% Biodegradability	60%	62%	59%	68%	64%	67%	64%	63 ± 3%
BMP (ml CH <sub>4</sub> / g DQO)	236	244	232	265	250	250	260	248 ± 12
BMP (ml CH <sub>4</sub> / g SV)	401	488	464	443	418	418	426	437 ± 30

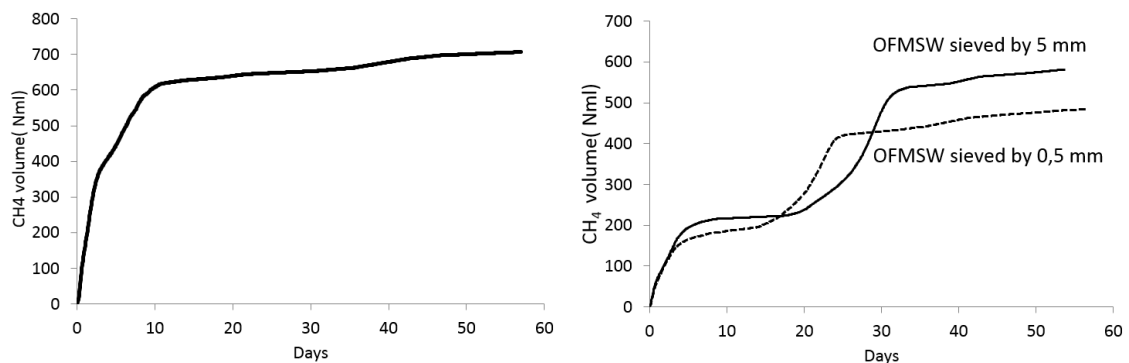
(1) Sludge coming from WWTP anaerobic digester; (2) Sludge coming from SAnMBR pilot plant; (3) OFMSW 5 mm not blended; (4) OFMSW 5 mm blended; (5) OFMSW 0,5 mm blended

**Table 5. BMP tests characteristics and results**

Figure 3 shows the methane production in test 3. In Figure 3 (a) two different stages are clearly observed in methane production, one rapid rise in the first days (in day 5, 60% of the theoretical volume was reached) when the readily biodegradable fraction of the sample (soluble fraction) is consumed. Then, a lower production stage, where the methane volume is increasing in a very low rate, as the not readily biodegradable fraction of the sample (particulated fraction) is being consumed.

In Figure 3 (b) it can be seen that the samples inoculated with sludge from SAnMBR pilot plant have a period of low methane production between days 5 and 20, but then undergo a further rise in methane production, reaching similar biodegradability rates to samples inoculated with sludge from the WWTP AD. This initial stop is a lag-phase or acclimation period due to the difference in temperature at which the sludge from SAnMBR pilot plant (average 21.9°C) and BMP experiment (35°C) was. This temperature change requires time for acclimation of the bacteria population, which results in an experiment of longer duration than the one inoculated with sludge of the WWTP digester, which is at the same temperature as the BMP experiment.

A fourth experiment was decided to carry out in order to check if biodegradability increases when the bacteria population was adapted to the OFMSW substrate, hence, when the OFMSW was already being fed into the pilot plant. Results were very similar to the rest of the tests (see Table 5). The only significant difference was that the lag-phase time decreased 30% compared to Test 3.



(a) OFMSW sieved by 0,5 mm inoculated with WWTP AD sludge (b) OFMSW sieved by 5 and 0,5 mm inoculated with SAnMBR sludge

**Figure 3. BMP test 3 (a and b)**

Despite the stated above, it is noted that the biodegradability percentage achieved hardly varies regardless of the inoculum, so that the only difference observed between inoculums origins is the lag-phase in the experiments carried out with SAnMBR pilot plant sludge as inoculum. Regarding the influence of particle size of the substrate and to blend the sample or not, the differences observed are not very significant as can be seen in Table 5. So that, it can be concluded that the value of BMP for OFMSW is  $236 \pm 27$  ml CH<sub>4</sub> / g COD and  $437 \pm 30$  ml CH<sub>4</sub> / g VS. It has also been obtained that OFMSW has an average biodegradability of  $63 \pm 3\%$ .

Browne and Murphy (2012) obtained a range between 467-529 mlCH<sub>4</sub>/g VS added in their research and also made a review of different BMP values for OFMSW in the literature, Zhang et al. (2012) obtained 455 mlCH<sub>4</sub>/g VS added, Davidsson et al. (2007) obtained a range between 300-400 mlCH<sub>4</sub>/g VS added and

Cecchi et al. (2003) obtained 401-489 mlCH<sub>4</sub>/g VS added. So that, the range is very similar in the literature and also in the present study.

### **3.4. Methane production expected**

As explained before, the methane production can be known when knowing the COD concentration. With the proportion used to perform the SSet experiments (11,15 ml of OFMSW/ 1 liter of WW), it is expected that OFMSW COD will increase the biogas production three times (from 80 to 240 ml approximately), as 11 ml of OFMSW will produce 162ml (calculated taking into account that the 63% is anaerobically biodegradable) and a liter of WW will produce 83 ml of CH<sub>4</sub> (with an anaerobic biodegradability of 55%).

## **4. Conclusions**

On the basis of the results obtained in the experimental work the following conclusions can be drawn:

- Due to the heterogeneity of the sample, an operational methodology has been developed to characterize the food waste to improve the quality of the obtained results. Certain problems were detected and solved in the first stage of the characterization through aeration, oil removal and a second grinding in the laboratory with a kitchen blender.
- OFMSW characterization values present a wide dispersion, which is reflected by the high standard deviation, mainly due to the variability of OFMSW samples.
- On average, it can be assumed that 90% of the particles have a size under 0.5 mm, so that, only 10% of the particles will be removed with the pretreatment of the sample before being fed in the pilot plant.
- Samples showed a medium-low value of the pH, which decreases due to the fermentation process that occurs at ambient temperature in the sample. pH decline happens because of the increase of VFA.
- Samples present a high content in solids, of which almost 100% are volatile solids, which indicates the low proportion of inert matter is found in the grinded OFMSW.
- COD concentration is much more higher ( $61570 \pm 14570$  mg COD/l) compared to the average concentrations of the wastewater which fed the pilot plant. Therefore, it is expected that this high organic load produce a substantial increase on biogas production.
- Sulfate concentration will determine the competition between sulfate-reducing bacteria (SRB) and methanogenic archaea (MA) for the available substrate (COD) in anaerobic processes. This competition depends on the COD/S-SO<sub>4</sub> ratio and has to be higher than two to ensure methanogenic activity. As the COD concentration is higher and sulfate concentration remains the same as the period treating only wastewater, this ratio will be higher when incorporating the residues. So that, there will be more methanogenic activity in the process, and this will result in an increase in the biogas production.



- The range of values compared to the wastewater is 10 times higher for the total phosphorous (20 times higher for the orthophosphate), so the addition of the OFMSW will probably enhance the phosphorous concentration, which normally is the limitant nutrient. Total nitrogen is two times higher than wastewater nitrogen but ammonia has a similar concentration.
- Settleable solids proportion is less than 20% of the total solids, so that, the major part of the particles, both dissolved and non-settleable, would reach the secondary treatment of a WWTP.
- BMP values are very similar to the literature, obtaining  $437 \pm 30$  ml CH<sub>4</sub> / g VS added and 63% of biodegradability.
- It is expected that the methane production will increase three times by the addition of the OFMSW to the wastewater treatment.

## 5. References

- APHA (2005). American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environmental Federation, Standard methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st edition, Washington DC, USA.
- Bernstad A., Davidsson Å., Tsai J., Persson E., Bissmont M., la Cour Jansen J. Tank-connected food waste disposer systems – Current status and potential improvements. *Waste Management* Volume 33, Issue 1, January 2013, Pages 193–203
- Bolzonella D., Innocenti L., Pavan P. Semi-dry thermophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: focusing on the start-up phase. *Bioresource Technology*. Volume 86, Issue 2, January 2003, Pages 123–129
- Cecchi F, Traverso P, Pavan P, Bolzonella D, Innocenti L. Characteristics of the OFMSW and behaviour of the anaerobic digestion process. In: Mata-Alvarez J, editor. *Biomethanisation of the organic fraction of municipal solid wastes*. London: IWA Publishing; 2003. p. 141–154 [chapter 6].
- Davidsson A, Gruvberger C, Christensen TH, Hansen TL, Jansen JIC. (2007) Methane yield in source-sorted organic fraction of municipal solid waste. *Waste Management*;27(3):406–14.
- Gimenez, J.B., Robles, A., Carretero, L., Duran, F., Ruano, M.V., Gatti, M.N., Ribes, J., Ferrer, J., Seco, A., 2011. Experimental study of the anaerobic urban wastewater treatment in a submerged hollow-fibre membrane bioreactor at pilot scale. *Bioresour. Technol.* 102, 8799–8806.
- Gonzales H.B., Takyu K., Sakashita H., Nakano Y., Nishijima W., Okada M. (2005) Biological solubilization and mineralization as novel approach for the pretreatment of food waste. *Chemosphere*; 58:57–63.
- Huang, Z., Ong, S.L., Ng, H.Y., 2011. Submerged anaerobic membrane bioreactors for low-strength wastewater treatment: Effect of HRT and SRT on treatment performance and membrane fouling. *Water Res.* 45, 705–713.
- Han, S.K., Shin, H.S., 2004. Biohydrogen production by anaerobic fermentation of food waste. *Int. J. Hydrogen Energy* 29, 569–577.
- Luostarinen S., Rintala J. (2006) Anaerobic on-site treatment of kitchen waste in combination with black water in UASB-septic tanks at low temperatures. *Bioresource Technology* 98 (2007) 1734–1740.
- Koster, I.W., Rinzema, A., De vegt, A.L., Lettinga, G., (1986). Sulfide inhibition of the methanogenic activity of granular sludge at various pH levels. *Water Research* 20, 1561-1567.

- Kujawa-Roeleveld K. y Zeeman G. (2006) Anaerobic treatment in decentralized and source-separation-based sanitation concept. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 5, 115-139.
- Kujawa-Roeleveld K., Elmitwalli T., Gaillard A., van Leeuwen M., Zeeman (2003) G. Co-digestion of concentrated black water and kitchen refuse in an accumulation system within the DESAR (decentralized sanitation and reuse) concept. *Water Science & Technology*. 48 (4), 121–128.
- Kumar P., Barrett D.M., Delwiche M.J., Stroeve P. (2009) Methods for pretreatment of lignocellulosic biomass for efficient hydrolysis and biofuel production. *Industrial & Engineering Chemistry Research*; 48(8):3713–29.
- Ma J., Duong T.H., Smits M., Verstraete W., Carballa M. (2011) Enhanced biomethanation of kitchen waste by different pre-treatments. *Bioresource Technology*; 102:592–9.
- Marañón E., Castrillón L., Quiroga C., Fernández-Nava Y., Gómez L., García M.M. (2012) Co-digestion of cattle manure with food waste and sludge to increase biogas production. *Waste Management*; 32(10):1821–5.
- Nah I.W., Kang Y.W., Hwang K-Y., Song W-K. (2000) Mechanical pretreatment of waste activated sludge for anaerobic digestion process. *Water Research*; 34:2362–8.
- Nayono S. E., Gallert C., Winter J. (2009) Foodwaste as a co-substrate in a fed-batch anaerobic biowaste digester for constant biogas supply. *Water Sci. Technol.* 59 (6), 1169-1178.
- Robles, A., Ruano, M.V., Ribes, J., Ferrer, J., 2012a. Performance of industrial hollow-fibre membranes in a submerged anaerobic MBR (HF-SAnMBR) system under mesophilic and psychrophilic conditions. *Separation and Purification Technology*.
- Shahriari H., Warith M., Hamoda M., Kennedy K. (2013) Evaluation of single vs. staged mesophilic anaerobic digestion of kitchen waste with and without micro- wave pretreatment. *Journal of Environmental Management*; 125:74–84.
- Vavouraki A.I., Angelis E.M., Kornaros M. (2013) Optimization of thermo-chemical hydrolysis of kitchen wastes. *Waste Management*; 33:740–5.
- Wendland C., Deegener S., Behrendt J., Toshev P. y Otterpohl R. (2006) Anaerobic digestion of blackwater from vacuum toilets and kitchen refuse in a continuous stirred tank reactor (CSTR). *Proceedings of the 7th Specialised Conference on Small Water and Wastewater Systems in Mexico, March 7-10.*
- Zhang R., El-Mashad H. M., Hartman K, Wang F., Liu G., Choate C., Gamble P. (2007) Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. *Bioresource Technology* 98 929–935.
- Zhang L., Lee Y., Deokjin Jahng D. (2011) Anaerobic co-digestion of food waste and piggery wastewater: Focusing on the role of trace element. *Bioresource Technology* 102 5048–5059.
- Zhang Y., Banks C.J., Heaven S. (2012) Anaerobic digestion of two biodegradable municipal waste streams. *J Environ Manage*, 104, pp. 166–174
- Zhang Z.L., Zhang L., Zhou Y.L., Chen J.C., Liang Y.M., Wei L. (2013) Pilot-scale operation of enhanced anaerobic digestion of nutrient-deficient municipal sludge by ultrasonic pretreatment and co-digestion of kitchen garbage. *Journal of Environmental Chemical Engineering*; 1:73–8.



Treatment of solid waste organic fraction jointly with  
urban wastewater with SAnMBR technology. Pilot plant  
experience

---



1.	Introduction .....	81
2.	Methods .....	83
2.1.	Pilot plant description .....	83
2.2.	OFMSW feeding procedure .....	84
2.3.	Operational conditions in the SAnMBR demonstration plant .....	84
2.4.	Analytical methods .....	86
3.	Results and discussion.....	87
3.1.	OFMSW co-digestion effect in organic loading rate (OLR).....	87
3.2.	OFMSW co-digestion effect in the reactor solids.....	88
3.3.	OFMSW co-digestion effect in nutrient content .....	89
3.4.	OFMSW co-digestion effect in effluent characteristics.....	91
3.5.	OFMSW co-digestion effect in methane production .....	91
4.	Conclusions .....	92
5.	References.....	93



# Treatment of solid waste organic fraction jointly urban wastewater with SANMBR technology: Pilot plant experience.

P. Moñino<sup>a</sup>, E. Jiménez<sup>b</sup>, J.B. Giménez<sup>b</sup>, R. Barat<sup>a</sup>, D. Aguado<sup>a</sup>, A. Seco<sup>c</sup>, J. Ferrer<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Institut Universitari d'Investigació d'Enginyeria de l'Aigua i Medi Ambient, IIAMA, Universitat Politècnica de València, Camí de Vera, s/n, 46022 València, Spain

<sup>b</sup> FCC Aqualia S.A., Avda. del Camino de Santiago, 40, Edificio 3, 4ª planta, 28050 Madrid, Spain

<sup>c</sup> Departament d'Enginyeria Química, Escola Tècnica Superior d'Enginyeria, Universitat de València, Doctor Moliner 50, 46100 Burjassot, València, Spain

## Abstract

In the present study, the aim is to study the feasibility of increasing the organic matter load of the wastewater by the incorporation of the organic fraction of the municipal solid waste (OFMSW) to be jointly treated in a wastewater treatment plant (WWTP) through anaerobic membrane technology. Four different periods were studied, changing parameters as the sludge retention time (SRT): 40, infinite, 70 and 70 days for periods 1 to 4, respectively and penetration factor (PF) was 40% in three first periods and 80% in the last period studied. TRH was fixed at 20 hours and temperature was set freely in summer and fixed at 28°C in the winter. Results in methane productions were 80,4, 121,1, 114,9 and 148,7 L CH<sub>4</sub> / kg eliminated COD (periods 1 to 4, respectively). Concerning the SRT, the higher the SRT, the higher the methane production, but a limit in the production was observed because the production between 70 days and infinite SRT were similar while the accumulation in the system was the double for infinite SRT. Concerning the PF, a 23% increment in methane production was found when doubling the PF from 40 to 80%.

## 1. Introduction

A target for European Union countries is to decrease the quantity of organic waste going to landfill sites to 75% by 2006, to 50% by 2009 and to 35% by 2016 of the total amount of biodegradable municipal waste produced in 1995 in each Member State (1999/31/CE Directive). A treatment option is the joint biomethanization of wastewater and the organic fraction of the municipal solid waste (OFMSW) which has several advantages as pointed out by Kujawa-Roeleveld and Zeeman ( 2006). The joint treatment of wastewater and OFMSW generated in houses leads to the benefit of the blend synergies, making up for



the deficiencies of the substrates separately. In this case, the affluent will be rich in organic matter, increasing at the same time, the methane production in the system.

Anaerobic wastewater treatments present several advantages over conventional aerobic systems: (1) low sludge production (2) pathogens reduction (3) low energy demand (4) energy recovery from the organic matter content in wastewater. Organic matter is converted into biogas, which can be used as energy resource (5) the possibility of nutrient recovery from wastewater, which could be reused for agricultural purposes (6) high capacity to treat slowly degradable substrates mainly at high concentrations, but also at low/medium concentrations (7) reduction of odours in closed-air configurations (Robles, 2013). However, the main challenge of anaerobic biotechnology is to develop treatment systems that prevent biomass loss and enable high sludge retention times (SRT) in order to offset the low growth rates of anaerobic biomass at ambient temperatures (Lin et al., 2010). Membrane technology applied to wastewater treatment by the so-called membrane bioreactors (MBR) is a promising alternative to obtain high biomass and COD concentrations by decoupling both hydraulic retention time (HRT) and solids retention time (SRT). The complete retention of the microorganisms inside the MBR system allows high SRT to be obtained with reduced working volumes. In recent years, submerged MBR technology has been reported as a successful application for anaerobic wastewater treatment (Huang et al., 2011).

The aim of this work is to study the feasibility of increasing the organic matter load of the wastewater by the incorporation of the organic fraction of the municipal solid waste (OFMSW) to be jointly treated in a wastewater treatment plant (WWTP) through anaerobic membrane technology.

It can be found in the literature different studies of food waste codigestion with WWTP sludge (Iacovidou, 2012), with another organic wastes (Nayono, 2009) and with manure or other residues generated in farms (Zhang, 2011). However, there are few studies in literature treating the food waste as a wastewater. Main precedents of this research can be found in Kujawa-Roeleveld et al. (2003, 2005 y 2006), Wendland (2006), Luostarinen (2007) and Rajagopal (2012). In this studies the operation is performed at lab-scale; while in this study a continuous operation in pilot plant-scale is carried out, treating a real wastewater coming from a WWTP and OFMSW collected from a restaurant, with a high variability factor, which introduces complexity to the research.

## 2. Methods

### 2.1. Pilot plant description

Figure 1 shows the flow diagram of the pilot plant. The pilot plant is fed with the effluent of the Carraixet WWTP pre-treatment (screening, degritter, and grease removal). After further pre-treatment in a rotofilter (RF) of 0.5 mm screen size and homogenization in the regulation tank (RT), the wastewater is pumped to the anaerobic reactor (AnR). The pilot plant mainly consists of an anaerobic reactor of 1.3 m<sup>3</sup> total volume (0.4 m<sup>3</sup> head-space volume) connected to two membrane tanks (MT) of 0.8 m<sup>3</sup> total volume each (0.2 m<sup>3</sup> head-space volume). Each membrane tank includes one industrial hollow-fiber ultrafiltration membrane module (PURON® Koch Membrane Systems (PUR-PSH31), 0.05 µm pore size). In order to improve the stirring conditions of the anaerobic reactor and to favour the stripping of the produced gases from the liquid phase, a fraction of the produced biogas is recycled to this reactor (P2). The sludge is continuously recycled through the external membrane tanks (MT) where the effluent is obtained by vacuum filtration and stored in a Clean-in-Place (CIP) tank. Another fraction of the produced biogas is also recycled to the membrane tanks from the bottom of each fiber bundle with the purpose of minimizing the cake layer formation. In order to control the solids retention time (SRT) in the system, a fraction of the sludge is intermittently extracted from the anaerobic reactor throughout the day. Process temperature can be controlled when necessary as the anaerobic reactor is jacketed and connected to a water heating/cooling system.

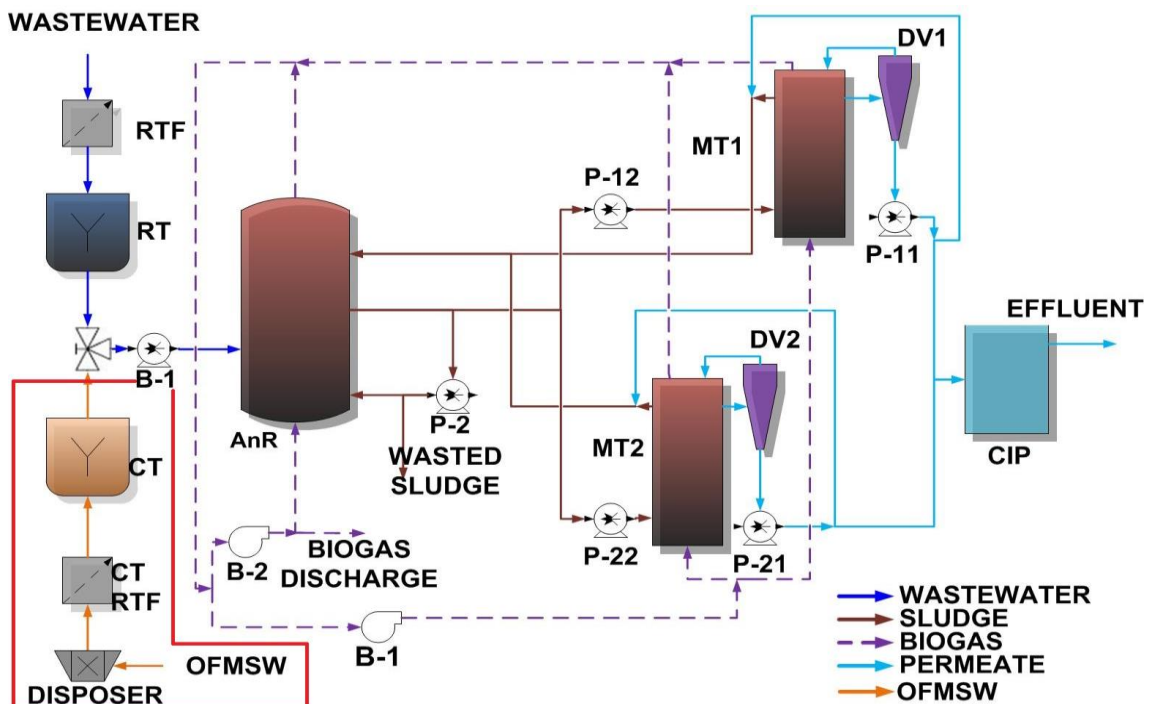


Figure 1. Flow diagram of the SANMBR pilot plant. Required modifications for the OFMSW incorporation are marked in red.

For further details of this SAnMBR demonstration plant see Giménez et al. (2011) and Robles et al. (2012a).

## **2.2. OFMSW feeding procedure**

For the incorporation of the OFMSW to the wastewater pilot plant is necessary to obtain a wet OFMSW stream, with the consequent installation of a food waste disposer. Fitted under the sink, disposers effortlessly grind food waste into tiny particles, which are easily flushed away down the standard kitchen drain to enter the local waste treatment system. An experimental assembly has been developed to simulate the grinding system of the MSW in a household kitchen. The assembly consists on a structure with a kitchen sink and an InSinkErator Evolution 100 food waste disposer located under the sink. The assembly has been installed in the Carraixet WWTP (Alboraya, Valencia) next to the SAnMBR pilot plant.

Since the wastewater influent of the SAnMBR pilot plant is prefiltered through a sieve of size 0.5 mm space screen, with the aim of protecting the membranes, it was decided that the OFMSW would also be pretreated by this size. For that reason, the same rotofilter model was installed to sieve the OFMSW through a 0.5 mm space screen sieve. Once sieved, the OFMSW is fed into a homogenization tank called co-substrate tank (CT), equipped with a stirrer for homogenization of the sample and membrane diffusers for aeration and removal of fats and oils, which would have reduced the efficiency of the membranes in the SAnMBR pilot plant. CT has a useful capacity of 203 litres, which allows the continuous incorporation of OFMSW in order to maintain the penetration factor (PF) fixed in each period. A control system has been designed which distributes the total volume along the specified time period, feeding a percentage of this volume. Thus, a gradual incorporation of the OFMSW is performed throughout the established period (from 50 to 65 litres a day divided in five or six times per day depending on the OFMSW quantity fed in the CT). Feeding system is regulated with a three-way valve which joins both tanks (RT and CT) with the AnR in order to feed wastewater from the RT or the mix of OFMSW and wastewater from the CT. Figure 2 shows the SAnmBR pilot plant flow chart after the incorporation of the elements mentioned before (disposer, CT rotofilter and CT tank), necessary for the OFMSW treatment joined with the wastewater.

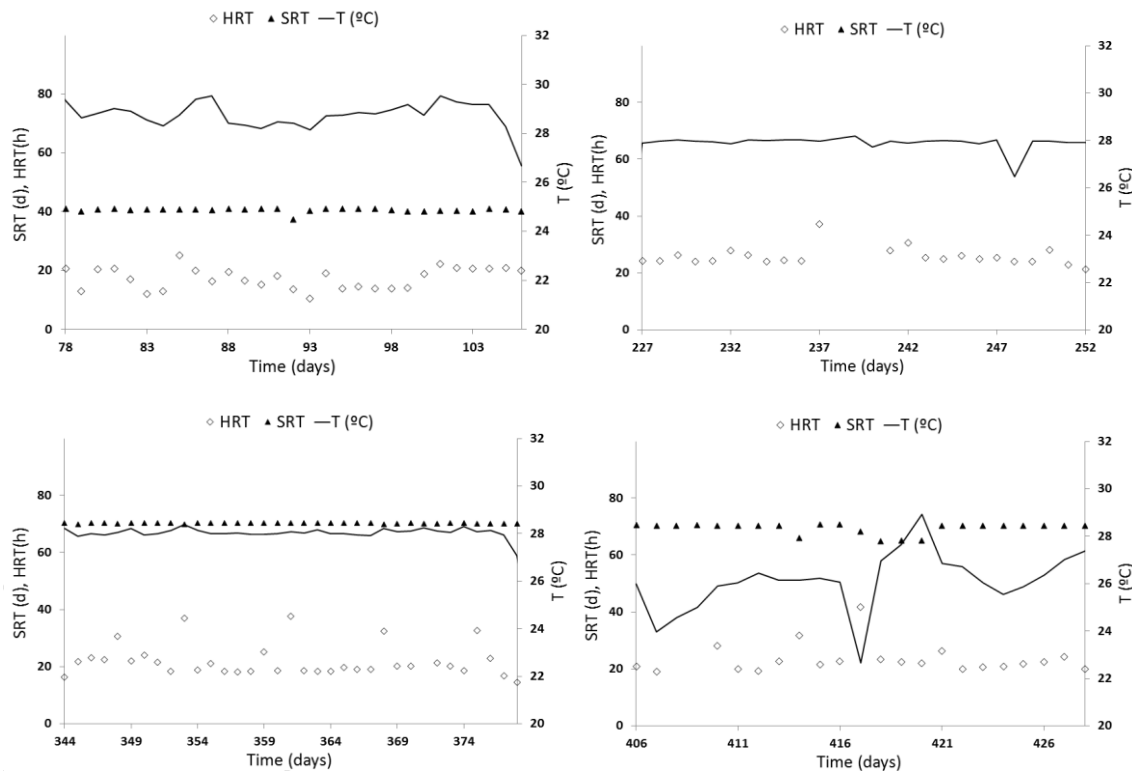
## **2.3. Operational conditions in the SAnMBR demonstration plant**

The pilot plant experience had a duration of 438 days, four different experiments have been performed, as described in Table 1 and also shown in Figure 2. The results shown correspond to the stationary states achieved in each different period; criteria followed to consider a

stationary period were solids accumulation and methane production stability and the compliance of the mass balance.

	SRT (d)	T (°C)	HRT (h)	PF (%)
Period 1	41±9	28±1	18±4	40
Period 2	∞	28 ±0	26 ±3	40
Period 3	70±11	28±1	22±6	40
Period 4	69±6	27±1	24±6	80

**Table 1. Operational conditions in SAnMBR pilot plant in the four periods performed.**



**Figure 2. SAnMBR pilot plant operational conditions. Top left = Period 1 (day 78 to 106); Top right = Period 2 (day 227 to 252); Bottom left = Period 3 (day 344 to 378); Bottom right = Period 4 (day 406 to 438).**

Since during the period prior to OFMSW joint treatment, the pilot plant was operated at a sludge retention time (SRT) of 40 days, this SRT value was selected for Period 1 (P1). In Period 2 (P2), it was decided to operate at an infinite SRT when a fault in the sludge discharge was detected, in order to see how the system evolved without the effect of purging. Then a SRT of 70 days was operated in Periods 3 (P3) and 4 (P4). HRT was set at 20 hours, in the entire research.

Operation temperature was set freely from the start of the incorporation of the OFMSW (mid-May, 2013) until October 2013, when a temperature fall was observed with the onset of winter. Therefore, it was decided to control the temperature in order to eliminate its influence on the biological process.

Operation temperature was set at 28°C, as this value corresponds to the average temperature registered in P1.

For the OFMSW incorporation, an operational parameter was defined, called “penetration factor” (PF). This factor is defined as the population percentage that has a kitchen disposer, thereby, the OFMSW treatment flow is established. In the present study PF was set at 40% for P1, P2 and P3, considering the fact that most of the households lacked the necessary equipment to add the OFMSW to the sewage network. Then, it was decided to double the PF in P4, maintaining the rest of the operational conditions, to see how the increment of the OFMSW load could affect to the system.

For the determination of the OFMSW flow, it was considered that an inhabitant equivalent (IE) generate 175 litres of wastewater and 0,63 kg of OFMSW per day. For instance, if the flow rate of the pilot plant is 2000 l/day, which corresponds to 11,4 IE, the introduction of OFMSW correspond to 4,6 IE (40% of 11,4 IE), which corresponds to 2,9 kg / d ( $4,6 \text{ IE} \cdot 0,63 \text{ kg} / \text{IE} / \text{day}$ ). After grinding, an average flow of 2,4 l / IE / d of OFMSW is obtained (Moñino et al., submitted), which after passing through the rotofilter is reduced to approximately 50% (1,2 L / IE / d of OFMSW ground and sieved ), which is 5,52 l / d ( $1,2 \text{ l} / \text{IE} / \text{d} \cdot 4,6 \text{ hab}$ ). This final rate will be the rate of OFMSW treated in the SAnMBR pilot plant.

#### ***Start up of the co-digestion***

To progressively adapt the bacterial population to the new substrate, , the substrate was stepwise introduced during the first weeks of the OFMSW co-digestion, starting by introducing the proportional amount to one IE per day in the first week and 3 IE per day second week. As no VFA accumulation was observed (and VFA at the effluent was zero), the criteria of 40% of penetration factor was followed for the beginning of Period 1 of the research.

## **2.4. Analytical methods**

pH was measured using a portable pH meter (WTW pH315i). Total (TS) and volatile (VS) solids were analyzed according to the Standard Methods: 2540- B, D (APHA, 2005) respectively. Total chemical oxygen demand (COD<sub>t</sub>) measurements were made using potentiometric method (Metrohm 702 SM Titrino) according to Standard Methods: 5220-B. Sulfate, sulfide, total phosphorous, orthophosphate (PO<sub>4</sub>-P) and ammonium (NH<sub>4</sub>-N) were determined using colorimetric method (Lachat Quikchem800) according to Standard Methods (APHA, 2005). The carbonate alkalinity and VFA concentration were determined by titration according to the method proposed by WRC (1992). Total Nitrogen was measured using colorimetric method (Kit Merck: ISO 11905-1) and a spectrophotometer (Spectroquant VEGA 400, MERCK). These lab determinations were performed twice a week, concurring with the feeding of the CT; the rest of the week, VFA and solids were determined in order to follow the process.

### 3. Results and discussion

#### 3.1. OFMSW co-digestion effect in organic loading rate (OLR)

In Figure 3, the organic loading rate (OLR) of wastewater (WW) and the OLR of the mix of WW and OFMSW is shown, and the increment of OLR due to the OFMSW addition is also represented. Noticeable variability can be observed in WW OLR and OFMSW+WW OLR, due to different reasons:

- 1) Real WW fluctuations and WWTP operation involves variation on the concentration: peak loads during sludge recirculation, low-loads due to rainy periods,...
- (2) The composition of the food waste collected varies considerably exhibiting the COD concentration a high standard deviation (average:  $59400 \pm 14000$  ppm; min: 44100; max: 78200 ppm) (Moñino et al., submitted)
- (3) Changes in water necessities for grinding depending on the type of food: soft foods like pasta and rice required less water for grinding, generating a viscous mass making it difficult the sieving process. As a result of this fact, the volume of OFMSW is smaller than the average, decreasing the OLR increment due to the OFMSW co-digestion.

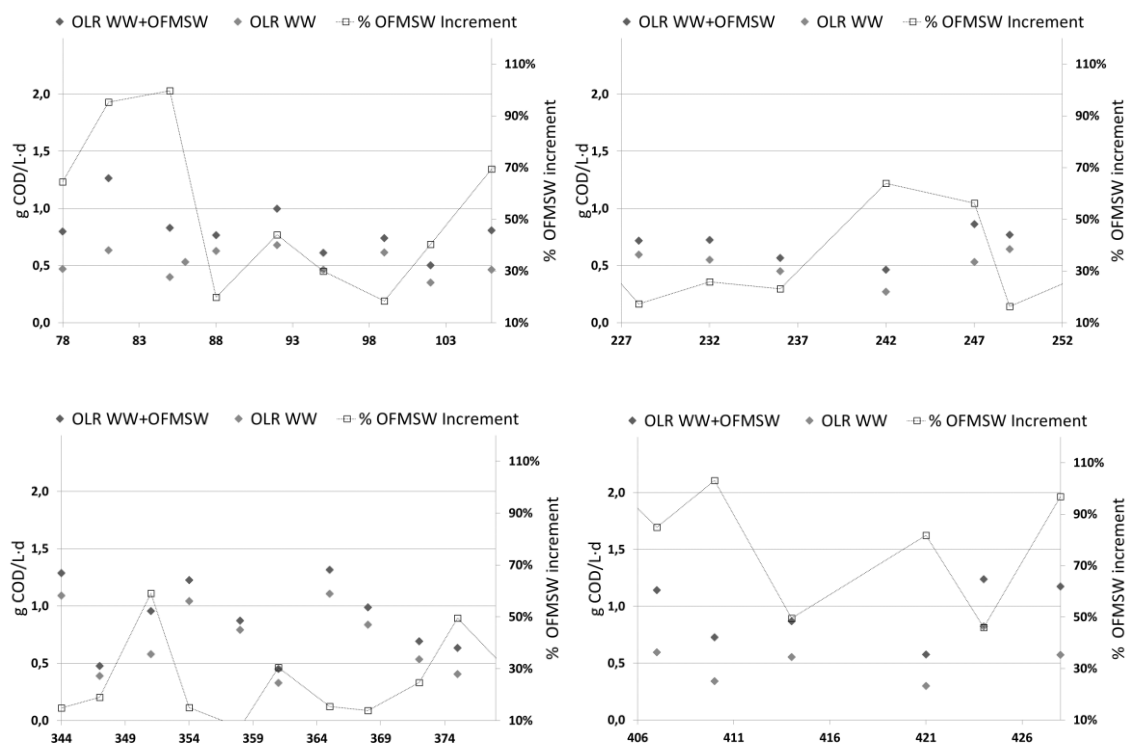


Figure 3. OLR fed in the SANMBR pilot plant and increment due to the OFMSW co-digestion. Top left = Period 1 (day 78 to 106); Top right = Period 2 (day 227 to 252); Bottom left = Period 3 (day 344 to 378); Bottom right = Period 4 (day 406 to 438).

The wastewater influent fed in the SAnMBR pilot plant is characterized for a high sulfate concentration ( $105\pm 13$  mg S/L) (Giménez, 2011). So that, the competition between Methanogenic Archaea (MA) and Sulfate Reducing Bacteria (SRB) for the available substrate affects in the methane production. Moreover, the presence of SRB can lead to several problems that must be solved, such as odour and corrosion problems, inhibition of MA, and decrease of the amount and quality of the biogas produced (Giménez et al., 2011). In Table 2, the available OLR for MA, and the percentage provided by WW and OFMSW is shown. It is remarkable that the OLR of the wastewater in Period 3 is much higher than in Period 4, this leads to an additional difficulty in the comparison between the two periods, as despite having doubled the contribution of OFMSW (from 0.23 to 0.44 g COD /L/d on average) the total load available for methanogenic archaea is similar (P3: 0,786 g COD /L/d; P4: 0,794 g COD /L/d).

	OLR WW+OFMSW	OLR WW	%	OLR OFMSW	%
P1	0,643	0,384	60	0,259	40
P2	0,479	0,290	61	0,189	39
P3	0,786	0,554	70	0,232	30
P4	0,794	0,350	44	0,444	56

**Table 2. MA available OLR fed in SAnMBR pilot plant in the four periods performed (g COD /L/d).**

### 3.2. OFMSW co-digestion effect in the reactor solids

Figure 4 shows the solids concentration evolution in the reactors during the whole research, stationary periods are marked. Average results of total and volatile solids concentration are shown in Table 3, besides volatile solids percentage and sludge production.

In P1, an increment in the solids concentration due to the OFMSW co-digestion was not observed, solids remain rather stable with a concentration around 16 and 11 g/L for TS and VS, respectively. After that period, solids begin to accumulate. As it was thought that the reason of this accumulation was the decrease of the temperature with the onset of the winter, temperature was controlled at 28°C. Even that, it was found that solids continue to accumulate, and a fault in the discharge valve was detected. In order to get profit of this operation failure, it was decided to continue the operation until the stationary period at an “infinite” SRT and study the evolution of the biological system. TS concentration arrived until 29 g/l in P2, with the same percentage of VS than P1. After that, P3 operation parameters were set with the result of a clear decrease in solids concentration until the stationary period at 70 days of SRT.

It was expected TS concentration in P3 would be higher than P1, as the higher the SRT, the lower the volume of sludge discharge, with the subsequent solid accumulation in the system. However, TS concentration in P3 is slightly lower than in P1, due to different factors:

- (1) Period 1 coincides with August 2013. Previous studies (Giménez, 2014) demonstrated that Carraixet WWTP influent characteristics in this month have less biodegradability, as the inert component acquires a major importance in the wastewater influent.
- (2) When increasing the SRT from 40 to 70 days, the sludge remains in the system a longer time. Hence, the particulate fraction of the organic matter is available for a longer time in the system, thereby enabling a higher level of hydrolysis.
- (3) Sludge methanogenic activity (SMA) increased from 10 in P1 to 50 ml CH<sub>4</sub>/g VS/day in P3 and P4, meaning that the bacteria population has been adapted to the substrate and are able to produce a higher amount of methane, so that, the accumulation in the system decreases.

As shown in Table 3, the TS and VS concentration is even lower in P4, because the biodegradability of the OFMSW is higher than the WW, hence, when doubling OFMSW load (although the total OLR result to be very similar, see section 3.1) the total biodegradability increase resulting in a lower solids concentration, that benefits methane production.

	TS reactor (mg/L)	VS reactor (mg/L)	%VS	Sludge production (kg VS/Kg removed COD)
P1	16254	11215	69	0,316
P2	28943	19788	68	0,000
P3	15484	10873	70	0,179
P4	14373	9997	70	0,142

**Table 3. Total and volatile solids concentration and sludge production in the four periods performed.**

Sludge production decreased from P1 to P3, and also from P3 to P4 (Table 3). The sludge production is inversely related to methane production. A lower sludge production indicates a higher stability in the sludge, the higher the SRT, the higher organic matter mineralization level will be reached, and thus also reducing the sludge management costs.

### **3.3. OFMSW co-digestion effect in nutrient content**

No effect was found in nitrogen and phosphorous concentration due to the OFMSW addition, as the concentration, both in the influent and the effluent, did not make any change in comparison with the period prior to co-digestion. Concerning the sulfate, there was also no change in its concentration but it is remarkable the fact that, with the augmentation of the organic load, the COD/SO<sub>4</sub>-S ratio increases. Hence, the available COD concentration for MA is higher, and subsequently, the methane production is expected to be also higher as the competition between SRB and MA is lower. COD/SO<sub>4</sub>-S ratio was 7,69; 6,93; 6,99 and 7,97 for P1, P2, P3 and P4 respectively.



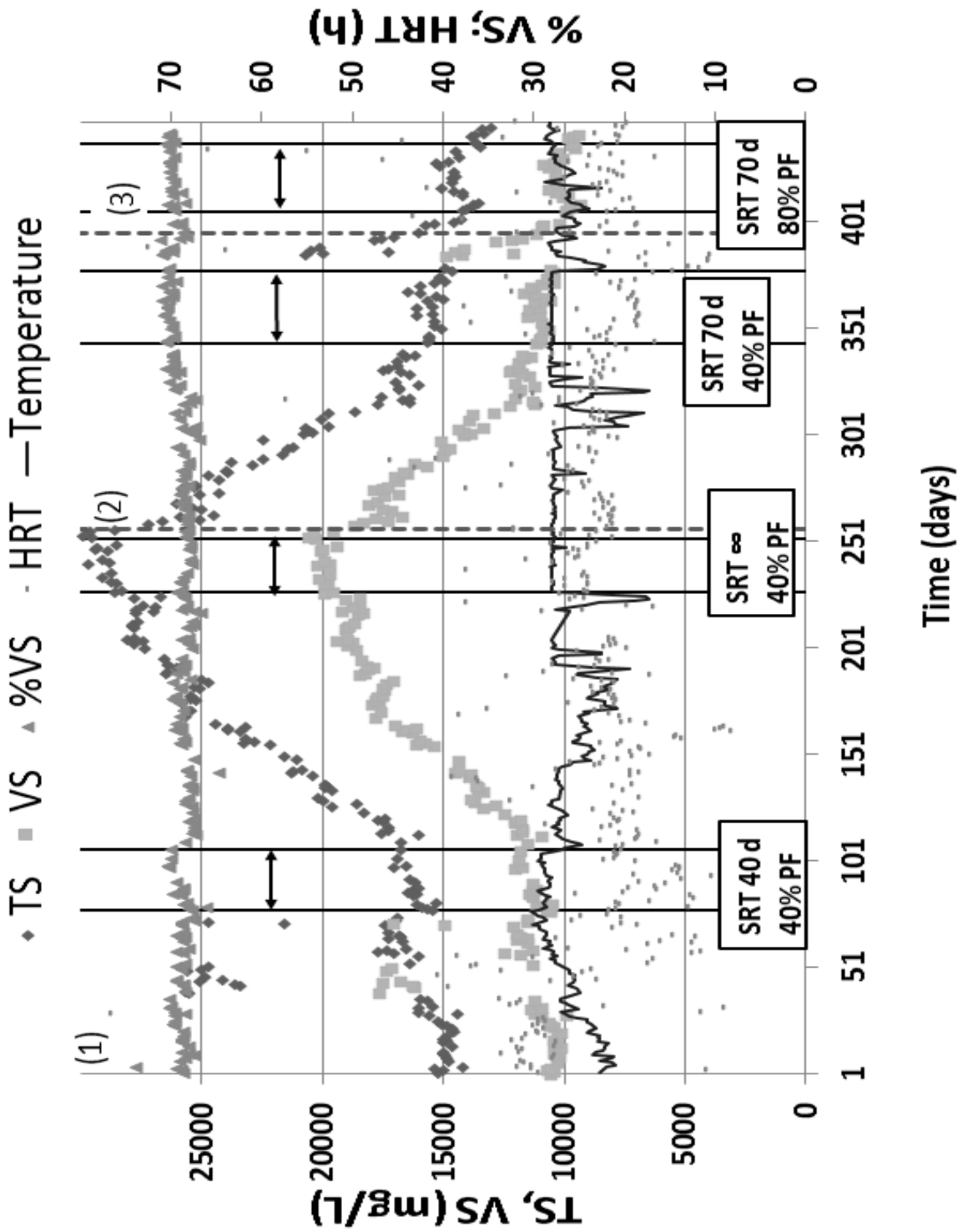


Figure 4. Solids evolution during the co-digestion research. Stationary periods are marked with its characteristic operation parameters. Changes in operation conditions: (1) Start of 40% PF; (2) Start of 70 days SRT; (3) Start of 80% PF

### 3.4. OFMSW co-digestion effect in effluent characteristics

Despite the increase of the organic load coming from OFMSW addition, results showed that the effluent of the SAnMBR pilot plant complied with the dumping limits, which corresponds to 125 mg COD /L, with a organic matter elimination not lower than 90% in the four periods.

### 3.5. OFMSW co-digestion effect in methane production

In Table 4 the methane production of the four periods is shown: (1) the volume of methane in liters which was obtained as gas, on average; (2) the total volume: the sum of methane in the biogas and the methane which is dissolved in the effluent. The methane dissolved in the effluent represents the volume of gas remaining adsorbed on the treated water which is obtained by Henry's law. Further details can be found in Giménez (2012). (3) The percentage of methane contained in the biogas. (4) As the organic load of the influent is characterized by a high variability, the methane production is also presented in liter per kg of COD in the influent and liter per kg of COD that has been removed.

In order to compare with the period prior to the co-digestion, these parameters have also been calculated for the month before of the start of the study (in which the pilot plant was operated at 40 days of TRC, 24,7°C and 30 hours of TRH).

	CH <sub>4</sub> volume in biogas (L/d)	CH <sub>4</sub> total volume (L/d)	% CH <sub>4</sub> in biogas	Total CH <sub>4</sub> L/kg influent COD	Total CH <sub>4</sub> L /kg removed COD
P0*	19,4	48,3	43,5	49,2	51,2
P1	76,0	118,1	47,9	76,4	80,4
P2	129,9	165,9	67,5	116,5	121,1
P3	145,7	194,0	72,9	110,7	114,9
P4	194,3	239,6	74,7	144,0	148,7

**Table 4. Methane production observed in the four periods performed. (P0\*: Prior to OFMSW addition)**

As expected, the production during the co-digestion is noticeable higher than the production operating only with wastewater. In P1, a 57% more production methane was achieved; 137% for P2; 124% for P3 and 190% for P4. When comparing SRT, it is expected that as the SRT is higher, the production increases, that is because the substrate is retained in the system for a longer time so the hydrolysis is promoted, (limiting stage in anaerobic process). Results showed that there was a 5% of difference between P2 and P3 and 51% and 43% comparing P1 with P2 and P3, respectively. Hence, the difference between 40 and 70 days of SRT affects in methane production, but there is a limit of production because the production between 70 days and infinite SRT is very similar.

When doubling the PF, the increase in methane production was 29% (P3 vs.P4). This increment was lower than the expected due to the underlying impact of wastewater organic load (WW OLR is higher in P3 than P4, see section 3.1), making the total ORL similar in both periods. Thus, the observed increase is due to the biodegradability of the influent, which increases as the OFMSW proportion is higher, leading higher methane production and lower solids concentration in the reactor.

Methane content in biogas has increased significantly, from 43,5 to 74,7% (P0 vs P4) mainly because of the increment in COD/SO<sub>4</sub>-S ratio, increasing the substrate availability for methanogenic archaea, as the SRB have the same concentration of sulfates in the influent (see section 3.3). As a result, methane production is higher, while the rest of the gases remained the same, increasing its proportion in biogas.

#### **4. Conclusions**

The results obtained in this study demonstrated that the OFMSW co-digestion jointly with urban wastewater in anaerobic conditions is a good alternative, in order to reduce OFMSW amount as 1999/31/CE Directive states, with the waste valorisation as methane.

When increasing SRT, methane production increased (from 80,4 to 114,9 in P1 and P3, respectively) and sludge production decreases (from 0,316 to 0,179 kg VS/ kg removed COD). It was expected TS concentration in P3 would be higher than P1, as the higher the SRT, the lower the volume of sludge discharge, with the subsequent solid accumulation in the system. However, TS concentration in P3 is slightly lower than in P1, due to different factors as: (1) the increment in the inert component in P1, (2) the sludge remains in the system a longer time in P3. Hence, the particulate fraction of the organic matter is available for a longer time in the system, thereby enabling a higher level of hydrolysis (3) Sludge methanogenic activity (SMA) increased.

A limit of biogas production has been observed when increasing the SRT. The production between 70 days and infinite SRT was very similar (114,9 vs 121,1, for P2 and P3, respectively) , while solids concentration at infinite SRT were 29 g/L, while at 70 days SRT they were 15 g/L, half the accumulation and almost the same methane production.

OFMSW biodegradability is higher than the WW biodegradability, hence, increase the OFMSW contribution to the total organic load increases the biodegradability of the whole, allowing a major degradation of solids and a higher biogas production. The increase in methane production was 29% (P3 vs.P4). This increment was lower than the expected due to the underlying impact of wastewater organic load (WW OLR is higher in P3 than P4, see section 3.1)

Methane content in biogas increased significantly, from 43,5 to 74,7% (P0 vs P4) mainly because of the increment in COD/SO<sub>4</sub>-S ratio, increasing the substrate availability for methanogenic archaea, as the SRB have the same concentration of sulfates in the influent.

There was no effect in nutrient concentration in the effluent due to the OFMSW, furthermore, the COD in the effluent was under the effluent discharge limits (125 mg/L) during the entire research.

## 5. References

- APHA (2005). American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environmental Federation, Standard methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st edition, Washington DC, USA.
- Giménez, J.B., Robles, A., Carretero, L., Durán, F., Ruano, M.V., Gatti, M.N., Ribes, J., Ferrer, J., Seco, A., 2011. Experimental study of the anaerobic urban wastewater treatment in a submerged hollow-fibre membrane bioreactor at pilot scale. *Bioresource Technology* 102, 8799 – 8806.
- Giménez J.B., Martí N., Ferrer J., Seco A. (2012) Methane recovery efficiency in a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAnMBR) treating sulphate-rich urban wastewater: Evaluation of methane losses with the effluent. *Bioresource Technology* 118,67–72
- Giménez García, Juan Bautista. Estudio del tratamiento anaerobio de aguas residuales urbanas en biorreactores de membranas. Tesis doctoral. Universitat de València. Departament d'Enginyeria Química. 2014
- Huang, Z., Ong, S.L., Ng, H.Y., 2011. Submerged anaerobic membrane bioreactors for low-strength wastewater treatment: Effect of HRT and SRT on treatment performance and membrane fouling. *Water Res.* 45, 705-713.
- Iacovidou E., Ohandja D., Voulvoulis N., (2012) Food waste co-digestion with sewage sludge - Realising its potential in the UK. *Journal of Environmental Management* 112 267-274.
- Kujawa-Roeleveld K., Elmitwalli T., Gaillard A., van Leeuwen M., Zeeman (2003) G. Co-digestion of concentrated black water and kitchen refuse in an accumulation system within the DESAR (decentralized sanitation and reuse) concept. *Water Science & Technology.* 48 (4), 121–128.
- Kujawa-Roeleveld, K., Fernandes, T., Wiryawan, Y., Tawfik, A., Visser, M., Zeeman, G. (2005) Performance of UASB septic tank for treatment of concentrated black water within DESAR concept. *Water Science & Technology.* 52 (1–2), 307–313.
- Kujawa-Roeleveld K., Elmitwalli T. y Zeeman G. (2006) Enhanced primary treatment of concentrated black water and kitchen residues within DESAR concept using two types of anaerobic digesters. *Water Science & Technology* Vol 53 No 9 pp 159–168.
- Lin, H.J., Xie, K., Mahendran, B., Bagley, D.M., Leung, K.T., Liss, S.N., Liao, B.Q., 2010. Factors affecting sludge cake formation in a submerged anaerobic membrane bioreactor. *J. Membr. Sci.* 36, 126–134.
- Luostarinen S., Rintala J. (2007) Anaerobic on-site treatment of kitchen waste in combination with black water in UASB-septic tanks at low temperatures. *Bioresource Technology* 98 1734–1740.

- Moñino P., Jiménez E., Barat R., Aguado D., Seco A., Ferrer J. Treatment of solid waste organic fraction jointly with urban wastewater with SAnMBR technology. Physical, chemical and biological characterization of the influent (submitted)
- Nayono SE., Gallert C., Winter J. (2009) Foodwaste as a co-substrate in a fed-batch anaerobic biowaste digester for constant biogas supply. *Water Sci. Technol.* 59 (6), 1169-1178.
- Rajagopal R., Lim J.W., Mao Y., (2012) Anaerobic co-digestion of source segregated brown water (feces-without-urine) and food waste: For Singapore context. *Science of the Total Environment* 443 (2013) 877–886
- Robles, A., Ruano, M.V., Ribes, J., Ferrer, J., 2012a. Performance of industrial hollow-fibre membranes in a submerged anaerobic MBR (HF-SAnMBR) system under mesophilic and psychrophilic conditions. *Separation and Purification Technology*.
- Robles Martínez, Ángel. Modelling, simulation and control of the filtration process in a submerged anaerobic membrane bioreactor treating urban wastewater. Ph. D. Thesis. Universitat Politècnica de València. Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. 2013
- Wendland C., Deegener S., Behrendt J., Toshev P. y Otterpohl R. (2006) Anaerobic digestion of blackwater from vacuum toilets and kitchen refuse in a continuous stirred tank reactor (CSTR). *Proceedings of the 7th Specialised Conference on Small Water and Wastewater Systems in Mexico*, March 7-10.

Conclusiones generales

---

Las conclusiones obtenidas del presente trabajo, en el cual se estudia experimentalmente la viabilidad de incrementar el contenido orgánico del agua residual urbana incorporando la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, para su tratamiento a temperatura ambiente en una EDAR mediante la tecnología de membranas anaerobias son las siguientes:

- ***Respecto a la caracterización de la FORSU***

Los resultados revelaron que el tamaño de partícula de la FORSU tras el pretratamiento llevado a cabo estaba por debajo de 0,5 mm en el 90% de sus partículas. Puesto que previo a la alimentación de la FORSU a la planta piloto se le hará pasar a través de un tamiz de 0,5 mm de tamaño de paso, sólo el 10% de las partículas se eliminarán en el pretratamiento de la muestra. Los valores obtenidos en la caracterización de la FORSU presentan una gran dispersión, que se refleja con una alta desviación estándar, debido principalmente a la variabilidad en la composición de las muestras. Destaca la alta concentración de DQO comparada con las concentraciones promedio de ARU que alimentan la planta piloto. Por tanto, se espera que esta alta carga orgánica produzca un sustancial aumento en la producción de metano.

El agua influente de la EDAR de Carraixet se caracteriza por ser rica en sulfato, de forma que en el sistema anaerobio tendrá lugar una competición entre las bacterias sulfato-reductoras (SRB) y las arqueas metanogénicas (AM) por el sustrato disponible (DQO). Al aumentar la concentración de DQO con la co-digestión de la FORSU, el ratio  $DQO/SO_4-S$  aumentará, con el incremento de la actividad metanogénica, que resultará en una mayor producción de biogás.

Se llevaron a cabo además, ensayos de potencial bioquímico de metano (BMP), para conocer la biodegradabilidad anaerobia de la FORSU, que resultó ser del 63%, en promedio. Tras los resultados de la caracterización, se espera que la adición de la FORSU al sistema SAnMBR se traduzca en un incremento de metano de tres veces con respecto a la producción sólo con agua residual.

- ***Respecto a la experimentación en planta piloto***

Al incrementar el TRC, la producción de metano aumentó (de 80,4 a 114,9 en P1 y P3 respectivamente) y la producción de fangos disminuyó (de 0,316 a 0,179 kg SV/ kg DQO eliminada). Se esperaba que la concentración de ST fuera mayor en el periodo 3 que en el periodo 1, ya que, a mayor TRC, menor volumen de purga, con la consiguiente acumulación de sólidos en el sistema. Sin embargo, la concentración de ST en el periodo 3 es ligeramente menor que en el P1 debido a diferentes factores: (1) el incremento de la componente inerte en P1 (2) la mayor permanencia del fango al aumentar el TRC, permitiendo una mayor hidrólisis y que se puedan degradar compuestos orgánicos lentamente biodegradables, (3) el aumento de la biodegradabilidad del sustrato y de la actividad del fango.

Se ha observado un límite de la producción de biogás con el aumento del TRC, puesto que la producción entre TRC de 70 días y TRC infinito era muy similar (114,9 vs 121,1, para P2 y P3, respectivamente), mientras que la concentración de sólidos a era 29 g / L, mientras que a los 70 días era de 15 g / L, la mitad de la acumulación y casi la misma producción de metano.

Al doblar el factor de penetración, se observó un incremento de la producción de metano del 29%, puesto que la biodegradabilidad del influente aumenta, también lo hace la producción de metano, con la consiguiente reducción de la concentración de sólidos en el reactor.

El porcentaje de recuperación de metano como biogás aumentó de 43,5 a casi un 75%, principalmente a causa del incremento del ratio DQO/ SO<sub>4</sub>-S, que hace que aumente la disponibilidad del sustrato para las metanogénicas, ya que las bacterias sulfato reductoras reciben la misma concentración de sulfatos que en el periodo anterior a la co-digestión.



No se observaron efectos en las concentraciones de nutrientes y DQO a la salida del sistema con respecto al periodo anterior a la co-digestión, cumpliendo la DQO con los límites de vertido durante todo el estudio.

Los resultados obtenidos en el estudio demostraron que la co-digestión de FORSU y agua residual urbana mediante un proceso anaerobio es una buena alternativa para reducir la cantidad de residuos orgánicos, tal y como exige la Directiva 1999/31/CE, con su transposición nacional en el RD 1481/2001, valorizando el residuo como metano.

