



**Evaluación mediante ACV del coste/beneficio  
ambiental de diferentes pre-tratamientos en la  
digestión anaerobia de sólidos**

***Cecilia Durán Botana***

*Santiago de Compostela, Marzo 2011*



**Marta Carballa Arcos y Almudena Hospido Quintana**,P.D.I. en el departamento de Ingeniería Química de la Universidad de Santiago de Compostela

**INFORMAN:**

Que esta memoria, titulada *Evaluación mediante ACV del coste/beneficio ambiental de diferentes pre-tratamientos en la digestión anaerobia de sólidos*, ha sido realizada por el alumno Cecilia Durán Botana bajo nuestra dirección en el marco del Máster en Ingeniería Química y Ambiental, con la finalidad de cubrir los créditos necesarios asociados al Trabajo Fin de Máster, y así obtener el correspondiente título.

Y para que conste a los efectos oportunos, firmamos el presente informe en Santiago de Compostela, 21 de febrero de 2011

Las directoras: Marta Carballa  
y Almudena Hospido

La alumna: Cecilia Durán

# Agradecimientos

Quisiera agradecer en primer lugar a mis directoras del trabajo Marta y Almudena todo el apoyo, ayuda, paciencia y tiempo que me han dedicado sobre todo en estos últimos días que han sido un poco “locura”. Gracias por vuestra dedicación hasta el último momento (Marta, sabes por qué lo digo).

A mis compañeros del IIT que han hecho que estos meses se me pasen rapidísimo, sobre todo a ese despacho femenino que ya es como mi casa.

A mis compañeros del Máster con los que tan buenos momentos he pasado.

No puedo olvidarme de mis amigos y amigas de Ferrol, siempre estáis ahí cuando lo necesito, sin duda un pilar fundamental en mi vida.

Y a mi familia, ese gran apoyo incondicional (¡y que nunca falte!), y sobre todo a mis padres no sé qué haría sin vosotros (os quiero mucho).

# Índice

1. Introducción .....	1
1.1. RESIDUOS SÓLIDOS .....	1
1.1.1. Residuos de comida .....	2
1.1.2. Lodos de depuradora .....	6
1.2. DIGESTIÓN ANAEROBIA.....	9
1.2.1. Digestión anaerobia como tratamiento de residuos sólidos .....	10
1.2.2. Factores limitantes en la digestión anaerobia de residuos sólidos .....	10
1.3. PRE-TRATAMIENTOS COMO ESTRATEGIA DE MEJORA EN LA DIGESTIÓN ANAEROBIA .....	11
1.4. FILOSOFÍA DE VIDA Y ACV .....	13
1.4.1. Análisis de ciclo de vida .....	16
1.4.2. Aplicación de ACV en la digestión anaerobia de sólidos .....	18
1.5. OBJETIVO DEL TRABAJO .....	20
2. Definición de objetivos y alcance .....	22
2.1. OBJETIVO DEL ACV .....	22
2.2. UNIDAD FUNCIONAL.....	22
2.3. LÍMITES DEL SISTEMA .....	23
2.4. DEFINICIÓN DE LOS ESCENARIOS .....	25
2.4.1. Escenarios para los residuos de comida (KW) .....	26
2.4.2. Escenarios para los lodos de depuradora (SS).....	27
2.4.3. Adaptación del residuo pre-tratado a la alimentación del digestor....	27
3. Inventario del Ciclo de Vida (ICV).....	29
3.1. CALIDAD DE LOS DATOS .....	29
3.2. DATOS DE INVENTARIO .....	30
3.2.1. Pre-tratamientos.....	30
3.2.2. Digestión anaerobia .....	35
3.2.3. Aprovechamiento del biogás .....	39
3.2.4. Disposición final del residuo – aplicación agrícola .....	41
3.3. DATOS DE BACKGROUND.....	43
4. Evaluación del Impacto de Ciclo de Vida (EICV).....	46

4.1. ELEMENTOS DE LA EICV .....	46
4.2. METODOLOGÍAS DE EICV .....	47
4.3. SELECCIÓN DE LAS CATEGORÍAS DE IMPACTO .....	48
4.3. IMPLEMENTACIÓN INFORMÁTICA DE LA EICV .....	49
5. Interpretación del ACV .....	50
5.1. ANÁLISIS COMPARATIVO .....	50
5.2. ANÁLISIS POR CATEGORÍA DE IMPACTO .....	52
5.2.1. Agotamiento Abiótico .....	52
5.2.2. Eutrofización.....	54
5.2.3. Calentamiento Global .....	55
5.2.4. Toxicidad Humana y Ecotoxicidad Terrestre.....	57
5.3. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD .....	60
5.3.1. Análisis de sensibilidad al CO <sub>2</sub> .....	60
5.3.2. Análisis de sensibilidad a la agitación .....	61
5.3.3. Análisis de sensibilidad al consumo de agua .....	62
6. Conclusiones .....	64
7. Bibliografía.....	66
Anexo 1 Dilución del KW.....	72
Anexo 2 Tablas de Inventarios.....	74

# Capítulo 1

## Introducción

### 1.1. RESIDUOS SÓLIDOS

Los residuos sólidos comprenden todos los residuos que provienen de actividades animales y humanas, que normalmente son sólidos que son desechados como inútiles o superfluos. El término residuo sólido comprende tanto la masa heterogénea de los desechos de la comunidad urbana como la acumulación más homogénea de los residuos agrícolas, industriales y minerales (Tchobanoglou *et al.*, 1998).

El abandono o la gestión inadecuada de los residuos es fuente de importantes impactos, y puede dar lugar a la contaminación del aire, del agua y del suelo, así como contribuir al cambio climático y afectar a los ecosistemas y a la salud humana. Sin embargo, cuando los residuos se gestionan adecuadamente de forma sostenible, se convierten en recursos que contribuyen al ahorro de materias primas y de energía, y por tanto, a la conservación de los recursos naturales y del clima. Por lo que es necesario prevenir su producción, fomentar su reutilización y promover una adecuada gestión de los mismos.

Por este motivo, existe el creciente interés por parte de las administraciones públicas de establecer unos planes como el *Plan Nacional Integrado de Residuos* (PNIR) 2008-2015 a nivel de toda España, en el que se han puesto en marcha diversas medidas que mediante la coordinación y colaboración de las administraciones públicas, tienen el objeto de mejorar la información sobre residuos y erradicar el vertido ilegal, entre otros importantes objetivos (Perfil ambiental de España, 2009).

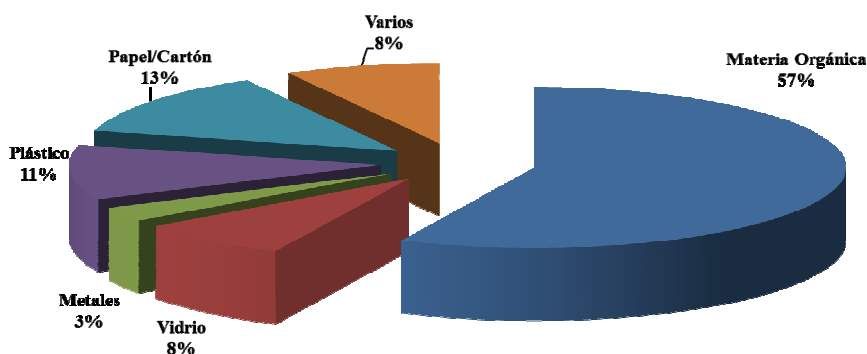
A nivel autonómico, el Consello de la Xunta de Galicia, aprobó el 13 de Enero de 2011 de forma definitiva el nuevo *Plan de Gestión de Residuos Urbanos* de Galicia en el que se definen las estrategias en materia de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) para los próximos 10 años, con el fin de responder a las exigencias comunitarias sobre prevención de la generación de residuos y el fomento de la reutilización, el reciclaje y la recuperación. Entre los objetivos de dicho plan para el año 2020, se pretende reducir la generación de RSU en un 10% y disminuir los residuos depositados en vertederos en un 45% (PGRUG, 2011).

### 1.1.1. Residuos de comida (Fracción orgánica de los RSU)

Los residuos de comida son el resultado del manejo, preparación y cocinado de alimentos de origen animal y vegetal, que normalmente se generan en los hogares, restaurantes y cocinas industriales.

Los residuos de comida, también llamados de cocina (en inglés, kitchenwaste), representan un alto porcentaje de los RSU. Dicho porcentaje dependerá en gran medida de la renta per capita del país, siendo entre un 50 y un 80% de los RSU (0,35 kg/hab día) en los países de ingresos medio-bajos, mientras que en los países de ingresos elevados representa entre un 25 y un 35% de los RSU (0,60 kg/hab día) (Adhikari *et al.*, 2006). Estos porcentajes son solo orientativos, ya que pueden variar mucho entre un país y otro. Polprasert (2007) realizó un estudio comparativo sobre los análisis de los RSU en Tailandia, Egipto, Reino Unido y Estados Unidos donde los residuos de alimentos representaban un 63,6%, 70%, 17,6% y 9%, respectivamente. También cabe indicar que en Estados Unidos el 20% de los domicilios tienen trituradoras para los residuos de comida, por lo que estos residuos se desechan con las aguas residuales (Tchobanoglous *et al.*, 1998).

En cuanto a la generación de residuos de alimentos en España estos se encuentran incluidos en la fracción orgánica de los RSU (en su mayoría restos de alimentos y algunos derivados de actividades de jardinería) y, según el PNIR 2000-2006, esta fracción se corresponde con un 44% de los RSU generados en el 2006. En Galicia, los datos recogidos por la Sociedad Gallega del Medio Ambiente (SOGAMA) indican que los residuos de alimentos constituyen un 57% de los RSU (Sogama, 2011), tal y como se puede ver en la Figura 1-1.



*Figura 1-1: Composición media de los RSU en Galicia (SOGAMA, 2011).*

En Europa se generaron alrededor de 221,2 millones de toneladas de RSU en el año 2008 (Eurostat, 2011), de los cuales 24,4 millones de toneladas fueron generadas en España. En la Figura 1-2 están representadas las toneladas de RSU generadas en los 12 países de mayor producción de residuos pertenecientes a la UE, en la que España se encuentra en la 5ª posición. Además, desde el año 2000, la producción de residuos per cápita en España supera siempre la media en la UE de los 27 (Figura 1-3).

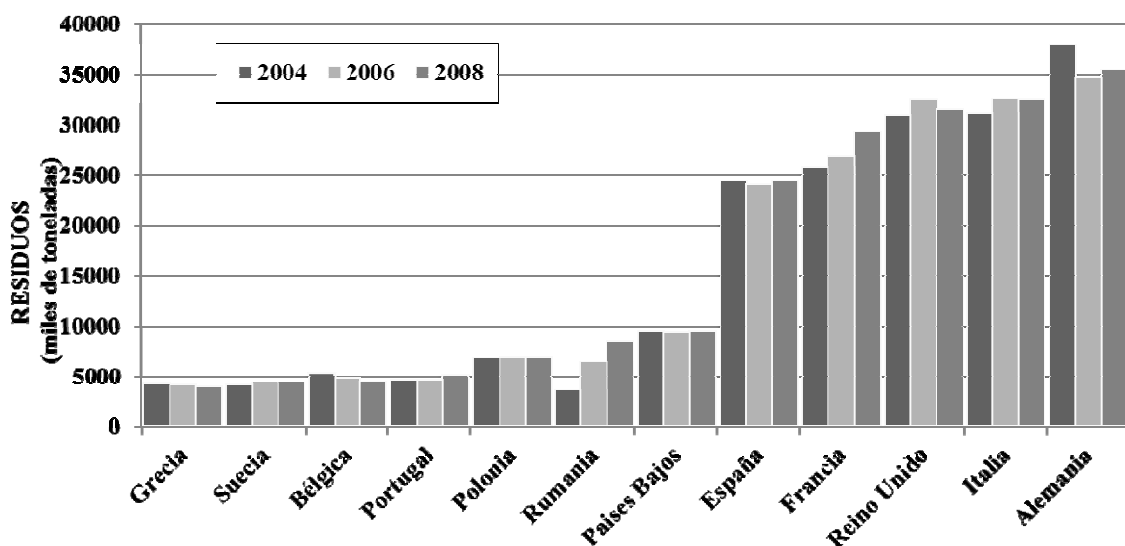


Figura 1-2: Producción de RSU en 12 países de la UE en el 2008 (Eurostat, 2011).

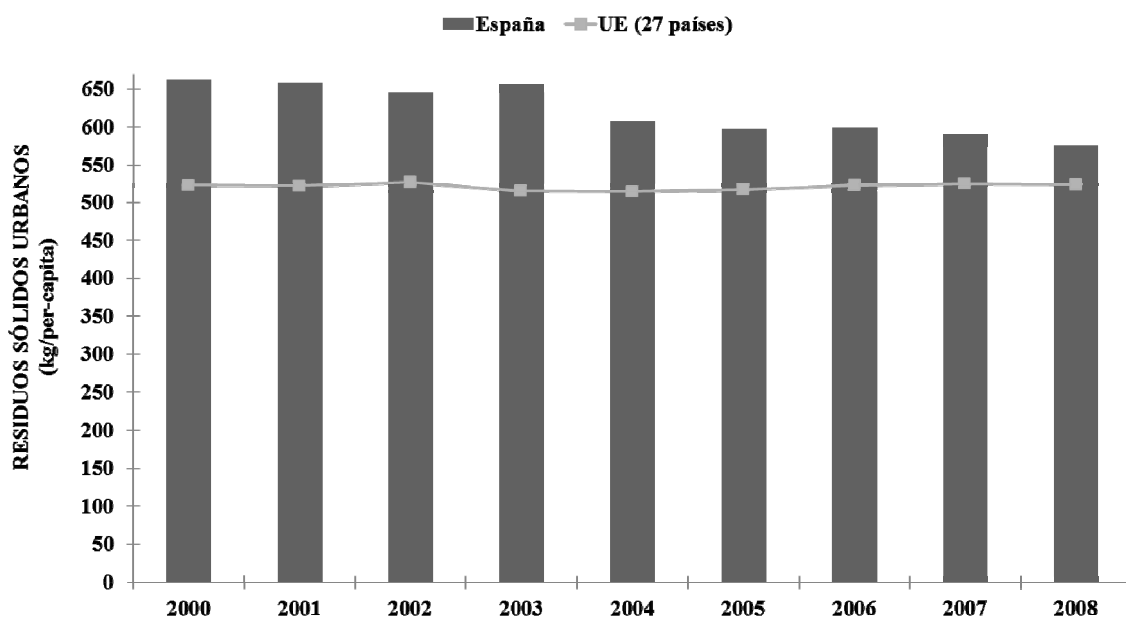
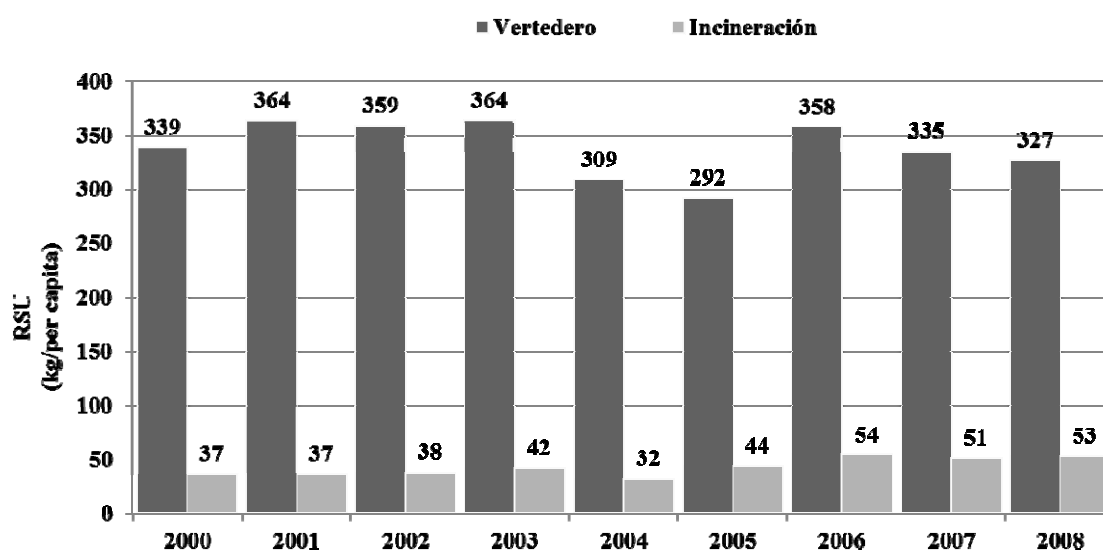


Figura 1-3: Producción per-capita de RSU en España y en la UE 27 (Eurostat, 2011).

Los RSU se caracterizan por su elevado contenido orgánico (50-75%), principalmente debido a los residuos de alimentos o de cocina como el arroz, descamación vegetal, restos de carne, sobras de comida o en mal estado, y otros restos de las cocinas domésticas e industriales. Los residuos de alimentos poseen un elevado contenido en agua y se descomponen rápidamente gracias a su contenido en compuestos fácilmente biodegradables tales como carbohidratos, proteínas y pequeñas moléculas de lípidos (Maet *al.*, 2011).

Actualmente, un porcentaje elevado de los residuos que se generan en España se llevan a vertedero para su eliminación. En la Figura 1-4 se observa como en los últimos años ha habido un descenso en la disposición en vertederos, mientras que la cantidad de residuos incinerados con recuperación de energía se ha mantenido más o menos constante. La eliminación de los RSU en el vertedero provoca elevados niveles de contaminación debida a la emisión de gases de efecto invernadero que contribuyen al calentamiento global de la Tierra, producción de lixiviados que pueden provocar riesgos de contaminación en las aguas subterráneas, así como la utilización de las tierras.



*Figura 1- 4: Gestión de los RSU en España: vertido e incineración (Eurostat, 2011).*

El vertido de los RSU no es un método de eliminación adecuado, especialmente de los que son orgánicamente ricos como es el caso de los residuos de cocina. Una de las consecuencias más graves de la disposición en vertederos de este tipo de residuos es la liberación de metano (CH<sub>4</sub>) que puede llegar a acumularse y provocar explosiones. Además de esto, los residuos biodegradables pueden producir lixiviados con contenido en químicos como metales pesados, contaminando aguas subterráneas y superficiales, lo que supone un riesgo para la salud pública y el Medio Ambiente. Siendo conscientes de los peligros, la Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos, obliga a los estados

miembros a reducir la cantidad de residuos biodegradables en los vertederos en un 35% desde 1995 al 2016.

El compostaje y la digestión anaerobia son dos de las opciones favoritas a la hora de manejar residuos de alimentos. El compostaje es un método de tratamiento biológico en el que los residuos de alimentos pueden ser transformados en fertilizante, puede ser medioambientalmente inocuo y ha sido aplicado en muchos países desarrollados (Muller, 2007). Pero el compostaje presenta varios inconvenientes como el requerimiento de grandes cantidades de energía para la aireación, baja eficacia de eliminación de sustrato y conversión de la materia orgánica en compost, algo poco atractivo si se habla en términos económicos, particularmente para los residuos de alimentos que tienen un elevado contenido en humedad (Verstraete, 2008).

El concepto de la valorización energética de los residuos ha sido objeto de especial atención en los últimos años debido a la escasez de combustibles fósiles.

La biometanización o digestión anaerobia de los residuos de alimentos puede transformar la mayor parte de la materia orgánica de los mismos en biogás, y por lo tanto, recuperar energía del residuo.

Además, tras la digestión anaerobia o biometanización de los residuos de alimentos, estos pueden ser empleados como ingrediente de fertilizantes agrícola siempre que se cumpla los requisitos de la legislación vigente (Real Decreto 824/2005). En dicho Real Decreto se indican que tipos de residuos pueden ser empleados como productos fertilizantes y en el Artículo 2 se define como:

*“Residuo orgánico biodegradable: residuo o subproducto de origen vegetal o animal utilizado como materia prima, cuya descripción se incluye en el anexo IV, susceptible de transformarse por acción de microorganismos aerobios o anaerobios y dar lugar a un tipo de enmienda orgánica.”*

Para comprobar si es posible emplear un residuo orgánico biodegradable (como es el caso de los residuos de cocina y alimentos) como materia prima de productos fertilizantes, hay que dirigirse al ANEXO IV donde aparece la lista de residuos orgánicos biodegradables, que son materiales relacionados con la lista europea de residuos (Decisión 2001/118/CE de 16 de enero de 2001, transpuesta por la Orden MAM 304/2002, de 8 de febrero). Aquí se encuentra con el código LER 20 01 08 *Residuos biodegradables de cocinas y restaurantes*, pudiendo concluir que los residuos de alimentos se pueden emplear como materia prima de productos fertilizantes.

En dicho Real Decreto se fijan también los valores máximos permitidos para metales pesados (Tabla 1-1) y para microorganismos:

- *Salmonella*: ausente en 25 g de producto elaborado.

- *Escherichiacoli*: < 1000 número más probable (NMP) por gramo de producto elaborado.

**Tabla 1-1:** Valores límite de concentración de metales pesados en los productos fertilizantes elaborados con materias primas de origen animal o vegetal (en mg/kg de materia seca).

	<b>Clase A</b>	<b>Clase B</b>	<b>Clase C</b>
<b>Cd</b>	0,7	2	3
<b>Cu</b>	70	300	400
<b>Ni</b>	25	90	100
<b>Pb</b>	45	150	200
<b>Zn</b>	200	500	1000
<b>Hg</b>	0,4	1,5	2,5
<b>Cr</b>	70	250	300
<b>Cr<sup>4+</sup></b>	0	0	0

Siendo: **Clase A**, los productos fertilizantes cuyo contenido en metales pesados no superan ninguno de ellos los valores de la columna A; **Clase B** los productos fertilizantes cuyo contenido en metales pesados no superan ninguno de ellos los valores de la columna B, y **Clase C** los productos fertilizantes cuyo contenido en metales pesados no superan ninguno de ellos los valores de la columna C.

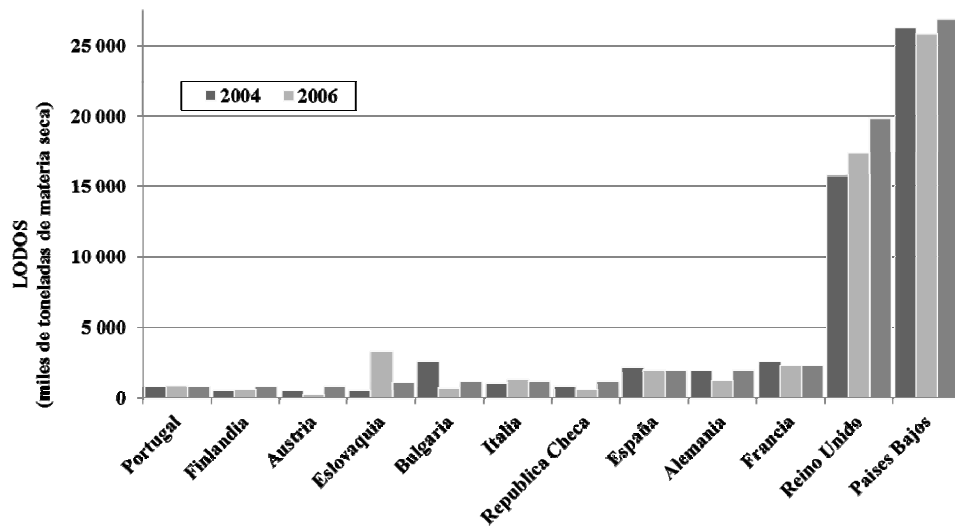
### 1.1.2. Lodos de depuradora

La depuración de las aguas residuales presenta como contrapartida la generación de lodos cuya gestión representa actualmente uno de los mayores problemas asociados a la depuración de aguas residuales, siendo en muchas ocasiones el coste del tratamiento del lodo mayor al coste del tratamiento del agua residual (Odegaard, 2004).

En la Figura 1-4 se presenta la producción de lodos de depuradora en los 12 países de la UE con mayor producción de lodos (Eurostat, 2011), entre los cuales, España se encuentra en 6ª posición.

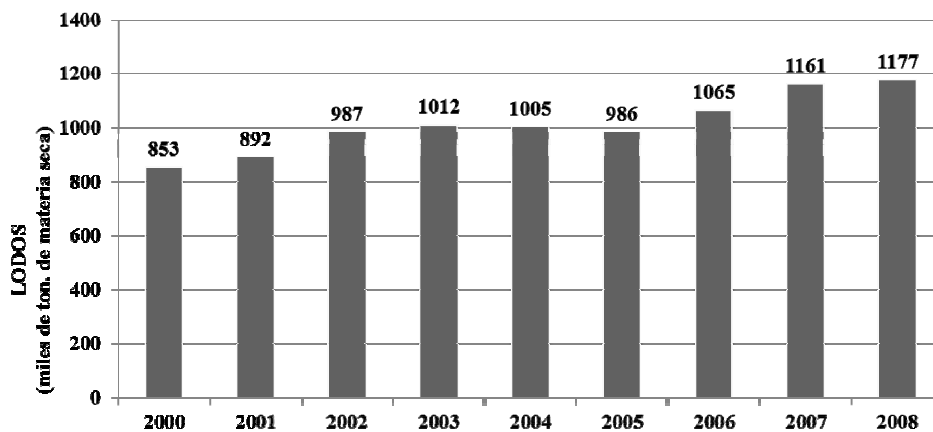
La evolución de la producción de lodos de depuradora en España desde el año 2000 hasta el 2008 (Figura 1-5), mantiene una tendencia de crecimiento, alcanzando en 2008 las 1.176.613 toneladas de materia seca.

Las características del lodo de depuradora dependerán de la carga de contaminación inicial del agua residual a tratar y también de las características de los tratamientos llevados a cabo (Carballa, 2005). Normalmente este residuo contiene entre un 1 y un 2% de materia seca y es altamente biodegradable; además contiene algunos compuestos con valor agrícola que pueden ser útilmente reutilizados (materia orgánica, nutrientes, potasio, calcio,..), así como otras sustancias contaminantes (metales pesados, patógenos o contaminantes orgánicos).



*Figura 1-4: Producción de lodos de depuradora en 12 países de la UE (Eurostat, 2011).*

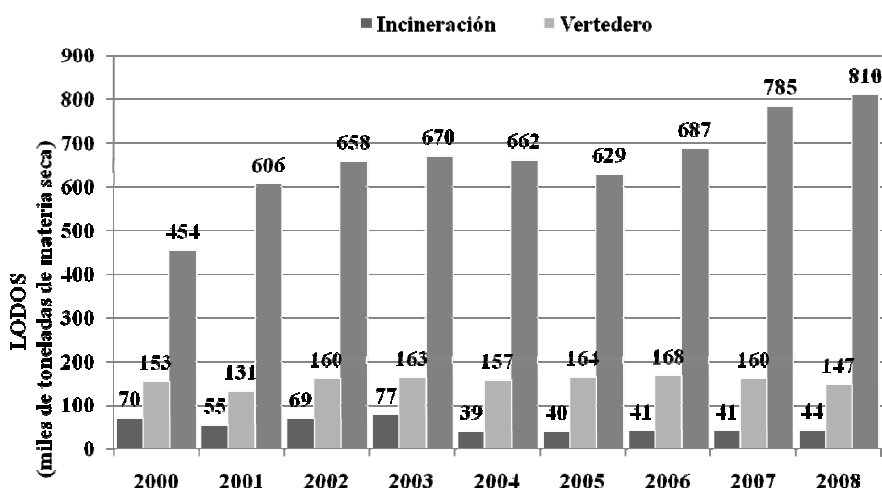
En los últimos años, los problemas de almacenamiento y eliminación de lodos se han agravado al haberse incrementado el volumen de agua depurada y, en consecuencia, el volumen de lodos a gestionar.



*Figura 1-5: Evolución de la producción de lodos en España periodo 2000-2008 (Perfil Ambiental de España 2009).*

En la Figura 1-6 se puede ver como el uso agrícola es la alternativa más utilizada en la gestión de los lodos, siendo el destino del 80,9% de los lodos generados en el 2008

(Perfil Ambiental de España, 2009). Por otro lado, el depósito en vertedero presentó una reducción del 8,1% respecto al 2007, año en el que también se redujo respecto al 2006. La incineración con recuperación de energía representó un 4,4% de la gestión de lodos en 2008, lo que supuso un aumento del 7% sobre la cantidad incinerada en 2007.



*Figura 1-6: Destino de los lodos de depuradora España (Perfil Ambiental de España, 2009).*

La legislación vigente en relación a la utilización de lodos en agricultura es el Real Decreto 1310/1990 de 29 de octubre que tiene como objeto regular la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario. En dicho Real Decreto se indican los parámetros que, como mínimo, deben de ser analizados (materia seca, materia orgánica, pH, nitrógeno, fósforo y metales pesados (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg y Cr)), así como los valores límite de concentración de metales pesados presentes en los lodos (Tabla 2).

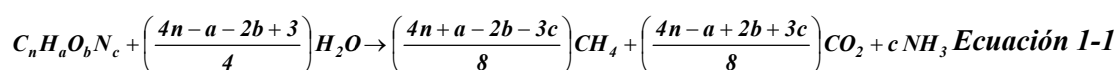
*Tabla 2: Valores límite de concentración de metales pesados en los lodos destinados a su utilización agraria (en mg/kg de materia seca).*

	Suelos con pH menor de 7	Suelos con pH mayor de 7
<b>Cd</b>	20	40
<b>Cu</b>	1000	1750
<b>Ni</b>	300	400
<b>Pb</b>	750	1200
<b>Zn</b>	2500	4000
<b>Hg</b>	16	25
<b>Cr</b>	1000	1500

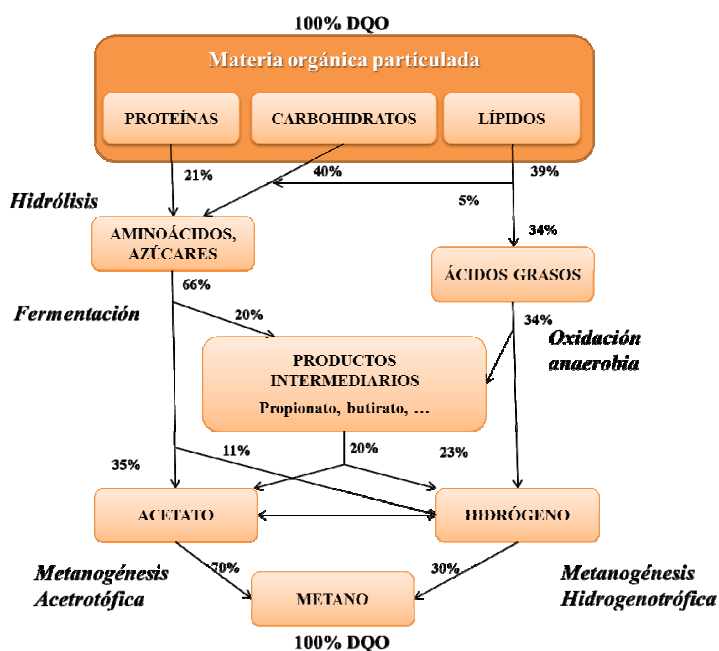
## 1.2. DIGESTIÓN ANAEROBIA

La digestión anaerobia (DA) se ha convertido en una de las tecnologías más probadas y establecidas para el tratamiento de residuos sólidos. Se trata de un proceso de fermentación en ausencia de oxígeno, en el que la materia orgánica es degradada por microorganismos. Al mismo tiempo se produce biogás, compuesto principalmente por metano ( $\text{CH}_4$ ) y dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ). Este proceso es llevado a cabo por una serie de interacciones metabólicas entre un gran y variado grupo de bacterias y arqueas, que normalmente viven en una relación de simbiosis (Cardinali-Rezende *et al.*, 2009).

Teóricamente, la digestión anaerobia sigue una estequiometría sencilla, lo que significa que la degradación de la materia orgánica y la cantidad de  $\text{CH}_4$  producido puede ser calculada con la ecuación de Buswell (Ecuación 1-1):



Sin embargo, los materiales orgánicos complejos no se convierten en un solo paso a  $\text{CH}_4$  y  $\text{CO}_2$ . Toda una serie de microorganismos, cada uno con una capacidad de degradación limitada, poco a poco descomponen las moléculas en un proceso de múltiples pasos de reacciones en serie y en paralelo (Figura 1-7).



*Figura 1-7 – Esquema general de los pasos metabólicos implicados en la degradación completa de moléculas orgánicas complejas en  $\text{CH}_4$ .*

En general, la digestión anaerobia está compuesta por tres procesos biológicos elementales: hidrólisis, acidogénesis (también conocida como acidificación o fermentación) y metanogénesis (Gavala *et al.*, 2003).

Los procesos de digestión comienzan con la hidrólisis enzimática de polímeros orgánicos: conversión del material complejo e insoluble (carbohidratos) en materiales menos complejos y solubles. Esto es seguido por la acidificación donde estos compuestos disueltos son subdivididos en una serie de compuestos simples como los ácidos grasos volátiles (AGVs). A continuación, durante la acetogénesis, estos AGVs se convierten en ácido acético (HAc), hidrógeno (H<sub>2</sub>) y CO<sub>2</sub>. Finalmente, se forma CH<sub>4</sub>, bien por la metanogénesis acetotrófica a partir de HAc o por las metanogénesis hidrogenotrófica a partir de H<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub> (Pavlostathis and Giraldo-Gomez, 1991).

### **1.2.1. Digestión anaerobia como tratamiento de residuos sólidos**

Cuando se habla de la fracción orgánica de los RSU o de los lodos de depuradora, los tratamientos biológicos son una clara alternativa a la hora de mejorar el reciclaje y la recuperación de algunos componentes de estos residuos (Mata *et al.*, 2002). Aunque existen diferentes alternativas en el tratamiento de este tipo de residuos, la DA desempeña un papel muy importante y es la más empleada. Los principales beneficios de la DA son la estabilización del residuo y la obtención de biogás, cuyos principales constituyentes son el CH<sub>4</sub> (55-65%) y CO<sub>2</sub>, y que puede ser utilizado en el lugar de producción (Appelset *et al.*, 2008). En la mayoría de las plantas se transforma el biogás en energía eléctrica y térmica mediante cogeneración; empleando esta energía para cubrir las necesidades energéticas de la planta, siendo el excedente (si existe) vendido a la red de distribución (Metcalf and Eddy, 2003). En el proceso, también se consigue una reducción de la cantidad de sólidos y del volumen del residuo (25-50%) así como la inactivación de muchos microorganismos patógenos (Appelset *et al.*, 2008). El producto final es un residuo digerido y estabilizado, con una reducción en olores y que puede ser almacenado sin riesgo de putrefacción. Además, su contenido en nitrógeno, fósforo y otros nutrientes hace que pueda ser empleado como acondicionador de suelo o fertilizante (Spinosa and Vesilind, 2001).

A nivel industrial, la DA de residuos sólidos se considera una tecnología madura (Riggle, 1998). Además, en los últimos años está recobrando especial interés para la digestión de residuos sólidos, cuyas únicas opciones para su gestión eran el vertido o la incineración.

### **1.2.2. Factores limitantes en la digestión anaerobia de residuos sólidos**

Cuando el sustrato son residuos orgánicos disueltos, la etapa limitante de la DA suele ser la metanogénesis (Carballa, 2005). Esto es debido a que es mucho más lento el

crecimiento de los organismos metanogénicos comparado con los acidogénicos, además de su mayor sensibilidad hacia las condiciones operacionales como son la temperatura, pH, etc. (Speece, 1996).

En el caso de que el sustrato sean materiales particulados, como los residuos sólidos, el factor limitante puede ser la hidrólisis, debido a que en estos casos, el carbón orgánico disuelto, que es fácilmente accesible para los organismos acidogénicos y metanogénicos, es normalmente muy bajo (menos del 15%) comparado con el carbono orgánico total (Kan, 2009). Además, la velocidad de la hidrólisis enzimática de los polímeros bajo las condiciones anaerobias es muy lenta. Como consecuencia de todo esto, la DA de residuos sólidos está frecuentemente limitada por largos tiempos de retención (TRS) (20-30 días o mayores) y las bajas eficiencias de degradación (30-50%) (Linnet *al.*, 2009). Por lo tanto, en los últimos años se ha dedicado un significativo esfuerzo a encontrar la forma de mejorar el rendimiento de la DA de residuos sólidos. Entre las diferentes alternativas analizadas, destacan la lico-digestión o el uso de pre-tratamientos.

La co-digestión es una opción muy interesante a la hora de mejorar los rendimientos de la DA de los residuos sólidos, que se basa en el uso de co-sustratos con el fin de mejorar el rendimiento de producción de biogás gracias a las sinergias positivas que se establecen en el medio de digestión. Además, muchas veces, el uso de un co-sustrato puede ayudar a establecer los requerimientos del contenido de humedad o de nutrientes de la alimentación del digestor (Mata *et al.*, 2000).

El objetivo de los pre-tratamientos es la solubilización de la materia orgánica particulada para hacerla accesible para los microorganismos, mejorando así la etapa de hidrólisis (Appelset *al.*, 2008).

### **1.3. PRE-TRATAMIENTOS COMO ESTRATEGIA DE MEJORA DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE RESIDUOS SÓLIDOS**

Desde que la hidrólisis de la materia orgánica particulada ha sido considerada el paso limitante en la DA de residuos sólidos, se han estudiado varios pre-tratamientos con el objetivo de mejorar la hidrólisis, y consecuentemente, mejorar las etapas posteriores de la DA, así como para mejorar la calidad del residuo tratado y la producción de biogás (Maet *al.*, 2011).

Para una corriente de residuo sólido con un elevado contenido en sólidos totales (ST), como el lodo de depuradora, estiércol de animales o residuos de comida, los pre-tratamientos previos a la DA son aplicados sobre todo para romper las paredes de las

células y liberar la fracción orgánica soluble, y así mejorar la bio-digestibilidad y la producción de metano de la corriente de residuo (Taharzadeh y Karimi, 2008).

Existen varios tipos de pre-tratamientos que están clasificados en biológicos, térmicos, químicos, oxidativos y mecánicos. Sin embargo, muchos de ellos todavía no han sido desarrollados lo suficiente para ser efectivos a escala industrial.

Los **pre-tratamientos biológicos** son aquellos en los que se usan enzimas, bacterias u hongos para mejorar tanto la digestión como la producción de biogás. Estos pre-tratamientos se han realizado a escala de laboratorio con aguas residuales de mataderos (Masséet *al.*, 2003), ricas en lípidos (Mendeset *al.*, 2006) o en residuos del procesamiento de alimentos y cuyos resultados han sido una mejora en el rendimiento del proceso. El bajo uso de energía, la no demanda de productos químicos y unas condiciones ambientales moderadas son algunas de las principales ventajas de los pre-tratamientos biológicos; siendo uno de los mayores inconvenientes el tiempo necesario para el tratamiento (más de 24 h).

Los **pre-tratamientos térmicos** han sido empleados exitosamente desde los años 70's y suponen someter al residuo a un rango de temperatura de 150-200°C (Appelset *al.*, 2008), aunque muchos estudios demuestran que la temperatura óptima se encuentra en el rango de 160-180°C y con tiempos de 30-60 minutos (Carrèreet *al.*, 2010). Ya están desarrollados a nivel industrial, como el caso de la empresa noruega Cambi que puso en marcha un sistema que consigue una solubilización de los sólidos aproximadamente de un 30% y un aumento del biogás del 150% para un pre-tratamiento a 180°C durante 30 minutos (Appelset *al.*, 2008). Algunas de las ventajas de este método son el aumento de la producción de CH<sub>4</sub>, ligado a la solubilización de la DQO, un aumento de la velocidad de hidrólisis así como una disminución del TRS en el digestor. Entre los posibles inconvenientes está la posibilidad de que se produzca una inhibición por amonio o una peor deshidratación del fango digerido debido a un incremento de los finos (Carrèreet *al.*, 2010).

Los **pre-tratamientos químicos** son aquellos en los que el residuo se expone a un químico durante un determinado periodo de tiempo. Existen multitud de opciones, entre los que se destacan los siguientes:

- El pre-tratamiento ácido consiste en una disminución y mantenimiento del pH mediante la adición de un ácido (normalmente HCl y H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). Los procesos ácidos solubilizan la porción de carbohidratos del residuo (Carballa, 2005). Con este tipo de pre-tratamientos hay que tener especial cuidado debido a que los bajos pH pueden provocar inhibición debido a la formación de numerosos tipos de inhibidores como ácidos carboxílicos o furanos, ocasionando a veces, la inhibición del

crecimiento microbiano y la capacidad fermentativa con una menor producción del biogás (Taherzadeh and Karimi, 2008).

- El pre-tratamiento alcalino consiste en un aumento y mantenimiento del pH mediante la adición de una base (NaOH, CaO, KOH, Ca(OH)<sub>2</sub>,...). En los procesos alcalinos se solubilizan la mayoría de las proteínas contenidas en el residuo (Carballa, 2005). Según el tipo de reactivo empleado se puede llegar a causar inhibición durante la digestión anaerobia a causa del K<sup>+</sup> y el Na<sup>+</sup> (Carrèret *al.*, 2010).

Este tipo de pre-tratamiento puede ser empleado exitosamente combinado con el térmico (**pre-tratamientos termoquímicos**), consiguiendo así una mejor biodegradabilidad y solubilización.

Los **pre-tratamientos oxidativos** más frecuentes son la ozonización y la peroxidación, ambos considerados procesos de oxidación avanzada y que están basados en la generación de radicales hidroxilo (OH<sup>•</sup>), oxidantes extremadamente fuertes. Con la utilización del ozono se consigue una destrucción del material celular del residuo (Appelset *al.*, 2008), las dosis de ozono empleadas varían entre 0,02 y 0,15 g/g ST dependiendo del tipo de residuo, pudiéndose conseguir un aumento en la producción de CH<sub>4</sub> de hasta el 112% o una eliminación de los ST del 28%. En el caso del peróxido de hidrógeno puede mejorar la reducción de la DQO cuando se realiza esta oxidación a 90°C con una concentración de 2 g H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/g SVV (Carrèret *al.*, 2010).

Los **pre-tratamientos mecánicos** buscan conseguir la desintegración de las células y solubilizar parcialmente su contenido. Una de las opciones más empleadas a gran escala es la presurización, comprimiendo el residuo hasta 60 MPa. En la presurización las células son sometidas a turbulencia, cavitación y esfuerzos de corte, dando como resultado la desintegración de las mismas (Appelset *al.*, 2008). Otra opción es la congelación seguida de una descongelación, con el objetivo de romper las paredes celulares mediante la formación de cristales intracelulares de hielo. Una de las mayores ventajas de estos métodos es que no necesitan la adición de químicos, sin embargo consumen una gran cantidad de energía (Appelset *al.*, 2008).

#### **1.4. FILOSOFÍA DEL CICLO DE VIDA Y ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA**

En los últimos tiempos, la sociedad global ha experimentado un cambio de paradigma, pasando de la protección del medio ambiente a la búsqueda de la sostenibilidad. Así, la sostenibilidad va más allá del enfoque en el impacto ambiental, buscando el balance

óptimo entre tres dimensiones esenciales: medio ambiente, economía y bienestar social (Romero, 2003).

El concepto de desarrollo sostenible fue descrito por primera vez en el año 1987 en la Comisión Mundial sobre Medio Ambiente y Desarrollo bajo el liderazgo de la ex-Primera Ministra Noruega Brundtand. En él se definió un desarrollo que es capaz de cubrir las necesidades de hoy bajo un medio ambiente intacto, justicia social y prosperidad económica, sin limitar la capacidad de las generaciones futuras a satisfacer sus propias necesidades (Feijoo *et al.*, 2007).

Centrándonos en uno de los tres pilares de la sostenibilidad, el ambiental, en las últimas décadas se han desarrollado numerosos métodos y herramientas para su evaluación e inclusión en las tomas de decisión. La Figura 1-8 presenta una clasificación basada en una adaptación de la pirámide de Maslow (Finkbeiner *et al.*, 2010).



**Figura 1-8:** Adaptación de la pirámide de Maslow de las necesidades humanas para el ciclo de vida basado en los enfoques de evaluación sostenible y ambientales (Finkbeiner *et al.*, 2010).

Así, mientras que la pirámide de Maslow original se basaba en las necesidades fisiológicas como la alimentación y la respiración en la parte inferior, seguido por las necesidad de seguridad, amor y autoestima hasta la auto-realización en la parte superior, esta versión adaptada tiene como base la Filosofía de Ciclo de Vida (*Life Cycle Thinking*  $\equiv$  LCT), que representa el concepto básico de considerar todo el sistema de

ciclo de vida de “la cuna a la tumba”, con el fin de evitar suboptimizaciones o la transferencia de cargas ambientales entre elementos de la cadena de valor y/o compartimentos del medio ambiente.

El siguiente nivel de la pirámide lo ocupan los métodos que, compartiendo esa filosofía, tienen objetivos diferentes pues evalúan únicamente un elemento ambiental. Ejemplos serían la Huella de Carbono o la Huella Hídrica, los enfoques individuales de evaluación ambiental que están recibiendo actualmente mucha atención.

El siguiente nivel está representado por el Análisis de Ciclo de Vida (ACV), o *Life Cycle Assessment*  $\equiv$  LCA en inglés, metodología que se construye en torno al principio de integridad y por lo tanto, tiene como objetivo abordar todas las intervenciones del medio ambiente, no solo una.

En el siguiente nivel se sitúan las metodologías que analizan la eco-eficiencia de los recursos se combinan el enfoque puramente ambiental con el económico. Ambos conceptos se combinan para establecer indicadores ambientales y económicos.

En la cúspide de la pirámide, se incorpora el factor social para cubrir así las tres dimensiones de la sostenibilidad con el Análisis Sostenible del Ciclo de Vida (*Life Cycle Sustainability Assessment*  $\equiv$  LCSA). Este concepto, establecido por Klöpffer (2008), busca combinar los procedimientos y dimensiones de ACV, Coste de Ciclo de Vida (CCV) y Análisis Social del Ciclo de Vida (ASCV) (Heijungs, 2010).

Para el análisis de la dimensión económica se establece el CCV con el que se calcula el coste total del producto, proceso o actividad. Normalmente, el CCV es empleado como un cálculo para evaluar las diferentes alternativas de inversión como ayuda para escoger la mejor opción. Al igual que en el ACV es posible identificar los posibles “hot-spots” con el CCV. En combinación con el ACV, mejora la aplicación de enfoques de ciclo de vida para la toma de decisiones (Jeswani *et al.*, 2010).

Por último la dimensión social de la sostenibilidad, queda reflejado con el ASCV. El ASCV se encuentra en una etapa temprana de desarrollo y encontrándose en preparación el Código de Prácticas del ACV Social. La metodología propuesta en el marco de la Iniciativa de Ciclo de Vida de SETAC, está basada en la estructura de la norma ISO para ACV y, o bien se puede aplicar por sí sola o en combinación con el ACV. Uno de los problemas que presenta este análisis es que los aspectos sociales son normalmente de naturaleza cualitativa por lo que su evaluación plantea numerosos retos diferentes. Algunos de esos retos sería encontrar un consenso entre las diferentes categorías de impacto que se incluirían en la evaluación, así como la forma de medirlas

y como encontrar el balance entre los enfoques participativos y analíticos (Jeswani *et al.*, 2010).

Por lo que el ASCV junto con el ACV y el CCV pueden contribuir a la interpretación de la sostenibilidad de un producto para una toma de decisiones de las partes interesadas.

#### **1.4.1. Análisis de Ciclo de Vida.**

##### **Definición**

La primera definición de ACV fue establecida por la “Society of Environmental Toxicology and Chemistry” (SETAC) en 1993, según la cual el ACV es: “un proceso objetivo para evaluar las cargas ambientales asociadas con un proceso, producto o servicio mediante la identificación y cuantificación de la energía y materiales consumidos y de los residuos generados al ambiente, para valorar el impacto de estos consumos y generaciones al ambiente y para evaluar e implementar mejoras ambientales. Este análisis incluye el ciclo de vida entero del proceso, producto o servicio, incluyendo la extracción y procesado de las materias primas; transformación, transporte y distribución; uso, reutilización; reciclado y eliminación final.” (Consoli *et al.*, 1993).

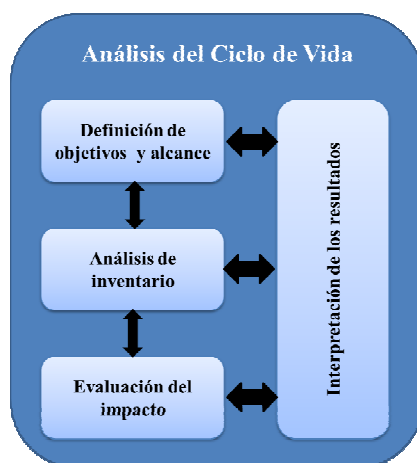
Posteriormente, la metodología del ACV fue estandarizada por la ISO (International Standart Organization), publicandose las primeras normas sobre este método de evaluación en el año 1997. En la actualidad están vigentes una revisión de dichas normas, donde se define el ACV como “una técnica para evaluar los aspectos ambientales e impactos potenciales asociados a un producto mediante la elaboración de un inventario de las entradas y salidas de un sistema de producto, evaluación de los impactos ambientales potenciales asociados a las entradas y salidas e interpretación de los resultados del análisis de inventario y las fases de evaluación del impacto en relación con los objetivos del estudio. El ACV estudia aspectos e impactos ambientales potenciales a través del ciclo de vida de los productos (de la cuna a la tumba), desde la adquisición de la materia prima a la producción, uso y disposición.” (ISO, 2006a).

Como se puede ver, ambas definiciones son similares, destacando la necesidad de tener en cuenta en el análisis la cadena de producción completa y las consecuencias potenciales para el medio ambiente, basándose en la elaboración de un balance de masa y energía del sistema del producto.

##### **Metodología**

La Norma ISO 14040 (ISO, 2006a) determina cuatro etapas básicas en el estudio de ACV (Figura 1-9):

**1. Definición de objetivos y alcance:** En esta primera fase del ACV se establece el producto que se va a analizar y se definen los objetivos que se pretenden alcanzar. Estos objetivos deben establecer la aplicación prevista, las razones por las que se realizan el estudio, el público a quién se dirige y si se prevé utilizar los resultados en asveraciones comparativas que se divulgarán en un futuro.



**Figura 1-9:** Etapas del ACV (ISO, 2006a)

Entre las principales acciones que componen la definición del alcance destacan: la definición de la unidad funcional, el establecimiento del sistema y sus límites y el análisis de la calidad de datos.

**2. Inventario de Ciclo de Vida (ICV):** Es la fase más laboriosa del ACV, se recogen los datos de entradas y salidas asociadas al sistema objeto de estudio, cuantificandose la energía y materias consumidas; las emisiones a la atmósfera y a las aguas; los residuos sólidos y cualquier otro vertido que se produzca durante cualquier etapa incluida en el ciclo de vida (Baumann and Tillman, 2004).

**3. Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV):**

Es el proceso para identificar y caracterizar los potnciales efectos producidos en el medioambiente por el sistema bajo estudio. El punto inicial del EICV es la información obtenida en al fase de inventario. Como consecuencia, la calidad de los datos obtenidos anteriormente es clave para la realización de la evaluación.

**4: Interpretación de los resultados:** Este es la última etapa del estudio de ACV, donde los resultados obtenidos son presentados de manera sintetica, se presentan las fuentes críticas de impactos y las opciones propuestas para reducirlos. La interpretación implica una revisión de todas las etapas en el proceso de ACV, con el fin de comprobar la coherencia de los supuestos y la calidad de datos, en relación con el objetivo y alcance del estudio.

## **Aplicaciones**

Historicamente, la aplicación del ACV ha tenido una orientación de producto. Así, los primeros estudios fueron realizados a productos de consumo tales como envases de bebida, lavadoras y detergentes, mientras que desde la década de los 90s se ha ampliado su uso a otros sectores industriales: energía, metales y minerales, polímeros, papel, textil, electrónica, agricultura, alimentos y bebidas así como a productos químicos (Azapagic, 2002). Aparte de las aplicaciones de producto directo, el ACV también puede ser utilizado en un sentido más amplio. En lugar de hacer frente a los bienes físicos, el ACV se puede aplicar para evaluar los procesos, estrategias de negocios o políticas gubernamentales, como comparar diferentes estrategias de gestión de residuos, distintos tipos de uso de la biomasa, o en elección de una industria en la utilización de envases de un solo uso o reutilizables (Guinée *et al.*, 2002).

### **1.4.2. Aplicación de ACV en la digestión anaerobia de sólidos**

Desde hace años, la DA de diferentes tipos de residuos sólidos ha sido objeto de interés en los estudios de ACV con el fin de evaluar ambientalmente su aplicación frente a otras tecnologías disponibles.

Suh and Rousseux (2002) compararon mediante un ACV diferentes de tratamiento de lodo de depuradora; en concreto estudiaron cinco escenarios compuestos por un proceso principal (incineración, aplicación agrícola del lodo y vertido), un proceso de estabilización (estabilización con cal, compostaje o digestión anaerobia) y el transporte del lodo, encontrando que la mejor opción, desde un punto de vista medioambiental, era la combinación de la digestión anaerobia y la aplicación agrícola del lodo digerido, debido a sus bajas emisiones y un menor consumo de energía. Por otro lado, las sustancias que más contribuyeron a las categorías de toxicidad humana y ecotoxicidad terrestre fueron los metales pesados procedentes de las emisiones de la incineración o de la aplicación agrícola del lodo.

Hospido *et al.* (2005) analizaron diferentes alternativas en el post-tratamiento del lodo de depuradora: i) digestión anaerobia y uso agrícola del lodo digerido, ii) incineración y iii) pirólisis. El trabajo reflexiona sobre la definición de una solución óptima basada en la mayor recuperación de energía y reciclaje del residuo, cosa que no siempre es posible, y concluye, coincidiendo con Suh and Rousseux (2002), que la DA y la aplicación agrícola del lodo digerido es la opción más acertada, con la salvedad de su contenido en metales pesados, por lo que se hace necesaria una mejora a la hora de eliminar estas sustancias durante el tratamiento.

Tarantini *et al.* (2007) compararon tres escenarios diferentes para el tratamiento y eliminación del lodo: digestión anaerobia seguida de incineración, incineración del lodo sin digestión anaerobia y digestión anaerobia seguido de compostaje, y concluyeron que la incineración del lodo después de la digestión anaerobia contribuía a un mayor impacto que en el escenario en el que se realizaba el compostaje. Aunque nuevamente y como resultó en estudios citados anteriormente, los metales pesados contenidos en el lodo planteaban problemas sustanciales cuando se pretendía aplicar el lodo en agricultura, provocando grandes impactos en la categoría de Ecotoxicidad Terrestre. Una de las soluciones propuestas a la hora de mejorar este aspecto es la de aplicar el residuo en sectores donde no exista riesgo para la contaminación animal o que no se encuentre en la cadena de producción de alimentos, como es el caso de la floricultura.

El trabajo de Murray *et al.* (2008) realiza un “híbrido” entre ACV e inventario de costes a diferentes tratamientos y usos finales del lodo residual, con el fin de facilitar la toma de decisiones de una forma sostenible, para los diferentes procesos de las tecnologías de tratamiento. Se evaluaron diferentes opciones productivas para el uso final del lodo, tales como su uso como fertilizantes y como aporte en materiales de construcción, con el fin de determinar la sostenibilidad de los procesos tradicionales de fabricación frente al empleo del residuo como sustituto de las materias primas. En total fueron estudiados nueve escenarios (dos de ellos empleando DA como tratamiento) identificando la digestión anaerobia como tecnología óptima para el tratamiento, sobre todo en la categoría de calentamiento global; mientras que la incineración fue considerada la más costosa tanto ambiental como económicamente. Respecto a su uso final, existe una gran compensación en cuanto a la utilización del lodo como fertilizante, pero por lo general, todos los usos productivos del lodo pueden mejorar la sostenibilidad de las prácticas de fabricación convencionales. Por lo que nuevamente se concluyó que la digestión anaerobia seguida de una aplicación agrícola del lodo era la mejor opción tanto en energía recuperada para producir electricidad, como en la aportación de nutrientes para mejorar la agricultura.

En la línea de los anteriores, Peters and Rowley (2009) realizan un ACV comparativo sobre las diferentes opciones en la gestión de lodos. Se estudiaron ocho escenarios combinando las diferentes tecnologías y usos finales. Los resultados obtenidos dieron como la mejor opción la que empleaba como tecnología una combinación de deshidratación y secado del lodo y en segundo lugar aquel que empleaban la digestión anaerobia y disposición final en agricultura, concluyendo nuevamente que la reutilización agrícola del lodo es una la opción medioambientalmente más favorable.

Más recientemente, Hospido *et al.* (2010), han evaluado los posibles impactos de la reutilización del lodo digerido en agricultura, centrándose más concretamente en los impactos potenciales de los microcontaminantes emergentes comúnmente denominados

PPCPs (por sus siglas en inglés *Pharmaceuticals and Personal Care Products*), presentes en el lodo. Se estudiaron 4 escenarios de acuerdo con la temperatura del digestor (mesófila o termófila) y el tiempo de retención del lodo (20 o 10 días) y se comparó con el lodo no tratado. El impacto asociado fue estudiado en términos de eutrofización, calentamiento global así como toxicidad humana y ecotoxicidad terrestre. Los resultados obtenidos dieron como resultado que desde un punto de vista ambiental, el no digerido es la alternativa menos adecuada, donde estos resultados solo se contradicen en la categoría de calentamiento global debido a las emisiones asociadas con el consumo de electricidad en los digestores. Se concluyó también que de los cuatro escenarios estudiados, los de menor tiempo de retención de sólidos tuvieron un menor impacto, indistintamente de la temperatura de operación del digestor.

Dejando a un lado los lodos de depuradora, los RSU han sido también objeto de estudio de varios ACVs. Por ejemplo, Chaya and Gheewala (2006) evaluaron dos escenarios de gestión de RSU para la recuperación de energía en Tailandia: digestión anaerobia e incineración con recuperación energética, y concluyeron que la DA era ambientalmente más favorable, gracias a que más del 60% de los RSU son fácilmente biodegradable.

Centrándose en la categoría de calentamiento global, Zhao *et al.*, (2009) realizaron un amplio trabajo en el que se evaluaban diferentes opciones a la hora de gestionar los RSU de Tianjin (China). Se estudiaron seis escenarios diferentes respecto a uno de referencia que se correspondía a la gestión real de ese municipio: 48,9% tratado (incineración con recuperación de energía), 49,5% a vertedero controlado, y el resto es vertido incontroladamente. De los escenarios estudiados, el primero de ellos (en vertederos con recuperación del gas genera para producir electricidad) se consigue una mejora del 39%. Respecto al segundo escenario (incineración y recuperación de energía) la mejora es menor a la obtenida en el primer escenario. En el tercero (reciclaje de los componentes del RSU) la mejora conseguida es insignificante, debido en parte a las pequeñas fracciones reciclables de los RSU de Tianjin. No se obtuvieron diferencias entre los escenarios 3 y 5 (compostaje y digestión anaerobia) ya que con ambos se consiguió una reducción del 25% respecto al escenario de referencia. Por último, la mejor opción de todas (escenario 6) con una reducción de los GEI del 45%, resultó ser aquella en la que se combinaban las tres opciones posibles: reciclaje del material, separación de la materia orgánica para su digestión anaerobia, incineración con recuperación de energía y el resto se llevaba a vertedero recogiendo el gas producido para la producción de energía.

De todo lo presentado se puede extraer que la digestión anaerobia ha sido ampliamente estudiada mediante la metodología del ACV, sin bien no existe ninguna referencia que considere las consecuencias ambientales derivadas de la aplicación de pre-tratamientos para mejorar la digestibilidad del residuo a digerir.

## **1.5. OBJETIVO DEL TRABAJO**

El objetivo del presente trabajo es cuantificar, mediante la herramienta de gestión ambiental ACV, el coste/beneficio ambiental producido por la aplicación de siete tipos de tratamientos previos a la digestión anaerobia termófila ( $T= 55^{\circ}\text{C}$ ) de dos tipos de residuos sólidos: lodos de depuradora y residuos de alimentos.

La finalidad del tratamiento es doble: por un lado obtener un producto digerido que tenga las condiciones y la calidad necesarias para poder ser utilizado como producto fertilizante, y por otro lado, la obtención de un biogás que podrá ser empleado para el propio aprovechamiento energético del digestor e incluso la obtención de excedente. Estos dos elementos son, a priori, beneficiosos para el medio ambiente pero su consecución implica un consumo de recursos (materiales y energéticos) que entrañan un coste para el entorno. El ACV es sin duda la herramienta adecuada para establecer la balanza entre ambas direcciones y servir de apoyo en la toma de decisiones a la hora de evaluar la conveniencia de llevar a cabo un pre-tratamiento en la digestión anaerobia de sólidos.

# Definición del objetivo y alcance

### 2.1. OBJETIVO DEL ACV

El objetivo del ACV se establece como el fin último de análisis y metodología a emplear.

En este estudio, el objetivo principal del ACV es analizar el coste/beneficio ambiental de la aplicación de pre-tratamientos previos a la etapa de digestión anaerobia de dos tipos diferentes de residuos sólidos: residuos de cocina (*KitchenWaste – KW*) y lodos de depuradora urbana (*SewageSludge – SS*), obteniendo un perfil ambiental de los escenarios que permitan tener un elemento más de valor para una toma de decisiones.

### 2.2. UNIDAD FUNCIONAL

La Norma ISO 14040 (ISO, 2006a) define la unidad funcional (UF) como la “cuantificación de la función de un sistema, producto, servicio o actividad, que se utiliza como unidad de referencia en el estudio de ACV”. Es uno de los conceptos *a priori* más importantes en el ACV, y de su adecuada selección dependerán en gran medida las conclusiones del mismo. Normalmente se consideran unidades de tipo físico (base de cálculo) respecto de la cual se refieren todas las entradas y salidas del sistema.

En este trabajo, la **unidad funcional** se define como *la gestión (pre-tratamiento, digestión anaerobia y disposición final) de 10 L de residuo sólido*. Al estar tratando dos tipos diferentes de residuos es necesario especificar que:

- Para **los lodos de depuradora (SS)** se consideran 10 L de mezcla (70:30, v/v) de lodo primario y biológico, recogidos de las unidades de espesamiento y flotación, respectivamente, existentes en una estación depuradora de aguas residuales urbanas en Galicia. Las características físico-químicas de los diferentes tipos de lodos se muestran en la Tabla 2-1.
- En el caso de los **residuos de comida (KW)** se consideran 10 L de mezcla de residuos de alimentos procedentes de la empresa *TransVanheedeEnvironmentGroupen* Bélgica diluidos con agua residual

urbana según las condiciones de operación del digestor anaerobio. Las características físico-químicas de este residuo se muestran en la Tabla 2-1.

**Tabla 2-1:** Principales características de los lodos de depuradora (en g/L; Carballa, 2005) y de los residuos de comida (en g/kg; Ma et al., 2011).

	Lodo primario	Lodo secundario (o biológico)	Mezcla	Valores medios SS	KW
<b>pH</b>	-	-	5,8-5,9	-	3,8
<b>ST</b>	50-145	15-40	35-110	73	166
<b>SV</b>	25-85	10-35	25-65	45	155
<b>SST</b>	50-125	10-35	30-95	63	-
<b>SSV</b>	25-70	10-30	20-60	40	-
<b>DQO<sub>T</sub></b>	45-120	10-50	30-110	70	238
<b>DQO<sub>S</sub></b>	1-8	1-7	1-8	5	75

\* Los **valores medios** son aquellos que se han empleado para realizar los cálculos necesarios en el inventario del presente estudio.

### 2.3. LÍMITES DEL SISTEMA

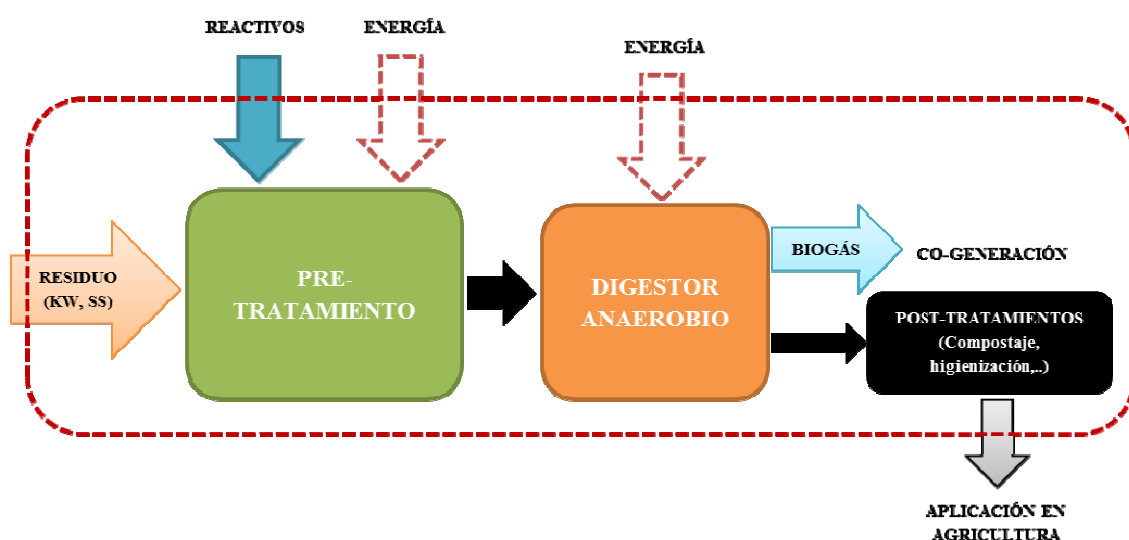
Se entiende por sistema “el conjunto de procesos unitarios conectados material y energéticamente que realizan una o más funciones definidas” (ISO 14040, 2006). Cuando se define un sistema y sus límites, se deben definir los procesos y operaciones (manufactura, transporte y tratamiento de residuos), así como las entradas y salidas que deben tenerse en cuenta en el ACV (Raluy, 2009).

En este estudio, el sistema incluye los diferentes pre-tratamientos, la operación del digestor anaerobio así como la disposición final de los residuos digeridos mediante su aplicación en agricultura. El digestor anaerobio empleado tiene una capacidad de 10 L, una agitación continua y opera en condiciones termófilas ( $55 \pm 2^\circ\text{C}$ ), mediante la recirculación de agua caliente a través de una camisa externa. El tiempo de residencia hidráulico (TRH), que en este caso coincide con el tiempo de retención de sólidos (TRS), necesario para tratar la unidad funcional de SS es de 10 días mientras que para tratar la unidad funcional de KW será de 20 días. Este hecho hará que los consumos energéticos relacionados con calentamiento y agitación sean diferentes para los dos tipos de residuos sólidos estudiados.

En este estudio no se tendrá en cuenta la infraestructura, exclusión que se realiza debido a que los datos empleados son obtenidos a escala de laboratorio y que está en línea con otros autores (Muñoz et al., 2006).

Aunque la aplicación de un post-tratamiento como el compostaje es comúnmente empleado después de una valorización energética como la biometanización o digestión anaerobia, en este caso no se contabilizará (Figura 2-1) debido a la falta de datos de los posibles post-tratamientos quedarían fuera del objetivo de estudio de este trabajo. Consecuentemente, las mejoras obtenidas con este tipo de post-tratamientos (reducción del volumen de residuo, higienización (reducción de patógenos), reducción del riesgo de contaminación (degradación de algunos contaminantes orgánicos y disminución de la biodisponibilidad de metales pesados y contaminantes orgánicos), etc.) no se tendrán en cuenta.

Sin embargo, sí se tendrá en cuenta la aplicación en agricultura del residuo digerido como deposición última del mismo.



*Figura 2-1: Límites del sistema: las etapas en color están incluidas en el sistema, en negro (post-tratamiento) no se incluirá en el estudio.*

Para la aplicación agrícola del residuo hay que tener en cuenta la legislación vigente para cada uno de los residuos:

#### **- Residuos de comida (KW)**

En el RD 824/2005 sobre productos fertilizantes se establece dentro del ANEXO V un límite máximo de microorganismos y un límite máximo para metales pesados (véase sección 1.1.1.).

En cuanto a los límites para microorganismos, se indica que en los fertilizantes de origen orgánico *Salmonella* debe de estar ausente en 25 g de producto elaborado y la concentración de *Escherichiacolide* debe ser menor a 1000 NMP/g de producto elaborado. En el trabajo realizado por Duong (2009), la caracterización de patógenos en KW

tratado no fue objeto de estudio, por lo que se ha realizado una búsqueda bibliográfica para obtener estos datos. En el estudio realizado por Sahloström (2003) con lodo de depuradora, *Salmonella* queda inactivada una vez pasadas las 24 h en termófilo; por otro lado, Carballa (2005) realizó la digestión anaerobia de lodos en rango termófilo con TRS de 10 y 20 días, en los cuales *Salmonella* se encontraba ausente en 50 g de ST y de *E. coli* se consiguió una eliminación del 100% en las mismas condiciones.

Teniendo en cuenta que el factor más importante en la muerte de microorganismos patógenos es la combinación del tiempo y la temperatura durante el proceso de tratamiento (Chuet *al.*, 1999), se puede asumir que en las condiciones de operación consideradas (55°C y TRS de 20 días), el KW digerido no contiene patógenos que lo inhabiliten para su uso en agricultura.

Otro parámetro especificado en el RD 824/2005 es el contenido en metales pesados y, al igual que en el caso de los microorganismos, estos tampoco fueron objeto del trabajo de Duong (2009). Por lo tanto, los datos de metales pesados considerados para el inventario de KW son datos bibliográficos y se encuentran detallados en el apartado 3.2.4. de este trabajo.

#### **- Lodos de depuradora (SS)**

A diferencia con el KW, la legislación española referente a la utilización de lodos de depuradora en el sector agrario (RD 1310/1990) no especifica la necesidad de medir los patógenos del residuo ni establece un límite para ellos. En otros países, en cambio, como en los Estados Unidos, sí que es necesaria la caracterización de los microorganismos en biosólidos aplicados en agricultura.

Aunque no lo establezca la legislación española, Carballa (2005) ha caracterizado algunos microorganismos patógenos después de la digestión anaerobia en condiciones termófilas, concluyendo que la eliminación de patógenos era casi total en estos casos. En consecuencia, la aplicación del lodo en agricultura después de dicho tratamiento es viable desde un punto de vista higiénico.

En el caso de los metales pesados, estos sí vienen especificados en el RD 1310/1990 para la aplicación de lodos en agricultura, y los datos empleados en este estudio son los obtenidos por Carballa (2005) y que se muestran en la sección 3.2.4. de este trabajo.

## **2.4. DEFINICIÓN DE LOS ESCENARIOS**

Se van a estudiar dos tipos diferentes de residuos, KW y SS, sobre los que se van a aplicar diferentes pre-tratamientos previos a su digestión anaerobia (Figura 2-1). Se detallan, a continuación, las características de los diferentes escenarios estudiados: seis para KW y cuatro para SS.

#### **2.4.1. Escenarios para los residuos de comida (KW)**

##### **Escenario KW 1: *Control***

Escenario donde no se realiza ningún tipo de pre-tratamiento previo a la digestión anaerobia del KW y simplemente se realiza un ajuste de pH del KW con NaOH (10 N) con el fin de mantener el pH de la alimentación del digestor en torno a 7,5.

##### **Escenario KW 2: *Pre-tratamiento Ácido***

El pre-tratamiento ácido se lleva a cabo añadiendo HCl (10 N) al KW hasta pH 2 a temperatura ambiente, con agitación y control de pH durante todo el pre-tratamiento (Maet *al*, 2011). Una vez pasadas 24 h, se comprueba el valor de pH en 2 y se ajusta en torno a 7,5 con NaOH (10 N).

##### **Escenario KW 3: *Pre-tratamiento Térmico***

El pre-tratamiento térmico se lleva a cabo en un autoclave a 120°C durante 30 minutos. Tras este tiempo, se deja enfriar la alimentación a temperatura ambiente y se ajusta el pH en torno a 7,5 con NaOH (10 N).

##### **Escenario KW 4: *Pre-tratamiento Termo-Ácido***

En el pre-tratamiento termo-ácido primeramente se acidifica el residuo con HCl (10 N) hasta pH 2 como se describe en el pre-tratamiento ácido (Escenario 2). Después de 24 horas de contacto, el KW acidificado se lleva al autoclave y continua el tratamiento tal y como se describe en el escenario 3.

##### **Escenario KW 5: *Pre-tratamiento Congelación-Descongelación***

En el pre-tratamiento de congelación-descongelación, primeramente se congela el residuo a -80°C en un congelador de ultra-baja temperatura. Tras 6 horas, el residuo es descongelado en una incubadora a unos 52°C durante 30 minutos. Finalmente, se ajusta el pH de la alimentación en torno a 7,5 con NaOH (10 N).

##### **Escenario KW 6: *Pre-tratamiento Presurización-Despresurización***

Se realiza una presurización del residuo hasta 10 bar empleando CO<sub>2</sub> como gas presurizante. Después de unos pocos minutos de tiempo de contacto, se despresuriza (liberación del CO<sub>2</sub>) rápidamente hasta presión atmosférica (1 bar). Finalmente, se ajusta el pH de la alimentación en torno a 7,5 con NaOH (10 N).

#### **2.4.2. Escenarios para los lodos de depuradora (SS)**

##### **Escenario SS 1: *Control***

Escenario donde no se realiza ningún tipo de pre-tratamiento a los lodos previo a su digestión anaerobia.

##### **Escenario SS 2: *Pre-tratamiento Térmico***

El pre-tratamiento térmico del SS tiene lugar en un autoclave a 130°C durante 1 hora, seguido de un enfriamiento a temperatura ambiente antes de ser alimentado al reactor.

##### **Escenario SS 3: *Pre-tratamiento Alcalino***

El pre-tratamiento alcalino se lleva a cabo añadiendo CaO al lodo en agitación continua hasta pH 12, comprobando este valor después de 24 horas. El lodo es neutralizado con HCl (35%) hasta pH 7 antes de ser alimentado en el reactor.

##### **Escenario SS 4: *Pre-tratamiento Ozonización***

El lodo es ozonizado en una columna de burbuja de 10 L operando en discontinuo a temperatura ambiente. El caudal de gas empleado es de 240 L/h con una concentración de ozono de 20 mg O<sub>3</sub>/L. El tiempo necesario para añadir la cantidad exacta de ozono (sobre 2 horas) fue calculado para cada experimento basado en la concentración de sólidos en el lodo.

#### **2.4.3. Adaptación del residuo pre-tratado a la alimentación del digestor**

Las condiciones de operación del digestor anaerobio tras el pre-tratamiento en términos de velocidad de carga orgánica (VCO) se indican en la Tabla 2-2 para los escenarios de KW y en la Tabla 2-3 para los escenarios de SS. Estas condiciones han sido elegidas para el digestor en estado estacionario y condiciones óptimas de operación. Se

consideran condiciones óptimas de operación aquellas en las que al menos el 60% de la DQO de entrada en digestor se transforma en biogás.

En el caso del KW, una vez realizado el pre-tratamiento se le añadirá agua con el fin de obtener la VCO deseada (Tabla 2-2), excepto en el escenario KW 6 en el que la dilución se realizará previamente a la aplicación del pre-tratamiento (cálculos en el ANEXO 1).

**Tabla 2-2:** *Velocidad de carga orgánica (g DQO/L día), aplicada al digestor y volúmenes (L) de KW y agua correspondientes (Ma et al., 2011).*

Escenario de KW		VCO <sub>APLICADA</sub> (g DQO/L día)	KW <sub>CRUDO</sub> (L)	AGUA (L)
<b>KW 1</b>	<b>Control</b>	3	2,52	7,48
<b>KW 2</b>	<b>Químico-Ácido</b>	4	3,36	6,64
<b>KW 3</b>	<b>Térmico</b>	3	2,52	7,48
<b>KW 4</b>	<b>Termo-Ácido</b>	3	2,52	7,48
<b>KW 5</b>	<b>Presurización-Despresurización</b>	5	4,20	5,80
<b>KW 6</b>	<b>Congelación-Descongelación</b>	5	4,20	5,80

**Tabla 2-3:** *Velocidad de carga orgánica (g DQO/L día) aplicada al digestor en los diferentes escenarios de SS (Carballa, 2005).*

Escenario de SS		VCO <sub>APLICADA</sub>
<b>SS 1</b>	<b>Control</b>	4,3
<b>SS 2</b>	<b>Térmico</b>	8,7
<b>SS 3</b>	<b>Químico-Alcalino</b>	3,6
<b>SS 4</b>	<b>Ozonización</b>	6,6

# Inventario del Ciclo de Vida (ICV)

Es la fase más laboriosa del ACV, en la que se realiza la cuantificación de los flujos de materia y energía. El análisis incluye la recopilación de los datos y la realización de los cálculos necesarios para cuantificar las entradas y las salidas de cada uno de los escenarios o subsistemas definidos en el alcance del estudio. Las entradas son las materias primas (incluidas las fuentes de energía) y las salidas son los productos, co-productos, corrientes de residuos y las emisiones al aire, al agua y al suelo.

### 3.1. CALIDAD DE LOS DATOS

Uno de los mayores problemas que afectan a la aplicación de las herramientas de gestión ambiental basadas en el ACV radica en la fiabilidad sobre los datos de las materias primas y emisiones en el ICV. La situación óptima sería aquella donde se dispusiese de un amplio conocimiento del sistema a estudiar y donde todos los datos del inventario que se necesitasen estuvieran accesibles y fueran representativos y fiables (Feijoo *et al*, 2007). Es muy importante distinguir entre los datos recogidos por bibliografía de los experimentales, indicando en este último caso la metodología empleada.

En este estudio, se van a estudiar dos tipos diferentes de residuos sólidos cuyos datos provienen fundamentalmente de dos fuentes diferentes: Duong (2009) para KW y Carballa (2005) para SS.

En la recogida de datos, se tomarán aquellos valores en los que las condiciones de operación sean con el digester en estado estacionario y condiciones óptimas de operación. Se consideran condiciones óptimas de operación aquellas en las que al menos el 60% de la DQO de entrada en digester se transforma en biogás.

## 3.2. DATOS DE INVENTARIO

### 3.2.1. Pre-tratamientos

A continuación se detallan los cálculos para el consumo de energía y/o reactivos asociados a cada uno de los pre-tratamientos de los escenarios, excepto KW 1y SS 1 que no tiene asociado ningún consumo por ser escenarios de control.

La cantidad de NaOH necesaria para el ajuste del pH de la alimentación del digester se presenta al final de la descripción de los escenarios asociados a KW, puesto que es un consumo común a todos ellos.

#### - Pre-tratamiento Ácido (KW 2)

Los reactivos utilizados en este escenario son HCl (10 N) para la acidificación y NaOH (10 N) para la neutralización. La cantidad de HCl necesario es aproximadamente 10 L de HCl/ ton KW (Maet *al.*, 2011). Considerando que 10 N  $\equiv$  10 M, y que la densidad del KW es de 1 kg/L, la cantidad necesaria de HCl es:

$$\frac{10 \text{ L HCl}(10 \text{ N})}{1000 \text{ L KW crudo}} \cdot 3,36 \frac{\text{L KW crudo}}{\text{UF}} \cdot \frac{10 \text{ mol HCl}}{\text{L HCl}(10 \text{ N})} \cdot \frac{36,5 \text{ g HCl}}{\text{mol HCl}} = 12,26 \frac{\text{g HCl}}{\text{UF}}$$

#### - Pre-tratamiento Térmico (KW 3)

Asumiendo que no hay pérdidas por evaporación de agua, el requerimiento energético para el pre-tratamiento térmico se puede calcular con la siguiente ecuación (Maet *al.*, 2010):

$$E_{\text{TÉRMICO}} = C_{\text{KW}} \cdot M_{\text{KW}} \cdot \Delta T + C_{\text{AGUA}} \cdot M_{\text{AGUA}} \cdot \Delta T \quad \text{Ecuación 3-1}$$

Dónde:

$C_{\text{KW}}$ : calor específico del KW en base seca, 1,92 KJ/kg °C (Maet *al.*, 2011).

$M_{\text{KW}}$ : masa seca, tomando el valor de los ST de KW = 0,166 kg/kg KW (Maet *al.*, 2011).

$C_{\text{AGUA}}$ : capacidad calorífica del agua en el KW = 4,18 kJ/kg °C.

$M_{\text{AGUA}}$ : masa de agua en el KW = 0,834 kg/kg KW (Maet *al.*, 2011).

$\Delta T$ : incremento de T, 95°C (de 25 a120°C).

Por lo que la energía asociada al pre-tratamiento térmico es de 361,46 kJ/L KW. Teniendo en cuenta la cantidad de KW en la unidad funcional del pre-tratamiento térmico (2,52 L KW, Tabla 2-2) este valor asciende a 910,88 KJ/UF, pero se estima que

el autoclave tiene una eficacia del 85%, por lo que la energía necesaria para este pre-tratamiento es **1071,62 kJ/UF**.

#### - **Pre-tratamiento Termo-Ácido (KW 4)**

Se trata de una combinación de los pre-tratamientos ácido y térmico. Teniendo en cuenta que el pre-tratamiento termo-ácido se hace con una dilución mayor que el ácido, por lo que la cantidad de HCl empleada en este caso será:

$$\frac{10 \text{ L HCl (10 N)}}{1000 \text{ L KW crudo}} \cdot 2,52 \frac{\text{L KW crudo}}{\text{UF}} \cdot \frac{10 \text{ mol HCl}}{\text{L HCl (10 N)}} \cdot \frac{36,5 \text{ g HCl}}{\text{mol HCl}} = 9,20 \frac{\text{g HCl}}{\text{UF}}$$

En este caso, la energía necesaria será la misma que en KW 3: 1071,62 kJ/UF.

#### - **Pre-tratamiento Congelación-Descongelación (KW 5)**

El gasto energético asociado a este pre-tratamiento es el debido al consumo energético del congelador, el cuál es calculado con la ecuación siguiente (Daniel, 1998):

$$E_{\text{CONGELACIÓN}} = C_{\text{KW}} \cdot M_{\text{KW}} \cdot \Delta T_1 + L_{\text{AGUA}} \cdot M_{\text{AGUA}} + C_{\text{AGUA}} \cdot M_{\text{AGUA}} \cdot \Delta T_2 + C_{\text{HIELO}} \cdot M_{\text{HIELO}} \cdot \Delta T_3 \text{ Ecuación 3-2}$$

Dónde:

$L_{\text{AGUA}}$ : calor latente de fusión del agua, 336 kJ/kg

$C_{\text{HIELO}}$ : capacidad calorífica del hielo, 2,09 kJ/kg °C

$M_{\text{HIELO}}$ : masa de hielo, en el KW, 0,834 kg/kg de KW

$\Delta T_1$ : disminución de la temperatura del KW, 45°C (de 25 a -20°C)

$\Delta T_2$ : disminución de la temperatura del KW, 25°C (de 25 a 0°C)

$\Delta T_3$ : disminución de la temperatura del KW, 20°C (de 0 a -20°C)

El resultado es de 416,58 kJ/kg KW, teniendo en cuenta la dilución aplicada en este caso (4,20 L de KW/UF) es un total de **1749,64 kJ/UF**.

Una vez realizada la congelación se procede a una descongelación en una incubadora a 52°C durante 30 minutos (Maet *al.*, 2011). En la bibliografía no se ha indicado ningún modelo ni marca, por lo que se ha realizado una búsqueda de modelos comerciales y se ha empleado los consumos de la incubadora *PrecisionIncubatorModell IFE 550*, cuyas características se indican a continuación:

- Capacidad: 153 L
- Rango de temperatura: 20-70°C
- Consumo (durante calentamiento): 1100 W

Teniendo en cuenta el consumo energético del aparato y media hora de funcionamiento, la energía requerida para la descongelación será aproximadamente de 0,55 kWh. Pero esta sería la energía asociada a los 153 L de la incubadora, por lo que si se tiene en cuenta la energía asociada a la cantidad de KW a descongelar, este consumo quedaría en: **0,015 kWh = 54,00 kJ/UF**.

#### - **Pre-tratamiento Presurización-Despresurización (KW 6)**

La presurización en este escenario se realiza en un recipiente de 5 L de volumen empleando CO<sub>2</sub> como gas presurizante. En cada ensayo se emplea 1 L KW y se introduce el CO<sub>2</sub> hasta conseguir una presión de 10 bar. Para calcular la cantidad de CO<sub>2</sub> empleada se utilizó la ecuación de los gases ideales:

$$P \cdot V = n \cdot R \cdot T \Rightarrow 10(\text{atm}) \cdot 4 \left( \frac{\text{L}}{\text{kg KW}} \right) = n_{\text{CO}_2} \cdot 0,082 \left( \frac{\text{atm} \cdot \text{L}}{\text{mol} \cdot \text{K}} \right) \cdot 293(\text{K}) \Rightarrow n_{\text{CO}_2} = 1,67 \frac{\text{mol CO}_2}{\text{kg KW}}$$

La cantidad necesaria de CO<sub>2</sub> es de 73,33 g/kg KW diluido que, teniendo en cuenta la unidad funcional (10 L KW), este valor será de 0,73 kg de CO<sub>2</sub>/UF.

#### - **Consumo de NaOH en los escenarios con KW**

Como ya se ha dicho anteriormente, en los experimentos realizados con el KW se neutralizan todas las corrientes antes de ser alimentadas al digestor con una disolución de NaOH 10 N hasta un pH de 7,5 (Maet *al.*, 2011).

La cantidad empleada varía según el pre-tratamiento, siendo mayor en los pre-tratamientos ácido y termo-ácido, por lo que para realizar el cálculo se tendrán en cuenta las siguientes suposiciones y consideraciones:

- La cantidad “extra” de NaOH empleada para neutralizar las alimentaciones en los pre-tratamientos ácido y termo-ácido es de **4,8 gNaOH/L KW** (Maet *al.*, 2011), es decir, que hay que sumarle esta cantidad a la añadida normalmente.
- Según una comunicación personal con ThuHangDuong, se sabe que el volumen de NaOH 10 N empleado antes de la entrada a los digestores es de 2-10 mL de disolución de NaOH 10 N por L de KW (diluido) alimentado, existiendo pequeñas diferencias de la cantidad empleada en los diferentes tipos de alimentación, excepto en los pre-tratamientos ácidos y termo-ácido. Por lo que, se va a asumir una media entre estos dos valores en todos los tratamientos: **6 mL de disolución de NaOH 10 N por L de KW alimentado**.

Teniendo en cuenta estas consideraciones y sabiendo que una disolución de NaOH 10 N se corresponde con 0,4 gNaOH/mL de disolución de NaOH 10 N; la cantidad de NaOH común a todos los tratamientos será de:

$$\frac{6 \text{ mL NaOH (10 N)}}{\text{L KW}} \cdot \frac{40 \text{ g NaOH}}{100 \text{ mL de NaOH (10 N)}} \Rightarrow 2,4 \frac{\text{g NaOH}}{\text{L KW}}$$

Esto significa que en todos lo tratamientos para neutralizar y así alimentar los digestores con un pH de 7,5 se necesitará **2,4 g de NaOH/L KW**, excepto para aquellas alimentaciones que hayan tenido un pre-tratamiento ácido o termo-ácido, que emplearan esta cantidad más la indicada anteriormente (4,8 g de NaOH/L KW) lo que hace un total de **7,2 g de NaOH/L KW**. Como la UF es 10 L, la cantidad de NaOH necesaria según los cálculos anteriores serán de **72 g de NaOH** para los tratamientos ácidos y termo-ácido y de **24 g de NaOH** para el resto.

#### - Pre-tratamiento Químico-Alcalino (SS 2)

En el pre-tratamiento químico-alcalino hay que tener en cuenta la cantidad de CaO empleada para aumentar el pH hasta 12, que de acuerdo con Carballa (2005) varió entre 0,05 y 0,2 gramos de CaO/g SSV. En este estudio se va a asumir el valor medio de este rango (0,125 gCaO/g SSV) e igualmente el valor medio de SSV (40 g SSV/L lodo) para realizar el cálculo. Por lo que la cantidad de CaO empleada es de **0,050 kg/UF**.

A continuación y antes de la entrada en el reactor se neutraliza con HCl hasta pH 7. Esta cantidad no fue contabilizada por Carballa (2005), por lo que se ha tenido que realizar un estudio en laboratorio, en el que se ha recogido muestra de lodo primario y biológico (70:30 v/v) y que se ha llevado de su pH inicial de 5 a 12 con una base (NaOH). Alas 24 h del tratamiento se procede a añadir HCl (0,5 M) consumiéndose un volumen de 13,7 mL para una muestra de 100 mL de lodo. Por lo que la cantidad de HCl consumida ha sido 2,5 g de HCl/L de lodo.

También se han medido la cantidad de SSV en la muestra (43,3 g SSV/L) y, por lo tanto, la cantidad de HCl es de 0,058 gHCl/g SSV. Por lo que la cantidad de HCl empleada es de **0,023 kg/UF**.

#### - Pre-tratamiento Térmico (SS 3)

El pre-tratamiento térmico del lodo, al igual que el de KW, se lleva a cabo en un autoclave, por lo que la ecuación seguida para el cálculo será la misma que para KW,

pero teniendo en cuenta que en este caso, se realiza a 130°C de temperatura y durante 60 minutos:

$$E_{TÉRMINICO} = C_{SS} \cdot M_{SS} \cdot \Delta T + C_{AGUA} \cdot M_{AGUA} \cdot \Delta T \quad \text{Ecuación 3-3}$$

Dónde:

$C_{SS}$ : calor específico del SS en base seca, 1,35 kJ/kg °C (Vaxelaire and Puiggali, 2002).

$M_{SS}$ : masa seca, tomando el valor de los ST del lodo = 0,066 kg/L lodo (Carballa, 2005)

$C_{AGUA}$ : capacidad calorífica del agua en el KW, 4,18 kJ/kg °C.

$M_{AGUA}$ : masa de agua en el lodo = 0,934 kg/L lodo (Carballa, 2005).

$\Delta T$ : incremento de T, 115°C (de 25 a 130°C).

Por lo que siguiendo este cálculo, la energía necesaria para el pre-tratamiento térmico del lodo es 4592,20 kJ/UF, pero es necesario tener en cuenta la eficacia del autoclave que se estima del 85% al igual que en el caso del KW. Así que la cantidad de energía empleada en este caso será de **5402,59 kJ/UF**.

#### - Pre-tratamiento Ozonización (SS 4)

El ozonizador empleado en los experimentos se trata de un LAB2B OZONIA, alimentado con oxígeno puro y cuyas características operacionales son las siguientes:

- Producción de O<sub>3</sub> máxima, es de 10 g O<sub>3</sub>/h.
- El caudal del dispositivo varía entre 2-10 L/min.
- Concentración empleada en los experimentos fue de 40 mg O<sub>3</sub>/L O<sub>2</sub>.

En el inventario, se tendrá en cuenta la energía consumida por el ozonizador y por las bombas, el consumo de O<sub>2</sub> para formar O<sub>3</sub> y la cantidad de tiosulfato empleado para la eliminación del O<sub>3</sub> residual.

El proceso de ozonización tiene una duración de aproximadamente 2 h por unidad funcional (Carballa, 2005) y debido a que la potencia del equipo es de 105 W (Manterola, 2009), será de un total de 210 Wh/UF, lo que equivale a 756 kJ/UF. Hay que tener en cuenta también el consumo de dos bombas peristálticas de 100 W de potencia cada una, lo que hace un total de 400 Wh/UF que equivale a 1440 kJ/UF. Por lo tanto, el total de energía consumida asciende a **2196 kJ/UF**.

Las necesidades de O<sub>3</sub> empleadas por unidad funcional fueron aproximadamente de 20 mg O<sub>3</sub>/g SST (Carballa, 2005) y teniendo en cuenta que los valores medios de SST son

de 62,5 g SST/L, esto hace que la cantidad necesaria de O<sub>3</sub> sea de 1250 mg O<sub>3</sub>/L lodo, o lo que es lo mismo, **12,5 g/UF**.

$$\frac{12,5 \text{ g O}_3}{40 \cdot 10^{-3} \frac{\text{g O}_3}{\text{L O}_2}} = \frac{312,5 \text{ L O}_2}{2 \text{ experimento}}$$

Para un caudal de gas de 2,6 L/min se necesitarán 312,5 L de O<sub>2</sub> por unidad funcional (Manterola, 2009); este volumen de oxígeno se corresponde con un peso de **0.423 kgen** fase líquida (Air Liquid).

Para la destrucción del ozono residual se emplea tiosulfato sódico (Carballa, 2005). En la reacción de neutralización con tiosulfato sódico (Takizawa *et al*, 1973) se necesitan 7,75 g de Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>3</sub>·5H<sub>2</sub>O por g de O<sub>3</sub>. Teniendo en cuenta que la transferencia de O<sub>3</sub> al lodo es del 75% (Manterola, 2009), habría que neutralizar un total de 3,13 g de O<sub>3</sub> por UF, lo que significa un total de **24,22 gNa<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>3</sub>·5 H<sub>2</sub>O/UF**.

A modo de resumen, la Tabla 3-1 recoge los consumos de reactivos y de energía asociados a los diferentes pre-tratamientos estudiados:

**Tabla 3-1:** Resumen de los consumos materiales (g/UF) y energéticos (kJ/UF) en los diferentes escenarios.

ESCENARIO	NaOH	H <sub>2</sub> O	HCl	CO <sub>2</sub>	CaO	O <sub>2</sub>	Na <sub>2</sub> SO <sub>3</sub> ·5H <sub>2</sub> O	Energía
KW 1	48	7 480	-	-	-	-	-	-
KW 2	72	6 640	12,3	-	-	-	-	-
KW 3	48	7 480	-	-	-	-	-	1,1
KW 4	72	7 480	9,2	-	-	-	-	1,1
KW 5	48	5 800	-	-	-	-	-	1,8
KW 6	48	5 800	-	180	-	-	-	63,0
SS 1	-	-	-	-	-	-	-	-
SS 2	-	-	-	-	-	-	-	5,4
SS 3	-	-	23,2	-	50	-	-	-
SS 4	-	-	-	-	-	423	24,6	2,2

### 3.2.2. Digestión Anaerobia

Los gastos energéticos del digestor son los vinculados al calentamiento del digestor para mantener las condiciones termófilas (55°C) y a la agitación del mismo.

Para estos cálculos se han asumido las siguientes consideraciones:

- 1) El digestor será el mismo en todos los escenarios, tanto para KW como para SS, con un volumen de 10 L y construido de PVC.

- 2) Se trata de un reactor encamisado que tiene un baño de agua de metacrilato que contiene unos 25 L de agua que se están bombeando continuamente.
- 3) La temperatura inicial del agua (del grifo) es de 15°C y el baño se calienta hasta 60°C que es la temperatura necesaria para mantener el interior del digestor a 55°C (Carballa, 2005).
- 4) Se considera que el TRS para los escenarios de SS es de 10 días y para los escenarios de KW es de 20 días, ya que estos TRS son los necesarios en cada caso, para tratar en condiciones estacionarias óptimas la unidad funcional que es de 10 L de residuo.

### ***Demanda de energía asociada al calentamiento***

Para el cálculo del consumo energético para calentamiento se considera que se calienta el agua del baño (hasta 60°C) y que ésta a su vez entra en los digestores, por lo que habrá que seguir los siguientes pasos para el cálculo:

#### **1. Calentamiento inicial del volumen de agua presente en el baño termostático**

Este cálculo será el mismo para todos los escenarios, ya que se considera el mismo baño (en dimensiones y características) y es independiente al TRS del sistema. Para este se cálculo se emplea la siguiente ecuación (Perry *et al*, 1997):

$$Q(kcal) = m(g) \cdot C_e \left( \frac{kcal}{g \cdot ^\circ C} \right) \Delta T(^{\circ}C) \quad \text{Ecuación 3-4}$$

Dónde:

$m = 25$  kg (densidad del agua es 1,0 kg/L y en el baño hay 25 L).

$C_e = 1$  kcal/kg·°C (es el calor específico del agua).

$\Delta T = 45^{\circ}C$

Por lo que el aporte inicial de energía será:

$$Q_C = 1125 \text{ kcal} = 1,31 \text{ kWh}$$

#### **2. Mantenimiento de la temperatura del agua en el baño: energía necesaria para compensar las pérdidas caloríficas**

Se considera el calor perdido por las siguientes causas:

- **Pérdidas por conducción a través de las paredes del baño** (Perry *et al.*, 1997).

$$Q(W) = U \left( \frac{W}{m^2 \cdot ^\circ C} \right) \cdot A(m^2) \cdot \Delta T(^{\circ}C) \quad \text{Ecuación 3-5}$$

Dónde:

U= Coeficiente de transmisión térmica, depende del espesor que en el caso de los baños utilizados es 8 mm y del material que es metacrilato. Según el espesor existen diferentes U (Norma DIN 4701):

- 1 mm de espesor: 5,8 W/m<sup>2</sup>·K
- 3 mm de espesor: 5,6 W/m<sup>2</sup>·K
- 5 mm de espesor: 5,3 W/m<sup>2</sup>·K
- 10 mm de espesor: 4,4 W/m<sup>2</sup>·K

Como el espesor de los baños es de 8 mm (Carballa, 2005), se itera entre los valores anteriores, y se obtiene que su U correspondiente es de **4,76 W/m<sup>2</sup>·K**.

A= Área del material normal a la dirección de la pérdida de calor. En este caso se trata del baño que tiene forma de hexágono abierto y por lo tanto el área se calcula con la siguiente fórmula:

$$A= a \cdot b + 2 \cdot a \cdot c + 2 \cdot a \cdot b \quad \text{Ecuación 3-6}$$

Siendo (Carballa, 2005):

a (largo)= 0,4 m

b (fondo)= 0,3 m

c (altura del agua)= 0,2 m

Haciendo este cálculo el área del baño es de **0,4 m<sup>2</sup>**.

ΔT= Es la diferencia de temperatura entre la temperatura ambiente dónde se encuentra el baño que en este caso es de 18°C y la temperatura del baño que es de 60°C. Por lo que la diferencia de temperatura es de 42°C.

Por lo tanto las pérdidas de calor debidas a la conducción serán:

$$Q_{P-C}(W)= 79,97 \text{ W}$$

Ahora tenemos que multiplicarlo por el tiempo que estuvo funcionando que en este caso son 10 días (2400 h) para LODOS y 20 días (4800 h) para KW.

Por lo que:

Escenarios con TRS = 10 días →Q= **19,19 kWh**

Escenarios con TRS = 20 días →Q= **38,38 kWh**

- **Por la evaporación del agua**

El flujo de agua evaporada se calcula con la siguiente ecuación (Perry *et al.*, 1997):

$$W(\text{kg} / \text{h})= (25 + 19v) \cdot S \cdot (x - x') \quad \text{Ecuación 3-7}$$

Dónde:

$v$ = velocidad del viento en km/h, se considera 0 ya que el experimento está realizado en laboratorio.

$S$ = superficie del plano de agua que en el caso del baño y según las dimensiones que se vieron anteriormente es de 0,12 m<sup>2</sup>.

$x$ = cantidad de agua en el aire saturado a la  $T$  de la superficie del agua. Para 60°C es de 0,152 kg/kg (Perry et al., 1997).

$x'$ = cantidad de agua en el aire ambiente según la temperatura exterior. Para 18°C es de 0,0128 kg/kg (Perry et al., 1997).

Haciendo el cálculo, se obtiene que  $W = 0,4176$  kg/h de agua evaporada.

Pero este valor no es el valor real, ya que al baño se le introdujeron unas bolas de poliespan (Carballa, 2005) para reducir la evaporación de agua, por lo que se ha considerado un factor de reducción de estas pérdidas del 80%. Así que la cantidad de agua necesaria repuesta durante el experimento será de **0,0835 kg/h**.

El calor perdido, asociado a la evaporación del agua calculada anteriormente se calcula de la siguiente manera (Perry et al., 1997):

$$Q(\text{kcal} / d) = W \cdot \lambda \cdot t \quad \text{Ecuación 3-8}$$

Dónde:

$W$  (kg/h)= flujo de agua evaporada.

$\lambda$  (kcal/kg)= Calor latente de vaporización del agua a presión atmosférica que es de 539 kcal/kg (Perry et al., 1997).

$t$  (h)= horas de funcionamiento del baño que en este caso es de 24 h/día.

Finalmente el calor perdido asociado a las pérdidas por evaporación del agua quedaría:

Escenarios con TRS= 10 días  $\rightarrow Q_{P-E1} = 10804,14 \text{ kcal} = 12,57 \text{ kWh}$

Escenarios con TRS= 20 días  $\rightarrow Q_{P-E2} = 21608,28 \text{ kcal} = 25,11 \text{ kWh}$

### 3. Calentamiento del agua necesaria para cubrir las pérdidas por evaporación

Se considera que la cantidad de agua pérdida por evaporación ( $W$ ), se repone y por lo tanto también será necesario calentarla.

La cantidad de agua necesaria para cada escenario será:

Escenarios con TRS= 10 días  $\rightarrow w = 20,04 \text{ kg}$

Escenarios con TRS= 20 días  $\rightarrow w = 40,09 \text{ kg}$

Ahora, empleando la *Ecuación 3-3* para el cálculo de calor necesario en cada caso se obtiene que:

Escenarios con TRS= 10 días  $\rightarrow Q_{AR1} = 902,02 \text{ kcal} = 1,048 \text{ kWh}$

Escenarios con TRS= 20 días  $\rightarrow Q_{AR2} = 1804,05 \text{ kcal} = 2,097 \text{ kWh}$

### ***Demanda de energía asociada a la agitación***

En cuanto al consumo energético para agitación, se han recogido datos del estudio realizado por Hospido *et al.* (2010) que se corresponden a **3.020** y **5.904 kJ/UF** para los escenarios de TRS de 10 y 20 días, respectivamente.

En la Tabla 3-2 se presenta un resumen de los resultados obtenidos para los requerimientos energéticos para calentamiento y agitación de los digestores para los escenarios de KW y SS, respectivamente.

**Tabla 3-2:** Resumen de los consumos energéticos en el digestor (en MJ/UF)

<b>ESCENARIO</b>	<b>Calentamiento</b>	<b>Agitación</b>
<b>KW</b>	240,8	5,9
<b>SS</b>	122,8	3,0

### **3.2.3. Aprovechamiento del biogás**

Según la bibliografía consultada, el biogás generado en el digestor puede ser empleado en cogeneración para el aprovechamiento energético del mismo. La cogeneración normalmente se define como un sistema para la generación simultánea/conjunta de electricidad y de otro tipo de energía como la térmica (Metcalf and Eddy, 2003).

Tal y como sucede en las plantas reales, en este trabajo se va a tener en cuenta, que el biogás generado es aprovechado para las necesidades energéticas del digestor (calentamiento + agitación). El problema es que en ninguno de los escenarios la energía obtenida por el biogás cubre dichas necesidades. Esta circunstancia puede ser debida a que el proceso es llevado a cabo a escala de laboratorio, por lo que no está optimizado como sucede a escala industrial y por lo tanto, los cálculos realizados para determinar el consumo energético del digestor están sobre-estimando el valor real sobre el consumo energético del sistema. Teniendo en cuenta esta circunstancia, se asumió que el biogás producido en los escenarios “control” cubre las necesidades de calentamiento y agitación del digestor.

Por otro lado el biogás “extra” producido gracias a los pre-tratamientos, será un excedente de la co-generación y será considerado como un producto evitado del sistema. Con esta aproximación se podrá ver el efecto de la aplicación de los pre-tratamientos (Tabla 3-3). Para la producción combinada de calor y electricidad a partir de biogás, se estiman unos rendimientos de generación del 40% para producir electricidad y del 50% para energía térmica (Pertlet *al.*, 2010). Por lo que a la hora de calcular la energía asociada se van a tener en cuenta las Ecuaciones 3-9 y 3-10.

$$E_{TÉRMINICA} = \%CH_4 (m^3_{CH_4} / m^3_{BIOGAS}) \cdot E_{CH_4} (kJ / m^3_{CH_4}) \cdot V_{BIOGAS} (m^3_{BIOGAS}) \cdot f_{TÉRMINICA} \text{ Ecuación 3-9}$$

$$E_{ELÉCTRICA} = \%CH_4 (m^3_{CH_4} / m^3_{BIOGAS}) \cdot E_{CH_4} (kJ / m^3_{CH_4}) \cdot V_{BIOGAS} (m^3_{BIOGAS}) \cdot f_{ELÉCTRICA} \text{ Ecuación 3-10}$$

Dónde:

% CH<sub>4</sub>: es el porcentaje obtenido de metano en el biogás.

E<sub>CH<sub>4</sub></sub>: es el poder calorífico del metano, 35.800 kJ/m<sup>3</sup> de CH<sub>4</sub> (Metcalf& Eddy, 2003).

V<sub>BIOGÁS</sub>: es el volumen de biogás obtenido durante la digestión anaerobia (m<sup>3</sup>).

f<sub>TÉRMINICO</sub>, f<sub>ELÉCTRICO</sub>: son los factores de conversión en energía térmica y eléctrica 0,5 y 0,4 respectivamente (Pertlet *al.*, 2010).

**Tabla 3-3: Aprovechamiento energético del biogás (volúmenes en l y energía en MJ)**

Escenario	Pre-tratamiento	Biogás	Biogás extra	CH <sub>4</sub> (%)	V <sub>CH<sub>4</sub></sub>	E <sub>BIOGAS</sub>	E <sub>TÉRMINICA</sub>	E <sub>ELÉCTRICA</sub>
KW 1	-	160	-	65,0	-	-	-	-
KW 2	Químico-Ácido	200	40	65,0	2 600	0,931	0,465	0,372
KW 3	Térmico	240	80	65,0	5 200	1,862	0,931	0,745
KW 4	Termo-Ácido	230	70	65,0	4 550	1,629	0,814	0,652
KW 5	Cong-Descong	276	116	65,0	7 540	2,699	1,350	1,080
KW 6	Pres-Despres	340	180	65,0	11 700	4,189	2,094	1,675
SS 1	-	202	-	58,3	-	-	-	-
SS 2	Térmico	350	148	59,4	8 791	3,147	1,574	1,259
SS 3	Químico-Alcalino	163	-39	62,3	-	-	-	-
SS 4	Ozonización	234	32	65,2	2 086	0,747	0,373	0,299

Hay que tener en cuenta que la cogeneración con del biogás implica unas emisiones a la atmósfera en forma de CO, CO<sub>2</sub>, COVNM y CH<sub>4</sub> que han sido calculadas con factores obtenidos de la bibliografía (Tabla 3-4) y que se resumen en la Tabla 3-5.

**Tabla 3-4:** Factores de emisión asociadas a la cogeneración con biogás en g/Nm<sup>3</sup> gas  
(Docka, 2007)

Gases de Combustión del Incinerador	
CO	4,877
CO <sub>2</sub>	3021
COV-NM	0,0728
CH <sub>4</sub>	16,02

**Tabla 3-5:** Resumen emisiones asociadas a la cogeneración con biogás (volumen en Nm<sup>3</sup> y emisiones en g)

Escenario	Pre-tratamiento	Biogás	CO	CO <sub>2</sub>	COV-NM	CH <sub>4</sub>
KW 1	-	0,15	0,71	442,8	0,011	2,3
KW 2	Químico-Ácido	0,18	0,89	553,5	0,013	2,9
KW 3	Térmico	0,22	1,07	664,2	0,016	3,5
KW 4	Termo-Ácido	0,21	1,03	636,5	0,015	3,4
KW 5	Cong-Descong	0,25	1,23	763,8	0,018	4,1
KW 6	Pres-Despres	0,31	1,52	941,0	0,023	5,0
SS 1	-	0,19	0,90	559,0	0,013	3,0
SS 2	Térmico	0,32	1,56	968,6	0,023	5,1
SS 3	Químico-Alcalino	0,15	0,73	451,1	0,011	2,4
SS 4	Ozonización	0,21	1,05	647,6	0,016	3,4

### 3.2.4. Disposición final del residuo - aplicación agrícola

Como se ha especificado en capítulos anteriores, la aplicación agrícola de los residuos digeridos lleva consigo una “obligada” caracterización en cuanto a metales pesados, microorganismos patógenos y nutrientes por la legislación correspondiente.

En cuanto al KW, el contenido en metales pesados y nutrientes no fue objeto del estudio de Duong (2009) y por lo tanto los datos obtenidos para el inventario son datos bibliográficos del estudio que Zhang *et al.* (2007) realizó en San Francisco (California). En dicho estudio se caracterizaron los residuos de alimentos recogidos en los restaurantes comerciales de dicha ciudad para su posterior uso en procesos de digestión anaerobia y cuyos datos están reflejados en la Tabla 3-6. Se ha asumido que las concentraciones de cada uno de los metales pesados y los nutrientes no son eliminadas durante la digestión anaerobia, por lo que se mantienen (en cantidad) a la salida del digestor.

**Tabla 3-6:** Caracterización de los residuos de alimentos (Zhan et al., 2007).

Parámetro	Unidades	Valores medios
N	% base seca	3,16
P	% base seca	0,52
C	% base seca	46,78
Zn	mg/kg ST	76
Cu	mg/kg ST	31
Cd	mg/kg ST	1
Cr	mg/kg ST	3
Pb	mg/kg ST	4
Ni	mg/kg ST	2

En el caso del SS, los datos empleados son los obtenidos por Carballa (2005) y que se encuentran resumidos en la Tabla 3-7.

**Tabla 3-7:** Contenido en metales pesados y nutrientes del lodo digerido

	Unidades	SS 1	SS 2	SS 3	SS 4
		Control	Térmico	Químico-Alcalino	Ozonización
<b>Materia orgánica</b>	% base seca	24	30	27	40
C	% base seca	14	17	16	23
N	% base seca	1	2	3	3
P	% base seca	1	5	2	5
Cu	mg/kg ST	201	170	225	575
Ni	mg/kg ST	152	48	60	55
Cr	mg/kg ST	163	122	99	282
Fe <sup>1</sup>	mg/kg ST	21400	4370	9220	11880
Zn	mg/kg ST	540	360	470	2100
Pb	mg/kg ST	76	66	74	156
Cd	mg/kg ST	1	1	2	2
Hg <sup>1</sup>	mg/kg ST	2	1	1	1

<sup>1</sup> Aunque son datos que están disponibles no se utilizaran en el inventario, debido a que no se poseen datos de las mismas sustancias para KW

La aplicación agrícola de biosólidos (SS y KW), su contenido en P y N es considerado como fertilizantes orgánicos, lo que reduce la necesidad de otros tipos de fertilizantes en un 70 y un 50% respectivamente (Benginsson et al., 1997). Obteniéndose así lo que se denomina en ACV como “producto evitado”, ya que al utilizar el residuo como

fertilizante orgánico evita su utilización y fabricación por otras vías. La aplicación del N y del P en el suelo tiene asociadas unas emisiones que serán calculadas con factores encontrados en la bibliografía (Docka, 2007). Las emisiones procedentes del N contenido en el lodo son consecuencia de que aproximadamente el 43,4% del N presente en el residuo se encuentra en forma de  $\text{NH}_3$  y el 60% de éste es emitido al aire, a su vez, una parte de este  $\text{NH}_3$  es transformado en  $\text{N}_2\text{O}$  (emisión indirecta). Por otro lado, el 1,25% del N aplicado en la tierra es transformado en  $\text{N}_2\text{O}$  durante los procesos microbianos y por lo tanto emitido al aire (emisión directa). Teniendo en cuenta todos estos factores, finalmente, las emisiones a la atmósfera asociadas a la aplicación de N en el suelo se corresponden con un 25,8% del N aplicado en forma de  $\text{NH}_3$  y un 1,18% en forma de  $\text{N}_2\text{O}$ , contando las emisiones directas e indirectas. En cuanto a las emisiones asociadas a la aplicación del P en el suelo agrícola, se considera que una cantidad del P contenido en el residuo es transferido en forma del  $\text{PO}_4^{3-}$  al agua superficial (2,005%) y subterránea (0,57%) como consecuencia de las lluvias.

Los resultados obtenidos de N-fertilizante y P-fertilizante como productos evitados y emisiones relacionadas con cada uno de los compuestos se encuentran resumidos en la Tabla 3-8.

**Tabla 3-8:** *Productos evitados como fertilizantes y emisiones relacionadas con la aplicación de N y P del residuo (en g).*

Escenario	Pre-tratamiento	Producto evitado		Emisiones a la atmósfera		Emisiones al agua
		P-fertilizante	N-fertilizante	$\text{NH}_3$	$\text{N}_2\text{O}$	$\text{PO}_4^{3-}$
KW 1	-	1,09	4,74	2,97	0,35	0,12
KW 2	Químico-Ácido	1,74	7,55	4,73	0,56	0,20
KW 3	Térmico	1,17	5,10	3,20	0,38	0,13
KW 4	Termo-Ácido	1,33	5,80	3,63	0,43	0,15
KW 5	Cong-Descong	4,05	17,60	11,03	1,31	0,46
KW 6	Pres-Despres	4,19	18,20	11,40	1,35	0,47
SS 1	-	2,62	2,91	1,82	0,22	0,30
SS 2	Térmico	19,11	4,55	2,85	0,34	2,16
SS 3	Químico-Alcalino	6,90	6,80	4,26	0,50	0,78
SS 4	Ozonización	9,80	4,36	2,73	0,32	1,11

En el ANEXO 2 se encuentran las Tablas de Inventario para cada uno de los escenarios analizados.

### 3.3. DATOS DE BACKGROUND

Con el fin de incorporar las cargas ambientales asociadas a cada uno de los elementos inventariados que tienen un procesamiento previo asociado (productos químicos,

electricidad, fertilizantes evitados, ...), en este trabajo se ha empleado la base de datos Ecoinvent, fundada en el año 2.000 en Suiza, que recoge datos de inventario detallado de unos 4.000 procesos de distintos sectores (energía, transporte, materiales de construcción, productos químicos, pasta de papel, tratamiento de residuos, ... ) y está considerada una de las bases de datos de inventario de mayor reconocimiento a nivel internacional.

A continuación se recoge una breve descripción de los elementos empleados de dicha base de datos en los diferentes escenarios.

### **Materiales y productos químicos**

- NaOH (*sodiumhydroxide, 50% in H<sub>2</sub>O, production mix, at plant*): el proceso tiene en cuenta la media europea en la producción de hidróxido de sodio de tres diferentes tecnologías de celdas electrolíticas (mercurio, diafragma y membrana).
- CO<sub>2</sub> (*carbondioxideliquid, at plant/RER*): incluye el material y energía necesarios así como las emisiones de la producción del dióxido de carbono líquido. El consumo de agua y la infraestructura han sido estimadas.
- CaO (*quicklime, milled, packed, at plant/CH*): incluye el embalaje y una parte de la energía de calentamiento y de la producción.
- O<sub>2</sub> (*oxygen, liquid, at plant/RER*): incluye la electricidad necesaria para el proceso, agua de refrigeración y calor perdido, así como la infraestructura de la planta de separación de aire. Los datos proceden de una planta de producción rusa e inglesa.

### **Productos evitados**

- N-fertilizante (*calciumammoniumnitrate, as N, at regional storehouse*): este proceso tiene en cuenta la producción del nitrato de calcio y amonio a partir de amonio, ácido nítrico y dolomita. Esta referido a 1 kg de N (3,77 kg de nitrato de calcio y amonio con un contenido en nitrógeno del 26,5%).
- P-fertilizante (*single superphosphate, as P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, at regional storehouse*): este proceso tiene en cuenta la producción de superfosfato a partir de ácido sulfúrico y roca de fosfato. Esta referido a 1 kg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (4,76 kg de superfosfato con un contenido del 21% en P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>).

### **Energía utilizada**

- Electricidad producida según el mix energético español (*electricity, electricity, lowvoltage, at grid/ES*): se incluye la producción de energía en España e importada. Se tienen en cuenta las pérdidas de energía durante la transmisión a bajo voltaje y la transformación de medio a bajo voltaje.
-

### **Energía evitada**

- Energía eléctrica obtenida a partir de cogeneración (*electricity, at mini CHP plan, allocationenergy/CH*): este módulo incluye la entrada de combustible, infraestructura, emisiones a la atmósfera y las sustancias necesarias para la operación. Está realizado con datos suizos.
- Energía térmica obtenida a partir de cogeneración (*heat, at mini CHP plan, allocationenergy/CH*): este módulo incluye la entrada de combustible, infraestructura, emisiones a la atmósfera y las sustancias necesarias para la operación. Está realizado con datos suizos.

### **Materiales no contenidos en el Ecoinvent**

- El tiosulfato sódico no se encuentra registrado en el Ecoinvent, por lo que ha tenido que ser inventariado para este trabajo. Para ello se ha realizado una búsqueda bibliográfica sobre su fabricación (Ulmann, 1996) y finalmente se han tenido en cuenta los materiales empleados para su producción que se encontraban disponibles en el Ecoinvent, tampoco se han tenido en cuenta los consumos energéticos. Se asume por lo tanto que el valor se encuentra subestimado al no considerar estar considerando flujos del proceso.

# Evaluación del Impacto de Ciclo de Vida (EICV)

El EICV es un proceso técnico, cualitativo y/o cuantitativo para la caracterización y el análisis de las cargas ambientales identificadas en el inventario (Consoli, 1993), con el objetivo de convertir los datos de inventario en información ambiental más relevante (Baumann and Tillman, 2004). De esta forma, todos los datos recopilados durante la fase de inventario quedan reducidos en una selección de valores que representan cada uno el impacto sobre el medio ambiente en diversas categorías de impacto.

### 4.1. ELEMENTOS DE LA EICV

Esta fase consta de una serie de pasos descritos en la UNE-EN ISO 14044 (ISO, 2006b), algunos de ellos de carácter obligatorio (selección de categorías de impacto, clasificación y caracterización) y otros opcionales (normalización y valoración):

- **Selección de las categorías de impacto.** Existen diferentes metodologías para la evaluación del impacto del ciclo de vida, cada una de las cuales establece una serie de categorías ambientales a analizar.
- **Clasificación.** En la clasificación se agrupan los datos del inventario y se asocian a las categorías de impacto seleccionadas anteriormente. Si algún dato de inventario contribuye a dos categorías de impacto previamente seleccionadas, habrá de ser asignado a ambas categorías. Esto es sin duda una simplificación, si bien el resultado de esta doble contabilidad es aceptable si los efectos son independientes para cada uno de ellos.
- **Caracterización.** Este paso supone la aplicación de los modelos de evaluación de impacto para obtener indicadores ambientales, que constituyen la representación cuantificable de una categoría de impacto. Los indicadores ambientales según la ISO 14044 (ISO, 2006) son la representación cuantificable de una categoría de impacto.

Es la manera de caracterizar los datos de inventario, es decir, de convertir los resultados asignados en el inventario a la unidad común del indicador de categoría.

Se trata de multiplicar cada una de las sustancias que contribuyen o forman parte de una categoría de impacto por su factor de caracterización, que expresa la contribución relativa de la sustancia a dicha categoría de impacto. Estos factores deben ser científicamente justificables y aceptados internacionalmente. Los resultados de los indicadores de una categoría de impacto serán la suma de las contribuciones de todas las sustancias que forman parte de dicha categoría, obteniendo así un perfil ambiental del sistema, compuesto por el conjunto de los indicadores ambientales de todas las categorías de impacto consideradas.

- **Normalización.** Es un paso opcional de la EICV, que consiste en la evaluación de la significación del perfil ambiental generado mediante el “adimensionamiento” de las categorías (relativizando los valores obtenidos en cada categoría respecto a una cantidad de referencia, por ejemplo, el valor de aquella categoría en cuestión para el conjunto de la actividad mundial o del país, o de la región donde se realiza el estudio) y la comparación de las mismas.
- **Valoración o ponderación.** Permite determinar, cualitativa o cuantitativamente, la importancia relativa de las distintas categorías de impacto con la finalidad de obtener un resultado único o índice ambiental. La valoración o ponderación entre categorías es un paso difícil y controvertido debido a la subjetividad envuelta en el proceso (juicios de valor, razones políticas,...) y por ella pocas veces se realiza.

En este trabajo solo se seguirán los pasos obligatorios para la realización de ACV.

## 4.2. METODOLOGÍAS DE EICV

Existen diferentes metodologías para la evaluación del impacto de ciclo de vida. Estas metodologías pueden ser agrupadas en “midpoints” o “endpoints” en función de su objetivo final. Las metodologías “*midpoint*” son aquellas que definen un efecto ambiental sobre diversas categorías (acidificación, destrucción de la capa de ozono,...) alcanzando únicamente la evaluación de los efectos indirectos o intermedios sobre el ser humano, sin llegar a identificar el daño causado. En cuanto a las metodologías “*endpoint*” tienen como objetivo identificar el efecto último del impacto ambiental identificando el daño causado al hombre y a los sistemas naturales (Feijoo *et al.*, 2007).

En este estudio será empleada una metodología “*midpoint*”, la CML 2 baseline 2000, que es una actualización del método CML 1992 elaborado por la Universidad de Leiden, Holanda (Guinée *et al.*, 2001).

### **4.3. SELECCIÓN DE LAS CATEGORÍAS DE IMPACTO**

La guía del CML proporciona una lista de categorías agrupadas en: obligatorias (empleadas en la mayoría de los ACVs), adicionales (los indicadores existen, pero no se incluyen frecuentemente en los estudios de ACV) y otras categorías (los indicadores operacionales no están disponibles, por lo que es imposible incluirlos cuantitativamente en los estudios de ACV) (Feijoo *et al.*, 2007).

A la hora de seleccionar las categorías de impacto habrá que tener en cuenta las más relevantes que cubran en lo posible los impactos producidos por los datos de inventario. Las categorías analizadas en el presente trabajo son cinco y se describen a continuación así como las razones que han llevado a su selección:

#### **Agotamiento de los recursos abióticos**

Esta categoría está relacionada con la extracción de minerales y combustibles fósiles. El factor de agotamiento de recursos se determina para cada extracción de mineral o combustible fósil (la unidad de referencia es kg de  $Sb_{eq}$ ) basándose en la concentración de las reservas y el índice de desacumulación. El ámbito geográfico de este indicador es mundial. Esta categoría de impacto ha sido incluida en el estudio debido al uso de materias primas en los reactivos empleados en los pre-tratamientos.

#### **Eutrofización**

La eutrofización o exceso de nutrientes en los sistemas acuáticos y terrestres puede ser causada por excesos de nitrógeno, fósforo y sustancias orgánicas desagradables, lo que puede incrementar la producción de algas y plantas deteriorando la calidad del agua y del ecosistema (Raluy, 2009). El potencial de eutrofización se expresa en kg de  $PO_4^{-3}$  eq/kg de emisión. El destino y la exposición no están incluidos, el horizonte temporal es infinito y la escala geográfica varía entre escala local y continental. La razón por la que se ha incluido esta categoría en el estudio ha sido por la descarga de nutrientes y materia orgánica en el medio.

#### **Calentamiento global**

El calentamiento global se produce como consecuencia del incremento de temperatura en la capa más inferior de la atmósfera, que es calentada por la radiación proveniente del sol, y aunque parte de ella es reflejada por el suelo, el elevado contenido de  $CO_2$  y otros gases denominados de efecto invernadero ( $CH_4$ ,  $NO_2$ , CFCs, etc.) retienen alguna parte de la radiación reflejada causando dicha elevación de temperatura, pudiendo afectar negativamente a la salud humana, al ecosistema y al bienestar material (Raluy, 2009). Esta categoría está caracterizada basándose en el modelo desarrollado por el Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC, en su abreviatura en inglés).

Los factores de caracterización para el calentamiento global potencial se expresan en kg de CO<sub>2</sub> eq/kg de emisión y tiene un horizonte temporal de 100 años. El ámbito geográfico de este indicador es global. En los distintos escenarios se emplea energía, lo que provoca emisiones indirectas y se aprovecha energéticamente el biogás lo que también implica unas emisiones, aunque al mismo tiempo se esté evitando la producción de energía por otros medios. Por estas razones se ha incluido esta categoría en el estudio.

### **Toxicidad humana y ecotoxicidad terrestre**

La toxicidad humana está vinculada con los efectos de las sustancias tóxicas sobre la raza humana, pero sin incluir los riesgos del ambiente de trabajo. Los factores de caracterización son calculados con el método USES-LCA (EuropeanUniformSystemfortheEvaluation of Substances), basado en EU TGD (TechnicalGuidanceDocuments), describiendo el destino, exposición y efectos de sustancias tóxicas para un horizonte temporal infinito. El potencial ecotóxico en el caso de esta categoría de impacto se expresa en 1,4-diclorobenceno eq/kg de emisión. Este indicador se aplica a escala global, continental, regional o local.

La ecotoxicidad terrestre se refiere a los impactos de las sustancias tóxicas sobre los ecosistemas terrestres, y se calcula y expresa igual que la categoría de toxicidad humana.

La razón por la que se han sido incluidas estas dos categorías de toxicidad es debido a la deposición de sustancias tóxicas como es el caso de los metales pesados.

## **4.4. IMPLEMENTACION INFORMATICA DE LA EICV**

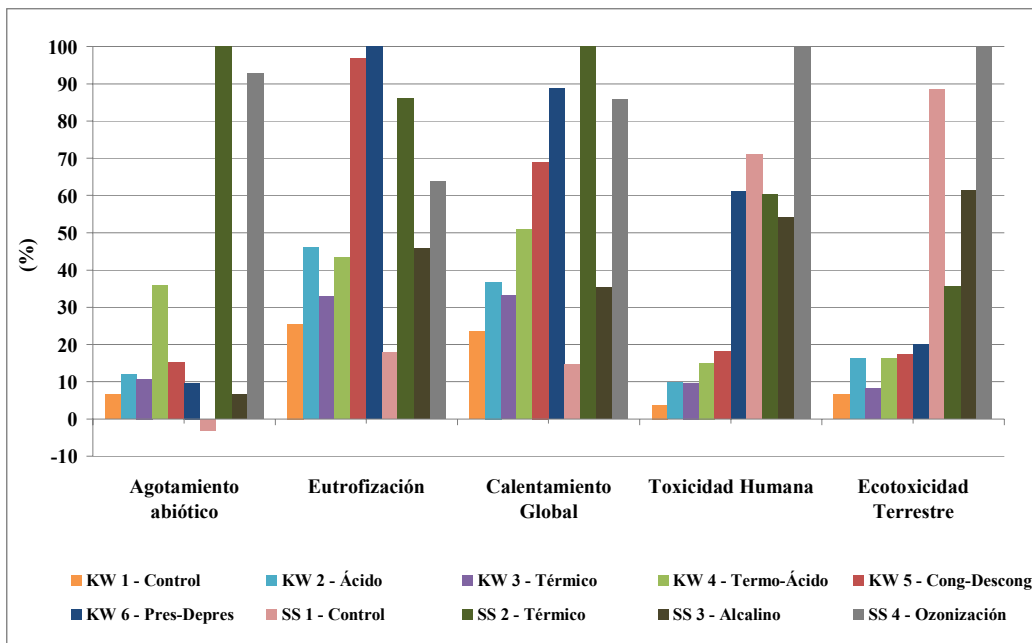
La fase de EICV se puede llevar a cabo con un programa informático, que permite al usuario ahorrar tiempo y lograr cálculos y conclusiones fiables. En este caso el programa utilizado es el SimaPro 7.2 que dispone de diferentes metodologías de evaluación de impacto, entre las que se encuentra CML baseline 2000 que es la que se ha empleado en este trabajo.

# Interpretación del ACV

Con el fin de interpretar los resultados obtenidos en el ACV, se comparan los diferentes escenarios y se analizan en profundidad en cada una de las categorías de impacto para conocer la contribución de cada componente.

## 5.1. ANÁLISIS COMPARATIVO

La Figura 5-1 muestra el perfil ambiental de los diferentes escenarios objeto de estudio. Dicho perfil está compuesto por las categorías de impacto seleccionadas, cada una de ellas cuantificada en su unidad de referencia (ver sección 4), las cuales son distintas entre sí. Por ello, la representación muestra resultados relativos (%) y no absolutos (las cuales se recogen separadamente en la Tabla 5-1), donde en cada categoría el 100% se corresponde con el escenario con mayor impacto dentro de esa categoría, estando el resto de los escenarios referenciados a ese valor.



*Figura 5-1: Análisis comparativo de los escenarios para las categorías de impacto seleccionadas.*

En primer lugar, se puede observar que en general los escenarios con residuos de comida (KW) tienen un impacto ambiental menor que los escenarios con lodos de depuradora.

Dentro de los escenarios con residuos de cocina (KW 1 – KW 6), el escenario control (KW 1) presenta un menor impacto en todas las categorías, mientras que el pre-tratamiento termo-ácido (KW 4) es el más desfavorable en las categoría de agotamiento abiótico, el pre-tratamiento presurización-despresurización (KW 6) lo es en el resto de las categorías estudiadas.

En el caso de los lodos de depuradora (SS 1 - SS 4), el escenario SS 2 es el que tiene un mayor coste ambiental en 3 categorías, mientras que en las categorías de toxicidad es el escenario SS 4 el que presenta un mayor impacto. A diferencia de KW, el escenario de control de lodos (SS 1) no resulta la opción más favorable en todas las categorías (por ejemplo: toxicidad humana y toxicidad terrestre).

La comparación entre residuos sólo es posible para los escenarios control (KW 1 versus SS 1) y para los escenarios con pre-tratamiento térmico (KW 3 y SS 2). De los escenarios de control, el de KW es más desfavorable en 3 de las categorías, mientras que el de SS lo es en las de toxicidad. Si se comparan los térmicos (KW 3 y SS 2) se puede decir que el de KW es más favorable que el de SS, esto es debido a que cuando se calienta el KW es antes de hacer la dilución, el volumen en el que se realiza el pre-tratamiento es menor. En el caso de los escenarios con tratamientos químicos el ácido para KW y el alcalino para SS, se obtiene que el alcalino (SS 3) es mejor en las categorías de agotamiento abiótico y calentamiento global y es más desfavorable en las categorías de toxicidad, curiosamente en la categoría de eutrofización los dos tratamiento tienen el mismo impacto, 2,306 g PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>eq/UF.

**Tabla 5-1:** Resumen de los resultados del perfil ambiental de los escenarios objeto de estudio.

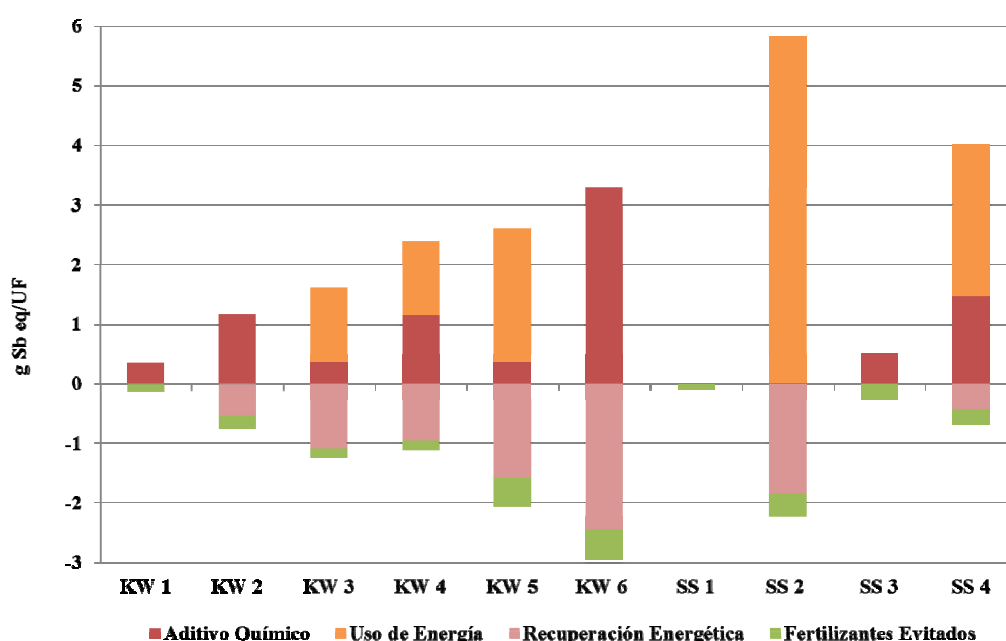
Categoría de impacto	Unidad	KW 1	KW 2	KW 3	KW 4	KW 5	KW 6	SS 1	SS 2	SS 3	SS 4
Agotamiento abiótico	g Sb eq	0,221	0,417	0,373	1,279	0,542	0,341	-0,109	3,595	0,236	3,338
Eutrofización	g PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq	1,278	2,306	1,656	2,171	4,860	5,018	0,894	4,331	2,306	3,209
Calentamiento Global	g CO <sub>2</sub> eq	166,299	262,386	236,927	363,976	494,136	636,229	105,387	717,163	253,471	615,989
Toxicidad Humana	g 1,4-DB eq	34,004	89,642	88,197	136,746	165,344	555,999	646,570	549,713	492,893	910,553
Ecotoxicidad Terrestre	g 1,4-DB eq	1,694	4,185	2,116	4,197	4,518	5,192	22,839	9,193	15,868	25,800

## 5.2. ANÁLISIS POR CATEGORÍA DE IMPACTO

Una vez realizado el análisis comparativo con la finalidad de tener una visión global de cómo afecta cada uno de los escenarios a las distintas categorías, se va a realizar un análisis más pormenorizado por categoría de impacto para poder así conocer cómo afectan cada uno de los elementos implicados en los escenarios al impacto global del mismo.

### 5.2.1. Agotamiento Abiótico

Como ya se veía en el análisis comparativo, el escenario de control para SS (SS 1), no representa ningún coste medioambiental, si no que representa un beneficio gracias a la recuperación de nutrientes (Figura 5-2). De todos los escenarios, el SS 2 es el más desfavorable (0,236 g de Sb eq/UF) debido a su consumo energético durante el pre-tratamiento térmico que representa un 100% de su coste<sup>1</sup> ambiental, por otro lado la recuperación de energía mediante ciclo combinado representa un 82% de su beneficio<sup>2</sup>. El escenario de ozonización (SS 4) es el segundo más desfavorable, debido a su consumo de energía (64%) y aditivos químicos (detallado en la Tabla 5-2). Además, la energía recuperada en este escenario no es significativa.



*Figura 5-2: Contribución de los diferentes componentes/elementos a la categoría de agotamiento abiótico*

<sup>1</sup>Se denominará *coste ambiental* a todas aquellas contribuciones que sean perjudiciales para el medio ambiente (valores positivos en ACV), la aportación en % de cada una será calculada en base al total de las cargas ambientales desfavorables.

<sup>2</sup>El *beneficio ambiental* se denominará a las cargas evitadas en ACV (valores negativos), la aportación en % de cada una de ellas será calculada en base al total de las cargas evitadas.

El escenario más favorable en KW es el que se corresponde con el escenario de control KW 1 con un impacto neto en esta categoría de 0,221 g Sb eq/UF, por otro lado el más desfavorable es el KW 4 (termo-ácido) con un impacto neto de 1,279 g Sb eq/UF, debido a su consumo energético y de químico lo que suponen un gasto del 52% y 48% respectivamente.

Si se comparan los escenarios de SS se tiene que el más favorable es el de control (SS 1) y el más desfavorable es el SS 2 por las razones que se explicaron anteriormente.

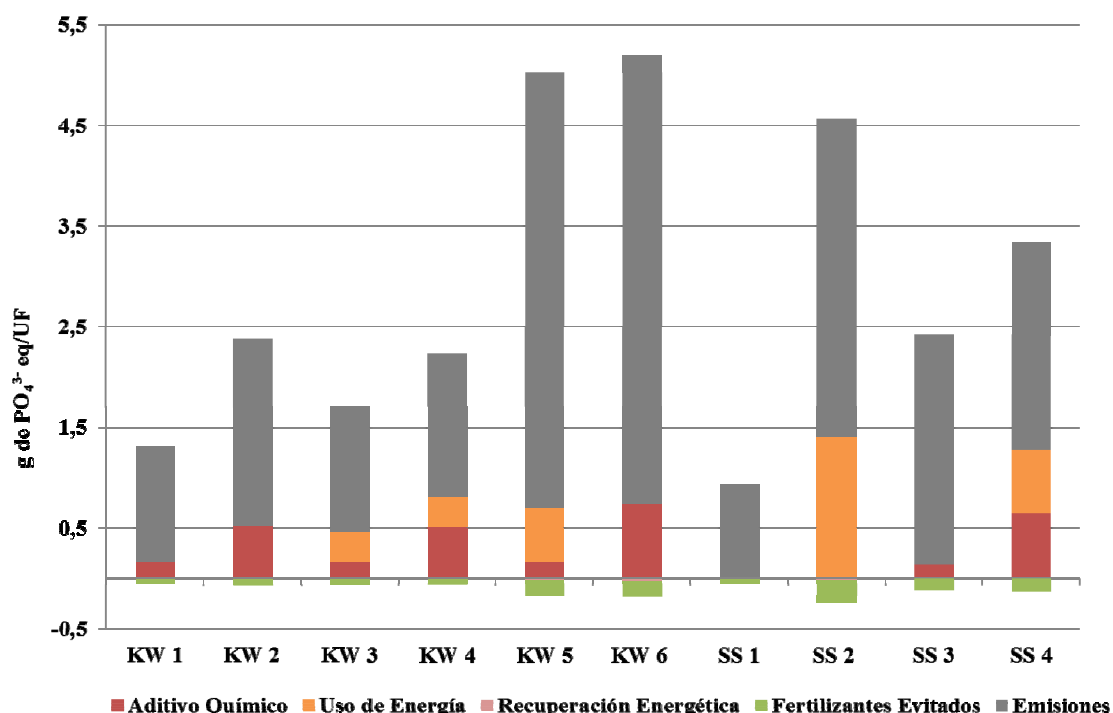
Mientras que en los escenarios con SS los costes ambientales más significativos son los asociados al consumo de energía y aditivos químicos, los escenarios con KW llevan inherente el consumo de NaOH, por ello cuando se comparan los escenarios de control (KW 1 y SS 1) se obtiene que el de SS es completamente beneficioso para el medioambiente, mientras que en KW la recuperación de nutrientes no compensa el coste del consumo del aditivo químico. Si se comparan los escenarios que tienen en común el pre-tratamiento térmico (KW 3 y SS 2) el SS 2 es mucho más desfavorable que el KW 3, de hecho, como se ha mencionado anteriormente, es el más desfavorable de todos los escenarios estudiados. En el caso de los escenarios con pre-tratamientos químicos (KW 2 y SS 3) se puede decir que es más favorable tratar el residuo con un pre-tratamiento alcalino (SS 3) ya que se obtiene un impacto neto menor (0,236 g Sb eq/UF) que en el caso del ácido (0,373 g Sb eq/UF).

**Tabla 5-2: Contribución de los diferentes elementos al agotamiento abiótico (g Sb eq/UF)**

	KW 1	KW 2	KW 3	KW 4	KW 5	KW 6	SS 1	SS 2	SS 3	SS 4
<b>Aditivos Químicos</b>	0,353	1,169	0,353	1,141	0,353	3,287	-	-	0,502	1,461
<i>HCl</i>	-	0,111	-	0,083	-	-	-	-	0,326	-
<i>CaO</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,176	-
<i>O<sub>2</sub></i>	-	-	-	-	-	2,935	-	-	-	1,255
<i>Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>3</sub></i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,206
<i>CO<sub>2</sub></i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>NaOH</i>	0,353	1,058	0,353	1,058	0,353	0,353	-	-	-	-
<b>Uso de energía</b>	-	-	1,248	1,248	2,251	0,000	-	5,820	-	2,561
<b>Recuperación de energía</b>	-	-0,542	-1,086	-0,950	-1,575	-2,442	-	-1,836	-	-0,435
<i>Energía térmica</i>	-	-0,300	-0,600	-0,525	-0,870	-1,350	-	-1,015	-	-0,240
<i>Energía eléctrica</i>	-	-0,243	-0,486	-0,425	-0,704	-1,093	-	-0,821	-	-0,195
<b>Fertilizantes</b>	-0,131	-0,209	-0,141	-0,161	-0,487	-0,504	-0,109	-0,389	-0,266	-0,249
<i>N-fertilizante</i>	-0,115	-0,184	-0,124	-0,141	-0,428	-0,443	-0,071	-0,111	-0,165	-0,106
<i>P-fertilizante</i>	-0,016	-0,025	-0,017	-0,019	-0,059	-0,061	-0,038	-0,279	-0,101	-0,143

## 5.2.2. Eutrofización

Es de esperar que en la categoría de eutrofización, la mayoría de las contribuciones al impacto sean atribuidas a las emisiones de nutrientes ( $\text{PO}_4^{3-}$  al agua y el  $\text{NH}_3$  a la atmósfera) como consecuencia de la aplicación agrícola del residuo tal y como se muestra en n la Figura 5-3. El escenario más desfavorable en esta categoría se corresponde con el KW 6 (5,018 g de  $\text{PO}_4^{3-}$ eq/UF), el gasto ambiental debido a los nutrientes supone un 86%, frente al 14% del gasto asociado al consumo de químico. El mejor de los escenarios es el que se corresponde con SS 1 (0,894 g de  $\text{PO}_4^{3-}$ eq/UF) siendo el 100% de su gasto asociado a las emisiones de los nutrientes.



*Figura 5-3: Contribución de los diferentes componentes a la categoría de eutrofización*

A la hora de evaluar el residuo de KW, el KW 1 (control) es el escenario más favorable (1,278 g de  $\text{PO}_4^{3-}$ eq/UF), con una contribución del 88% de las emisiones en su gasto ambiental, el resto se atribuye al consumo de aditivo químico (Tabla 5-3). El escenario más desfavorable es el que se corresponde con KW 6 por las razones citadas anteriormente.

En el caso de los SS, el más favorable se corresponde con el SS 1, como ya se explicó anteriormente, mientras que el más desfavorable se corresponde con el SS 2 con un valor neto del 4,331 g de  $\text{PO}_4^{3-}$ eq/UF. Este escenario se corresponde con el pretratamiento térmico, por lo que además de las emisiones generadas por el aporte de

nutrientes que supone el 69% del gasto ambiental hay que tener en cuenta que el consumo energético se corresponde con el restante 31% (1,405 g de  $PO_4^{3-}$ eq/UF).

Al analizar los escenarios de control por separado, aunque no existe una gran diferencia, el más favorable se corresponde con el de SS 1. Esto se debe en parte a que el KW lleva asociado el consumo de químico NaOH para su acondicionamiento antes de la entrada en el digestor, suponiendo un gasto adicional de 0,158 g de  $PO_4^{3-}$ eq/UF. En el caso de los escenarios con pre-tratamientos térmicos (KW 3 y SS 2) vuelve a ser más favorable el de KW ya que el consumo eléctrico en este escenario es mucho menor que en el de SS: 0,301 g de  $PO_4^{3-}$ eq/UF frente al 1,405 g de  $PO_4^{3-}$ eq/UF, este consumo se debe en gran parte a las razones explicadas anteriormente. En el caso de evaluar los pre-tratamientos químicos ácido y alcalino, KW 2 y SS 3 respectivamente, curiosamente tienen el mismo impacto (2,306 g de  $PO_4^{3-}$ eq/UF), por lo que si se evalúan en función de los aditivos empleados este impacto es mayor en el KW 2 (0,518 g de  $PO_4^{3-}$ eq/UF frente a 0,143 g de  $PO_4^{3-}$ eq/UF), pero este valor se compensa en parte por una menor emisión en el escenario de KW 2 (ya que la recuperación de nutrientes y energía es similar en ambas).

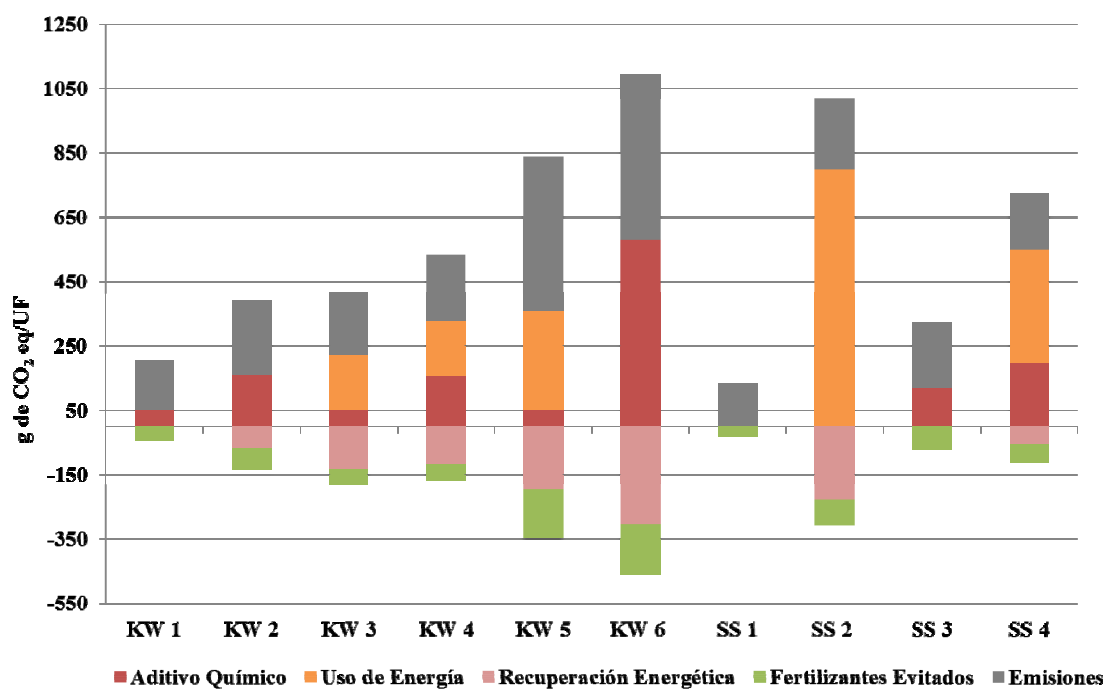
**Tabla 5-3: Contribución de los diferentes elementos a la eutrofización (g  $PO_4^{3-}$ eq)**

	KW 1	KW 2	KW 3	KW 4	KW 5	KW 6	SS 1	SS 2	SS 3	SS 4
<b>Aditivos Químicos</b>	0,158	0,518	0,158	0,507	0,158	0,733	-	-	0,143	0,651
<i>HCl</i>	-	0,045	-	0,034	-	-	-	-	0,132	-
<i>CaO</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,011	-
<i>O<sub>2</sub></i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,563
<i>Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>3</sub></i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,087
<i>CO<sub>2</sub></i>	-	-	-	-	-	0,575	-	-	-	-
<i>NaOH</i>	0,158	0,473	0,158	0,473	0,158	0,158	-	-	-	-
<b>Uso de energía</b>	-	-	0,301	0,301	0,543	-	-	1,405	-	0,618
<b>Recuperación de energía</b>	-	-0,006	-0,011	-0,010	-0,016	-0,025	-	-0,019	-	-0,004
<i>Energía térmica</i>	-	-0,003	-0,006	-0,005	-0,009	-0,014	-	-0,010	-	-0,002
<i>Energía eléctrica</i>	-	-0,002	-0,005	-0,004	-0,007	-0,011	-	-0,008	-	-0,002
<b>Fertilizantes</b>	-0,039	-0,062	-0,042	-0,048	-0,145	-0,150	-0,043	-0,212	-0,108	-0,121
<i>N-fertilizante</i>	-0,029	-0,045	-0,031	-0,035	-0,106	-0,109	-0,018	-0,027	-0,041	-0,026
<i>P-fertilizante</i>	-0,011	-0,017	-0,011	-0,013	-0,039	-0,041	-0,025	-0,185	-0,067	-0,095
<b>Emisiones</b>	1,160	1,856	1,250	1,421	4,321	4,460	0,937	3,158	2,271	2,066

### 5.2.3. Calentamiento Global

A esta categoría van a contribuir, además de las emisiones indirectas de gases de efecto invernadero derivadas de la producción de electricidad y compuestos químicos empleados en cada uno de los escenarios, las emisiones directas asociadas a la cogeneración del biogás para su aprovechamiento energético. Siguiendo las indicaciones del IPCC, se ha considerado que el  $CO_2$  emitido es de origen biogénico y por lo tanto su factor de caracterización igual a 0.

Como en las categorías anteriores, el escenario SS 1 (control) es el más favorable (Figura 2-5) aunque tiene un coste ambiental neto asociado de 105,4 g de CO<sub>2</sub>/UF asociado en gran parte a las emisiones asociadas a la co-generación del biogás y a las emisiones de N<sub>2</sub>O en la aplicación agrícola del lodo. El escenario más desfavorable se corresponde con el pre-tratamiento térmico del lodo (SS 2) con un gasto neto de 717,2 g de CO<sub>2</sub>eq/UF, en su mayoría debido a la electricidad consumida (799,657 g de CO<sub>2</sub>eq/UF) y a sus emisiones (Tabla 5-4).



*Figura 5-4: Aportación de los diferentes componentes a la categoría de calentamiento global*

En el caso de los escenarios de KW, el escenario más favorable es el de control (KW 1), debido a que no tiene asociado ningún consumo de pre-tratamiento, y sus impactos se corresponden en un 77% a sus emisiones, mientras que el resto se le atribuye al acondicionamiento del residuo con NaOH. El más desfavorable es el que se corresponde con el pre-tratamiento de presurización-despresurización (KW 6), debido a sus emisiones en un 47% y a su consumo de químico que supone un 53% de su coste ambiental. Es interesante ver como a pesar de ser el que tiene asociado un mayor coste ambiental (1095 g de CO<sub>2</sub>eq/UF), también es el que tiene un valor más elevado de beneficio (458,78 g de CO<sub>2</sub>eq/UF), compensando de alguna manera el impacto generado.

Dentro de los escenarios de lodos, el más favorable es el que se corresponde con SS 1 y el más desfavorable el que se corresponde con SS 2 por las razones que se citaron anteriormente.

Si se comparan los escenarios de control, nuevamente el más favorable es el que se corresponde con SS 1. De los pre-tratamientos térmicos, al igual que en las categorías anteriores, es el de SS 2 el que presenta un mayor impacto debido a su elevado consumo energético, además resulto ser el más desfavorable de todos los escenarios todas las categorías. Al compararse los escenarios de pre-tratamiento químico ácido y alcalino (KW 2 y SS 3) los resultados son muy similares para ambos, siendo algo mayor en el caso del ácido (262,4 g de CO<sub>2</sub>eq/UF frente 253,5g de CO<sub>2</sub>eq/UF).

**Tabla 5-4: Contribución de los diferentes elementos al calentamiento global (g CO<sub>2</sub>eq)**

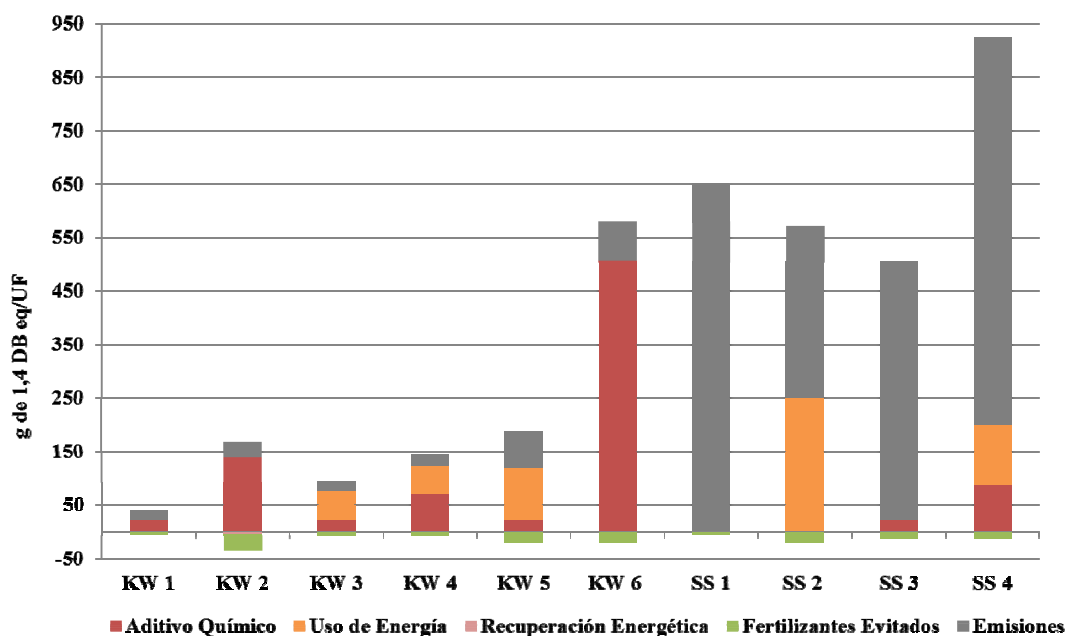
	KW 1	KW 2	KW 3	KW 4	KW 5	KW 6	SS 1	SS 2	SS 3	SS 4
<b>Aditivos Químicos</b>	48,478	159,801	48,478	156,216	48,478	578,253	-	-	119,294	198,230
<i>HCl</i>	-	14,367	-	10,781	-	-	-	-	42,256	-
<i>CaO</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	77,038	-
<i>O<sub>2</sub></i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	169,905
<i>Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>3</sub></i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	28,325
<i>CO<sub>2</sub></i>	-	-	-	-	-	578,253	-	-	-	-
<i>NaOH</i>	48,478	145,435	48,478	145,435	48,478	48,478	-	-	-	-
<b>Uso de energía</b>	-	-	171,469	171,469	309,286	-	-	799,657	-	351,913
<b>Recuperación de energía</b>	-	-66,962	-134,084	-117,284	-194,406	-301,529	-	-226,647	-	-53,762
<i>Energía térmica</i>	-	-37,008	-74,095	-64,783	-107,441	-166,653	-	-125,269	-	-29,686
<i>Energía eléctrica</i>	-	-29,954	-59,989	-52,501	-86,964	-134,875	-	-101,378	-	-24,076
<b>Fertilizantes</b>	-40,952	-65,237	-44,056	-50,102	-152,064	-157,252	-29,231	-77,156	-69,936	-56,111
<i>N-fertilizante</i>	-38,667	-61,590	-41,604	-47,314	-143,574	-148,468	-23,739	-37,117	-55,472	-35,567
<i>P-fertilizante</i>	-2,285	-3,648	-2,453	-2,788	-8,490	-8,783	-5,492	-40,039	-14,464	-20,544
<b>Emisiones</b>	158,773	234,784	195,120	203,677	482,841	516,756	134,618	221,309	204,113	175,719

#### 5.2.4. Toxicidad Humana y Ecotoxicidad Terrestre

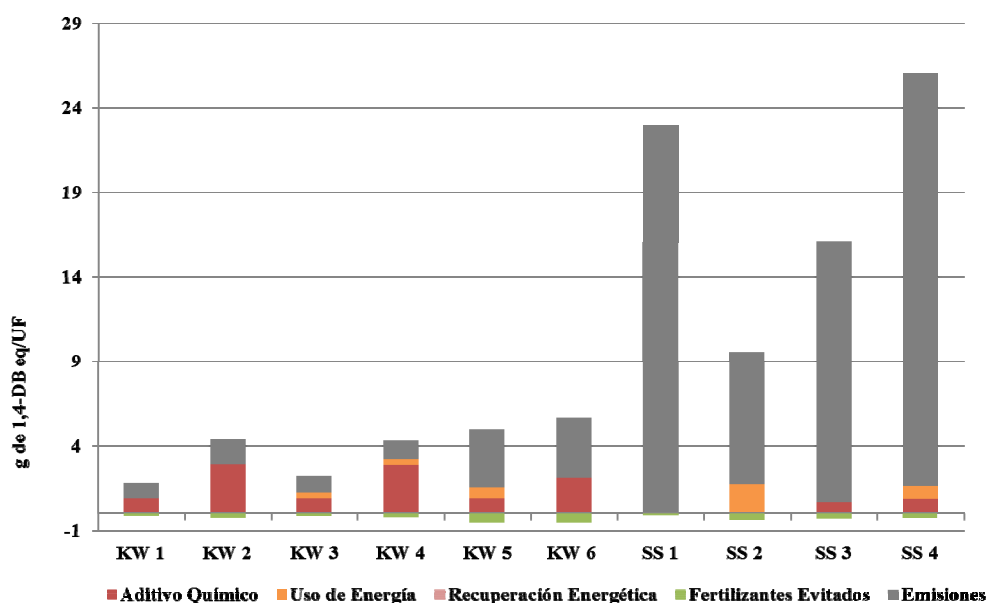
Las Figuras 5-5 y 5-6 recogen los resultados para las categorías de toxicidad, donde salta a primera vista la marcada contribución de las emisiones directas (metales pesados fundamentalmente) en los escenarios con lodos de depuradora siendo el más desfavorable el escenario de SS 4 en ambas categorías. El impacto asociado a los metales pesados constituye un problema constante en los estudios de ACV cuando se aplica lodo en agricultura (véase sección 1.4.2.). Hay que tener en cuenta que los metales pesados son contaminantes difusos en gran parte de aporte industrial, por lo que es muy complicado controlar su entrada en la depuradora y por lo tanto que se encuentren en el lodo. Por otro lado, los residuos de alimentos tienen un origen mucho más controlado, siendo más complicado que en ellos se encuentren grandes cantidades de metales pesados. Otro factor que podría influir es que en el caso de los lodos los datos de metales pesados empleados fueron medidos y de la misma fuente que el resto

de los datos de inventario, mientras que en los residuos de cocina fueron obtenidos de datos bibliográficos.

En este caso, el escenario más favorable es el de KW 1, tanto en toxicidad humana como ecotoxicidad terrestre con aproximadamente un 50% de gasto ambiental asociado a las emisiones directas de metales y el otro 50% al aditivo químico empleado para obtener las condiciones de entrada en el digestor.



*Figura 5-5: Aportación de los diferentes componentes a la categoría de toxicidad humana*



*Figura 5-6: Aportación de los diferentes componentes a la categoría de ecotoxicidad terrestre*

Si se analizan los residuos por separado, para KW el escenario más desfavorable en ambas categorías es el de pre-tratamiento de presurización-depresurización con un impacto global para toxicidad humana del orden de 555,99 g 1,4-DB eq/UF y en ecotoxicidad terrestre de 5,192 g 1,4-DB eq/UF. En este escenario y al contrario a como sucede en el caso de los lodos, no dominan únicamente las emisiones, sobre todo en la categoría de impacto de toxicidad humana, el 88% del gasto corresponde al aditivo químico empleado (Tabla 5-5). En la categoría de ecotoxicidad terrestre el aditivo químico representa 38% del gasto ambiental frente al 62% de las emisiones (Tabla 5-6). El más favorable se corresponde con el escenario de control KW 1 como ya se ha explicado con anterioridad.

Cuando se analizan los lodos el más favorable se corresponde con el escenario SS 2 (térmico) en ecotoxicidad terrestre con un gasto neto de 9,19 g de 1,4-DB eq/UF, mientras que en la de toxicidad humana es el escenario SS 3 (químico) con un 492,89 g de 1,4-DB eq/UF. La mayoría del impacto en ambos escenarios de las diferentes categorías viene asociado a los metales pesados con un aporte de más del 85% en ambos casos.

En este caso al comparar ambos residuos sale perjudicado en todos los casos comparables (control, térmico y químico) los escenarios de lodo, el motivo es el enorme coste asociado a las emisiones y el contenido en metales de los lodos, que hace que en estas categorías sus resultados sean desfavorables.

**Tabla 5-5: Contribución de los diferentes elementos a la toxicidad humana (g 1,4-DB eq)**

	KW 1	KW 2	KW 3	KW 4	KW 5	KW 6	SS 1	SS 2	SS 3	SS 4
<b>Aditivos Químicos</b>	21,018	138,163	21,018	67,545	21,018	506,753	-	-	19,993	87,360
<i>HCl</i>	-	14,508	-	4,492	-	-	-	-	17,607	-
<i>CaO</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	2,386	-
<i>O<sub>2</sub></i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	75,418
<i>Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>3</sub></i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11,942
<i>CO<sub>2</sub></i>	-	-	-	-	-	485,736	-	-	-	-
<i>NaOH</i>	21,018	123,655	21,018	63,053	21,018	21,018	-	-	-	-
<b>Uso de energía</b>	-	0,000	53,500	53,500	96,500	-	-	249,501	-	109,800
<b>Recuperación de energía</b>	-	-5,288	-0,225	-0,197	-0,326	-0,506	-	-0,380	-	-0,090
<i>Energía térmica</i>	-	-3,423	-0,124	-0,109	-0,180	-0,280	-	-0,210	-	-0,050
<i>Energía eléctrica</i>	-	-1,865	-0,101	-0,088	-0,146	-0,226	-	-0,170	-	-0,040
<b>Fertilizantes</b>	-5,677	-28,711	-6,106	-6,944	-21,082	-21,802	-5,041	-19,848	-12,400	-12,238
<i>N-fertilizante</i>	-4,808	-24,049	-5,173	-5,883	-17,851	-18,460	-2,952	-4,615	-6,897	-4,422
<i>P-fertilizante</i>	-0,869	-4,662	-0,933	-1,061	-3,230	-3,342	-2,090	-15,233	-5,503	-7,816
<b>Emisiones</b>	18,664	29,291	20,010	22,841	69,234	71,553	651,611	320,440	485,301	725,721

**Tabla 5-6: Contribución de los diferentes elementos a la ecotoxicidad terrestre  
(g 1,4-DB eq)**

	KW 1	KW 2	KW 3	KW 4	KW 5	KW 6	SS 1	SS 2	SS 3	SS 4
<b>Aditivos Químicos</b>	0,896	2,915	0,896	2,858	0,896	2,141	-	-	0,682	0,850
<i>HCl</i>	-	0,228	-	0,171	-	-	-	-	0,669	-
<i>CaO</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,012	-
<i>O<sub>2</sub></i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,383
<i>Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>3</sub></i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,467
<i>CO<sub>2</sub></i>	-	-	-	-	-	1,245	-	-	-	-
<i>NaOH</i>	0,896	2,687	0,896	2,687	0,896	0,896	-	-	-	-
<b>Uso de energía</b>	-	-	0,369	0,369	0,666	-	-	1,721	-	0,758
<b>Recuperación de energía</b>	-	-0,002	-0,004	-0,004	-0,006	-0,009	-	-0,007	-	-0,002
<i>Energía térmica</i>	-	-0,001	-0,002	-0,002	-0,003	-0,005	-	-0,004	-	-0,001
<i>Energía eléctrica</i>	-	-0,001	-0,002	-0,002	-0,003	-0,004	-	-0,003	-	-0,001
<b>Fertilizantes</b>	-0,129	-0,206	-0,139	-0,158	-0,480	-0,497	-0,101	-0,325	-0,245	-0,217
<i>N-fertilizante</i>	-0,117	-0,187	-0,126	-0,143	-0,435	-0,450	-0,072	-0,113	-0,168	-0,108
<i>P-fertilizante</i>	-0,012	-0,019	-0,013	-0,015	-0,045	-0,047	-0,029	-0,212	-0,077	-0,109
<b>Emisiones</b>	0,927	1,479	0,994	1,132	3,443	3,557	22,940	7,803	15,431	24,411

### 5.3. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

A lo largo del estudio se han asumido ciertas hipótesis que pueden llegar a influir de manera muy significativa en el resultado de ACV. Por ello, se presentan a continuación los resultados de los análisis de sensibilidad realizados con el fin de evaluar la robustez de los resultados presentados y discutidos en la sección anterior.

#### 5.3.1. Análisis de Sensibilidad al CO<sub>2</sub>

Durante el estudio de ACV se asumió que las emisiones de CO<sub>2</sub> asociadas a la co-generación eran de origen biogénico y que por lo tanto no entra en el cómputo de gases que contribuyen al calentamiento global. La razón por la que se asumió que el CO<sub>2</sub> es biogénico es debido a que la carga orgánica del lodo de depuradora se supone en su mayoría de origen biogénico, que a su vez es el que genera el biogás que será quemado en la co-generación y dará el CO<sub>2</sub>. Este concepto sobre el de incluir o no el CO<sub>2</sub> como biogénico, se encuentra todavía en discusión. Este debate se debe principalmente a que el IPCC permite a los diferentes países ignorar el CO<sub>2</sub> biogénico de incineración de biomasa y otras actividades similares a la hora de realizar sus informes, ya que se considera que cualquier biomasa tuvo que absorber CO<sub>2</sub> de la atmósfera, por lo que al quemarse y liberarse ese CO<sub>2</sub> se consideraría un balance global de valor 0 (Docka, 2010).

Debido a que es un tema con cierta controversia, se va a realizar un análisis de sensibilidad para ver como afectaría a cada uno de los escenarios si se asumiese que el

CO<sub>2</sub> no es biogénico. El análisis de sensibilidad se realizará a la categoría de calentamiento global, ya que es la que más se vería afectada por este término (Tabla 5-7).

**Tabla 5-7:** Comparación de la categoría de calentamiento global en los diferentes escenarios incluyendo el CO<sub>2</sub> biogénico y no biogénico.

		KW 1	KW 2	KW 3	KW 4	KW 5	KW 6	SS 1	SS 2	SS 3	SS 4
Calentamiento Global (CO <sub>2</sub> biogénico)	<i>g CO<sub>2</sub> eq</i>	166,3	262,4	236,9	364,0	494,1	636,2	105,4	717,2	253,5	616,0
Calentamiento Global (CO <sub>2</sub> )	<i>g CO<sub>2</sub> eq</i>	609,3	816,4	900,9	1001,0	1258,1	1577,2	664,4	1686,2	704,5	1264,0

Se puede ver como en esta categoría los gastos ambientales serían mucho mayores en el caso de que se decidiese incluir el CO<sub>2</sub> (no biogénico), produciéndose aumentos muy significativos en cada escenario. Si se asumiese el CO<sub>2</sub> como no biogénico los resultados de las conclusiones podrían diferir, aunque en ambos casos el escenario más desfavorable seguiría siendo el SS 2 (térmico) seguido del KW 6 (presurización-despresurización). En cambio, el escenario más favorable pasaría a ser el KW 1 en vez del SS 1 que ahora estaría en segunda posición. El tercer puesto también se vería afectado, ya que se correspondería con SS 3 (alcalino) que antes estaría en cuarto lugar.

Estas variaciones pueden ser debidas a que si se consideran las emisiones de CO<sub>2</sub> como no biogénico se verán “penalizados” aquellos escenarios que tengan una mayor producción de biogás y por lo tanto incinerado como es el caso de KW 6, KW 5 o SS 2. Del mismo modo, el escenario de control de lodos (SS 1) tiene una producción mayor de biogás que el de KW, por lo tanto es lógico que si se asume el CO<sub>2</sub> no biogénico sea más desfavorable el escenario SS 1.

Se puede decir por lo tanto, que asumir una hipótesis u otra puede variar los resultados finales y por lo tanto las conclusiones finales del estudio.

### 5.3.2. Análisis de Sensibilidad a la agitación

Con el fin de ajustarse lo máximo posible a lo que sucede en una planta a nivel industrial se asumió que el biogás va a co-generación, generándose energía que será suficiente para cubrir las necesidades energéticas del digestor, tanto de calentamiento como de agitación (en todos los escenarios), e incluso se da el caso de que en algunos escenarios habrá un excedente energético que saldrá del sistema como producto evitado. En otros estudios de ACV revisados se asume que el calentamiento del digestor es proporcionado por la energía obtenida por el biogás, pero esta energía no es suficiente para la agitación (Hospidoet al., 2010). Se va a evaluar, por lo tanto, como afectaría a

este estudio la necesidad de incluir este consumo energético, en el caso de que la energía obtenida con el biogás no fuera suficiente para cubrir la agitación del sistema.

Ya que lo que se evalúa es el consumo de energía, este análisis se hará respecto a la categoría de calentamiento global, que se espera que sea la más afectada por este cambio (Tabla 5-9).

De forma general, a la hora de analizar los diferentes escenarios se puede ver como los más afectados por la inclusión de la energía de agitación son los de KW. Tanto es así que el escenario que sin tener en cuenta la agitación tiene el segundo menor coste (KW 1), se encuentra ahora en quinta posición. La razón por la que este cambio es más significativo es debido a que el TRS para tratar la misma unidad funcional (10 L de residuo) es el doble en KW, lo que lleva consigo un consumo energético asociado mucho mayor.

Por lo tanto, si se decidiese incluir la agitación del sistema al comparar los dos residuos el consumo energético del KW sería un *hándicap* a la hora de evaluar los resultados finales, ya que los escenarios de KW se verían dominados por el consumo energético de la agitación.

**Tabla 5-9:** Comparación de la categoría de calentamiento global en los diferentes escenarios incluyendo o no la agitación del sistema (unidades en g CO<sub>2</sub>eq)

	<b>KW 1</b>	<b>KW 2</b>	<b>KW 3</b>	<b>KW 4</b>	<b>KW 5</b>	<b>KW 6</b>	<b>SS 1</b>	<b>SS 2</b>	<b>SS 3</b>	<b>SS 4</b>
<b>Con agitación</b>	166,3	262,4	236,9	364,0	494,1	636,2	105,4	717,2	253,5	616,0
<b>Sin agitación</b>	1135,4	1231,5	1206,0	1333,1	1463,3	1605,3	601,4	1213,2	749,5	1112,0

### 5.3.3. Análisis de Sensibilidad al consumo de agua

Como se ha mencionado en la definición de los escenarios, el KW de entrada en el reactor es diluido con la finalidad de conseguir la VCO deseada en cada escenario. A la hora de incluir esta agua se asumió que el agua empleada se trata, al igual que en el trabajo original de Maet *al.* (2011), que esta dilución se realiza con agua residual y por lo tanto su carga ambiental sería 0 y no sería necesario incluirla en el sistema. Con el fin de evaluar si esta hipótesis va a cambiar de forma significativa los resultados en el caso de que se decidiese incluir un agua del grifo, se realiza un análisis de sensibilidad que se muestra en la Tabla 5-10. El agua empleada para dicho análisis se corresponde con:

- *Tapwater, at user*, que incluye en su proceso la energía empleada para el tratamiento del agua y transporte para su uso final. No se consideran emisiones en el tratamiento de agua. Los datos de infraestructura son de Suiza y el uso de energía de Dinamarca.

*Tabla 5-10: Análisis de sensibilidad en cinco categorías a la inclusión del agua potable en las diluciones de KW.*

Categoría de impacto	Unidad	Hipótesis	KW 1	KW 2	KW 3	KW 4	KW 5	KW 6	SS 1	SS 2	SS 3	SS 4
Agotamiento abiótico	g Sb eq/UF	Agua residual	0,221	0,417	0,373	1,279	0,542	0,341	-0,109	3,595	0,236	3,338
		Agua potable	0,232	0,427	0,384	1,289	0,552	0,351				
Eutrofización	g PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq/UF	Agua residual	1,278	2,306	1,656	2,171	4,860	5,018	0,894	4,331	2,305	3,209
		Agua potable	1,283	2,310	1,660	2,176	4,865	5,022				
Calentamiento Global	g CO <sub>2</sub> eq/UF	Agua residual	166,3	262,4	236,9	354,0	494,1	636,2	105,4	717,2	253,5	616,0
		Agua potable	167,7	263,8	238,3	355,4	495,5	637,6				
Toxicidad Humana	g 1,4-DB eq/UF	Agua residual	34,0	89,6	88,2	135,7	165,3	556,0	646,6	549,7	492,9	910,6
		Agua potable	34,6	90,3	88,8	137,4	166,0	556,6				
Ecotoxicidad Terrestre	g 1,4-DB eq/UF	Agua residual	1,69	4,19	2,12	4,20	4,52	5,19	22,84	9,19	15,87	25,80
		Agua potable	1,70	4,19	2,12	4,20	4,52	5,19				

Lógicamente la asunción de esta hipótesis supone un cambio en el coste ambiental neto del KW y como se observa en la Tabla 5-10, apenas es significativo, ya que la variación de los resultados es insignificante. Se puede decir entonces que si se quisiese realizar las diluciones con agua potable los resultados obtenidos apenas se verían afectados, ya que suponen en todos los casos una variación del impacto menor al 5%.

## Capítulo 6

# Conclusiones

La digestión anaerobia es considerada una de las mejores opciones disponibles a la hora de tratar los residuos sólidos orgánicos como es el caso de los lodos de depuradora y residuos de alimentos. Aunque esta opción de tratamiento es muy empleada está limitada por largos tiempos de retención y bajas eficiencias de degradación, siendo la etapa de hidrólisis el factor limitante en la mayoría de las ocasiones. Como consecuencia de esta limitación, se ha dedicado un significativo esfuerzo a la hora de mejorar el rendimiento de la digestión anaerobia, siendo el uso de los pre-tratamientos una de las más eficaces.

Se ha demostrado que operacionalmente los pre-tratamientos mejoran la solubilización de la materia orgánica particulada haciéndola accesible para los microorganismos, mejorando así la etapa de hidrólisis, obteniéndose también una mejor calidad del residuo y una mayor producción del biogás. En los diferentes escenarios estudiados se ha observado como el empleo del pre-tratamiento aumenta la cantidad del biogás generado respecto a los escenarios de control (sin pre-tratamiento) excepto en el escenario de lodos con tratamiento alcalino (SS 3), aunque esto se puede deber a las condiciones de operación dentro del laboratorio o errores durante la operación.

Las mejoras de los pre-tratamientos también han sido demostrada económicamente por *Maet al.*, (2011), dónde se analiza los beneficios netos obtenidos teniendo en cuenta los costes asociados a los pre-tratamientos y las ganancias obtenidas por la venta de energía obtenida por el biogás “extra” producido. En dicho estudio, de los pre-tratamientos estudiados (ácido, térmico, termo-ácido, congelación-descongelación y presurización-despresurización), con todos se obtenía un beneficio económico excepto en el de presurización-despresurización que representaba un coste extra.

Con el fin de evaluar el uso de tratamientos previos a la digestión anaerobia desde una perspectiva ambiental, el ACV ha sido la herramienta escogida para determinar las consecuencias ambientales asociadas, aplicándose a dos residuos diferentes (KW y SS). A la vista de los resultados obtenidos, se puede decir que todos los pre-tratamientos tienen un coste ambiental ya que de los escenarios estudiados presentan siempre un mayor impacto neto que los escenarios control (sin pre-tratamiento). El pre-tratamiento que resultó ser más desfavorable ambientalmente es el que se corresponde con el tratamiento térmico en lodos (SS 2) por ser el que posee un mayor impacto en dos de las

categorías estudiadas (agotamiento abiótico y calentamiento global), mientras que el SS 4 (ozonización) resultó ser más desfavorable en las categorías de toxicidad. Solo en la categoría de eutrofización el más desfavorable es el KW 6 (presurización-despresurización). Por lo que se puede decir que, ambientalmente es menos favorable pre-tratar lodos que residuos de alimentos.

En los residuos de alimentos (KW) el más desfavorable fue el KW 6 ya que se obtuvo el mayor impacto en cuatro de las categorías estudiadas. Se puede decir entonces y apoyándose en las conclusiones de Maet *al.* (2011), que el pre-tratamiento de presurización-despresurización no compensa ni ambiental, ni económicamente.

Si se analizan aquellos escenarios con pre-tratamiento térmico (KW 3 y SS 2) se puede decir que es ambientalmente más favorable aplicar este tratamiento en KW ya que su impacto fue menor en todas las categorías. Esta circunstancia puede ser debida a que el pre-tratamiento en este residuo se realiza sobre el volumen sin diluir y por lo tanto lleva consigo un menor consumo energético.

El resultado en los escenarios con tratamiento químico, ácido (KW 2) y alcalino (SS 3), dieron resultados muy similares en las categorías de agotamiento abiótico, calentamiento global y eutrofización, siendo ligeramente más favorable el alcalino. Sólo en las categorías de toxicidad el impacto fue mucho mayor, pero esto es debido a las emisiones directas en el suelo de los metales pesados contenidos en el lodo. Se puede decir que, aunque resultó ser más favorable el tratamiento alcalino (SS 3), no existen grandes diferencias con el ácido (KW 2).

En cualquier caso, es necesario indicar que los datos en los que se han basado las comparaciones han sido obtenidos a escala de laboratorio, dónde las condiciones de operación pueden no estar optimizadas como ocurre a escala industrial, por lo que sería muy interesante poder realizar el mismo análisis a una mayor escala de operación.

Del mismo modo, durante la realización del trabajo se han definido ciertas hipótesis que el análisis de sensibilidad realizado ha demostrado que pueden afectar a las evaluaciones realizadas, como son la consideración de CO<sub>2</sub> biogénico y la exclusión de la energía de agitación.

Aun siendo conscientes de estos factores, el presente trabajo posibilita la incorporación de una nueva dimensión, la ambiental, en la información disponible de cara a la toma de decisiones, lo que nos completa la visión global del proceso de elección dentro del marco establecido por el concepto de sostenibilidad.

## Capítulo 7

# Bibliografía

- Adhikari, B.K., Barrington, S. and Martinez, J. (2006). Predicted growth of world urban food waste and methane production. *Waste Management & Research*. 24 (5). 421-433
- Appels, L., Baeyens, J., Degreve, J. and Dewil, R., 2008. Principles and potencial of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science*. 34 (6). 755-781
- Baumann, H. y Tillman, A.M. (2004) *The hitch hiker's guide to LCA: an orientation in life cycle assesment methodology and application*. Studentlitteratur. Lund, Suecia.
- Bengtsson, M., Lundin, M., Molander, S. (1997). *Life Cycle Assessment of Wastewater Systems: Case Studies of Conventional Treatment, Urine Sorting and Liquid Composting in Three Swedish Municipalities*. Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden. Report 9.
- Carballa, M. (2005) *Fate of Pharmaceutical and Personal Care Products (PPCPs) in Sewage Treatment Plants focusing on the anaerobic digestion of sludge*. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela, España.
- Carballa, M., Omil, F. and Lema, J. (2006). Comparison between the conventional anaerobic digestion of sewage sludge and its combination with a chemical or thermal pre-treatment concerning the removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs). *Water Science & Technology*. 53 (8) 109-117.
- Carballa, M., Omil, F. and Lema, J. (2009). Influence of different pre-treatments on anaerobically digested sludge characteristics: suitability for final disposal. *Water air & soil pollution*. 119 (1-4) 311-321
- Cardinali-Rezende, J., Debarry, R., Colturato, L., Carneiro, E., Chartone-Souza, E. and Nascimento, A. (2009) Molecular identification na dynamics of microbial communities in reactor treating organic household waste. *Applied Microbiology & Biotechnology*. 84 (4). 777-789.
- Carrère, H. Dumas, C., Battimelli, A., Batstone, D., Delgenès, J., Steyer, J. and Ferrer, I. (2010) Pretreatment methods to improve sludge anaerovic degradability: A review. *Journal of Hazardous Materials*. 183 (2010) 1-15

- Chaya W, Gheewala SH (2007) Life cycle assessment of MSW-to-energy schemes in Thailand. *Journal of Cleaner Production* 15 (15):1463-1468.
- Chu, C., Feng, W., Chang, B. and Lee, D. (1999). Reduction in microbial density level through freezing and thawing. *Wat. Res.*, 33. 3532-3535.
- Consoli, F. (1993) Guidelines for life cycle assesment: A code of practice. SETAC. Sesimbra, Portugal.
- Daniel, H. (1998) *Environmental Soil Physics*. San Diego. Academic Press, CA 92101-4495, USA.
- Doka, G., (2007). Life cycle inventories of waste treatment services. In: *Ecoinvent Report No. 7*. Düberdorf, Switzerland.
- Duong T., (2009) Pre-treatments to enhance the biomethanation of kitchen waste. Master Dissertation to obtain the degree of M.Sc. in Environmental Sanitation. Ghent University. Ghent, Belgium.
- Eurostat (2011). Environmental statistics and accounts in Europe. Disponible desde: <[http://epp.eurostat.ec.europa.eu/cache/ITY\\_OFFPUB/KS-32-10-283/EN/KS-32-10-283-EN.PDF](http://epp.eurostat.ec.europa.eu/cache/ITY_OFFPUB/KS-32-10-283/EN/KS-32-10-283-EN.PDF)>
- Feijoo, G.; Hospido, A. y Moreira, M.T. (2007) Análisis de Ciclo de Vida (I): Desarrollo Sostenible y ACV. *Ingeniería Química*, 443, 153-162.
- Finkbeiner, M., Shau, E., Lehman, A. and Traveso, M. (2010). Towards Life Cycle Sustainability Assessment. *Sustainability*. 2. 3309-3322.
- Fullana P., Puig R. (1997) *Cuadernos de Medio Ambiente. Análisis del Ciclo de Vida*. Rubes Editorial. Barcelona, España.
- Gavala, H., Ioannis, U., Skiadas, V., Westermann, P. and Ahring, B. (2003) Mesophilic and termophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature. *Water Research*. 37 (19) 4561-4572.
- Guinée J, Gorree M, Heijungs R, Huppes G, Kleijn R, Udo de Haes H, Van der Voet E, Wrisberg N. (2002). *Life Cycle Assessment. An operational guide to ISO standards*. Volume 1, 2, 3. Centre of Environmental Science, Leiden University (CML), The Netherlands.
- Guinée, J.B.; Gorreé, M.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Kleijn, R.; de Koning, A.; van Oers, L.A.; Weneger, A.; Suh, S.; Udo de Haes, H.A.; de Bruijn, H.; van Duin, R. y Huijbregts, M. (2001) *Life cycle assessment: An operational guide to the ISO standards*. Leiden, Holanda.

- Heijungs, R. Ecodesing-Carbon Footprint-Life Cycle Assessment- Life Cycle Sustainability Analysis. A flexible framework for a continuum of Tools. Scientific Journal of Riga Technical University. 4. 42-46
- Hospido, A., Moreira, T., Rigola, M., Feijoo, G. (2005). Environmental evaluation of different treatment processes for sludge from urban wastewater treatments: anaerobic digestion versus thermal processes. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 13 (1) 57-64.
- Hospido, A., Carballa, M., Moreira, M., Omil, F., Lema, J., Feijoo, G. (2010). Environmental assessment of anaerobically digested sludge reuse in agriculture: Potential impacts of emerging micropollutants. *Water Research*. 44. 3225-3233.
- Hospido, A., Moreira, M., Feijoo, G., (2008). A comparison of municipal wastewater treatment plants for big centres of population in Galicia (Spain). *International Journal of Life Cycle Assessment* 13 (1), 57-64.
- ISO (2006a) *Gestión Ambiental. Análisis del Ciclo de Vida. Principios y marco de referencia (ISO 14040:2006)*. Ginebra, Suiza.
- ISO (2006b) *Gestión Ambiental. Análisis del Ciclo de Vida. Requisitos y Directrices (ISO 14044:2006)*. Ginebra, Suiza.
- Jeswani, H., Adisa, A., Schepelmann, P. and Ritthoff, M. (2010). Options for broadening and deepening the LCA approaches. *Journal of Cleaner Production*. 18. 120-127.
- Kan, A. (2009) General characteristics of waste management: a review. *Energy Education Science & Technology Part A-Energy Science & Research*. 23 (1-2) 55-69.
- Lin, Y., Wang, D., Wu, S. and Wang, C. (2009) Alkali pretreatment enhances biogas production in the anaerobic digestion of pulp and paper sludge. *Journal of Hazardous Materials*. 170 (1) 366-373.
- Ma, J. Strategies to enhance anaerobic digestion. In view of process stability and methanation. (2010) Doctoral Thesis. Ghent University. Ghent, Belgium.
- Ma, J., Duong, T., Smits, M., Verstraete, W., Carballa, M. Enhanced biomethanation of kitchen waste by different pre-treatments. *Bioresource Technology*. 102. 592-599.
- Masse, L., Masse, D. and Kennedy, K. (2003) Effect of hydrolysis pre-treatment on fat degradation during anaerobic digestion of slaughterhouse wastewater. *Process Biochemistry*. 38 (9) 1365-1372.
- Mata-Alvarez, J. and Mace, S. (2000) Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology*. 74 (1) 3-16.

Mendes, A., Pereira, E. and De Castro, H. (2006) Effect of the enzymatic hydrolysis pretreatment of lipids-rich wastewater on the anaerobic biodigestion. *Biochemical Engineering Journal*. 32 (3) 185-190.

Metcalf and Eddy (2003) *Wastewater Engineering, Treatment and Reuses*. International Edition. New York, USA.

Muller, C. (2007). Anaerobic digestion of biodegradable solid waste in low-and middle-incomes countries. Overview over existing technologies and relevant case studies. *Eawag/Water and Sanitation in Developing Countries (Sandec)*.

Murray, A. Horvath, A. and Nelson K. (2008) Hybrid Life-Cycle Environment and cost inventory of sewage sludge treatment and end-use scenarios: a case study from China. *Environ. Sci. Technol.* 42. 3163-3169.

Odegaard, H. (2004). Sludge minimization technologies – an overview. *Water Science Technology*. 49 (10). 31-40.

Pavlostahis S., and Giraldo-Gomez, E. (1991) Kinetics of anaerobic treatment. *Water Science & Technology*. 24 (8) 35-39.

Perfil Ambiental de España 2009. (2009) Disponible desde: [http://www.mma.es/portal/secciones/calidad\\_contaminacion/indicadores\\_ambientales/perfil\\_ambiental\\_2009/](http://www.mma.es/portal/secciones/calidad_contaminacion/indicadores_ambientales/perfil_ambiental_2009/)

Perry, R., Green, D. and Maloney, J. (1997) *Chemical Engineer Handbook*, 7th edition. McGraw Hill, New York.

Peters, M. and Rowley H. (2009) Environmental comparison of biosolids management systems using Life Cycle Assessment. *Environ. Sci. Technol.* 43 (8). 2674-2679.

PGRUG (2010). Plan de Gestión de Residuos Urbanos de Galicia (2010-2020). Disponible desde: <http://www.cmati.xunta.es/portal/cidadan/lang/gl/pid/19?area=11&orden=358&buscar=1>

PNIR, (2008). Plan Nacional Integrado de Residuos 2008-2015. Disponible desde: [http://www.mma.es/secciones/calidad\\_contaminacion/pdf/PNIR\\_22\\_12\\_2008\\_%28con\\_tablas\\_y\\_planes%29.pdf](http://www.mma.es/secciones/calidad_contaminacion/pdf/PNIR_22_12_2008_%28con_tablas_y_planes%29.pdf).

Polprasert, C. (2007) *Organic Waste Recycling. Technology and Management*. 3rd Edition. IWA Publishing. London, UK.

Real Decreto 1310/1990. de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario (BOE 262 1.11.1990)

- Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes. (BOE 171 19.07.2005)
- Riggle, D. (1998) Acceptance Improves for large-scale anaerobic digestion. *Biocycle* 39 (6), 51-55.
- Romero, B. (2003) El Análisis del Ciclo de Vida y la Gestión Ambiental. *Tendencias tecnológicas*, Julio-Septiembre, 91-97.
- Sahlström, L. (2003) A review of survival of pathogenic bacteria in organic waste used in biogas plants. *Bioresource Technology*. 87. 161–166.
- SOGAMA. Sociedade Galega de Medio Ambiente.(2011) Composición media de los RSU en Galicia. Disponible desde: <<http://www.sogama.es/detalle1.php?lang=GA&sec=4&pag=21>>
- Speece, R. (1996) *Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters*. Archae Press, Nashville Tennessee, USA.
- Spinosa, L. and Vesilind, P. (2001). *Sludge into Biosolids. Processing, Disposal and Utilization*. 1st Edition. IWA Publishing. London, UK.
- Suh YJ, Rousseaux P (2002): An LCA of alternative wastewater sludge treatment scenarios. *Resources Conservation and Recycling*. 35 (3): 191-200
- Taharzadeh, M. and Karimi, K. (2008) Pre-treatment of lignocellulosic waste to improve ethanol and biogas production: a review.*International Journal of Molecular Sciences*. 9 (9) 1621-1651.
- Tarantini M, Butol P, Marorino L (2007): An environmental LCA of alternative scenarios of urban sewage sludge treatment and disposal. *Thermal Science*. 11 (3): 153-164.
- Tarantini, M., Buttol, P, and Maiorino, L. (2007). An environmental LCA of Alternative scenarios of urban sewage sludge treatment and disposal. *Thermal Science*. 3 (11) 153-164.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H. and Vigil, S. (1994). *Gestión integral de residuos sólidos*. Primera edición. McGraw-Hill. Madrid (España).
- Verstraete, W. (2008). *Biotechnological processes in environmental sanitation*. Laboratory Microbial Ecology & Technology, Faculty of Bioscience Engineering, Ghent University, Belgium.
- Zhang, R., Hamed, M., Hartman, K. and Gamble, P. (2007) Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. *Bioresource Technology*. 98. 929–935

Zhao, W., van Voet, Zhang, Y., Huppes G.(2009): Life cycle assessment of municipal solid waste management with regard to greenhouse gas emissions: Case study of Tianjin, China. *Science of the Total Environment* 407:1517–1526

## Diluciones KW

Antes de introducirlo en el digester, el KW es diluido con el fin de obtener la VCO deseada en cada escenario (Maet *al.*, 2011), empleándose agua del grifo a la hora de llevar a cabo las diluciones. La VCO aplicada en cada caso se corresponde a la operación estado estacionario y condiciones estables (60% de DQO de entrada es transformada en biogás). Esto se corresponde con una VCO de 3 g DQO/L día en el KW 1 (Control), KW 3 (Térmico) y KW 4 (Termo-Ácido), 4 g DQO/L día en el KW 2 (Ácido) y de 5 g DQO/L día en KW 5 y KW 6 (Congelación-Descongelación y Presurización-Despresurización).

Por otro lado, la cantidad alimentada al digester es de 10 L, que con un TRH de 20 días hace un caudal diario de 0,5 L/día y según la definición de VCO, la DQO aplicada al reactor será en cada caso de:

$$\text{KW 1, KW 3 y KW 4: } VCO_1 = \frac{DQO_A \cdot Q}{V_R} \Rightarrow 3 \frac{\text{g DQO}}{\text{L día}} = \frac{DQO_A \cdot 0,5 \text{ L/día}}{10 \text{ L}} \Rightarrow DQO_{A1} = 60 \frac{\text{g DQO}}{\text{L}}$$

$$\text{KW 2: } VCO_2 = \frac{DQO_A \cdot Q}{V_R} \Rightarrow 4 \frac{\text{g DQO}}{\text{L día}} = \frac{DQO_A \cdot 0,5 \text{ L/día}}{10 \text{ L}} \Rightarrow DQO_{A2} = 80 \frac{\text{g DQO}}{\text{L}}$$

$$\text{KW 5 y KW 6: } VCO_3 = \frac{DQO_A \cdot Q}{V_R} \Rightarrow 5 \frac{\text{g DQO}}{\text{L día}} = \frac{DQO_A \cdot 0,5 \text{ L/día}}{10 \text{ L}} \Rightarrow DQO_{A3} = 100 \frac{\text{g DQO}}{\text{L}}$$

Sabiendo que el KW tiene una  $DQO_T$  de 238 g/kg KW (Ma et al., 2011) y considerando una densidad de 1 kg/L, la alimentación al digester estará por lo tanto compuesta por:

$$KW_{1-3-4} : 60 \frac{\text{g DQO}}{\text{L}} \cdot \frac{1 \text{ kg KW}}{238 \text{ g DQO}} \cdot \frac{1 \text{ L KW}}{1 \text{ kg KW}} \cdot 10 \text{ L} = 2,52 \text{ L KW}$$

$$KW_2 : 80 \frac{\text{g DQO}}{\text{L}} \cdot \frac{1 \text{ kg KW}}{238 \text{ g DQO}} \cdot \frac{1 \text{ L KW}}{1 \text{ kg KW}} \cdot 10 \text{ L} = 3,36 \text{ L KW}$$

$$KW_{5-6} : 100 \frac{\text{g DQO}}{\text{L}} \cdot \frac{1 \text{ kg KW}}{238 \text{ g DQO}} \cdot \frac{1 \text{ L KW}}{1 \text{ kg KW}} \cdot 10 \text{ L} = 4,2 \text{ L KW}$$

Quedando las diluciones para cada escenario:

**$KW_{1-3-4}$** : 7,48 L de agua; 2,52 L de KW (crudo)

**$KW_2$** : 6,64 L de agua; 3,36 L de KW (crudo)

**$KW_{5-6}$** : 5,80 L de agua; 4,20 L de KW (crudo)

## ANEXO 2

# Tablas de Inventario

En las Tablas A2-1 a la A2-10 quedan representados los inventarios de cada uno de los escenarios estudiados.

*Tabla A2 -1: Inventario Escenario KW 1 (Control)*

ENTRADAS	
DESDE LA TECNOSFERA	DESDE LA NATURALEZA
Materiales y combustibles (kg)	Materias primas y combustibles crudos (kg)
Residuo (KW)            10 (10L)	
NaOH                        2,40E-02	
H <sub>2</sub> O                         7,48	
Electricidad (MJ)	
Calentamiento            240,84	
Agitación                   5,90	
SALIDAS	
A LA TECNOSFERA	A LA NATURALEZA
Productos y coproductos (kg)	Emisiones al Suelo (kg)
KW DIGERIDO            10 (10L)	Cu                            9,30E-06
BIOGÁS (L)                160	Ni                            6,00E-07
CH <sub>4</sub> (%)                    65	Cr                            9,00E-07
Productos evitados (kg)	Zn                            2,28E-05
N-fertilizante            4,74E-03	Pb                            1,20E-06
P-fertilizante            1,09E-03	Cd                            3,00E-07
	Emisiones a la Atmósfera (kg)
	NH <sub>3</sub> 2,45E-05
	N <sub>2</sub> O                        1,12E-06
	CO                         7,15E-04
	CO <sub>2</sub> 4,43E-01
	COVNM*                1,07E-05
	CH <sub>4</sub> 2,35E-03
	<i>*Compuestos orgánicos volátiles diferentes al CH<sub>4</sub>.</i>
	Emisiones al Agua (kg)
	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> 4,02E-07

*Tabla A2 -2: Inventario Escenario KW 2 (Químico Ácido)*

ENTRADAS			
DESDE LA TECNOSFERA		DESDE LA NATURALEZA	
Materiales y combustibles (kg)		Materias primas y combustibles crudos (kg)	
Residuo (KW)	10 (10L)		
NaOH	7,20E-02		
H <sub>2</sub> O	6,64		
HCl (Pre-trat)	1,23E-02		
Electricidad (MJ)			
Calentamiento	240,84		
Agitación	5,90		
SALIDAS			
A LA TECNOSFERA		A LA NATURALEZA	
Productos y coproductos (kg)		Emisiones al Suelo (kg)	
KW DIGERIDO	10 (10L)	Cu	1,48E-05
BIOGÁS (L)	200	Ni	9,56E-07
CH <sub>4</sub> (%)	65	Cr	1,43E-06
		Zn	3,63E-05
		Pb	1,91E-06
		Cd	4,78E-07
Productos evitados (kg)		Emisiones a la Atmósfera (kg)	
N-fertilizante	7,55E-03	NH <sub>3</sub>	3,90E-05
P-fertilizante	1,74E-03	N <sub>2</sub> O	1,78E-06
		CO	8,94E-04
		CO <sub>2</sub>	5,54E-01
		COVNM*	1,33E-05
		CH <sub>4</sub>	2,94E-03
		*Compuestos orgánicos volátiles diferentes al CH <sub>4</sub> .	
		Emisiones al Agua (kg)	
		PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	6,41E-07

**Tabla A2 -3: Inventario Escenario KW 3 (Térmico)**

ENTRADAS	
DESDE LA TECNOSFERA	DESDE LA NATURALEZA
<b>Materiales y combustibles (kg)</b>	
Residuo (KW)	10 (10 L)
NaOH	2,40E-02
H <sub>2</sub> O	7,48
<b>Electricidad (MJ)</b>	
Calentamiento	240,84
Agitación	5,90
Térmico (Pre-trat)	1,07
<b>SALIDAS</b>	
A LA TECNOSFERA	A LA NATURALEZA
<b>Productos y coproductos (kg)</b>	
KW DIGERIDO	10 (10 L)
BIOGÁS (L)	240
CH <sub>4</sub> (%)	65
<b>Productos evitados (kg)</b>	
N-fertilizante	5,10E-03
P-fertilizante	1,17E-03
<b>Emisiones al Suelo (kg)</b>	
Cu	9,98E-06
Ni	6,44E-07
Cr	9,66E-07
Zn	2,45E-05
Pb	1,29E-06
Cd	3,22E-07
<b>Emisiones a la Atmósfera (kg)</b>	
NH <sub>3</sub>	2,63E-05
N <sub>2</sub> O	1,20E-06
CO	1,07E-03
CO <sub>2</sub>	6,64E-01
COVNM*	1,60E-05
CH <sub>4</sub>	3,52E-03
<i>*Compuestos orgánicos volátiles diferentes al CH<sub>4</sub>.</i>	
<b>Emisiones al Agua (kg)</b>	
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	4,30E-07

**Tabla A2 -4: Inventario Escenario KW 4 (Termo-Ácido)**

ENTRADAS			
DESDE LA TECNOSFERA		DESDE LA NATURALEZA	
Materiales y combustibles (kg)		Materias primas y combustibles crudos (kg)	
Residuo (KW)	10 (10 L)		
NaOH	7,20E-02		
H <sub>2</sub> O	7,48		
HCl (Pre-trat)	9,20E-03		
Electricidad (MJ)			
Calentamiento	240,84		
Agitación	5,90		
Térmico (Pre-trat)	1,07		
SALIDAS			
A LA TECNOSFERA		A LA NATURALEZA	
Productos y coproductos (kg)		Emisiones al Suelo (kg)	
KW DIGERIDO	10 (10 L)	Cu	1,13E-05
BIOGÁS (L)	230	Ni	7,32E-07
CH <sub>4</sub> (%)	65	Cr	1,10E-06
		Zn	2,78E-05
		Pb	1,46E-06
		Cd	3,66E-07
Productos evitados (kg)		Emisiones a la Atmósfera (kg)	
N-fertilizante	5,80E-03	NH <sub>3</sub>	2,99E-05
P-fertilizante	1,33E-03	N <sub>2</sub> O	1,37E-06
		CO	1,03E-03
		CO <sub>2</sub>	6,37E-01
		COVNM*	1,53E-05
		CH <sub>4</sub>	3,38E-03
		*Compuestos orgánicos volátiles diferentes al CH <sub>4</sub> .	
		Emisiones al Agua (kg)	
		PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	4,89E-07

**Tabla A2 -5: Inventario Escenario KW 5 (Congelación-Descongelación)**

<b>ENTRADAS</b>			
<b>DESDE LA TECNOSFERA</b>		<b>DESDE LA NATURALEZA</b>	
<b>Materiales y combustibles (kg)</b>		<b>Materias primas y combustibles crudos (kg)</b>	
<b>Residuo (KW)</b>	10 (10 L)		
<b>NaOH</b>	2,40E-02		
<b>H<sub>2</sub>O</b>	5,80		
<b>Electricidad (MJ)</b>			
<b>Calentamiento</b>	240,84		
<b>Agitación</b>	5,90		
<b>Cong-Descong (Pre-trat)</b>	1,86		
<b>SALIDAS</b>			
<b>A LA TECNOSFERA</b>		<b>A LA NATURALEZA</b>	
<b>Productos y coproductos (kg)</b>		<b>Emisiones al Suelo (kg)</b>	
<b>KW DIGERIDO</b>	10 (10 L)	<b>Cu</b>	3,45E-05
<b>BIOGÁS (L)</b>	276	<b>Ni</b>	2,23E-06
<b>CH<sub>4</sub> (%)</b>	65	<b>Cr</b>	3,34E-06
		<b>Zn</b>	8,47E-05
		<b>Pb</b>	4,46E-06
		<b>Cd</b>	1,11E-06
<b>Productos evitados (kg)</b>			
<b>N-fertilizante</b>	1,76E-02	<b>Emisiones a la Atmósfera (kg)</b>	
<b>P-fertilizante</b>	4,05E-03	<b>NH<sub>3</sub></b>	9,08E-05
		<b>N<sub>2</sub>O</b>	4,15E-06
		<b>CO</b>	1,23E-03
		<b>CO<sub>2</sub></b>	7,64E-01
		<b>COVNM*</b>	1,84E-05
		<b>CH<sub>4</sub></b>	4,05E-03
		<i>*Compuestos orgánicos volátiles diferentes al CH<sub>4</sub>.</i>	
		<b>Emisiones al Agua (kg)</b>	
		<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	1,49E-06

**Tabla A2 -6: Inventario Escenario KW 6 (Presurización-Despresurización)**

ENTRADAS			
DESDE LA TECNOSFERA		DESDE LA NATURALEZA	
Materiales y combustibles (kg)		Materias primas y combustibles crudos (kg)	
Residuo (KW)	10 (10 L)		
NaOH	2,40E-02		
CO <sub>2</sub>	0,73		
H <sub>2</sub> O	5,80		
Electricidad (MJ)			
Calentamiento	240,84		
Agitación	5,90		
SALIDAS			
A LA TECNOSFERA		A LA NATURALEZA	
Productos y coproductos (kg)		Emisiones al Suelo (kg)	
KW DIGERIDO	10 (10 L)	Cu	3,57E-05
BIOGÁS (L)	280	Ni	2,30E-06
CH <sub>4</sub> (%)	65	Cr	3,45E-06
		Zn	8,75E-05
		Pb	4,60E-06
		Cd	1,15E-06
Productos evitados (kg)		Emisiones a la Atmósfera (kg)	
N-fertilizante	1,82E-02	NH <sub>3</sub>	9,39E-05
P-fertilizante	4,19E-03	N <sub>2</sub> O	4,30E-06
		CO	1,52E-03
		CO <sub>2</sub>	9,41E-01
		COVNM*	2,27E-05
		CH <sub>4</sub>	4,99E-03
		*Compuestos orgánicos volátiles diferentes al CH <sub>4</sub> .	
		Emisiones al Agua (kg)	
		PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	1,54E-06

*Tabla A2 -7: Inventario Escenario SS 1 (Control)*

ENTRADAS	
DESDE LA TECNOSFERA	DESDE LA NATURALEZA
Materiales y combustibles (kg)	Materias primas y combustibles crudos (kg)
Residuo (LODO) 12 (10 L)	
Electricidad (MJ)	
Calentamiento 122,83	
Agitación 3,02	
SALIDAS	
A LA TECNOSFERA	A LA NATURALEZA
Productos y coproductos (kg)	Emisiones al Suelo (kg)
LODO DIGERIDO 12 (10 L)	Cu [Copper] 8,36E-05
BIOGÁS (L) 202	Ni [Nickel] 6,32E-05
CH <sub>4</sub> (%) 58,3	Cr [Chromium] 6,78E-05
	Zn [Zinc] 2,25E-04
	Pb [Lead] 3,16E-05
	Cd [Cadmium] 4,16E-07
Productos evitados (kg)	Emisiones a la Atmósfera (kg)
N-fertilizante 2,91E-03	NH <sub>3</sub> 1,50E-05
P-fertilizante 2,62E-03	N <sub>2</sub> O 6,87E-07
	CO 9,03E-04
	CO <sub>2</sub> 5,59E-01
	COVNM* 1,35E-05
	CH <sub>4</sub> 2,96E-03
	*Compuestos orgánicos volátiles diferentes al CH <sub>4</sub> .
	Emisiones al Agua (kg)
	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> 9,63E-07

**Tabla A2 -8: Inventario Escenario SS 2 (Térmico)**

ENTRADAS	
DESDE LA TECNOSFERA	DESDE LA NATURALEZA
<b>Materiales y combustibles (kg)</b>	<b>Materias primas y combustibles crudos (kg)</b>
Residuo (LODO) 12 (10 L)	
<b>Electricidad (MJ)</b>	
Calentamiento 122,83	
Agitación 3,02	
Térmico (Pre-trat) 4,99	
SALIDAS	
A LA TECNOSFERA	A LA NATURALEZA
<b>Productos y coproductos (kg)</b>	<b>Emisiones al Suelo (kg)</b>
LODO DIGERIDO 12 (10 L)	Cu 5,29E-05
BIOGÁS (L) 350	Ni 1,49E-05
CH <sub>4</sub> (%) 59,4	Cr 3,79E-05
	Zn 1,12E-04
	Pb 2,05E-05
	Cd 3,11E-07
<b>Productos evitados (kg)</b>	<b>Emisiones a la Atmósfera (kg)</b>
N-fertilizante 4,55E-03	NH <sub>3</sub> 2,35E-05
P-fertilizante 1,91E-02	N <sub>2</sub> O 1,07E-06
	CO 1,56E-03
	CO <sub>2</sub> 9,69E-01
	COVNM* 2,33E-05
	CH <sub>4</sub> 5,14E-03
	<i>*Compuestos orgánicos volátiles diferentes al CH<sub>4</sub>.</i>
	<b>Emisiones al Agua (kg)</b>
	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> 7,03E-06

*Tabla A2 -9: Inventario Escenario SS 3 (Químico Alcalino)*

ENTRADAS	
DESDE LA TECNOSFERA	DESDE LA NATURALEZA
Materiales y combustibles (kg)	Materias primas y combustibles crudos (kg)
Residuo (LODO) 12 (10 L)	
CaO (Pre-trat) 0,05	
HCl (Pre-trat) 0,02	
Electricidad (MJ)	
Calentamiento 122,83	
Agitación 3,02	
SALIDAS	
A LA TECNOSFERA	A LA NATURALEZA
Productos y coproductos (kg)	Emisiones al Suelo (kg)
LODO DIGERIDO 12 (10 L)	Cu 1,09E-04
BIOGÁS (L) 163	Ni 2,90E-05
CH <sub>4</sub> (%) 62,3	Cr 4,79E-05
	Zn 2,27E-04
	Pb 3,58E-05
	Cd 9,68E-07
Productos evitados (kg)	Emisiones a la Atmósfera (kg)
N-fertilizante 6,80E-03	NH <sub>3</sub> 3,51E-05
P-fertilizante 6,90E-03	N <sub>2</sub> O 1,60E-06
	CO 7,28E-04
	CO <sub>2</sub> 4,51E-01
	COVNM* 1,09E-05
	CH <sub>4</sub> 2,39E-03
	*Compuestos orgánicos volátiles diferentes al CH <sub>4</sub> .
	Emisiones al Agua (kg)
	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> 2,54E-06

**Tabla A2 -10: Inventario Escenario SS 4 (Ozonización)**

ENTRADAS	
DESDE LA TECNOSFERA	DESDE LA NATURALEZA
<b>Materiales y combustibles (kg)</b>	<b>Materias primas y combustibles crudos (kg)</b>
Residuo (LODO) 12 (10 L)	
O <sub>2</sub> (Pre-trat) 0,42	
Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ·5H <sub>2</sub> O (Pre-trat) 0,02	
<b>Electricidad (MJ)</b>	
Calentamiento 122,83	
Agitación 3,02	
Ozonización (Pre-trat) 2,20	
SALIDAS	
A LA TECNOSFERA	A LA NATURALEZA
<b>Productos y coproductos (kg)</b>	<b>Emisiones al Suelo (kg)</b>
LODO DIGERIDO 12 (10 L)	Cu 1,79E-04
BIOGÁS (L) 234	Ni 1,71E-05
CH <sub>4</sub> (%) 65,2	Cr 8,77E-05
	Zn 6,53E-04
	Pb 4,85E-05
	Cd 6,22E-07
<b>Productos evitados (kg)</b>	<b>Emisiones a la Atmósfera (kg)</b>
N-fertilizante 4,36E-03	NH <sub>3</sub> 2,25E-05
P-fertilizante 9,80E-03	N <sub>2</sub> O 1,03E-06
	CO 1,05E-03
	CO <sub>2</sub> 6,48E-01
	COVNM* 1,56E-05
	CH <sub>4</sub> 3,45E-03
	<i>*Compuestos orgánicos volátiles diferentes al CH<sub>4</sub>.</i>
	<b>Emisiones al Agua (kg)</b>
	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> 3,61E-06