

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ
Y
UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS



**MASTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS**

PROYECTO DE FIN DE MASTER

**ANÁLISIS DEL CONSUMO ENERGÉTICO DE UNA
EDAR:
AUTOABASTECIMIENTO ENERGÉTICO**

**AUTORA:
Laura Delgado Montero**

**DIRECTOR:
Dr. Eloy García (UAH)**

Alcalá de Henares, 25 de Mayo de 2012

D. Eloy García Calvo, Catedrático de Ingeniería Química, como tutor del **proyecto de fin de master titulado: “Análisis del consumo energético de una EDAR: Autoabastecimiento energético”**, doy mi **Visto Bueno** a la presentación y la lectura de la memoria del proyecto en la convocatoria de Mayo de 2012

Fdo.: Eloy García Calvo

ÍNDICE

1.	RESUMEN	7
2.	INTRODUCCIÓN.....	8
3.	OBJETIVOS.....	9
4.	CONSUMO ENERGÉTICO EN UNA DEPURADORA.....	10
5.	DIGESTIÓN ANAEROBIA	12
5.1.	Estabilidad de la digestión anaerobia.....	14
5.2.	Producción de biogás	16
5.3.	Aprovechamiento energético del biogás	17
6.	OPTIMIZACIÓN DE LA GENERACIÓN ENERGÉTICA EN UNA EDAR.....	18
6.1.	Decantador primario.....	19
6.2.	Operación del reactor biológico	19
6.3.	Pretratamiento previo al digestor anaerobio.....	21
6.3.1.	Hidrólisis térmica.....	23
6.3.2.	Ultrasonidos	30
6.3.3.	Conclusiones sobre los pretratamientos.....	31
6.4.	Operación avanzada del reactor anaerobio.....	33
6.4.1.	Digestión termofílica.....	33
6.4.2.	Digestores anaerobios avanzados.....	35
6.5.	Codigestión	37
6.6.	Equipos de aprovechamiento del biogás	39
6.7.	Nuevos procesos de tratamiento de aguas de retorno	42
7.	BALANCE ENERGÉTICO	43
8.	LEGISLACIÓN Y MEDIDAS INSTITUCIONALES	45
9.	CONCLUSIONES.....	47
10.	BIBLIOGRAFÍA.....	48
11.	ANEXOS.....	54

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema general de una EDAR urbana.....	10
Figura 2. Potencia requerida por unidad de tratamiento según el tamaño de municipio.....	11
Figura 3. Fases de la fermentación anaerobia y poblaciones de microorganismos.....	13
Figura 4. Valores de diseño de tiempo de retención hidráulica de un digestor anaerobio en función de la temperatura.	15
Figura 5. Esquema de tratamiento de una EDAR.	18
Figura 6. Esquema del proceso Cambi™.....	24
Figura 7. Esquema del proceso Exelys™.....	26
Figura 8. Esquema del proceso Exelys™ DLD.	27
Figura 9. Reactor Sonix™: exterior y detalle de los componentes de un cabezal.	30
Figura 10. Efecto de la temperatura en la digestión anaerobia.....	33
Figura 11. Digestión anaerobia en dos fases.	36
Figura 12. Esquema básico de una microgeneración.	40
Figura 13. Balance de masa de una EDAR base de 100.000 he.....	44
Figura 14. Balance de masa de una EDAR mejorada de 100.000 he.....	44
Figura 15. Consumo específico de una EDAR en función de su capacidad.	44
Figura 16. Esquema del proceso Biothelys™.	54
Figura 17. Esquema de disposición de elementos en un equipo de microgeneración con motor.	55
Figura 18. Parte móvil de una microturbina Capstone y esquema de funcionamiento de una microturbina.	56

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Consumo energético en depuradoras.....	12
Tabla 2. Parámetros comparativos proceso Cambi™ y digestión convencional.	25
Tabla 3. Datos de diseño de la ampliación de la EDAR Woodward Avenue.	29
Tabla 4. Balance energético de la ampliación de la EDAR Woodward Avenue.	29
Tabla 5. Rendimiento de sistema de ultrasonidos en dos EDAR españolas.....	31
Tabla 6. Ventajas e inconvenientes de los pretratamientos de los fangos.....	32
Tabla 7. Comparativa entre la digestión mesofílica y termofílica.....	34
Tabla 8. Estudio piloto DAT en la EDAR de Molina de Segura.	35
Tabla 9. Potencial de producción de biogás de algunos residuos orgánicos de la industria alimentaria.....	38
Tabla 10. Comparativa de motores y microturbinas.	40
Tabla 11. Características del biogás generado.	43
Tabla 12. Hipótesis de operación de la EDAR base y la EDAR mejorada.	43

INDICE DE ABREVIATURAS

AGV: Ácidos grasos volátiles

CHP: Sistema de cogeneración (*Combined Heat and Power*)

DBO: Demanda biológica de oxígeno

DQO: Demanda química de oxígeno

EDAR: Estación Depuradora de Aguas Residuales

MS: Materia Seca

P: Fósforo

PCI: Poder Calorífico Inferior

SST: Sólidos en suspensión totales

SSV/SV: Sólidos en suspensión volátiles

THP: Proceso de hidrólisis térmica

TRH: Tiempo de retención hidráulico

TRS: Tiempo de retención de sólidos

US: Ultrasonidos

VCO: Velocidad de carga orgánica

1. RESUMEN

En este proyecto se evalúan las estrategias de optimización de producción de biogás y su aprovechamiento en las Estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) con el objetivo del autoabastecimiento energético. El estudio es aplicable a depuradoras de medio o gran tamaño que disponen de digestión anaerobia de fangos y sistemas de aprovechamiento energético.

En primer lugar se analiza el consumo energético en las EDAR a partir de distintas fuentes bibliográficas, obteniendo unos valores de referencia para la posterior optimización del balance de energía. A continuación se describe el proceso de digestión anaerobia, sobre el que se desarrolla el estado del arte de distintos tipos de procesos y tecnologías que mejoran su funcionamiento y la generación de biogás. Se investiga el grado de aplicación actual y se realiza una valoración técnica mediante la presentación de distintos casos estudio.

Posteriormente, se aplican algunas de las estrategias definidas en el proyecto sobre el balance energético de una EDAR convencional. Como resultado se obtiene que, a partir de las hipótesis seleccionadas, es posible alcanzar la autosuficiencia energética en instalaciones de más de 200.000 he.

Por último, se detallan algunas medidas legislativas e institucionales que fomentan la implantación de este tipo de medidas en las EDAR.

2. INTRODUCCIÓN

La reducción del consumo energético en las plantas de tratamiento de aguas residuales es un tema de creciente interés. Por un lado, la actual crisis financiera junto con la volatilidad y el aumento del precio de la energía, ha situado la reducción del consumo de energía como un objetivo prioritario para los gestores de saneamiento. Por otro lado, la preocupación por la sostenibilidad y el cambio climático, impulsa a reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (Estrategia europea 20/20/20, ver apartado 8).

En 2010 se publicaron en España dos amplios estudios sobre el consumo energético del sector del agua. El Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE, 2010) analiza el consumo energético de la desalación y la depuración en España mientras que Hardy y Garrido (2010), estiman la huella energética del ciclo integral del agua - etapas de captación, tratamiento, abastecimiento, distribución y depuración. Ambos estudios concluyen que el tratamiento de aguas residuales supone un 1% del consumo energético nacional, de un total de 18.354 GWh/año.

El sector de la depuración ha experimentado un incremento en el consumo de energía en España debido al aumento de la población servida y a las nuevas exigencias de depuración (recogidas en la Directiva 91/271 y el Plan Nacional de Saneamiento y Depuración). Existen diversas cuestiones que suponen un aumento considerable del consumo energético en las EDAR:

- Establecimiento de límites más restrictivos de vertidos de agua depurada, como nutrientes (Brandt, M. et al., 2010) o sustancias prioritarias (EA, 2009a).
- Mayores restricciones o prohibiciones de la disposición de fangos.
- Implementación de tratamientos de regeneración y la posterior reutilización del agua para distintos usos (Sala, L. 2007).

La tendencia del sector es, por un lado, implementar medidas que reduzcan el consumo mediante medidas de eficiencia energética y por otro, maximizar el aprovechamiento energético de las aguas residuales. Ambas estrategias, que tienen una gran perspectiva de desarrollo, son complementarias y deben abordarse simultáneamente para alcanzar ahorros energéticos relevantes o incluso un balance energético neutro.

La producción de biogás a partir de la digestión anaerobia y su aprovechamiento es la estrategia más aplicada en la actualidad para la recuperación de energía. Existen además nuevos procesos en desarrollo para un aprovechamiento energético directo del agua residual como los sistemas anaerobios la depuración mediante algas (Rogalla et al., 2009, 2011) o bacterias generadoras de electricidad en *Microbial Fuel Cells* (MFC) (Esteve-Núñez et al., 2011).

Actualmente, son numerosos los estudios que plantean la transformación de la depuración con el objetivo de alcanzar la EDAR energéticamente neutra (EA, 2009a, 2009b, Crawford, 2010, Brandt et al., 2010, Kjaer, 2011). En Europa, Inglaterra es el país que lidera esta cuestión, ya que todos los sectores industriales están muy influenciados por sus compromisos de reducción de gases de efecto invernadero, con un completo informe institucional que aborda el problema (EA, 2008). En España se observa un interés creciente por estos temas en los últimos años, tanto en los congresos nacionales desarrollados por el sector de servicios de agua (V y VII Jornadas Técnicas de Saneamiento y Depuración organizadas por ESAMUR, III y IV Jornadas Técnicas de Gestión de Sistemas de Saneamiento de Aguas Residuales organizadas por el ACA, VIII Conferencia sobre Gestión del Agua - AQUA'12) como por la existencia de grandes proyectos de investigación (NOVEDAR Consolider, SOSTAQUA Cenit).

3. OBJETIVOS

Este trabajo se enfoca en la estrategia del aprovechamiento energético de los fangos de depuradora. Esta línea de mejora energética destaca además por su papel en la promoción de las energías renovables y por el aprovechamiento de un residuo. Los objetivos específicos de este proyecto son:

- Analizar el consumo energético de la depuración en España.
- Conocer el estado del arte y grado de desarrollo de las tecnologías que optimizan la digestión anaerobia y aumentan la producción y aprovechamiento de biogás.
- Valorar el potencial de generación de energía a partir de las medidas y tecnologías estudiadas.
- Analizar la legislación y las medidas institucionales que apoyan estas estrategias para el sector de la depuración.

4. CONSUMO ENERGÉTICO EN UNA DEPURADORA

Una Estación depuradora de aguas residuales (EDAR) consta, de forma general, de un pretratamiento para eliminación de grandes sólidos, grasas y arenas, un tratamiento primario para eliminación de una parte de sólidos y un tratamiento secundario para la eliminación de la materia orgánica. Posteriormente puede existir un tratamiento adicional del efluente secundario, denominado terciario o de regeneración, con el objetivo de alcanzar una mayor calidad, principalmente cuando se va a reusar el agua. Adicionalmente, existe una línea de tratamiento de fangos con el objetivo de estabilizarlos y reducir su volumen. La digestión anaerobia es el proceso de estabilización más extendida, sobre todo en medias y grandes depuradoras. Tiene la ventaja de que se produce gas metano, fuente de energía que puede recuperarse energéticamente y llegar a abastecer el 60% de la energía consumida por la EDAR (Tejero, 2001).

La Figura 1 muestra un esquema simplificado de una EDAR con las etapas de tratamiento más comunes.

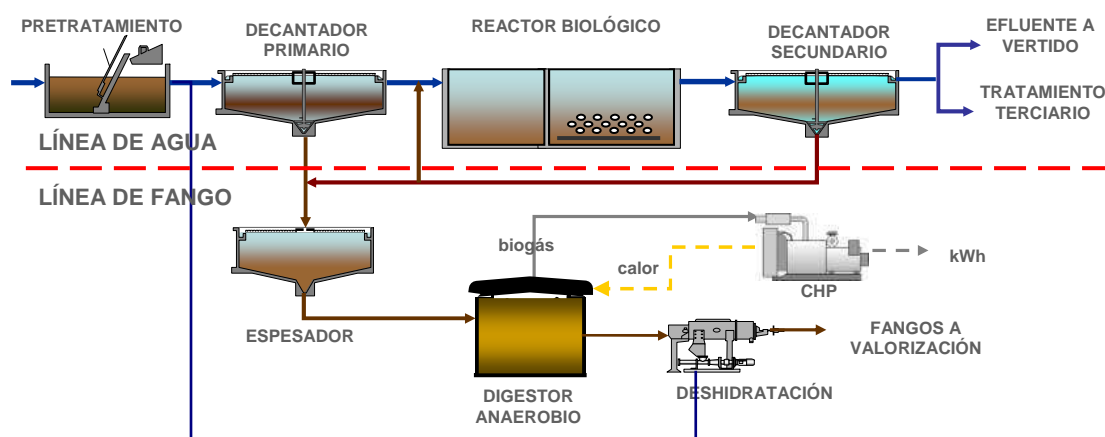


Figura 1. Esquema general de una EDAR urbana.

El consumo de energía de una depuradora depende principalmente del tamaño de la población servida (habitantes equivalentes - he)¹, de las tecnologías empleadas, de la calidad del agua residual y del grado de tratamiento requerido (existencia de eliminación de nutrientes, terciario, etc.). De forma general, el proceso biológico es responsable de más de la mitad del consumo energético en una EDAR (Carpes et al., 2011, Simón et al., 2010).

El consumo energético de una EDAR abarca una horquilla muy amplia. Para fines de comparativos y de control, suele indicarse mediante el valor específico kWh/m³ de agua tratada, o mediante el

¹ Habitante equivalente (he): Según la Directiva 91/271 CEE corresponde a la carga orgánica biodegradable con una demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) de 60 g de oxígeno por día.

valor en Wh/he/d ó kWh/he/año, ya que la unidad habitante-equivalente engloba tanto la cantidad como la calidad.

En el informe del IDAE de la huella energética del sector del agua en España (IDAE, 2010) se ha estimado el consumo energético asociado a cada tipo de EDAR, según un mix teórico de tecnologías en función del tamaño de planta. La Figura 2 muestra la potencia requerida por unidad de tratamiento y por tamaño de planta, expresada como potencia instalada en W/he.

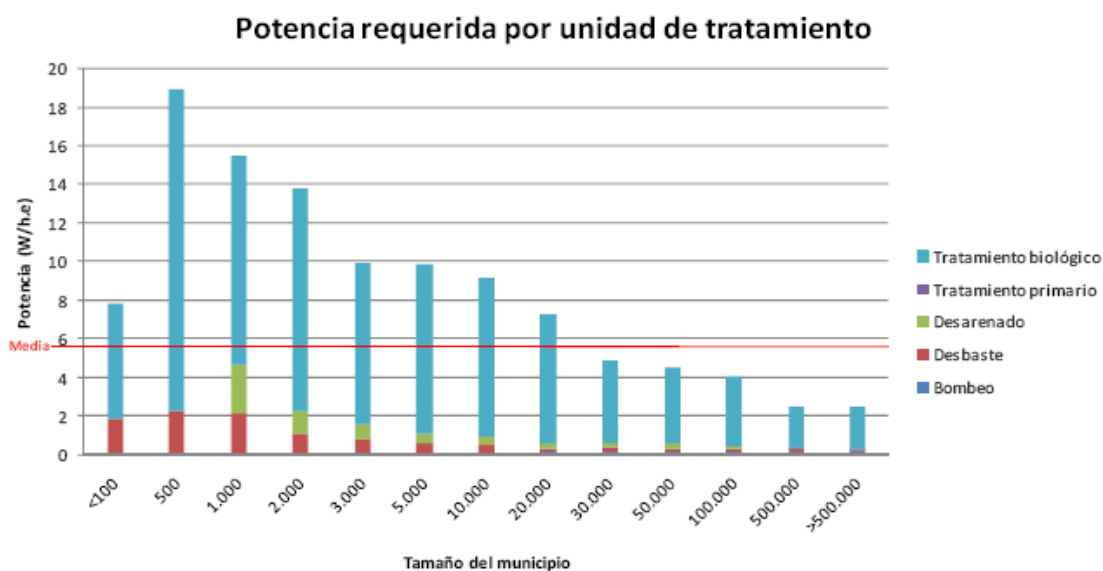


Figura 2. Potencia requerida por unidad de tratamiento según el tamaño de municipio.

Se observa que las plantas pequeñas requieren un consumo específico muy superior a las plantas medianas y grandes, debido a una operación poco eficaz y un diseño basado en el sobredimensionamiento y la robustez.

En la Tabla 1 se recogen algunos valores medios de potencia requerida para tamaños de depuradora mediano y grande según este informe, indicando el tipo de proceso biológico de que consta cada planta. También se ha calculado el consumo específico en kWh/he y en kWh/m³ tratado, considerando una dotación de 200 l/he/día (ATV-A131, 2000). En las plantas que disponen de digestión anaerobia y sistema de cogeneración se considera que éste genera un 25% del consumo de la planta. Estos valores se han contrastado con distintas fuentes bibliográficas (Hospido et al., 2007, Sala, 2007, Silvestre et al., 2009) y se van a tomar como valores de referencia para realizar un balance energético en el apartado 7.

Tabla 1. Consumo energético en depuradoras.

Tipo de tratamiento	Capacidad (he)	Capacidad (m ³ /d)	W/he	Wh/he	kWh/m ³
AP	50.000	10.000	5	120	0,6
FA+NU+AN	100.000	20.000	4	96	0,48
FA+NU+AN+CHP	200.000	40.000	2,6	62,4	0,312
FA+NU+ AN+CHP	500.000	100.000	2,2	52,8	0,264

AP: Aireación prolongada
 FA: Fangos activos
 NU: Eliminación de nutrientes
 AN: Digestión anaerobia de fangos
 CHP: Sistema de cogeneración

Desde un punto de vista energético, la implantación del tratamiento de digestión anaerobia de los fangos junto con un sistema de cogeneración, permite recuperar parte de la energía. Sin embargo, este tipo de tratamiento de fangos activos con digestión anaerobia sólo son económicamente viables a partir de una capacidad de 100.000 he, debido a los elevados costes de inversión (IDAE, 2010). Los altos costes hacen que hasta ahora haya sido un proceso adecuado sólo para medias y grandes instalaciones y, en EDAR de tamaño medio, aunque exista digestión anaerobia, no siempre se acompaña de sistemas de cogeneración (Silvestre et al., 2001).

5. DIGESTIÓN ANAEROBIA

La digestión anaerobia es el tratamiento biológico de la materia orgánica mediante la acción de bacterias específicas en ausencia de oxígeno. La materia orgánica se descompone en biogás, principalmente CH₄ y CO₂. El objetivo de la digestión de los fangos es reducir la materia orgánica (sólidos volátiles), como consecuencia, el fango se estabiliza y su volumen se reduce. Por otra parte, a través del proceso de digestión se eliminan gran parte de los gérmenes patógenos y se mejora la facilidad de manejo del fango. El líquido resultante se recircula normalmente al proceso de tratamiento del agua, el biogás se extrae del digestor y se procesa para obtener energía o simplemente se quema. El digestato (residuo orgánico que se obtiene como producto de la digestión anaerobia) que está fuertemente estabilizado, suele pasar por una etapa de deshidratación para reducir el contenido en agua y puede utilizarse como fertilizante en el campo, someterse a compostaje o procesos de valorización energética.

La digestión anaerobia está caracterizado por la existencia de cuatro fases diferenciadas de degradación del sustrato donde intervienen diversas poblaciones de bacterias: (1) bacterias hidrolíticas-acidogénicas, (2) bacterias acetogénicas, (3) bacterias homoacetogénicas, (4) bacterias

metanogénicas hidrogenófilas y (5) bacterias metanogénicas acetoclásticas (ver Figura 3). A continuación se describen estas etapas (Hernández, 1998):

- **Hidrólisis:** Consiste en la degradación de los polímeros orgánicos complejos, como lípidos, proteínas e hidratos de carbono, en moléculas solubles y fácilmente degradables como azúcares, ácidos grasos de cadena larga, aminoácidos, alcoholes, etc. Se trata de un proceso enzimático extracelular, y las bacterias responsables de su generación son las bacterias hidrolítico-acidogénicas, que pueden ser anaerobias estrictas o facultativas.
- **Etapa fermentativa o acidogénica:** Estos compuestos solubles son fermentados por varios microorganismos transformándose en ácidos grasos de cadena corta (ácidos grasos volátiles, AGV) como ácido acético, propiónico, butírico y valérico, principalmente.
- **Etapa acetogénica:** Durante esta etapa actúan las bacterias acetogénicas, las cuales producen ácido acético, CO_2 y H_2 a partir de los ácidos propiónico, butírico o de cadena más larga. El metabolismo acetogénico es muy dependiente de las concentraciones de estos productos.
- **Etapa metanogénica:** Constituye la etapa final del proceso, en la que un amplio grupo de bacterias anaerobias estrictas actúan sobre los productos resultantes de las etapas anteriores y los transforman en metano. Se distinguen dos tipos principales de microorganismos, los que degradan el ácido acético (bacterias metanogénicas acetoclásticas) y los que consumen hidrogeno (metanogénicas hidrogenófilas). La principal vía de formación del metano es la primera, con alrededor del 70% del metano producido de forma general.

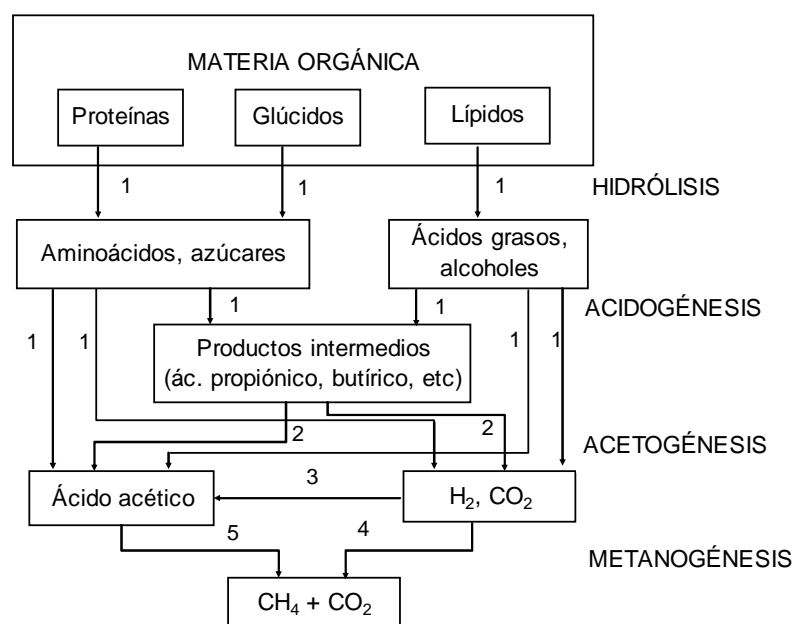


Figura 3. Fases de la fermentación anaerobia y poblaciones de microorganismos.

5.1. Estabilidad de la digestión anaerobia

El proceso de digestión se desarrolla en un tanque cerrado denominado reactor o digestor anaerobio donde se dan todas las reacciones anteriormente descritas. Para que dicho proceso funcione correctamente los distintos grupos de bacterias tienen que encontrarse en equilibrio dinámico. La existencia de varias fases consecutivas diferenciadas en el proceso de degradación implica que cada etapa presenta diferentes velocidades de reacción y que la estabilidad del proceso global requiere de un equilibrio que evite la acumulación de compuestos intermedios inhibidores.

En general, la velocidad del proceso está limitada por la velocidad de la etapa más lenta, la cual depende de la composición de cada residuo. Para residuos en los que la materia orgánica está en forma de partículas, como los fangos, la fase limitante es la hidrólisis, cuya velocidad depende de la superficie de las partículas. Usualmente, esta limitación hace que los tiempos de digestión sean del orden de dos a tres semanas.

La digestión anaerobia está influenciada por una serie de factores que determinan su eficacia. Entre los más importantes se encuentran la temperatura, pH, alcalinidad, nutrientes e inhibidores:

- **Temperatura:** La digestión es un proceso muy lento, pero la actividad de las bacterias se ve acelerada al aumentar la temperatura. Normalmente se opera en el rango óptimo del régimen mesofílico (35-40°C) o termofílico (55-60°C). Aunque las tasas de crecimiento y reacción aumentan conforme lo hace el rango de temperatura, los reactores termofílicos presentan inconvenientes que exigen un mayor control, por lo que la mayoría de los digestores convencionales funcionan en la gama mesofílica, a una temperatura controlada de unos 35°C.
- **pH y alcalinidad**
Las bacterias implicadas en la digestión anaerobia tienen diferente pH óptimo por lo que el pH del digestor debe mantenerse en unos valores que permitan el crecimiento de toda la población aunque no sea el óptimo para todas ellas. El pH del medio acuoso debe mantenerse en torno a 6,5 y 7,5. La acumulación de AGV puede producir una bajada del pH, por lo que es importante que exista cierta alcalinidad en el fango residual.
- **Nutrientes y tóxicos:** Los dos nutrientes más importantes para el crecimiento de las bacterias es el nitrógeno en forma reducida y fósforo en forma de fosfato. Otros requerimientos son azufre, ciertos metales traza como hierro, cobre o níquel. En la mayoría de los fangos de EDAR urbana están presentes todos los nutrientes necesarios para el crecimiento de la comunidad bacteriana aunque no siempre se encuentran en las concentraciones adecuadas y a veces es necesario un suplemento adicional. Determinados

compuestos como metales pesados o los sulfuros actúan como inhibidores de la digestión anaerobia.

Por otro lado, los siguientes parámetros de operación son esenciales para obtener un buen rendimiento en el digester: concentración de sólidos, mezcla, tiempo de retención y velocidad de carga orgánica.

- **Concentración de sólidos:** Los fangos que llegan al digester anaerobio son mezcla de fangos primarios y la purga de fangos activos secundarios. Es recomendable que ambos caudales pasen por una etapa previa de espesado conjunta o separada con el fin de alimentar el digester con una concentración del 4-6% de sólidos. De esta manera se puede reducir el volumen del digester y se ahorra en energía térmica para calentar el fango (Hellstedt et al., 2010).
- **Mezcla del fango:** La velocidad de agitación es un parámetro que influye en el desarrollo del proceso, ya que se requiere un equilibrio entre la correcta formación de agregados bacterianos y la buena homogeneización (Fernández, 2010).
- **Tiempo de retención hidráulico (TRH):** Es el cociente entre el volumen y el caudal de tratamiento, es decir, el tiempo medio de permanencia del influente en el reactor, sometido a la acción de los microorganismos. En un reactor ideal de mezcla completa, es igual al tiempo de retención de sólidos (TRS). En la Figura 4 se indican los valores de diseño de TRH en función de la temperatura y del tipo de mezcla. Se observa que existe un tiempo mínimo por debajo del cual el reactor no presenta actividad (Tejero et al., 2001).

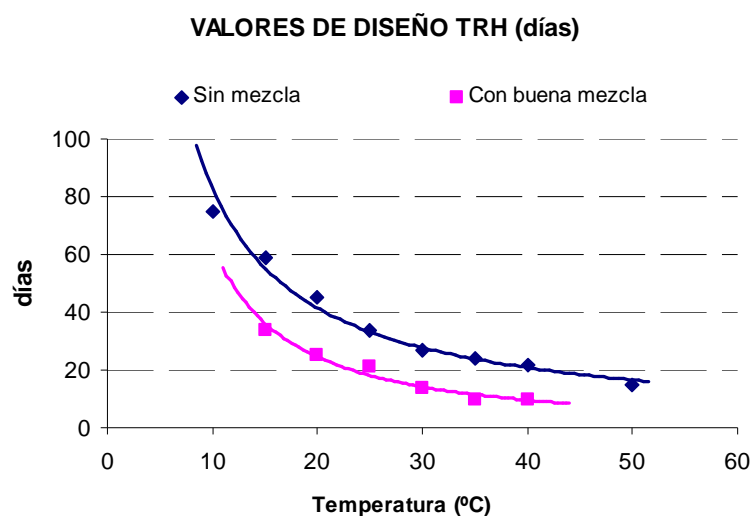


Figura 4. Valores de diseño de tiempo de retención hidráulica de un digester anaerobio en función de la temperatura.

- **Velocidad de carga orgánica (VCO):** Es la relación entre la carga orgánica (cantidad de sustrato disponible por la biomasa presente) y el TRH. Se mide en kg SV/m³ digestor/día. Valores bajos implican baja concentración en el influente y/o elevado tiempo de retención. El incremento en la VCO implica una reducción en la producción de gas por unidad de materia orgánica introducida, ya que los microorganismos no permanecen el tiempo suficiente en contacto con el sustrato y, por lo tanto, no degradan toda la materia orgánica presente, debiendo encontrar un valor óptimo técnico/económico para cada instalación y residuo a tratar (IDAE, 2009; Fernández, 2010). Actualmente se emplean los digestores de alta carga (1,6-6,4 kg SV/m³/día) (Degrémont, 1979).

5.2. Producción de biogás

Los principales componentes del biogás de la digestión anaerobia del fango del agua residual son (Degrémont, 1979):

- Metano: 65-70%
- Dióxido de carbono: 25-30%
- Pequeñas cantidades de nitrógeno e hidrógeno
- Trazas de ácido sulfhídrico y otros gases

El metano tiene un poder calorífico inferior (PCI) de 8.500 Kcal/Nm³, por lo que un biogás con un contenido medio del 65% en CH₄ tendrá un PCI de 5.525 Kcal/Nm³ ó unos 6,43 kWh/m³ (Hernández, 1998).

El volumen de gas producido depende del tipo de fango, composición, contenido en materia biodegradable y de las condiciones de operación del digestor (temperatura, tiempo de retención, carga). Normalmente los fangos primarios y secundarios se digieren conjuntamente, aprovechando su complementariedad. Sin embargo, los fangos primarios son más fácilmente biodegradables que los secundarios, ya que se componen de carbohidratos y grasas más fácilmente digeribles. Los fangos activos, por el contrario, tienen más concentración de nutrientes y la materia orgánica se encuentra en forma de biomasa celular, proteínas y carbohidratos complejos, menos biodegradables (Gary et al., 2007, Cortacáns, 2011). Cuanto más mineralizado esté el fango secundario, es decir, cuanto más elevada sea la edad del fango del biológico, la capacidad de producción de biogás será inferior, por ejemplo en reactores de aireación prolongada y en EDAR que eliminan nutrientes (Bonmatí et al., 2009, Chauzy et al., 2007).

La producción total de biogás se especifica por la cantidad de alimento consumido por las bacterias, expresado normalmente como la reducción de la demanda de oxígeno (DQO) o los sólidos volátiles (SV) (Montes, 2008). La reducción de materia orgánica (SV) en la digestión

anaerobia de aguas residuales suele estar comprendida entre el 45-55%. La eliminación es más alta cuando el contenido en SV es alto, mientras que los rendimientos pueden ser sólo del 35-40% para determinados fangos con el 50-55% de materia orgánica (Degrémont, 1979).

La máxima producción de metano en un reactor anaerobio viene dado por la ecuación 1 donde para la completa oxidación de un mol de CH_4 se requiere 2 moles de O_2 , es decir, la demanda de oxígeno del metano es igual a 4 g (ecuación 2).



$$DQO(CH_4) = \frac{64}{16} = 4 \text{ g}O_2 / \text{g}CH_4 \quad [2]$$

$$1gDQO = 0,25gCH_4 \quad [3]$$

Con la ecuación 2 y la ecuación 4 de los gases en C.N. (1 atm, 0°C), se determina la producción de metano a partir de la eliminación de DQO del proceso:

$$V = \frac{nRT}{P} = \frac{1molCH_4 \cdot 0,082 \text{ atm.l/mol.K} \cdot 273K}{1atm} = 22,386 \text{ l/mol}CH_4 \quad [4]$$

$$1gDQO = \frac{0,25gCH_4 \cdot 22,386 \text{ l/mol}CH_4}{16 \text{ g}CH_4 / \text{mol}CH_4} = 0,35m^3 CH_4 \quad [5]$$

Por tanto, la producción máxima de metano en un reactor anaerobio es de 0,35 m³ CH₄/kg DQO eliminada. Este valor no suele alcanzarse, por los factores comentados previamente de temperatura, tiempo de retención, etc. El rango medio propuesto en la bibliografía consultada es de 0,75-1,12 Nm³ biogás/kg SV eliminada que corresponde con una media de 0,6-0,65 Nm³ CH₄/kg SV eliminados.

5.3. Aprovechamiento energético del biogás

La alta concentración de metano en el biogás hace que sea muy interesante su aprovechamiento energético, aunque su uso depende en general del volumen de producción de biogás y del tamaño de la EDAR. Entre los distintos usos se encuentra:

- Combustión directa en calderas: en depuradoras pequeñas, el biogás se emplea para mantener la temperatura en los reactores anaerobios.
- Generación de electricidad y calor mediante sistemas de cogeneración (CHP) con motores de combustión o turbinas de gas: en plantas medianas y grandes es económicamente rentable emplear el biogás para producir electricidad además de energía térmica para autoabastecimiento o venta a la red.

- Aplicación en pilas de combustible, inyección en la red de gas natural, utilización como combustible para vehículos.

Dependiendo de la aplicación, se requerirá algún tipo de tratamiento o purificación del biogás, como la eliminación de partículas, ácido sulfhídrico (SH_2), CO_2 o agua. Los requerimientos de calidad son superiores en las nuevas aplicaciones de pilas de combustible o combustible en automoción.

6. OPTIMIZACIÓN DE LA GENERACIÓN ENERGÉTICA EN UNA EDAR

En la Figura 5 se representa de nuevo el esquema de una EDAR convencional con digestión anaerobia de fangos y se señalan los procesos dónde se puede actuar con el objetivo de incrementar la producción de biogás y la generación de energía.

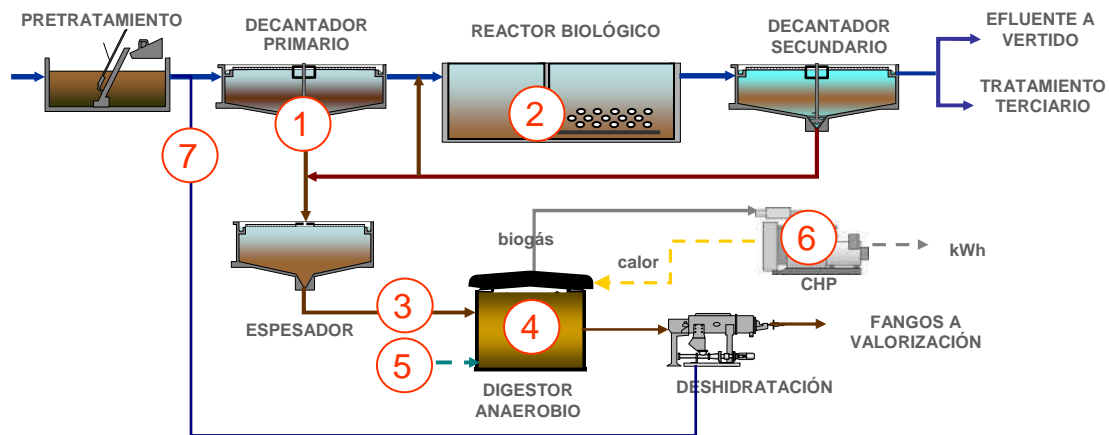


Figura 5. Esquema de tratamiento de una EDAR.

1. Decantador primario.
2. Operación del reactor biológico.
3. Pretratamiento previo al digestor anaerobio.
4. Operación avanzada del reactor anaerobio.
5. Codigestión.
6. Sistemas de aprovechamiento de biogás.
7. Nuevos procesos de tratamiento de aguas de retorno: es una medida complementaria a determinadas estrategias de maximización de producción de biogás en el digestor, que tienen como consecuencia un aumento de nutrientes a cabecera de la EDAR.

A continuación se desarrollan estas 7 estrategias y se muestran casos estudio de su implementación en distintas depuradoras, principalmente en España.

6.1. Decantador primario

En la decantación primaria se reduce al menos un 20% de DBO y un 50% de sólidos en suspensión del agua residual. El aumento del rendimiento de esta etapa conlleva tres ventajas desde el punto de vista de balance energético (Brandt et al., 2010):

- Reduce la carga orgánica del tratamiento secundario, ahorrando por tanto energía en la aireación.
- Reduce la cantidad de fango activo secundario, el cual puede requerir más energía para su tratamiento.
- Aumenta la producción de fango primario, el cual tiene una concentración superior en materia orgánica biodegradable y fácilmente produce el doble de biogás que el fango secundario activado en un digestor anaerobio (Hellstedt et al., 2010).

Diversos autores opinan que el rendimiento del decantador primario es el factor con mayor influencia en la producción de biogás (Bonmatí et al., 2009, Barber, 2012). La forma más directa de incrementar el rendimiento de la decantación primaria es dosificar algún coagulante - sal metálica - para aumentar la eliminación de DBO y TSS hasta un mínimo del 35% y 55% respectivamente (Joh Kang et al., 2009). Además, la combinación de polímeros con sales metálicas aumenta el rendimiento de la decantación primaria a la vez que se reduce la dosis necesaria de sales metálicas (Hellstedt et al., 2010). En el informe de Crawford (2010), Dave Reardon propone sustituir los decantadores primarios convencionales por decantadores mejorados con dosificación química, floculación/sedimentación lastrada, que pueden eliminar hasta un 95% de SS comparado con el 60% de los convencionales, u otros tipos de filtros mecánicos.

Sin embargo, al emplear sales metálicas se precipitará la mayor parte del fósforo (P) y una gran cantidad de DQO. Esto puede causar problemas en las etapas biológicas posteriores, ya que puede existir déficit de materia carbonosa para la desnitrificación y déficit de P para el crecimiento de microorganismos. Además, el déficit de P lleva asociado a menudo episodios de crecimiento de bacterias filamentosas (Hellstedt et al., 2010). En algunas plantas, el decantador primario se bypassa para disponer de más materia orgánica y nutrientes en el reactor biológico, lo que afecta directamente al rendimiento del digestor y la producción de biogás (Bonmatí et al., 2009; Morenilla et al., 2010b).

6.2. Operación del reactor biológico

Los sistemas de fangos activados que trabajan con cargas másicas muy bajas y tiempo de residencia elevados, obtienen unos rendimientos de eliminación de materia orgánica muy altos (en torno al 95%). Los microorganismos trabajan prácticamente en fase de respiración endógena, por lo

que la generación de fangos es pequeña y además éstos se encuentran muy mineralizados. Por ello, la digestión de este tipo de fangos tiene rendimientos muy bajos, en torno al 25-30% reducción SV (Chauzy et al., 2007). A medida que los fangos activos convencionales se operan a mayor carga orgánica, parte de la materia orgánica de las aguas residuales se incorpora a la masa bacteriana, sin ser estabilizada, por lo que estos fangos son más aprovechables por la digestión anaerobia.

Existen distintos tipos de implantación de sistemas de fangos activos con los que se obtienen altos rendimientos de depuración y son ventajosos para el posterior tratamiento de digestión. Un ejemplo de referencia es el tratamiento de fangos activos de dos etapas (A/B) en la EDAR de Strass, en Austria. La planta no tiene tratamiento primario, la etapa A del biológico opera a alta carga con un tiempo de retención de sólidos (SRT) de 12 horas eliminando en el proceso de clarificación entre el 55-65% de la carga orgánica. Mientras, la etapa B opera a baja carga, con un SRT de 10 días, donde se elimina el nitrógeno (Wett et al., 2007).

Por otro lado, existen formas de operar los reactores de fangos activos con el fin de obtener un fango secundario menos mineralizado, por ejemplo, mediante la reducción del tiempo de retención celular (edad de fango) en el reactor biológico. La reducción de la edad del fango, manteniendo la misma calidad de efluente, se puede realizar en épocas estivales cuando la tasa de crecimiento de las bacterias, especialmente las nitrificantes, es elevada. Al reducir el volumen total de fango, es decir, la concentración de MLSS, disminuye la demanda de oxígeno ya que se reduce la respiración endógena y, por lo tanto, el consumo energético baja (Frijns y Uijterlinde, 2010). El fango queda menos mineralizado y se incrementa su producción, lo que puede ser aprovechado en la digestión anaerobia para producir más biogás.

Esta es una medida que no precisa de costes de inversión para la EDAR, sin embargo, en los casos donde no existe digestión, dependiendo del coste de la energía y del tratamiento y gestión del fango, esta medida puede resultar en costes suplementarios de operación.

Un inconveniente de la medida es que implica un mayor control de la operación del biológico. Si cuando cae la temperatura al llegar el otoño, no se ha aumentado suficiente la concentración de MLSS en el reactor, puede tener un impacto negativo en la calidad del efluente.

Caso estudio: EDAR Mairena-El Viso del Alcor y EDAR de Ceutí

La operación del biológico con una edad de fango en función de la temperatura se ha llevado a cabo en la EDAR Mairena-El Viso del Alcor, Sevilla, y la EDAR de Ceutí, Murcia, donde se ha obtenido una reducción anual del consumo energético de la aireación de un 5,25% (Carpes et al., 2011) y de un 6,84% (Simón et al., 2010) respectivamente. Además, en la EDAR de Ceutí, el

incremento de producción de fango fue del 10,9% de media. En esta EDAR, donde no existe un aprovechamiento energético del fango, se determinó que el ahorro de aireación no compensaba el aumento de costes de la producción de fangos, por lo que finalmente continuaron operando con una edad de fango fija.

Otras experiencias en EDAR de los Países Bajos (Frijns y Uijterlinde, 2010) hablan de una reducción energética entre el 5-20%, dependiendo de la diferencia de temperatura entre verano e invierno, y de un aumento esperado del 3-5% de producción de fango, según cálculos teóricos, aunque en la práctica no se midieron diferencias significativas.

6.3. Pretratamiento previo al digestor anaerobio

La etapa limitante en la digestión anaerobia de fango de depuradora es la etapa de hidrólisis o solubilización de la materia orgánica. La aplicación de un pretratamiento adicional en parte o todo el caudal de fangos tiene por objetivo aumentar la biodegradabilidad del fango, optimizando la digestión anaerobia e incrementando la producción de biogás. Adicionalmente este tipo de tratamientos trae otras mejoras operativas como la disminución del tiempo de residencia en el digestor, mejora de la deshidratabilidad y calidad del fango, reducción de la cantidad (Phothilangka, 2008). Estos tratamientos se aplican normalmente sólo al caudal de fangos secundarios, ya que son los que contienen un porcentaje menor de sólidos volátiles y posteriormente se mezclan con los fangos primarios.

Por otro lado, este aumento de biodegradabilidad hace que todos los pretratamientos aumenten en mayor o menor medida la concentración de materia orgánica y nutrientes en los caudales de retorno, lo que supondrá un incremento de energía en la aireación del biológico que deberá ser evaluado.

Los procesos empleados como pretratamiento a la digestión anaerobia se clasifican en tratamientos químicos, biológicos, térmicos, físicos o combinación de los mismos. A continuación se explican brevemente en qué consisten, detallando por último dos de los pretratamientos que se presentan como más ventajosos en la literatura, la hidrólisis térmica y los ultrasonidos.

- **Tratamientos químicos:** consisten en la adición de compuestos químicos como ácidos fuertes (HCl, H₂SO₄), bases fuertes (NaOH, KOH, Mg(OH)₂, Ca(OH)₂) o compuestos oxidantes como el ozono (O₃) o peróxido de hidrógeno (H₂O₂). Los pretratamientos químicos y termoquímicos se han mostrado muy efectivos para solubilizar el fango (Elliott y Mahmood, 2007, Zhang, 2010), pero las condiciones agresivas de operación requieren materiales especiales y pueden

producirse inhibiciones en la digestión posterior. En comparación, la ozonización no deja residuos químicos (Carballa et al., 2006).

El ozono es un oxidante muy potente que hidroliza los polímeros orgánicos en compuestos más pequeños y desintegra las paredes celulares de los microorganismos del fango. Además, reacciona con compuestos orgánicos que son poco biodegradables, oxidándolos a compuestos que quedarán biodisponibles: el efecto es el aumento de producción de biogás y la reducción de la masa de fango producido. Aunque no existe mucha experiencia a escala real de la aplicación del ozono para incrementar la producción de biogás, existen ensayos piloto con muy buenos resultados. En ensayos con el fango biológico espesado de la EDAR de Castellón de la Plana, se observó un incremento de hasta un 59% en la producción de biogás con dosis menores de 0,12 g O₃/g SST. Este valor, sin embargo, se refiere al potencial máximo de producción de biogás y en una planta a escala real puede verse reducido en un 20-40% en función de los parámetros de operación del proceso (Ferrer et al., 2011). Otros autores citan dosis parecidas de 0,1 g O₃/g DQO para una mejora del 80% en la producción de metano (Zhang, 2010), o una dosis de 0,05 kg O₃/kg TSS para mejorar en un 10% la reducción de fango en comparación con únicamente la digestión anaerobia (Elliott y Mahmood, 2007).

Actualmente los costes de operación de la ozonización son muy altos, debido especialmente a la energía eléctrica para la producción de ozono y según el balance energético, la producción de biogás no compensa la energía demandada para generar ozono (Winter y Müller, 2002). Sin embargo, las aplicaciones con ozono en la línea de fangos seguirán desarrollándose ya que presentan un gran potencial y posee beneficios adicionales como la destrucción de determinadas sustancias emergentes (Carballa et al., 2006, Mohapatra, 2009).

- **Tratamientos biológicos:** mediante la inoculación con bacterias específicas o la adición de enzimas se consigue la degradación de determinados compuestos. Sin embargo, el empleo de enzimas requiere tiempos de retención más largos, comparado con otras tecnologías como pretratamientos térmicos o químicos (Phothilangka, 2008). También se denominan tratamientos biológicos a la operación avanzada de los digestores en varias etapas, tema que se trata en el apartado 6.4.2.
- **Tratamientos térmicos:** el objetivo de los pretratamientos térmicos es doble. Por una parte, facilitar la degradación de algunas macromoléculas y solubilizar la materia orgánica (aumento de la biodisponibilidad) y por otra parte, y dependiendo de la temperatura y el tiempo, higienizar la materia orgánica para reducir o eliminar microorganismos indeseables. Existen diversas tecnologías que se diferencian en la forma de aplicar el calor; los pasteurizadores

suelen aplicar el calor por conducción (recipientes encamisados por ejemplo), y otros métodos incluyen el uso de corrientes de vapor y/o de altas presiones.

- **Tratamientos físicos:** consisten en la solubilización de la materia orgánica mediante la reducción del tamaño de partícula o la lisis celular. Las tecnologías convencionales más empleadas incluyen los molinos de bolas, cavitación hidrodinámica, homogeneizadores de alta presión o centrífugas con desintegrador de fango. En comparación con otros pretratamientos, algunos estudios concluyen que los tratamientos mecánicos no son tan eficaces, ya que requieren más energía eléctrica de la que se genera con el exceso de biogás producido (Winter y Müller, 2002, Zhang, 2010, Pérez-Elvira, 2011). Existen otros tratamientos físicos innovadores, como la hidrólisis térmica o ultrasonidos, que se han empezado a utilizar ampliamente con bastante buen resultado, por lo que se describen a continuación.

6.3.1. Hidrólisis térmica

El proceso de hidrólisis térmica (THP) consiste en el tratamiento de los fangos con vapor a presión (6-15 bar) y temperatura (150-190°C) por un tiempo de unos 30-60 minutos con el objetivo de romper la estructura celular de las bacterias y solubilizar la materia orgánica, produciendo un producto más fácilmente digerible. Las ventajas principales de este proceso son:

- Reducción de la viscosidad del fango, lo que permite doblar la carga orgánica en el digester (hasta 8-12% MS), reduciendo el volumen del digester convencional a 1/3 - 1/2 del volumen.
- Aumento de la biodegradabilidad y de la producción de biogás en un 35-45% (rendimientos entre el 50-65% reducción de SV).
- Mejora de la deshidratabilidad de los fangos en un 50-100% (se alcanzan sequedades alrededor del 40% MS) por lo que se reduce el volumen de fango producido en la EDAR en un 35-50%.
- Obtención de un fango libre de patógenos y estabilizado, clase A.

Sin embargo, hay otras consideraciones que deben tenerse en cuenta:

- El coste de los equipos es elevado, no siendo rentable para EDAR de pequeñas poblaciones. Normalmente se emplea en plantas con una población equivalente superior a 100.000 he o para más de 3.000 ton/año de fango.
- El fango de alimentación al THP debe tener una sequedad superior al 15% para reducir las necesidades energéticas del proceso, por lo que se requiere una etapa de deshidratación previa.

- Desde el punto de vista energético, es necesario realizar el balance energético global de la instalación para conocer con seguridad que se obtiene más energía que la que se gasta.
- Se obtiene un caudal de retorno con mayor concentración de amonio y DQO soluble no biodegradable.
- Requiere de operadores cualificados en sistemas de alta presión.

Los sistemas que han sido comercializados operan en forma discontinua (batch). El THP más empleado y con más referencias a nivel mundial es el proceso Cambi™, patentado por la sociedad noruega del mismo nombre. Con menos referencias se encuentra la tecnología Biothelys™ de Veolia. Ambos procesos son muy parecidos, diferenciándose en la disposición en serie (Cambi™) o en paralelo (Biothelys™) de los reactores. Actualmente la compañía Veolia ha desarrollado un nuevo sistema en continuo de hidrólisis térmica, denominado Exelys™, que presume ser más eficiente energéticamente que los sistemas en batch, aunque todavía no existe ninguna referencia en operación. A continuación se describen los procesos Cambi™ y Exelys™, mientras que la descripción del sistema Biothelys™ puede encontrarse en el Anexo I.

Descripción del proceso Cambi™ (www.cambi.no, Relea, 2009)

El proceso Cambi™ de hidrólisis térmica consta de tres reactores en serie denominados pulper, reactor de hidrólisis y flash. El número de reactores por línea de tratamiento oscila entre 1 y 6, dependiendo de la capacidad requerida. Los gases generados en el proceso de hidrólisis térmica se enfrían, presurizan e inyectan al digestor. La Figura 6 muestra un esquema del proceso y las etapas se describen a continuación:

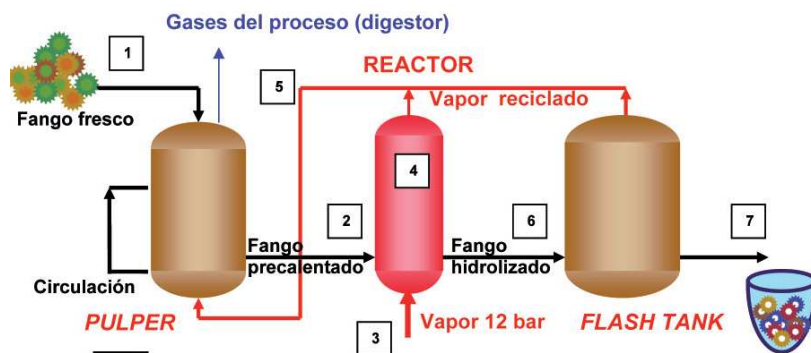


Figura 6. Esquema del proceso Cambi™.

1. El fango se deshidrata hasta un 16-17% de materia seca (MS) y se almacena antes de entrar en el sistema.
2. El fango deshidratado se alimenta en continuo al pulper, donde se mezcla con fango ya precalentado, se homogeneiza y se calienta a unos 90-100°C con el vapor recuperado de los

otros reactores. El tiempo de residencia es de 1,5 horas, aproximadamente. Los gases de proceso se enfrían y comprimen antes de ser enviados al digestor.

3. El fango homogeneizado entra al reactor central donde tiene lugar la hidrólisis térmica a 165°C y 7 bar durante 20-30 minutos, mediante la inyección de vapor a presión. Tras el tiempo de reacción se reduce la presión de 7 a 3 bar. El vapor se libera gradualmente y se recupera en el pulper.
4. Posteriormente el reactor se despresuriza de 3 a 1,2 bar y el fango esterilizado se introduce rápidamente al depósito flash o de expansión, produciéndose la destrucción celular debido a la caída de presión (explosión de vapor). El tiempo de retención son unas 1,5 horas, la temperatura se reduce hasta aproximadamente 100-105°C mediante el proceso de descompresión (flash), retornando de nuevo el vapor liberado al pulper.
5. El fango ya tratado se bombea en continuo, se diluye al 8-12% y se enfría hasta la temperatura requerida de digestión (37-40°C), en parte por la adición de agua de dilución, y en parte mediante un intercambiador de calor. El calor recuperado puede utilizarse para precalentar el fango de entrada al proceso THP.

En la Tabla 2 se muestra una comparativa entre THP Cambi y digestión convencional operando con fango mixto (primario y secundario) y sólo secundario (Relea, 2009).

Tabla 2. Parámetros comparativos proceso Cambi™ y digestión convencional.

Parámetros	Digestor convencional Primario + secundario	Digestor Cambi Primario + secundario	Digestor convencional sólo secundario	Digestor Cambi sólo secundario
Tiempo de retención	20 días	12-15 días	20-25 días	15 días
Volumen	1	1/3 - 1/2 convencional	1	1/2 convencional
Carga MS	4-6%	9-12%	2-5%	7-10%
Carga VS	2-3 kg/m ³ /día	5-7 kg/m ³ /día	1-2 kg/m ³ /día	3-5 kg/m ³ /día
pH	6,8-7,5	7,5-8	6,8-7,5	7,5-8
Temperatura	35-37°C	38-42°C	35-37°C	38-42°C
Destrucción VS	40-45%	>60%	30-40%	>50%
Calidad biogás	60-65% CH ₄ H ₂ S ++	65-68% CH ₄ H ₂ S --	60-65% CH ₄ H ₂ S ++	65-68% CH ₄ H ₂ S --
Tipo biosólido	No clase A	Clase A	No clase A	No clase A
Sequedad %MS tras deshidratar*	20-25%	32-40%	15-20%	28-32%

* Normalmente 32-35% con filtro banda o centrífuga. Hasta 40% con filtro prensa.

Descripción del proceso Exelys™ (www.veoliawaterst.es, Kline et al., 2011, Kjaer, 2011)

El proceso Exelys™ es una nueva generación de hidrólisis térmica que, a diferencia de sistemas tradicionales, funciona en continuo, lo que supone las siguientes ventajas:

- La operación se simplifica y el sistema presenta un coste de inversión y operación competitivo incluso en plantas de mediano tamaño (a partir de 30.000 he).
- El rendimiento energético es superior, originando un excelente fango hidrolizado con bajo consumo energético.

La Figura 7 muestra el esquema del proceso Exelys™ cuyas etapas se describen a continuación.

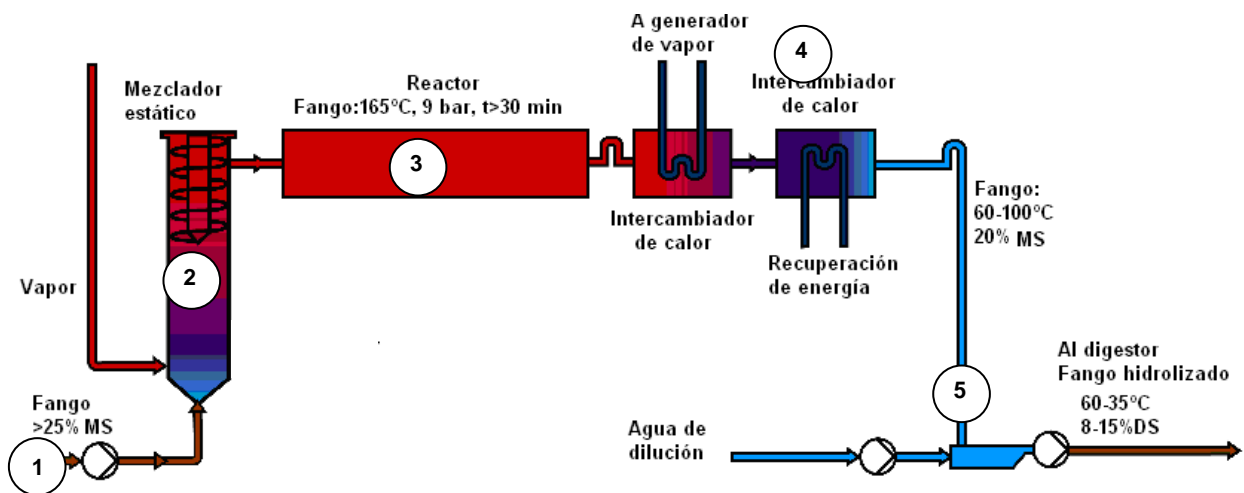


Figura 7. Esquema del proceso Exelys™

1. El fango se deshidrata hasta un 20-25% de materia seca (MS) y se almacena antes de entrar en el sistema.
2. El fango deshidratado se bombea en continuo al sistema donde se inyecta vapor a 165°C para elevar su temperatura. Un mezclador estático asegura que la mezcla vapor/fango se realiza de forma homogénea.
3. Seguidamente el fango pasa al reactor tubular presurizado (9 bar) donde permanecerá un tiempo de retención hidráulico de 30 minutos.
4. A continuación el fango hidrolizado térmicamente se enfría mediante un intercambiador de calor (con recuperación de calor).
5. Finalmente se diluye con agua enfriándolo por debajo de 90°C hasta la temperatura de operación del digestor meso o termofílico y reduciendo su contenido en sólidos, a fin de introducirlo nuevamente al proceso de digestión anaerobio.

Optimización adicional: Exelys™ DLD

El proceso Exelys™ se presenta también en una configuración patentada que consiste en una doble etapa de digestión, con una etapa de hidrólisis térmica intermedia, denominado Exelys™ DLD (Digestión-Lisis-Digestión) (ver Figura 8).

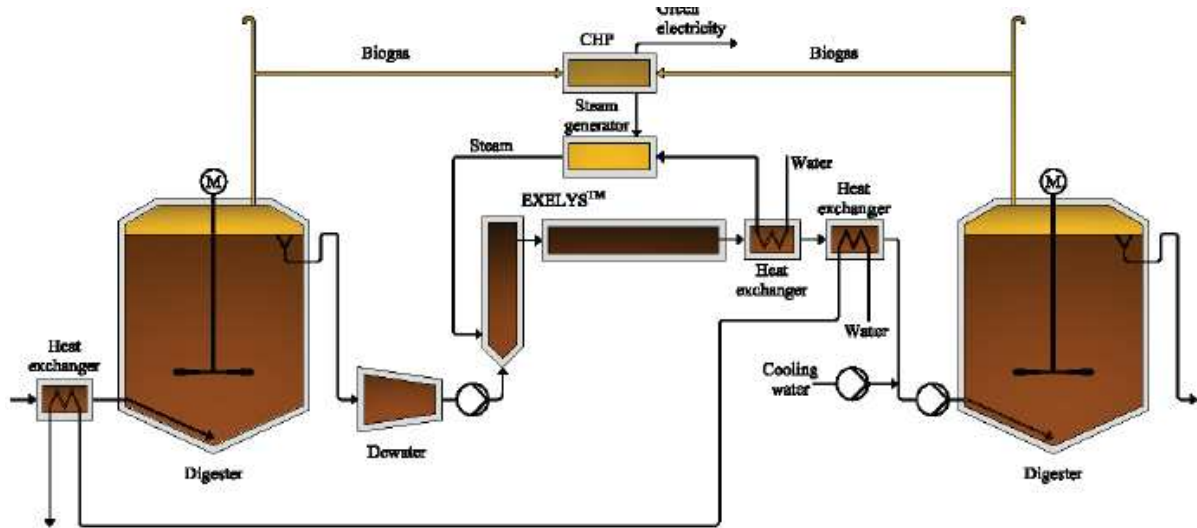


Figura 8. Esquema del proceso Exelys™ DLD.

Este tipo de operación establece las siguientes diferencias respecto al sistema batch:

- El THP se reduce de tamaño ya que la primera digestión reduce la cantidad de fangos a hidrolizar. El consumo de energía disminuye, por lo que el sistema es más eficiente energéticamente.
- Al digerir posteriormente el fango hidrolizado, los rendimientos de producción de biogás son superiores (5-10% más biogás), comparados con un sistema THP + digestión convencional.
- La calidad del digestato es mejor, se produce unas 5-10 veces menos DQO refractaria gracias a la digestión previa situada antes del Exelys™.
- Se requieren mayores costes de inversión. El sistema sólo es aplicable en plantas grandes (a partir de 200.000 he).

Caso estudio: Planta demostración (Kjaer, 2011)

A pesar de que actualmente no existen referencias en operación a escala real, el sistema Exelys™-DLD ha estado en operación desde octubre de 2010 en una planta demostración en la EDAR de Hillerød en Dinamarca (60.000 he), donde se evalúa y optimiza la operación del sistema. Anteriormente, la planta tenía una digestión termofílica anaerobia con un tiempo de retención de 25 días y una tasa de reducción del 35-40% MS. Con el sistema Exelys™ DLD el operador ha estimado un incremento del 30% de producción de biogás, ha mejorado la deshidratabilidad y ha reducido en un 25% la producción total de fango.

Balance energético de la hidrólisis térmica

A pesar de las múltiples ventajas que ofrece un pretratamiento de hidrólisis térmica en la gestión y tratamiento de fangos, desde el punto de vista del balance energético es necesario estudiar cada caso en particular. El sistema puede operarse de dos maneras:

- Se emplea todo el biogás en el sistema de cogeneración para maximizar la generación de energía eléctrica. El vapor se produce principalmente en la caldera de recuperación del calor residual de la cogeneración, procedente de los gases de escape y del agua de refrigeración del motor/ turbina. Si es necesario, se emplea combustible fósil adicional en la caldera para cubrir la demanda de vapor.
- Se aprovecha el biogás para la generación de vapor en la caldera y el resto para generar energía eléctrica en el sistema de cogeneración (sistema térmicamente autosuficiente).

Algunos autores (Bungay, 2009) establecen que la hidrólisis térmica no es energéticamente autosuficiente, si no que requiere entre un 25-35% de combustible adicional. En otros casos se ha comprobado que la demanda de energía calorífica se cubre en su totalidad mediante el biogás producido (Chauzy et al., 2007) o que el biogás requerido por la caldera de generación de vapor supone sólo un 8% del total (Jolly y Gillard, 2009).

En general, hay que tener en cuenta las siguientes cuestiones a la hora de analizar la eficiencia energética de un proceso de hidrólisis térmica:

Energía eléctrica:

- Se genera más electricidad debido al incremento de biogás
- Se consume menos electricidad en la instalación de tratamiento de fango ya que se reduce el tamaño o el número de equipos: digestores, bombeo, deshidratación.
- Se requiere electricidad adicional para la deshidratación previa hasta 15-10 %MS y los bombeos intermedios del sistema.

Energía térmica:

- Se requiere un consumo de biogás elevado para la generación de vapor.
- Normalmente no se requerirá calentar los digestores, ya que el fango se introduce a temperatura

Se muestra a continuación un caso estudio de la implantación de un sistema de hidrólisis térmica, cuyo balance energético es positivo.

Caso estudio: Ampliación EDAR Woodward Avenue, Canadá (Ross et al., 2010)

En la ampliación de la EDAR Woodward Avenue (aumento de capacidad de 450.000 a 600.000 he), se estudiaron distintas tecnologías de pretratamiento, identificando la hidrólisis térmica como

la más apropiada, ya que la deshidratación del fango previa a la digestión ahorra la inversión en nuevos digestores. Se analizó el balance energético y la viabilidad económica (teniendo en cuenta los costes de disposición de fangos y el beneficio por la venta de energía renovable) para dos opciones: caso base (ampliación de la digestión mesoflica) y digestión avanzada con THP.

La EDAR disponía de 3 digestores anaerobios de aproximadamente 23.000 m³ que estaban al límite de su capacidad, y un sistema de cogeneración de 1,6 MW. Para el estudio de ampliación se tuvieron en cuenta los siguientes datos:

Tabla 3. Datos de diseño de la ampliación de la EDAR Woodward Avenue.

	Caso base	Hidrólisis térmica
Digestores	3 + 2	3
CHP	1,6 MW + 1 MW	1,6 MW + 1,6 MW
Reducción SV (%)	44%	50%
Deshidratabilidad fango (%MS)	27%	30%

En el balance energético (ver Tabla 4) se comprueba que la instalación del THP genera un excedente eléctrico respecto a la simple ampliación del tratamiento de digestión, en que se demanda más electricidad que la generada in situ. Además, en el caso base se requiere gas natural adicional para calentar los digestores, mientras que con el THP se genera calor en exceso.

Desde un punto de vista económico, la ampliación con THP supone unos costes de inversión un 48% superiores al caso base, aunque los costes de operación y mantenimiento son un 30% inferiores. El análisis de costes en su ciclo de vida total (20 años) es ligeramente inferior en el caso con pretratamiento mediante THP y la dependencia energética de la EDAR se reduce.

Tabla 4. Balance energético de la ampliación de la EDAR Woodward Avenue.

		Caso base	Hidrólisis Térmica
Total energía consumida	kWh/d	53.217	14.603
Pre-deshidratación	kWh/d	0	2.089
Pre-condicionamiento	kWh/d	0	1.089
Mezclado digestores	kWh/d	11.095	6.934
Calentamiento (suplementario al obtenido del CHP)	kWh/d	38.180	0
Deshidratación	kWh/d	3.942	3.745
Total energía generada	kWh/d	50.212	62.660
Energía neta generada	kWh/d	-3.005	48.057

6.3.2. Ultrasonidos

El fundamento de la tecnología de ultrasonidos (US) se basa en la utilización de la energía provocada por una cavitación controlada. El funcionamiento de un reactor de ultrasonidos consiste en la creación de oscilaciones eléctricas de frecuencia superior a 20 KHz por medio de un generador, que se convierten en oscilaciones mecánicas - vibraciones - mediante un convertidor. Esto crea presiones positivas y negativas que crean microcavidades en el líquido que colapsan posteriormente, proceso denominado cavitación. En los puntos donde implosionan las burbujas se crean unas condiciones de alta presión y temperatura (500 atm y 5.000 °C aproximadamente) lo que hace que se rompan las paredes celulares de cualquier microorganismo que se encuentre cerca de estos puntos de energía (www.weber-entec.de). La Figura 9 muestra un equipo de US comercial.



Figura 9. Reactor Sonix™: exterior y detalle de los componentes de un cabezal.

Los efectos de la aplicación de ultrasonidos en la corriente de fangos de una depuradora son la destrucción de flóculos y la ruptura de las paredes celulares de los microorganismos. De esta manera se incrementa el contenido de biosólidos fácilmente biodegradables y se favorecen los procesos posteriores de digestión (Simón et al., 2007). Como con otros pretratamientos, normalmente sólo se aplicarían ultrasonidos a la purga de los fangos activos donde se ha demostrado que, con un nivel apropiado de sonicación, se alcanzan tasas de reducción similares a las del fango primario, aumentando la reducción de SV de un 40 a un 60%. Como los US aumentan la tasa de hidrólisis, el impacto será mayor sobre digestores con TRH cortos donde la etapa de hidrólisis sea limitante (Roxburgh et al., 2006).

Balance energético

El tiempo de retención en el equipo de US y la frecuencia de las oscilaciones determinan la cantidad de energía consumida por el sistema (Hellstedt et al., 2010). El consumo energético de un equipo de ultrasonidos es alto en comparación con otros pretratamientos. Jolly y Guillard (2009) dan valores de 2,5 kWh/m³ fango tratado y en su estudio el balance energético es negativo para estos sistemas (se consume más energía que la que se gana) en comparación con la digestión mesófila tradicional.

Casos estudios: EDAR de Vilanova i la Geltrú y EDAR Molina del Segura.

Dos de las referencias en España donde se ha aplicado la tecnología de ultrasonidos con éxito son las EDAR de Vilanova i la Geltrú, Barcelona (Moragas et al., 2007) y la EDAR Molina del Segura, Murcia (Simón et al., 2007), donde se han instalado equipos Sonix™ (ver Figura 9). La Tabla 5 muestra los parámetros obtenidos en la aplicación de los ultrasonidos en las EDAR comparado con los rangos teóricos que ofrece otro de los fabricantes (www.weber-entec.de). Se observa que los resultados son muy parecidos y acordes con lo que ofrecen los fabricantes. Además, ambas plantas han aumentado el porcentaje de energía cogenerada.

Tabla 5. Rendimiento de sistema de ultrasonidos en dos EDAR españolas.

	Rango teórico	EDAR Vilanova i la Geltrú	EDAR Molina de Segura
Incremento de la eliminación de la materia orgánica (SV)	10-20 %	sin dato	8%
Incremento en la producción de biogás en el digestor	10-20 %	19% (de 0,47 a 0,56 Nm ³ biogás/kg MValim)	18%
Reducción del contenido de sólidos del fango	5-10 %	8% (esperado)	10%

Sin embargo, existen aplicaciones con ultrasonidos en otras EDAR en España que no han dado resultados satisfactorios. Esto puede ser debido a la gran capacidad de digestión anaerobia disponible (Díaz, 2012).

6.3.3. Conclusiones sobre los pretratamientos

Actualmente existe un gran campo de investigación sobre estas tecnologías. Algunos autores han evaluado el balance energético a escala de laboratorio o escala industrial (Mata-Álvarez et al., 2007, Phothilangka, 2008, Pérez-Elvira, 2011), en otras publicaciones se realiza un estudio de la viabilidad técnica y económica de varias tecnologías (Schafer et al., 2002, Winter y Müller, 2002, Elliott y Mahmood, 2007, Jolly y Gillard, 2009) o el estudio medioambiental mediante la aplicación de Análisis de Ciclo de Vida (Carballa et al., 2011).

Sin embargo, a pesar de toda la información bibliográfica disponible, las diferentes condiciones de aplicación de los pretratamientos (escala piloto o real, en batch, fango mixto o sólo secundario, tiempo de retención, etc.) hace muy difícil realizar una comparativa fiable entre las distintas tecnologías. Además, se han encontrado informes con resultados contradictorios. Por otro lado, hay poca información sobre la integración y el balance global energético en las EDAR donde se han

aplicado los pretratamientos, lo que no permite sacar conclusiones definitivas sobre qué métodos son los más eficientes energéticamente.

La Tabla 6 muestra un cuadro resumen con las ventajas e inconvenientes de la aplicación de un pretratamiento de los fangos previo a la digestión anaerobia.

Tabla 6. Ventajas e inconvenientes de los pretratamientos de los fangos.

Ventajas	Inconvenientes
- Incremento de la producción de biogás y generación de energía con cogeneración.	- Coste de inversión elevado.
- Reducción de la cantidad de fangos, disminución de los costes de disposición.	- Coste energético adicional en forma de calor o electricidad.
- Aumento de la capacidad de los digestores por aumento de la carga orgánica admisible.	- Aumento de la concentración de nutrientes en los caudales de retorno.
- Mejora, en general, de la deshidratabilidad del fango.	- Fango con bajo pH (en los métodos químicos u oxidativos).
- Estas tecnologías pueden instalarse en plantas ya existentes o incluirse en nuevas plantas.	
- Obtención de un fango de Clase A (tratamientos térmicos).	

La elección de un tipo de pretratamiento dependerá de las necesidades y las condiciones técnicas de cada planta y en principio, requerirá de un análisis previo para su implantación. Lo más recomendable es hacer un estudio en cada caso, en particular del rendimiento de la digestión anaerobia de la EDAR y si es posible llevar a cabo un piloto con los pretratamientos que se consideren más ventajosos. Los puntos importantes a analizar son, además del incremento de la producción de biogás, el consumo eléctrico y térmico del pretratamiento, el consumo de químicos, el grado de deshidratabilidad del fango tras la digestión y la reducción del volumen de fangos.

Finalmente, a pesar de los altos costes de inversión requeridos en la mayor parte de los pretratamientos, el aumento generalizado de los costes de disposición de fangos y de la energía pueden compensar los costes de inversión y operación, por lo que los beneficios globales obtenidos con el pretratamiento pueden ser económicamente eficientes. De hecho, está comprobado que la instalación de pretratamientos en plantas con los digestores muy sobrecargados, son más rentables que la construcción de nuevos digestores (Bungay, 2009).

6.4. Operación avanzada del reactor anaerobio

6.4.1. Digestión termofílica

El incremento de la temperatura en la digestión anaerobia trae consigo un aumento de la velocidad de crecimiento de los microorganismos, lo que para igual tasa de reducción de materia orgánica se permiten menores tiempos de reacción. Se requiere por lo tanto un volumen inferior del digestor y suele ser una opción para reducir el TRS o aumentar la carga orgánica del digestor. Otra ventaja es que asegura tasas superiores de destrucción de patógenos (Mata-Álvarez et al., 2007). El efecto de la temperatura sobre el tiempo de digestión se representa en la Figura 10 (Hernández, 1998).

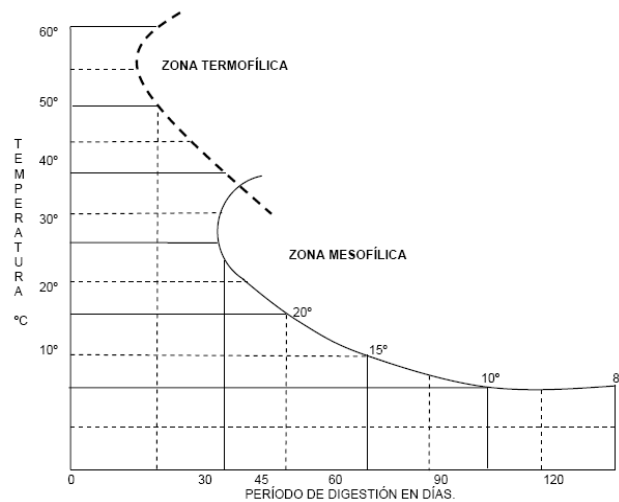


Figura 10. Efecto de la temperatura en la digestión anaerobia.

Aunque las tasas de crecimiento y reacción son superiores, estos reactores presentan otros inconvenientes que exigen un mayor control por lo que la mayoría de los digestores convencionales funcionan en el rango mesofílico. Sin embargo, actualmente, con los avances en los sistemas de control, se vuelve a estudiar y tener experiencias satisfactorias en la aplicación de digestores termofílicos en EDAR urbanas (Spinosa et al., 2011). La Tabla 7 recoge una comparativa entre la digestión mesofílica y termofílica (Riau et al., 2007).

Tabla 7. Comparativa entre la digestión mesofílica y termofílica.

	Digestión mesofílica	Digestión termofílica
Temperatura	35-40 °C	55-60 °C
Tiempo retención sólidos (TRS)	>20 días	≤20 días
Producción biogás	Menor eficiencia en la reducción de materia orgánica	- Mayor velocidad de reacción y mayor producción de biogás - Contenido en metano más alto y reducción de H ₂ S en el biogás
Calidad fangos digeridos	Menor desactivación de patógenos	Elevada eliminación de patógenos (biosólido Clase A, si se opera en batch)
Requerimiento energético	No necesita energía adicional	Requiere energía adicional para calentar el digestor
Costes inversión	Mayor inversión (más volumen)	Menor inversión
Operación	- Formación de espumas habitual - Poco sensible a cambios en las condiciones de operación	- Reducida formación de espumas - Más sensible a cambios en las condiciones de operación (VCO, características del fango de alimentación, temperatura) - Elevada concentración de AGV

Varias instalaciones están transformando sus sistemas de digestión de mesofílico a termofílico con el objetivo de tener capacidad suficiente de tratamiento, mejorar la reducción de SV y obtener un fango de Clase A libre de patógenos. Otras instalaciones realizan una doble etapa de digestión mesofílica y termofílica, de manera que pueden obtener las ventajas de los dos tipos de operación (Schafer et al., 2002).

Si se aumenta la temperatura al rango termofílico en un digestor donde la carga orgánica es muy elevada o el tiempo de retención es muy corto, la producción de biogás aumenta normalmente y el proceso es más eficiente. Sin embargo, algunas experiencias muestran que el cambio de condiciones mesofílicas a termofílicas con un tiempo de retención fijo, o cuando el digestor mesofílico operaba correctamente, no trae siempre un aumento en la producción de biogás (Hellstedt et al., 2010, Bigot, 2011).

Riau et al. (2007) analiza la influencia del tiempo de retención de sólidos y VCO sobre la eficacia de eliminación de DQO y SV en condiciones termofílicas (55°C) y mesofílicas (35°C) y observa

que para tiempos de retención de 20 días ($VCO=1,95 \text{ kg VS/m}^3/\text{d}$), el proceso termofílico es significativamente mejor que el mesofílico mientras que para 30 días ($VCO=1,30 \text{ kg VS/m}^3/\text{d}$) no existen ventajas significativas entre un tipo de digestión u otra. Por lo tanto, la gran ventaja de aplicación de la digestión termofílica se da a tiempos de retención bajos, ya que a tiempos elevados, los rendimientos son similares en la digestión mesofílica.

Caso estudio: Planta piloto en la EDAR de Molina de Segura.

Se ha realizado un estudio en planta piloto en la EDAR de Molina de Segura (Pascual, 2011) con un digester anaerobio termofílico (DAT) de 15 m^3 a 55°C . Los resultados del estudio piloto se comparan con los resultados de la digestión mesofílica (DAM) de la EDAR en la Tabla 8.

Tabla 8. Estudio piloto DAT en la EDAR de Molina de Segura.

	DAM	DAT
Velocidad Carga Orgánica ($\text{kg SV/m}^3/\text{día}$)	0,8	1,6
Tiempo de retención (días)	59,3	20,3
Producción específica de biogás	1,09 $\text{Nm}^3/\text{kg SV}_{\text{elim}}$	1,3 $\text{Nm}^3/\text{kg SV}_{\text{elim}}$
	0,48 $\text{Nm}^3/\text{kg SV}_{\text{alim}}$	0,53 $\text{Nm}^3/\text{kg SV}_{\text{alim}}$

Las conclusiones del estudio han sido:

- Con la digestión termofílica se puede trabajar con menores tiempos de retención y mayores velocidades de carga orgánica, obteniendo una elevada o incluso superior producción de biogás.
- Se obtiene un fango más resistente y además es posible alcanzar mayores sequedades tras la deshidratación del fango, pero se necesita una mayor dosis de polielectrolito para alcanzar el mismo porcentaje de deshidratabilidad.
- Las necesidades energéticas para calentar el fango son superiores aunque se podría compensar por la mayor calidad del fango obtenido y la disminución en el volumen necesario de digester.
- El balance neto, considerando el menor tiempo de retención hidráulico es de un ahorro de 24.857 kWh/año , es decir, unos 2.170 €/año .

6.4.2. Digestores anaerobios avanzados

Se han desarrollado varios tipos de reactores anaerobios avanzados para obtener mejores rendimientos en forma de mayor reducción de sólidos volátiles y producción de biogás. Entre las distintas configuraciones existentes, las más comunes son (Cortacáns, 2011):

- **Digestión en doble etapa:** Son dos reactores en serie que operan al mismo régimen de temperatura, en régimen mesófilo o termófilo. Con esto se consiguen ventajas de proceso, tasas superiores de degradación de SV y producción de biogás más elevada.
- **Digestión en fases de temperatura** (en inglés TPAD, *Temperature-Phased Anaerobic Digestion*): Consiste normalmente en una primera etapa termofílica con bajo tiempo de retención, seguida de una mesofílica, con el objetivo de sumar las ventajas de los dos sistemas. En la fase termofílica se da una velocidad de hidrólisis y actividad biológica más elevadas, mayor destrucción de SV y menor concentración de patógenos; en la fase mesofílica se completa la eliminación de SV, se obtiene un fango con mejor deshidratabilidad y con reducida concentración de compuestos con olor. Distintas instalaciones de este tipo en EEUU alcanzan elevadas producciones de biogás y reducción de SV (Schafer et al., 2002), llegando a obtener incrementos de producción de biogás del 20-30% y hasta 50%. Sin embargo, Cortacáns (2011) concluye que no se obtienen ventajas tan claras entre los sistemas TPAD y los digestores termofílicos, por lo que los TPAD han evolucionado a sistemas termofílicos por etapas.
- **Digestión en dos fases:** En esta categoría se separa la fase ácida de la fase metanogénica. Puede realizarse en régimen meso o termofílico, aunque lo habitual es el mesofílico. Las condiciones en cada reactor son las óptimas para que se desarrollen las distintas fases de la digestión anaeróbica: bajo TRS y pH para las etapas hidrolíticas y acidogénicas en el primer reactor y mayores TRS para el desarrollo de bacterias metanogénicas en el segundo reactor. En la Figura 11 se muestran las condiciones operativas normales de este tipo de sistemas. También se pueden encontrar variaciones del sistema con distintas temperaturas, fundamentalmente termo-meso para conseguir biosólidos de clase A.

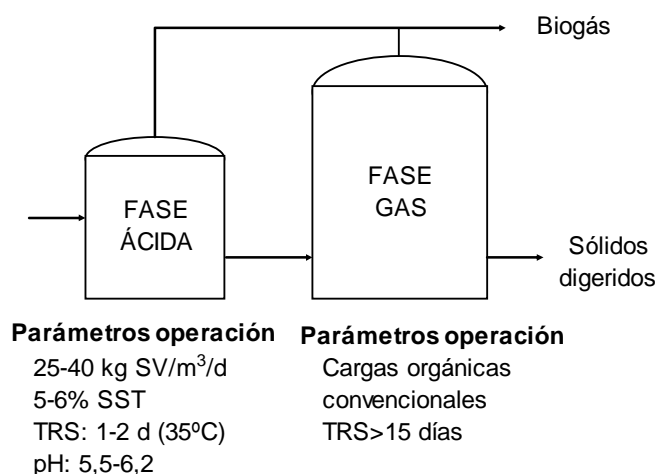


Figura 11. Digestión anaerobia en dos fases.

Las ventajas son: sistema más estable con un tiempo de retención global inferior al correspondiente con un único reactor (IDAE, 2007), incremento de la carga orgánica y la producción de metano (Schafer et al., 2002). El porcentaje de eliminación de SV están en el rango del 45-65% (Abu-Orf et al., 2011). Sin embargo, se ha observado que a menudo se desacoplan las dos etapas por una elevada concentración de H₂ que inhibe la correcta operación del primer reactor. Este hecho hace que no sea un sistema muy extendido (Bonmatí et al., 2009).

- **Digestión de tres fases:** Es la combinación de la digestión de dos fases ácida/gas y en fases de temperatura.

6.5. Codigestión

La codigestión consiste en el tratamiento conjunto de dos o más residuos orgánicos diferentes. La principal ventaja consiste en el aprovechamiento de la complementariedad de la mezcla, ya que se compensan las carencias de nutrientes, se diluyen inhibidores y se aumenta la concentración de materia orgánica. Otras ventajas asociadas al proceso de codigestión son: (Carballa y Lema, 2011, Montes, 2008)

- Se incrementa el potencial de producción de biogás consiguiendo un proceso más eficaz.
- Se comparten las instalaciones de digestión y aprovechamiento energético, disminuyendo los costes de inversión y explotación.
- Se amortiguan las variaciones temporales en composición y producción de cada residuo por separado.
- Se unifica la gestión de residuos orgánicos.

Sin embargo, hay que tener en cuenta determinados aspectos, como determinar la proporción adecuada de cada sustrato en la mezcla, ya que se puede introducir sustancias tóxicas o inhibidoras para el proceso anaerobio. Además, la codigestión no debe esconder prácticas de dilución de contaminantes, tales como metales pesados, por lo que el control de la calidad del residuo anaerobio es obligado en la operación de estos digestores (Montes, 2008). Por otro lado, la gestión conjunta de residuos conlleva poseer la autorización pertinente de la Autoridad Competente (Ordoñez, 2011).

La codigestión aplicada a fangos de depuradora es una práctica que se ha potenciado en los últimos años para mejorar el rendimiento de los digestores, ya que algunos de ellos están sobredimensionados. El aumento de tasa de producción de biogás en codigestión depende del tipo de mezcla y de los parámetros de operación del digestor, pero fácilmente se pueden alcanzar

incrementos del 50% (Mata-Álvarez et al., 2007, Bonmatí et al., 2009). El beneficio económico obtenido del aumento de la generación de energía es un factor clave y con la codigestión es fácil alcanzar el autoabastecimiento energético existiendo ejemplos de EDAR a escala real (Schwarzenbeck et al., 2008).

Entre los tipos de sustratos empleados en la codigestión con fangos de depuradora podemos encontrar: fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU), cuya abundancia en zonas urbanas y compatibilidad hacen que sea un cosustrato idóneo (Fernández, 2010), residuos industriales (Morenilla et al., 2010b) o agroindustriales (ganaderos o restos de cultivos), lixiviados de vertedero (Pastor, 2009, Morenilla et al., 2010a), etc. La Tabla 9 muestra la producción de biogás de distintos residuos en bruto de la industria alimentaria, indicando el porcentaje de materia orgánica (SV) y su composición (IDAE, 2007). Se observa que existe una elevada producción de biogás para los aceites debido a su alto contenido en materia orgánica y alto potencial energético y que el valor relativo más bajo corresponde a los fangos de depuración.

Tabla 9. Potencial de producción de biogás de algunos residuos orgánicos de la industria alimentaria.

Tipo	Contenido orgánico	Sólidos volátiles (%)	Producción de biogás (m³/tonelada)
Aceites de pescado	30-50% lípidos	80-85	350-600
Suero	75-80% lactosa, 20-25% proteínas	7-10	40-55
Suero concentrado	75-80% lactosa, 20-25% proteínas	18-22	100-130
Hidrolizados de carne y huesos	70% proteínas, 30% lípidos	10-15	70-100
Mermeladas	90% azúcares, ácidos orgánicos	50	300
Aceite soja/ margarinas	90% aceites vegetales	90	800-1,000
Bebidas alcohólicas	40% alcohol	40	240
Fangos residuales	Hidratos de carbono, lípidos, proteínas	3-4	17-22
Fangos residuales concentrados	Hidratos de carbono, lípidos, proteínas	15-20	85-110
FORSU separado en origen	Hidratos de carbono, lípidos, proteínas	20-30	150-240

Por lo tanto, residuos con elevada carga orgánica (>20.000 mg/l DQO), con bajo contenido en sulfatos y sulfuros y sin biocidas serán susceptibles de un aprovechamiento con digestión anaerobia en depuradora (Santos, 2001). Las precauciones a tener en cuenta al realizar la codigestión en una EDAR, además de la logística en la gestión de los residuos, es el posible aumento de carga de nutrientes en los caudales de retorno, por lo que hay que ajustar el proceso biológico (Ordóñez, 2011).

Casos estudio: EDAR Albufera Sur, EDAR de Paterna, EDAR de Poble del Farnals y EDAR de Molina de Segura.

La codigestión con melaza en la EDAR Albufera Sur y en la EDAR de Paterna, Valencia, ha incrementado en un ratio de 58% y 23% la generación de biogás por kg SV eliminado respectivamente (Morenilla et al., 2010b). También se han obtenido resultados satisfactorios en ensayos en planta piloto en la EDAR de Poble del Farnals, Valencia, mezclando una pequeña proporción de aceites usados (Pastor, 2009).

Respecto al incremento de la producción eléctrica en la cogeneración, la experiencia con lixiviados de vertedero en la EDAR de Molina de Segura, Murcia y en la EDAR de Poble de Farnals se obtuvo un incremento de la producción eléctrica del 35,6% y 45,7% respectivamente (Morenilla et al., 2010a). En el caso de la EDAR de Paterna y codigestión con melaza, se obtuvo un aumento del 65%.

6.6. Equipos de aprovechamiento del biogás

El biogás producido en los procesos de digestión anaerobia puede tener diferentes aprovechamientos energéticos:

- Generación de energía térmica (calor) en una caldera.
- Generación de electricidad y calor en los sistemas de cogeneración con motores o turbinas.
- Pilas de combustible.
- Combustible en una red de gas natural o como combustible de automoción.

La cogeneración (*CHP: Combined Heat and Power*) se define como la generación combinada de energía calorífica (en forma de vapor o agua caliente) y electricidad (o en su defecto energía mecánica). Es una tecnología con una alta eficiencia ya que se aprovecha la energía calorífica, normalmente en el centro de producción, mientras que la electricidad puede consumirse in situ o exportarse a la red. Si la energía eléctrica se consume in situ se evitan las pérdidas de transporte en red, aumentando la eficiencia del sistema. La Figura 12 muestra un esquema básico de cogeneración con motor (Blanco y García, 2012).

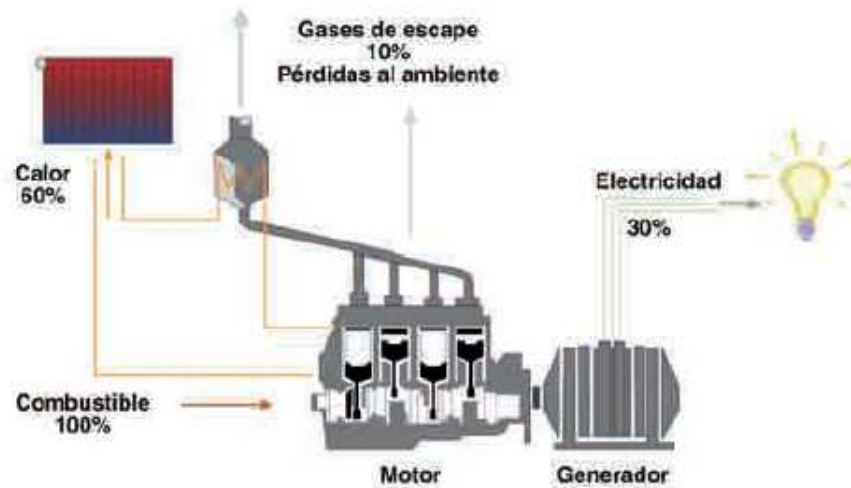


Figura 12. Esquema básico de una microgeneración.

El aprovechamiento del biogás en sistemas de CHP es una gran fuente de energía renovable en la industria del agua. La energía térmica producida se emplea típicamente para cubrir la demanda calorífica de los digestores y para calentamiento de espacios, mientras que la electricidad se consume in situ o se inyecta a la red. Es una opción técnica y económicamente viable con un potencial de desarrollo.

En los sistemas CHP de las depuradoras se emplean principalmente motores de combustión interna, aunque en los últimos años se está introduciendo el uso de microturbinas. En el Anexo I se describe el funcionamiento de cada uno de ellos mientras que en la Tabla 10 (Torres y Martín, 2009) se han resumido las diferencias entre los dos sistemas. Por otro lado, el uso de pilas de combustible en depuradoras está en constante desarrollo, como por ejemplo el proyecto biocell (www.life-biocell.eu), aunque a día de hoy no sea rentable económicamente su aplicación a escala industrial.

Tabla 10. Comparativa de motores y microturbinas.

	Motores	Microturbinas
Rango de potencia	30 kW -30 MW	30 -250 kW
Calidad requerida en el biogás	Bajo contenido en H ₂ S y siloxanos	Bajo contenido en siloxanos. Soporta alto contenido en H ₂ S, pero es recomendable eliminarlo.
Calidad gases escape	Elevadas emisiones de NO _x (entre 250 y 500 ppm)	Muy bajas emisiones de NO _x (9 ppm)
Vida útil	25.000 – 50.000 horas de vida	40.000 – 80.000 horas de vida
Presión alimentación del biogás	0,068 - 3,1 bar	3,44 - 5,5 bar. Requiere de un compresor

Mantenimiento	Elevado, normalmente cada 1500 horas	Sencillo, cada 8.000 h
Variación rendimiento eléctrico	Sensible al contenido de metano	Independiente del contenido en metano y funcionamiento con bajo contenido en metano
Rendimiento eléctrico	30-40%	28-33%
Rendimiento energía calorífica	40% en gases de escape y agua refrigeración de camisas	41% en gases de escape
Rendimiento total	70-80%	65-75%
Dimensiones y peso	Elevado	Ligeras, ocupan poco espacio
Nivel de ruido	Elevado	Bajo
Refrigeración	Por agua	Por aire
Lubricación	Con aceite	Con aire

Los motores de combustión son un producto fiable, con enorme disponibilidad y de los que se posee una gran experiencia. Aunque requiere de un mantenimiento preventivo y correctivo elevado, se puede alcanzar hasta 40.000-80.000 horas de vida útil con mantenimientos adecuados. Las microturbinas, a pesar de tener un coste de inversión más elevado que los motores, tienen unas características que las han hecho interesantes para su instalación en depuradoras de pequeño o mediano tamaño (Moragas et al., 2009):

- Pueden adaptarse a diferentes calidades del biogás sin perder rendimiento, aprovechando un biogás con tan sólo un 35% de metano.
- Mantienen una elevada eficiencia energética a cargas parciales (al 50% de su carga mantiene el 85% del rendimiento eléctrico).
- Gran modularidad, que supone instalar varias turbinas que pueden arrancar y parar en función de la cantidad de biogás, comparada con un único motor de mayor tamaño que tendría muchos problemas para seguir en funcionamiento a bajas cargas parciales.

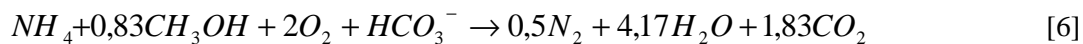
Caso estudio: Microturbinas en la EDAR de Rubí. (Blasco et al., 2009)

En esta EDAR, donde la producción diaria de biogás no es constante, se decidió instalar tres microturbinas de 65 kW cada una, con un 29% de rendimiento eléctrico unitario. La gran ventaja de esta solución era su flexibilidad en la operación. Aunque la opción de instalar motores suponía un menor coste de inversión por kW, el hecho de alimentar el motor con cargas variables (70%) por la disponibilidad de biogás en la planta, el rendimiento económico se hace similar a las microturbinas.

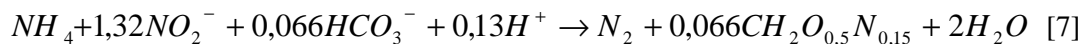
6.7. Nuevos procesos de tratamiento de aguas de retorno

La corriente de retorno de la etapa de deshidratación del fango digerido, que se introduce de nuevo al tratamiento biológico, está muy cargada en nutrientes (N en forma de amonio y P como ortofosfato). Este caudal puede llevar entre el 15-25% de la carga de nitrógeno de la entrada de la EDAR, lo que supone un aumento considerable de nitrógeno que debe ser tratado (Vázquez et al., 2011). Se ha visto además que una de las consecuencias de aumentar la biodegradabilidad del fango para maximizar la conversión a biogás, es el aumento de nutrientes y materia orgánica en la corriente de retorno. Es recomendable, por tanto, eliminar estos nutrientes de la forma energéticamente más eficiente y previamente a la incorporación al caudal general de la planta.

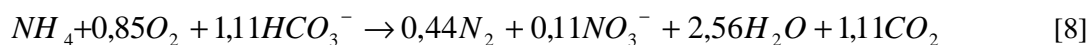
La eliminación convencional del nitrógeno mediante los procesos de nitrificación (oxidación mediante bacterias autótrofas) y desnitrificación (mediante bacterias heterótrofas en condiciones anóxicas) requiere un aporte importante de oxígeno (4,6 kg O₂/kg N-NH₄) y un consumo de materia orgánica carbonosa, lo que conlleva un elevado consumo energético. La ecuación estequiométrica total se representa en la ecuación 6.



En los últimos años se ha desarrollado el proceso Anammox (*Anaerobic Ammonium Oxidation*) que consiste en la oxidación autótrofa del amonio a nitrógeno gas utilizando nitrito como aceptor de electrones (ecuación 7), sin necesidad de aportar materia orgánica ni oxígeno.



Aplicando una nitrificación parcial del amonio junto con el proceso Anammox, se puede eliminar el nitrógeno de la corriente de retorno de una forma mucho más eficiente que la nitrificación/desnitrificación convencional. El proceso de eliminación del nitrógeno mediante este proceso se representa en la ecuación 8.



Este proceso presenta varias ventajas desde el punto de vista de optimización energética:

- Se reduce el consumo de oxígeno en un 67% y, por lo tanto, el consumo energético asociado.
- Se requiere menos cantidad de materia orgánica para llevar a cabo la desnitrificación de ese nitrógeno en el reactor biológico, lo que incrementará los fangos en el digestor anaerobio.

7. BALANCE ENERGÉTICO

A continuación se realiza un balance energético de una EDAR con digestión anaerobia y sistema de cogeneración, en la que se llevan a cabo diversas estrategias de mejora energética. Para ello, se toman como datos de referencia los consumos energéticos indicados en el apartado 4 y los rendimiento estándar de la digestión anaerobia del apartado 5. La Tabla 11 recoge los datos de referencia de generación y potencial energético del biogás empleados.

Tabla 11. Características del biogás generado.

Hipótesis de generación de biogás	
Producción de biogás	1 Nm ³ biogás/kg SV eliminado
Porcentaje de CH ₄	65%
Potencia biogás	6,4 kWh/Nm ³ biogás

Las medidas de mejora energética seleccionadas son:

- Aumento del rendimiento de la decantación primaria, ya que es uno de los factores con mayor influencia en la producción de biogás y aunque aumenta los costes de operación por la dosificación en continuo de producto químico, no requiere de grandes inversiones.
- Aplicación de un pretratamiento en el caudal del fango secundario para mejorar la solubilización y aumentar el porcentaje de eliminación de biogás, como por ejemplo la hidrólisis térmica.
- Elección de un sistema de cogeneración de última generación con un rendimiento eléctrico superior.

La Tabla 12 muestra los parámetros de operación de la EDAR en el caso base y en el caso mejorado.

Tabla 12. Hipótesis de operación de la EDAR base y la EDAR mejorada.

	EDAR base	EDAR mejorada
Eficiencia decantador primario	30% eliminación DBO	50% eliminación DBO
Reducción SV en digestor	45%	60%
Rendimiento CHP	35%	40%

Los cálculos se han realizado mediante un sencillo balance de masa de la DBO, suponiendo una carga orgánica de 60 g DBO/he/d. En el Anexo II se muestra la hoja de cálculo y adjunto a este proyecto se entrega el documento Excel. En las Figuras 13 y 14 se indican los resultados para una EDAR de 100.000 he.

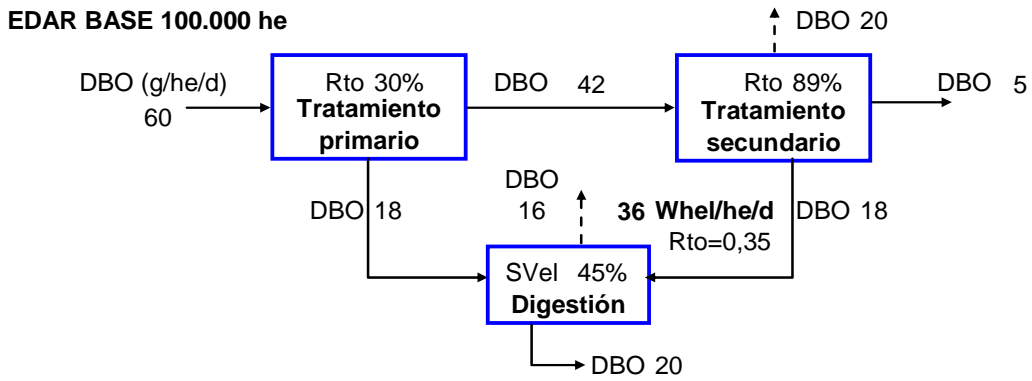


Figura 13. Balance de masa de una EDAR base de 100.000 he.

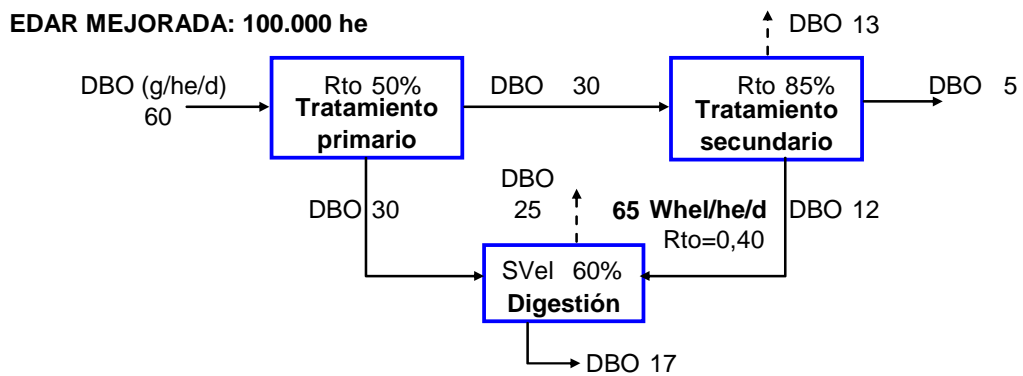


Figura 14. Balance de masa de una EDAR mejorada de 100.000 he.

La aplicación de las estrategias de mejora conlleva un aumento de la producción específica de energía eléctrica del 80%, pasando de 36 Wh/he/d a 65 Wh/he/d. En la Figura 17 se representa el gráfico de consumo eléctrico específico para distintos tamaños de depuradora y se muestra que con estas hipótesis, se obtendría una EDAR energéticamente autosuficiente a partir de un tamaño de 200.000 he.

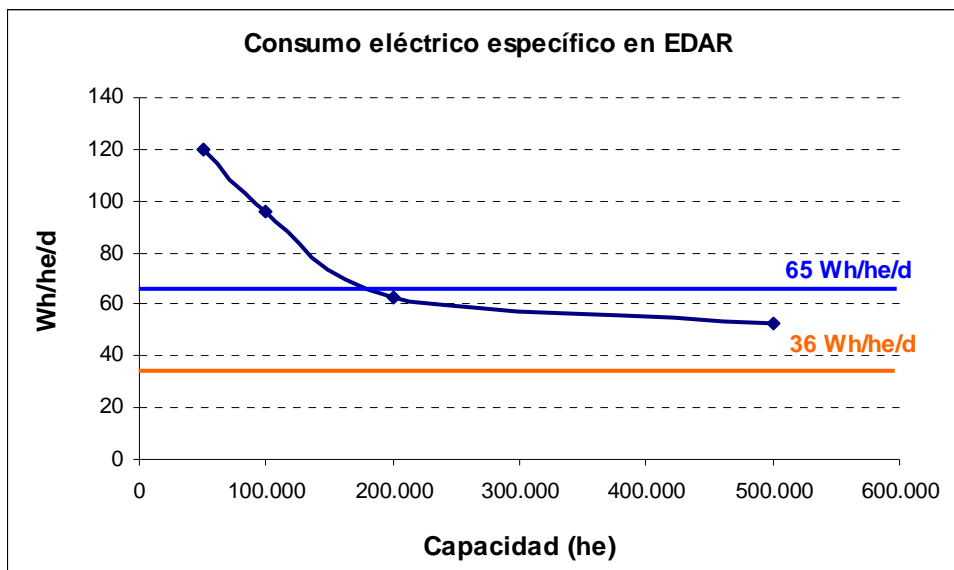


Figura 15. Consumo específico de una EDAR en función de su capacidad.

Entre estas medidas - mejora rendimiento decantación primaria, solubilización de fango mediante pretratamiento y optimización rendimiento eléctrico - el incremento de la eliminación de materia orgánica del 45 al 60% en el digestor es la medida que maximiza en mayor medida la generación eléctrica, según las hipótesis aplicadas.

En el caso de depuradoras de menor tamaño, que tienen un consumo energético superior a 90 Wh/he/día, habría que implementar otras medidas como la codigestión para alcanzar un balance energético neutro, y aplicar otro tipo de estrategias de eficiencia energética.

8. LEGISLACIÓN Y MEDIDAS INSTITUCIONALES

De forma general, se puede decir que todas las medidas de optimización energética en el sector de saneamiento están avaladas por la estrategia “20/20/20” en materia de clima y energía de la Unión Europea (COM, 2010). Esta estrategia plantea los objetivos siguientes para el 2020:

- Reducir al menos un 20% las emisiones de gases de efecto invernadero en comparación con los niveles de 1990 (o en un 30 % si se dan las condiciones para ello).
- Incrementar un 20% el porcentaje de las fuentes de energía renovables en el consumo final de energía.
- Incrementar en un 20 % la eficacia energética.

En nuestro país, el 2º Plan de Acción Nacional de Eficiencia Energética en España 2011-2020 (IDAE, 2011) tiene como objetivo fomentar la sustitución de tecnologías existentes en las instalaciones de potabilización, abastecimiento, depuración y desalación de agua por otras tecnologías más eficientes. Se pueden diferenciar dos tipos de medidas institucionales para apoyar la eficiencia energética, de tipo económico y de tipo político o regulatorio.

Las medidas de tipo económico en la depuración consisten en ayudas a las inversiones que los explotadores deben llevar a cabo, como la aplicación de las tecnologías que hemos visto en este estudio. Una de las ayudas fiscales más comunes para fomentar la generación energética del biogás es la aplicación de una prima sobre la generación de energía renovable. En España, el Real Decreto 661/2007 regulaba la venta de electricidad procedente del biogás en régimen especial diferenciando entre la naturaleza del residuo y la tecnología de conversión energética. Con este Real Decreto, la electricidad generada en los sistemas de cogeneración de las EDAR podía entregarse a la red, recibiendo una remuneración económica por parte de la compañía eléctrica. Sin embargo, debido a la grave situación económica y financiera en España, y por la situación del sistema eléctrico (déficit en tarifas) este Real Decreto se ha suspendido con el Real Decreto-ley 1/2012, del 27 de enero. La

medida no afecta a las instalaciones en marcha ni a aquellas ya inscritas en los prerregistros, pero las instalaciones que se quisieran beneficiar de esta medida ya no pueden.

Las medidas de tipo político pasan por estimular el diseño y gestión de las depuradoras basándose en la optimización del consumo energético. El control del proceso y la eficiencia energética de las plantas se debe incorporar en los pliegos de concursos públicos de ejecución o en los contratos de concesión. Las administraciones y las empresas de saneamiento tienen a su disposición las normas UNE 216501:2009 de Auditoría Energética e ISO 50001 de Sistemas de Gestión Energética que contribuyen a realizar un control y uso más eficiente de la energía.

Uno de los problemas actuales que no fomentan la inversión en mejoras energéticas es la corta duración de determinados contratos de explotación. Plazos de 2-4 años no permiten rentabilizar iniciativas propias del explotador y por otra parte, la administración pública, propietaria de las instalaciones carece del criterio técnico y/o de fondos para acometer iniciativas que se amorticen a mayor plazo (IDAE, 2010).

Por otro lado, la optimización de la digestión anaerobia se verá fomentada por la próxima modificación de la legislación sobre valorización de fangos (actuales Directiva 86/278 y Real Decreto 1310/1990). Sólo podrán valorizarse en agricultura aquellos lodos que tengan muy bajos niveles en metales pesados, validados desde el punto de vista microbiológico y con bajos niveles de contaminantes orgánicos, por lo que sólo se podrán aplicar aquellos que hayan sufrido un tratamiento térmico, lo que fomentará la implantación de determinados pretratamientos. También, la legislación cada vez más restrictiva sobre la disposición de residuos urbanos y fangos de depuradora, promueve la codigestión ya que se da salida a unos residuos y se realiza una valorización energética de los mismos.

9. CONCLUSIONES

En este estudio se han analizado diversas estrategias para maximizar la generación de biogás y mejorar el balance energético en una depuradora. El incremento de generación de fango primario, la aplicación de un pretratamiento en la corriente de fango secundario y la codigestión son los procesos que en teoría presentan mayor eficacia, aunque es importante tener en cuenta las características propias de cada instalación.

Tomando como referencia los rangos de consumo de la depuración en el “Estudio de Prospectiva: Consumo energético en el sector del agua” del IDAE y con la aplicación simultánea de alguna de las estrategias presentadas en este estudio, se obtiene un aumento de la producción específica de energía del 80%, hasta 65 Wh/he/d, y una EDAR energéticamente autosuficiente a partir de un tamaño de 200.000 he. En el caso de depuradoras de menor tamaño o con consumos energéticos más elevados, sería necesario implementar otras medidas de eficiencia energética para alcanzar un balance neutro.

La mayoría de las medidas estudiadas pueden aplicarse sobre depuradoras que ya están operación aunque resulta imprescindible llevar a cabo estudios previos, para examinar si la medida es técnica y económicamente viable. Idealmente, el diseño de nuevas depuradoras o su ampliación debería guiarse bajo criterios de eficiencia energética y maximización de recursos, con el objetivo de minimizar los altos costes de inversión de determinados tratamientos. En este punto, la administración tiene un papel clave, tanto desde un punto de vista legislativo como económico.

Aunque la actual crisis financiera no supone un apoyo a las inversiones en el sector de saneamiento, la realidad económica y medioambiental, en que los precios de la energía aumentan de forma constante y se imponen medidas contra el cambio climático, sí fomenta un cambio en las estrategias de depuración dirigidas a la reducción del consumo energético.

10. BIBLIOGRAFÍA

- Abu-Orf, M., Stinson, B., Davies, G., Goss, T., Peric, M., Amad, S., Taylor, R., Belschner, D., Hartz, F. 2011. Energy recovery from anaerobic digestion when compared to close-coupled gasification. 16th European Biosolids and Organic Resources Conference.
- ATV-A131. 2000. Norma alemana. Dimensionamiento de plantas de fangos activos de una etapa.
- Barber, B. 2012. Sewage Sludge. Inevitable production of a renewable resource. Australian and New Zealand Biosolids Partnership. Roadshow, 23 Febrero 2012. [http://www.biosolids.com.au/roadshow_5_3755648606.pdf]
- Bigot, B. 2011. The Developing Picture in the UK and Europe of AD in Veolia Water [<http://www.coastms.co.uk/resources/166d21ef-31b3-4a76-93f7-011c43c70481.pdf>]. Consultado el 28 de febrero de 2012.
- Blanco, J., García J.I. 2012. Guía básica de microgeneración. Fundación de la Energía de la Comunidad de Madrid.
- Blasco, M., Polo, P.M., Robusté, J. 2009. El interés de las microturbinas en el saneamiento. La experiencia de la EDAR de Rubí. IV Jornadas Técnicas de Gestión de Sistemas de Saneamiento de Aguas Residuales. Energía y Saneamiento. Generalitat de Catalunya, Agencia Catalana del Agua.
- Brandt, M., Middleton, R., Wang, S. 2010. Energy efficiency in the water industry: A compendium of best practices and case studies. Global Report. UKWIR Report Ref. No. 10/CL/11/3. London.
- Bonmatí, A., Silvestre, G., Fernández, B., Ferrer, I. Flotats, X. 2009. Digestión anaeróbica de fangos de depuradora. Estrategias para mejorar la producción de biogás y el balance energético. IV Jornadas Técnicas de Gestión de Sistemas de Saneamiento de Aguas Residuales. Energía y Saneamiento. Generalitat de Catalunya, Agencia Catalana del Agua.
- Bungay, S. 2009. Operational experience of advanced anaerobic digestion. 14th European Biosolids and Organic Resources Conference.
- Carballa, M., Manterola, G., Larrea, L. Ternes, T. Omil, F., Lema, J.M. 2006. Influence of ozone pre-treatment on sludge anaerobic digestion: Removal of pharmaceutical and personal care products. *Chemosphere* 67 (2007) 1444–1452.
- Carballa, M., Duran, C., Hospido, A. 2011. Should we pretreat solid waste prior to anaerobic digestion? An assessment of its environmental cost. *Environmental, Science & Technology*. 2011, 45, 10306–10314.
- Carballa, M. y Lema, J.M. 2011. Aprovechamiento energético de residuos agroindustriales por codigestión anaerobia. Hacia el autoabastecimiento energético. Microgeneración distribuida de energías térmicas y eléctricas. Universidad de verano 2011. Santiago de Compostela.

- Carpes, G., Rancaño, A., Matas, E. 2011. Optimización energética en la EDAR de Mairena y el Viso del Alcor. [www.aguasresiduales.info]. Publicado el lunes, 28 de Febrero de 2011.
- Chauzy, J., Nawawi, D., Cretenot, D., Bausseron, A., Sanz, J. 2007. Ventajas del tratamiento térmico de los fangos activados previo a la digestión anaeróbica mesófila. III Jornadas Técnicas de Gestión de Sistemas de Saneamiento de Aguas Residuales. Tratamiento y Valorización de Fangos. Generalitat de Catalunya, Agencia Catalana del Agua.
- Collado, S. et al. 2012. Transferencia de oxígeno en sistemas de tratamiento biológico de aguas residuales:I.-Necesidades energéticas y suministro de oxígeno [www.aguasresiduales.info]. Publicado el miércoles, 18 de Enero de 2012.
- COM, 2010. Europa 2020. Una estrategia para un crecimiento inteligente, sostenible e integrador. Bruselas, 3 de marzo de 2010. Comunicación de la Comisión.
- Cortacáns, J.A. 2011. Digestión anaerobia de fangos: Pasado, presente y futuro. VII Jornadas Técnicas de Saneamiento y Depuración. Producción y Aprovechamiento de Biogás en la Depuración de las Aguas Residuales Urbanas. ESAMUR.
- Crawford G.V. 2010. Technology roadmap for sustainable Wastewater Treatment Plants in a carbon-constrained world. Final Report. Water Environment Research Foundation (WERF) and IWA Publishing.
- Degrémont. 1979. Manual Técnico del Agua. Cuarta edición. ISBN 84-300-1651-1.
- Díaz, A. 2012. La valorización de Lodos en EMASESA: Presente y futuro. VIII Conferencia sobre Gestión del Agua. AQUA12.
- EA (Environment Agency) 2008. Greenhouse gas emissions of water supply and demand management options. Science Report-SC070010, July 2008. Bristol. UK
- EA (Environment Agency) 2009a. Transforming wastewater treatment to reduce carbon emissions. Report: SC070010/R2, December 2009. Resource efficiency programme. Evidence Directorate. Bristol, UK.
- EA (Environment Agency), 2009b. A Low Carbon Water Industry in 2050. Report: SC070010/R3, December 2009. Resource efficiency programme. Evidence Directorate. Bristol, UK.
- Elliott, A., Mahmood, T. 2007. Pretreatment technologies for advancing anaerobic digestion of pulp and paper biotreatment residues. Water Research 41 (2007) 4273-4286.
- Esteve-Núñez, A., Busalmen, J.P., Berná. A., Gutiérrez-Garrán, C. Feliu, J.M. 2011. Opportunities behind the unusual ability of *Geobacter sulfurreducens* for exocellular respiration and electricity production. Energy and Environmental Science, 4, 2066-2069.
- Fernández, J. 2010. Optimización de la digestión anaerobia seca de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) en reactores en fases de temperatura. Tesis doctoral. Universidad de Cádiz.

- Ferrer, C., Berlanga, J.G., Castell, D., García, M., Fiter, M., Canut, A., Ruiz, B., Basiero, J.A., Barnácer, I., Martínez, J.L. 2011. Pretratamiento con ozono de fangos en exceso a digestión anaerobia. Retema Septiembre - Octubre 2011.
- Frijns, J., Uijterlinde, C. 2010. Energy efficiency in the European water industry: A compendium of best practices and case studies. KWR 2010.011 Water Cycle Research Institute.
- Gary, D., Morton, R., Tang, C.-C., Horvath, R. 2007. The effect of the Microsludge treatment process on anaerobic digestion performance. Water Environment Federation's Annual Technical Exhibition and Conference, San Diego USA 13-17 October 2007.
- Hardy, L. y Garrido A. 2010. Análisis y evaluación de las relaciones entre el agua y la energía en España. Papeles de Agua Virtual nº 6. Observatorio del Agua. Fundación Emilio Botín, Santander.
- Hellstedt, C. et al. 2010. Increased biogas production at the Henriksdal Wastewater Treatment Plant (WWTP). BIOGASMAX - Integrated Project No 019795.
- Hernández Muñoz, A. 1998. Depuración de Aguas Residuales. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, UPM. Cuarta edición. España.
- Hospido, A., Moreira, M.A., Feijoo, G. 2007. A comparison of municipal wastewater treatment plants for big centres of population in Galicia (Spain). Int J LCA13 (1) 57–64.
- IDAE 2007. Biomasa: Digestores anaerobios. Instituto para la Diversificación y el Ahorro de la Energía (IDAE). Madrid.
- IDAE 2010. Estudio de Prospectiva. Consumo energético en el sector del agua. Fundación OPTI. Instituto para la Diversificación y el Ahorro de la Energía (IDAE). Madrid.
- Joh Kang, S.J., Olmstead, K., Takacs, K., Collins, J., Wheeler, J., Zharaddine, P. 2009. Energy Sustainability and Nutrient Removal from Municipal Wastewater. WEFTEC proceedings, pp 6897- 6908.
- Jolly, M., Gillard, J. 2009. The economics of advanced digestion. 14th European Biosolids and Organic Resources Conference.
- Kjaer, R. 2011. Proceso Exelys™: Hidrólisis térmica en continuo. VII Jornadas Técnicas de Saneamiento y Depuración. Producción y Aprovechamiento de Biogás en la Depuración de las Aguas Residuales Urbanas. ESAMUR.
- Kline, M., GuriEFF, N., Bruus, J. 2011. Thermal hydrolysis system helps increase biogas production. [www.waterworld.com]. Consultado el 11 de febrero 2011.
- Mata-Álvarez, J., Benabdallah El-Hadj, T., Astals, S. 2007. Digestión anaerobia de fangos: posibles mejoras en su rendimiento. III Jornadas Técnicas de Gestión de Sistemas de Saneamiento de Aguas Residuales: Tratamiento y Valorización de Fangos. Generalitat de Catalunya, Agencia Catalana del Agua.

- Mohapatra, D.P., Brar, S.K., Tyagi, R.D., Surampalli, R.Y. 2009. Physico-chemical pre-treatment and biotransformation of wastewater and wastewater sludge - Fate of bisphenol A. *Chemosphere* 78 (2010) 923–941.
- Montes, M.E. 2008. Estudio técnico-económico de la digestión anaerobia conjunta de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y lodos de depuradora para la obtención de biogás. Tesis doctoral.
- Moragas, L., Robusté, J., César, E., Bolinches, S., Moliné, E. 2007. Optimización de la Digestión Anaerobia mediante la Aplicación de Ultrasonidos al Fango Secundario en la EDAR de Vilanova i la Geltrú. III Jornadas Técnicas de Gestión de Sistemas de Saneamiento de Aguas Residuales. Tratamiento y Valorización de Fangos. Generalitat de Catalunya, Agencia Catalana del Agua.
- Moragas, L., Robusté, J., Vicente, M., Pozo, A., Blasco, M. 2009. Aprovechamiento energético con microturbinas del biogás generado en la EDAR de Rubí. *Tecnología del Agua*. Núm. 310. Julio 2009. ISSN: 211/8173.
- Morenilla, J.J., Bernácer, I., Martínez, F., Jardín, C., Simón, P., Ruiz, L., Pradas, P., Pastor, L. 2010a. Experiencias en EDAR de la codigestión de sustratos sobre la producción de biogás. *Tecnología del Agua*. Núm. 316. Enero/Febrero 2010. ISSN: 211/8173.
- Morenilla, J.J., Bernácer, I., Cañigral, C., Martínez, F., García, I., Polo, M., Cardo, J.R., Heredia, F., Perales, M. 2010b. Incremento de biogás por codigestión con un subproducto azucarado. Ensayos en la EDAR Albufera Sur y Paterna. *Tecnología del Agua*. Núm. 325. Diciembre 2010. ISSN: 211/8173.
- Ordóñez, R. 2011. Productos potencialmente utilizables para codigestión en la región de Murcia. VII Jornadas Técnicas de Saneamiento y Depuración. Producción y Aprovechamiento de Biogás en la Depuración de las Aguas Residuales Urbanas. ESAMUR.
- Pastor, L. 2009. Optimización de la producción de biogás en digestores anaerobios. V Jornadas Técnicas de Saneamiento y Depuración. Eficiencia energética en el tratamiento de las aguas residuales. ESAMUR.
- Pastor, L. y Pascual, J.A. 2011. Experiencia piloto: digestión anaerobia termófila. VII Jornadas Técnicas de Saneamiento y Depuración. Producción y Aprovechamiento de Biogás en la Depuración de las Aguas Residuales Urbanas. ESAMUR.
- Pérez-Elvira, S.I. 2011. The development of more environmentally sustainable and responsible technologies: Pilot scale results for different strategies of advanced anaerobic digestion: digesters performance and biosolids characteristics. *Water and Energy Exchange (WEX)* 15-17 febrero, 2011. Lisboa, Portugal.
- Phothilangka, P. 2008. Sludge disintegration Technologies for improved biogas yield. Universidad de Innsbruck. Tesis doctoral.

- Relea, J. 2009. La hidrólisis térmica. Un pretratamiento de fangos energéticamente eficiente V Jornadas Técnicas de Saneamiento y Depuración. Eficiencia energética en el tratamiento de las aguas residuales urbanas. ESAMUR.
- Riau, V., de la Rubia, M.A., Forster-Carneiro, T., Pérez, M. 2007. Comparación entre la digestión anaerobia mesofílica y termofílica de lodos de depuradora. SmallWat 07, II Congreso Internacional Smallwat: Tratamiento de Aguas Residuales en pequeñas colectividades.
- Ross, D., Shrive, C., Chauvin, D., Harnum, J., Constantine, T. 2010. The power of sludge. Maximizing energy recovery at the Woodward Avenue WWTP in Hamilton, Ontario. Residuals and Biosolids 2010. Water Environment Federation. pp. 1144-1152.
- Roxburgh, R., Sieger, R., Johnson, B., Rabinowitz, B., Goodwin, S., Crawford, G., Daigger, G. 2006. Sludge minimization technologies - doing more to get less. WEFTEC 2006, 79th Annual Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference, Dallas, TX, October 21-25.
- Sala, L. 2007. Balances energéticos del ciclo de agua y experiencias de reutilización planificada en municipios de la Costa Brava. Seminario Agua, Energía y Cambio Climático. Universidad Politécnica. Valencia.
- Santos, J.M. 2011. Digestión y cogeneración en la Comunidad Valenciana. VII Jornadas Técnicas de Saneamiento y Depuración. Producción y Aprovechamiento de Biogás en la Depuración de las Aguas Residuales Urbanas. ESAMUR.
- Schafer, P. et al. 2002. Advanced Anaerobic Digestion Performance Comparisons; Proceedings WEFTEC 2002, pp. 468-484(17).
- Silvestre, G., Fernández B., Bonmatí, A. 2009. Energy balance in five Wastewater Treatment Plants (WWTPs). The significance of Anaerobic Digestion as a clean energy source. Poster. IWA Conference. Water & Energy. Copenhagen, Denmark.
- Simón P. J., Lardín, C., Andreu, J.A., Pradas, P., Bolinches, S. 2007. Optimización de la digestión anaerobia mediante la aplicación de ultrasonidos en la EDAR Molina de Segura (Murcia). III Jornadas Técnicas de Gestión de Sistemas de Saneamiento de Aguas Residuales. Tratamiento y Valorización de Fangos. Generalitat de Catalunya, Agencia Catalana del Agua.
- Simón, P. et al., 2010. Optimización energética del tratamiento biológico de la EDAR de Ceutí. Parte I. Selección de las condiciones de funcionamiento. Tecnología del Agua, núm. 322 - Septiembre 2010. ISSN: 211/8173.
- Spinosa, L., Ayol, A., Baudez, J.C., Canziani, R., Jenicek, P., Leonard, A., Rulkens, W., Xu, G., Dijk, L. 2011. Sustainable and Innovative Solutions for Sewage Sludge Management. Water 2011, 3, 702-717. [www.mdpi.com/journal/water].
- Schwarzenbeck, N., Pfeiffer, W., Bomball, E. 2008. Can a wastewater treatment plant be a powerplant?. A case study. Water Science & Technology. Vol. 57 No 10 pp 1555–1561.

- Tejero, I., Suárez, J., Jácome, A., Temprano, J. 2001. Introducción a la ingeniería sanitaria y ambiental. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Primera Edición. Universidad da Coruña y Universidad de Cantabria.
- Torres, J.C., Martín, M. 2009. Posibilidades de Cogeneración Energética en la EDAR de Murcia Este. V Jornadas Técnicas de Saneamiento y Depuración. Eficiencia energética en el tratamiento de las aguas residuales urbanas. ESAMUR.
- Vázquez, J.R., González, R., Rogalla, F., Mosquera, A., Campos, J.L., Méndez, R. 2011. Eliminación sostenible de nitrógeno de la corriente de retorno de EDARs. RETEMA N° 151 Mayo-Junio 2011.
- Wett, B., Buchauer, K., Fimml, C. 2007. Energy self-sufficiency as a feasible concept for wastewater treatment systems. Proceedings, IWA Leading Edge Conference, Singapore, Asian Water, 21-24, September, 2007.
- Winter, A., Müller, J. 2002. Comparison of disintegration methods at a full-scale anaerobic digestion plant. 7th Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion.
- Zhang, H. J. 2010. Sludge treatment to increase biogas production. Trita-LWR Degree Project 10-20.

<http://www.cambi.no>. Tecnología de hidrólisis térmica.

<http://www.life-biocell.eu>. Proyecto de investigación.

<http://www.novedar.com>. Proyecto de investigación.

<http://www.sostaqua.com>. Proyecto de investigación.

<http://www.veoliawaterst.es>. EXELYS™. Hidrólisis térmica energéticamente eficiente.

<http://www.weber-entec.de>: Ultrasonidos SmartDMS.

11. ANEXOS

ANEXO I. Descripción técnica de proceso Biothelys™, motores de combustión interna y microturbinas.

Descripción del proceso Biothelys™ (Chauzy et al., 2007).

El proceso Biothelys™ de hidrólisis térmica consta de líneas de dos o tres reactores que operan en paralelo. Todos los reactores tienen la misma funcionalidad y su operación depende de la del resto. Cada reactor trabaja en modo batch y un ciclo completo dura entre 120 - 160 minutos, dependiendo de la configuración. La Figura 16 muestra un esquema del proceso.

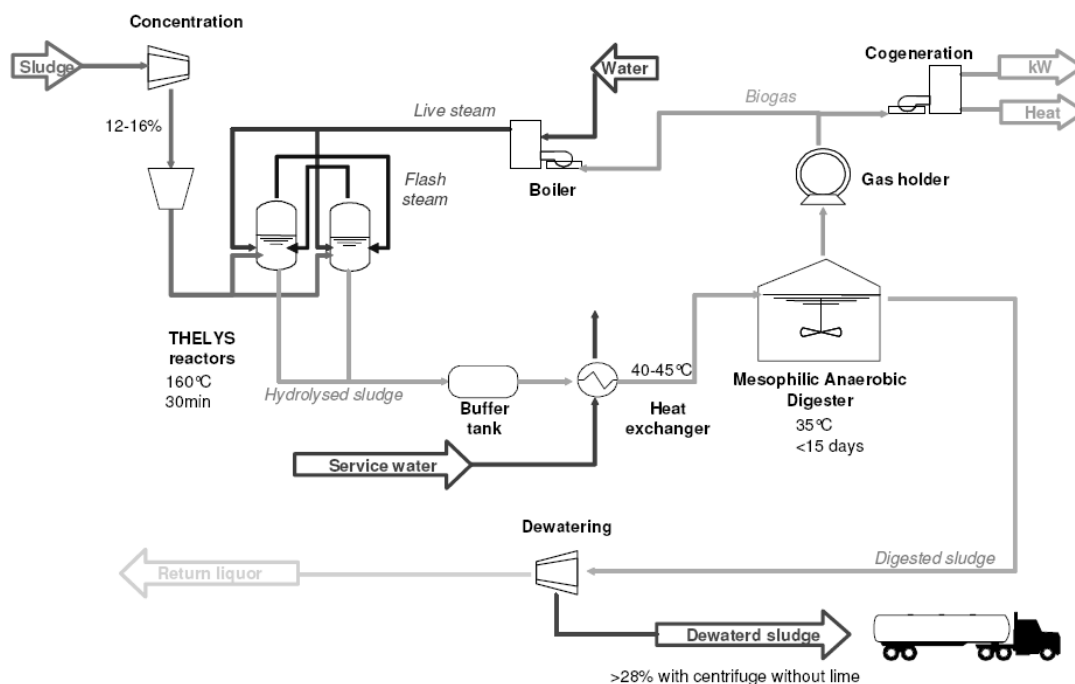


Figura 16. Esquema del proceso Biothelys™.

Las etapas de un ciclo completo se describen a continuación:

1. El fango fresco se deshidrata hasta un 12-16% MS y se almacena en una tolva.
2. Desde la tolva de almacenamiento se bombea a un reactor, donde el fango se precalienta mediante el vapor reciclado proveniente del reactor en paralelo.
3. Se inyecta vapor proveniente de la caldera de generación a unos 165 °C y 8-10 bar para alcanzar la temperatura de TH por la parte inferior del reactor.
4. Durante un tiempo de retención de unos 30 minutos se produce la reacción de hidrólisis.
5. Al terminar este tiempo, se libera el vapor de un reactor al paralelo, el cual está en la fase de precalentamiento. Esta reacción flash tiene dos ventajas principales: se recicla el vapor, recuperando la energía y la temperatura del fango se reduce al reducirse la presión.

6. Por último se vacía el reactor empleando la presión residual. El fango hidrolizado se almacena en un tanque buffer antes de pasar por el intercambiador de calor y ser enviado al digestor anaerobio.

Sistemas de aprovechamiento energético del biogás: motores de combustión interna y microturbinas (Blanco y García, 2012).

Motores de combustión interna

Los motores de combustión interna convierten la energía química incluida en un combustible en energía térmica y eléctrica. Mediante los movimientos alternativos y lineales de los pistones se consigue el movimiento de giro de un eje, y mediante un alternador acoplado a dicho eje se produce la energía eléctrica. La energía térmica se obtiene de los gases de escape y del agua de refrigeración del motor. Ambas fuentes de calor se aprovechan para convertir toda la energía térmica posible.

El motor utilizado de manera generalizada es un motor de combustión interna que trabaja según el principio del motor Otto de cuatro tiempos, disponiendo entre 1 y 6 cilindros. Requieren una mezcla adecuada de aire y combustible cuya proporción está controlada por una válvula de alimentación del gas y una sonda que mide el oxígeno contenido en los gases de escape y hace la regulación automática de la mezcla. A mezclas más ricas en combustible se obtiene mejor rendimiento, pero más emisiones. La mezcla gas/aire se prende mediante una chispa producida por una bujía, cuya descarga se produce normalmente con la descarga de un condensador. Para el arranque, los equipos están dotados normalmente de un sistema de baterías. La mayoría de los motores están equipados con un sistema de control de lubricado así como de un vaso de expansión para realizar los cambios de aceite necesarios.

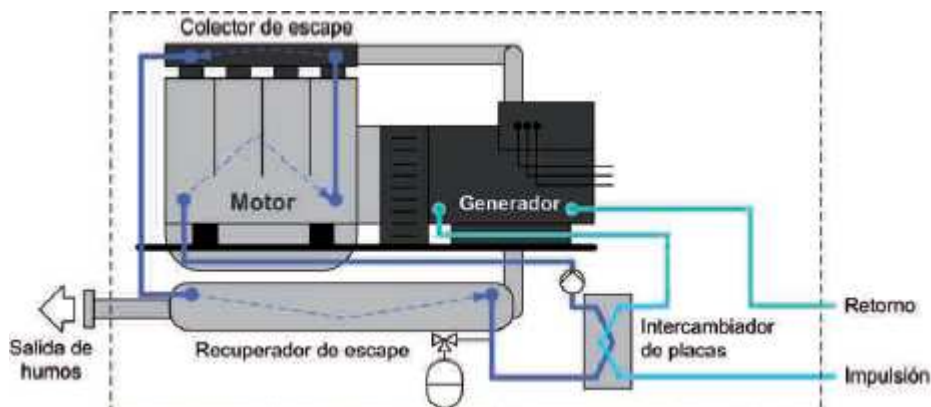


Figura 17. Esquema de disposición de elementos en un equipo de microgeneración con motor.

Los generadores pueden ser asíncronos o síncronos, siendo los primeros los más comunes en España. En cuanto a la recuperación de calor, el calor se transfiere al refrigerante de las camisas, al

aceite refrigerante (ambos son el 25%) y a los gases de escape (65%). El 10% se consideran pérdidas. La recuperación se hace normalmente mediante uno o dos circuitos en forma de agua caliente (entrada a 70°C y salida a 85-90°C). El retorno debe estar regulado en torno a 65-70°C. El comportamiento es semejante al de una caldera normal. En la evacuación de los gases de escape se utilizan catalizadores de tres vías para asegurar las emisiones de acuerdo a la normativa vigente.

Microturbina

Las turbinas de gas convierten la energía química incluida en un combustible en energía térmica y eléctrica. La turbina de gas en ciclo simple abierto funciona según el ciclo de Brayton. El aire es aspirado de la atmósfera y comprimido mediante un compresor rotativo para conducirse a la cámara de combustión, donde los productos de la combustión se expanden en la turbina hasta presión atmosférica. La energía eléctrica se obtiene a partir de un alternador acoplado, directamente o a través de un reductor, al eje de la turbina. Las microturbinas de gas están basadas en el mismo principio que las turbinas convencionales, pero simplificando los elementos mecánicos ya que sólo disponen de una parte móvil en toda la máquina (<http://www.microturbine.com>, ver Figura 18). Esta pieza contiene la etapa de compresor, turbina y el eje del alternador. Los rendimientos son menores que los de las turbinas de gran potencia. La eficiencia térmica oscila entre el 50-60% y la eléctrica en torno al 30%.

El conjunto gira sobre unos cojinetes de aire en un régimen de giro que oscila entre las 45.000 rpm y las 96.000 rpm. Las microturbinas generan energía eléctrica de forma alterna a frecuencia variable, que es convertida a corriente continua y, mediante un inversor, a corriente alterna a 400 V y 50 Hz para sincronizarla con la red eléctrica. La velocidad de la máquina es independiente de la frecuencia de la red, trabaja sin perder el sincronismo, lo que hace la conexión muy sencilla y fiable. La lubricación y refrigeración se realiza mediante aire lo que hace que el mantenimiento mecánico sea menor.

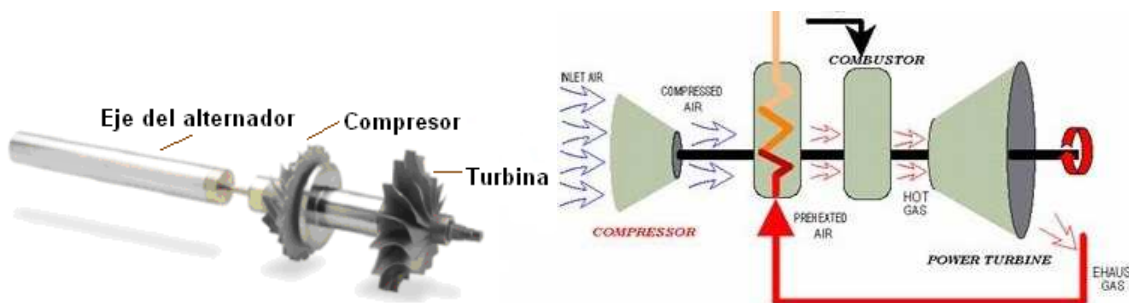


Figura 18. Parte móvil de una microturbina Capstone y esquema de funcionamiento de una microturbina.

La turbina aprovecha los gases de salida de la cámara de combustión para precalentar el aire de combustión después del compresor. A pesar de la reducción de la temperatura de los gases de escape, todavía queda más del 50% de la potencia térmica del combustible en forma de calor aprovechable a unos 300°C. Disponer de todo el calor a esta temperatura y en forma de gases de escape también facilita su recuperación y aplicaciones frente a los motores alternativos. El sistema de recuperación térmica de los gases de escape debe ser sofisticado para obtener los máximos rendimientos.

La eficiencia de las microturbinas es sensible a las condiciones ambientales pudiendo bajar hasta un 30% la eficiencia de la instalación con la temperatura ambiental y suponer una bajada de hasta un 40% la potencia de la instalación con la altura.

ANEXO II. Balance de masa y energía de una EDAR.

Cálculo reactor fangos activos

Cálculo
Valor variable

Datos planta

Capacidad	100.000 he
Dotación	200 l/he/d
Caudal	20.000 m3/d
DBO	60 g/he/d
DBO	300 mg/l
TKN	8 g/he/d
TKN	40 mg/l

Datos fangos activos

Y	0,6 g SV/g DBOelim
Kd	0,07 d-1
q	0,038 mg/l-1*h-1
qc	5 días
MLSS	4.000 mg/l
MLSSV=X	3.200 mg/l
Yobs	0,44 g SV/g DBOelim

Tratamiento primario

Rendimiento	30% eliminación DBO
S ₀	210 mg/l
S = DBOsalida	
S	11,84 mg/l
Asumimos	
SSefl	20 mg/l
SSV/SST	0,8
Fracción biodegra	0,7
DBO de SSV	11,2 mg/l
DBOsal total	23,04 mg/l

$$S = \frac{1}{q \cdot Y} \left(\frac{1}{q_c} + K_d \right)$$

Tanque aereación

V	2.752
TRH	3,3 horas
F/M	0,45 Food to microorganisms

$$VX = \frac{Y \cdot Q \cdot q_c}{1 + K_d \cdot q_c} (S_0 - S)$$

$$\frac{F}{M} = \frac{(S_0 - S) \cdot Q_c}{X \cdot V}$$

Caudal retorno fangos

Conc. SST	1%	10 g/l
%R	67%	
Caudal ret	13.333 m3/d	

$$R = \frac{MLSS}{ConcSST \cdot MLSS}$$

Producción fango exceso (SSVneto producido)

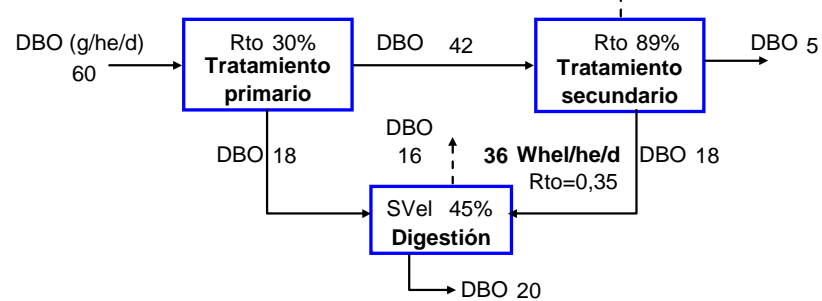
Qfango*Xr	1761,4 kg/d (SV)
Fango (SS)	2202 kg/d (MS)
Si tiene 1% concentración y gravedad específica=1	
Caudal	220 m3/d

$$Q_{fango} \cdot X_r = \frac{X \cdot V}{q_c}$$

Datos digestión

	CASO BASE	CASO OPTIMIZADO
Svelim	45%	60%
Prod biogás	1 Nm3biogas/kgSVelim	1 Nm3biogas/kgSVelim
%CH4	65%	65%
Potencia	9,9 kWh/m3 CH4	9,9 kWh/m3 CH4
Potencia	6,4 kWh/kgSVelim	6,4 kWh/kgSVelim
Rto eléctrico	0,35	0,4

EDAR BASE 100.000 he



EDAR MEJORADA: 100.000 he

