



Alternativas de gestión energética de biosólidos en la industria sanitaria y su impacto ambiental

Habilitación presentada para optar al título de

Ingeniero Ambiental

Javier Alejandro Cartes Escobar

Concepción (Chile), 2016



Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental • www.eula.cl/giba • giba@udec.cl • 41

2204067 – 41 2661033



Alternativas de gestión energética de biosólidos en la industria sanitaria y su impacto ambiental

Habilitación presentada para optar al título de

Ingeniero Ambiental

Alumno: Javier Alejandro Cartes Escobar

Profesor guía: Dra. Gladys Cecilia Vidal Sáez

Concepción (Chile), 2016



Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental • www.eula.cl/giba • giba@udec.cl • 41

2204067 – 41 2661033

Indice General

RESUMEN	10
1. INTRODUCCION	11
2. ANTECEDENTES	13
2.1 Tratamiento de aguas servidas	13
2.2 Tratamiento de lodos.....	14
2.2.1 Espesado	15
2.2.2 Estabilización	15
2.2.2.1 Encalado	16
2.2.2.2 Digestión Anaeróbica	17
2.2.3 Deshidratación	20
2.2.4 Disposición de biosólidos en la industria sanitaria	21
2.3 Gestión ambiental de biosólidos.....	22
2.3.1 Gestión integrada	22
2.3.2 Producción de energía	23
2.3.3 Pre-tratamiento de lodos en la digestión anaeróbica	24
2.3.3.1 Ultrasonido	25
2.3.3.2 Tratamiento térmico	26
2.3.3.3 Combinación de pre-tratamientos	26
2.3.4 Análisis de Ciclo de Vida	27
2.4 Hipótesis y objetivos.....	32
2.4.1 Hipótesis.....	32
2.4.2 Objetivo general	32
2.4.3 Objetivos específicos.....	32
3. METODOLOGIA	33
3.1 Escenarios de estabilización	33
3.2 Análisis del Ciclo de Vida	33
3.2.1 Estructura y componentes del Análisis de Ciclo de Vida.....	33
3.2.2 Definición del objetivos y alcances.....	34

3.2.3	Análisis de inventario.....	38
3.2.3.1	Sub-sistemas	41
3.2.3.2	Suposiciones adicionales en el inventario.....	55
3.2.3.3	Productos evitados.....	56
3.2.4	Evaluación de impacto	57
3.3	Software Simapro	60
4.	RESULTADOS Y DISCUSION	61
4.1	Análisis de inventario.....	61
4.1.1	Energía.....	62
4.1.2	Emisiones.....	63
4.1.2.1	Emisiones al agua.....	63
4.1.2.2	Emisiones al aire.....	64
4.1.2.3	Generación de biosólidos.....	64
4.1.3	Reemplazo de fertilizantes comerciales	64
4.2	Evaluación de impactos ambientales	66
4.2.1	Potencial de Cambio Climático (PCC).....	68
4.2.2	Potencial de Adificación (PA)	70
4.2.3	Potencial de Eutroficación Terrestre (PET)	71
4.2.4	Potencial de Eutroficación Agua dulce (PEA).....	72
4.2.5	Potencial de Eutroficación Marina (PEM)	74
4.2.6	Potencial de Agotamiento recursos minerales, fósiles y renovables (PAMFR).....	75
4.3	Comparación entre escenarios.....	76
5.	CONCLUSION	79
6.	REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	80
7.	ANEXOS	90
7.1	Anexo 1 Volúmenes de aguas servidas tratados en el año 2014.....	90
7.2	Anexo 2 Producción de biosólidos por región durante el año 2014.....	90
7.3	Anexo 3 Tecnologías utilizadas en el tratamiento de aguas servidas en Chile	91

7.4 Anexo 4 Producción de biogás, año 2014	91
7.5 Anexo 5 Tecnologías aplicadas de tratamiento de aguas servidas por región. (SISS, 2015).....	92
7.6 Anexo 6 Composición típica de aguas residuales domesticas no tratadas (todos los valores a excepción de sólidos sedimentables se expresan en mg/L).	93
7.7 Anexo 7 Generación de parámetros ambientales por m ³ de agua tratada..	94
7.8 Anexo 8 Diferentes rutas de destino de lodos generados en PTAS	94
7.9 Anexo 9 Ingreso de insumos en software Simapro	95
7.10 Anexo 10 Inventario escenario 1 estabilización mediante digestión anaeróbica convencional.....	96
7.11 Anexo 11 Inventario escenario 2 estabilización mediante DAA.....	97
7.12 Anexo 12 Inventario escenario 3 estabilización mediante alcalinización y disposición en relleno sanitario.	98
7.13 Anexo 13 Inventario escenario 4 estabilización mediante alcalinización y disposición en relleno sanitario.	100

Índice de figuras

Figura 1 Línea de agua PTAS	13
Figura 2 Línea de lodo PTAS.....	15
Figura 3 Balance de masa en relación a la digestión de 100 kg de lodos, con un 70% de sólidos volátiles	17
Figura 4 Fases digestión anaeróbica.....	18
Figura 5 Ciclo de nitrógeno en una granja.....	22
Figura 6 Método de acción de ultrasonido.....	25
Figura 7 Diagrama de procesos en una PTAS	29
Figura 8 Fases del Análisis de Ciclo de Vida.....	34
Figura 9 Límites del sistema escenario 1.	35
Figura 10 Límites del sistema escenario 2.	36
Figura 11 Límites del sistema para el escenario 3.	37
Figura 12 Límites del sistema para el escenario 4.	38
Figura 13 Balance de sólidos año 2015 Essbio.....	39
Figura 14 Sub-sistemas por escenario evaluado.....	40
Figura 15 Sub-Sistema 1, Espesador.....	41
Figura 16 Sub-Sistema 2, Pretratamiento.....	42
Figura 17 Sub-Sistema 3, Digestión Anaeróbica	44
Figura 18 Sub-Sistema 4, Unidad de cogeneración.	45
Figura 19 Sub-Sistema 5, Deshidratado y secado	46
Figura 20 Sub-Sistema 6, Disposición de biosólido en el suelo.	47
Figura 21 Sub-Sistema 7, Deshidratador	50
Figura 22 Sub-Sistema 8, Alcalinización.	51
Figura 23 Diagrama del modelo utilizado para estimar las emisiones del sub-sistema 9.....	52
Figura 24 Contribución relativa por categoría de impacto.	67
Figura 25 Contribución (en %) de todos los escenarios evaluados por categoría de impacto.....	76

Índice de tablas

Tabla 1	Impactos asociados al tratamiento de aguas servidas.....	57
Tabla 2	Casos de estudios de ACV aplicados al tratamiento de lodo.....	30
Tabla 3	Datos de operación de DA y deshidratación.....	39
Tabla 4	Composición porcentual biogás.....	45
Tabla 5	Factores de emisión por quema de biogás.....	46
Tabla 6	Inventario simplificado de 4 escenarios.....	61
Tabla 7	Clasificación de inventario.....	66
Tabla 8	Análisis de contribución por sub-sistema para el PCC.....	68
Tabla 9	Análisis de contribución por sub-sistema para el PA.....	70
Tabla 10	Análisis de contribución por sub-sistema para el PET.....	71
Tabla 11	Análisis de contribución por sub-sistema para el PEA.....	72
Tabla 12	Análisis de contribución por sub-sistema para el PEM.....	74
Tabla 13	Análisis de contribución por sub-sistema para el PAMFR.....	75

Nomenclatura

ACV	Análisis de Ciclo de Vida
AGVs	Ácidos grasos volátiles
CHP	Combined Heat and Power
CO₂	Dióxido de Carbono
C_P	Capacidad calorífica
DA	Digestión Anaeróbica
DBO₅	Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días
DQO	Demanda Química de Oxígeno
ERNC	Energía Renovable No Convencional
GIRS	Gestión Integrada de Residuos Sólidos
IPCC	Panel Intergubernamental de Cambio Climático.
LGSE	Ley General de Servicios Electricos
LM	Lodo mixto
OCDE	Organización para la Cooperación Económica y el Desarrollo
PA	Potencial de acidificación
PAMFN	Potencial de agotamiento recursos minerales, fósiles y renovables
PCI	Poder calorífico inferior
PCC	Potencial de cambio climático
PET	Potencial de eutrofización terrestre
PEA	Potencial de eutrofización de agua dulce
PEM	Potencial de eutrofización marina
PTAS	Planta de Tratamiento de Aguas Servidas
TRH	Tiempo de retención hidráulico
SST	Sólidos suspendidos Totales
UF	Unidad funcional

AGRADECIMIENTOS

Quisiera agradecer en primer lugar a mi familia, mis padres Enrique y Nancy, a mi hermano Claudio por apoyarme en todo momento desde que decidí estudiar una carrera universitaria.

A los amigos que conocí durante la carrera, con quienes estudié y compartí, en especial a la Pancha, Dani y el Javier. A Daniel quien me apoyó durante el transcurso de mi carrera. A Pablo y Cristián que me ayudaron y me hicieron ver el valor de aumentar mis capacidades y entrar a la Universidad.

También agradezco al Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA) por su ayuda durante las dudas que me fueron surgiendo durante este proceso, por los momentos de distracción y el apoyo fundamental para el fortalecimiento de mis capacidades. En especial a la profe Gladys por su apoyo, consejos y preocupación constante por mi crecimiento profesional y también a Patricio quien me guió durante todo este proceso, a través de consejos, correcciones y guía frente a todas las dudas que me surgieron (y que no fueron pocas).

A mis profesores en especial a las del departamento de Ingeniería Ambiental la profe Caro, Claudia, Patty y Yannay quienes a lo largo de estos 5 años fueron parte de mi formación académica, y que a través de sus enseñanzas logré determinar la orientación que le dí a mi formación.

Por último quisiera agradecer al proyecto FONDAP Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y la Minera (CHRIAM) por el apoyo otorgado para la realización de mi tesis y a la empresa ESSBIO por facilitarnos información relativa a sus procesos.

RESUMEN

La digestión anaeróbica (DA) es comúnmente usada a nivel mundial para la estabilización lodos generados al interior de PTAS, transformando la materia orgánica en biogás y por otro lado generando un lodo estabilizado. Sin embargo, la DA está limitada por largos tiempos de retención (20 – 30 días), asociada la fase limitante del proceso (hidrólisis), producto de la presencia de compuestos de alto peso molecular y a la naturaleza semisólida del lodo. La DA puede ser mejorada en la fase de hidrólisis a través de la incorporación de pre-tratamientos, los cuales han demostrado el aumento en la eficiencia del proceso. No obstante, esto implica el consumo de recursos (químicos y/o energía), trayendo implicancias no sólo a nivel de costos sino también ambientales.

En este estudio se cuantificaron los impactos ambientales potenciales de 4 escenarios de estabilización de lodos a través de la herramienta Análisis de Ciclo de Vida (ACV), los cuales consisten en: DA convencional y disposición del lodo al suelo (Escenario 1), DA avanzada y disposición del lodo al suelo (Escenario 2), aplicación de cal y disposición del biosólido en relleno (Escenario 3) y aplicación de cal y disposición del biosólido en relleno, considerando generación de electricidad (Escenario 4). Se evaluaron 6 categorías de impacto: potencial de cambio climático, potencial de agotamiento de recursos naturales, potencial de eutroficación (terrestre, marina y agua dulce) y potencial de acidificación.

La incorporación de PT (Escenario 2) aumentó la producción excedente en un 13% y 188% de electricidad y calor respectivamente, al compararse con la digestión anaeróbica convencional (Escenario 1). Esto trajo aparejado un menor impacto ambiental asociado a las categorías de cambio climático y agotamiento de recursos abióticos respecto a todos los escenarios. En cuanto a las categorías de eutroficación (terrestre y marina) y acidificación el PT provocó el incremento del impacto potencial. El escenario de aplicación de cal y disposición de biosólido en relleno sanitario (Escenario 3 y 4) sólo tuvo un menor impacto ambiental en la

categoría de eutroficación de agua dulce en relación a los otros escenarios estudiados.

1. INTRODUCCION

Desde la década del noventa la industria sanitaria ha tenido un crecimiento incipiente a lo largo de todo el país, producto del cada vez mayor aumento de la población (Baraño y Tapia, 2004). La firma de tratados internacionales y la incorporación de Chile a la Organización para la Cooperación Económica y el Desarrollo (OCDE) han llevado a que se elaboren bases legales para el control de la contaminación. La vigencia del D.S. Minsepres 90/2000 en particular generó un aumento tanto de la cobertura de tratamiento de aguas residuales como del volumen de biosólidos generados, dado que este estableció la necesidad de construir sistemas de tratamiento en las instalaciones existentes (Baraño y Tapia, 2004; SISS, 2015).

Actualmente en Chile existe una cobertura de tratamiento de aguas servidas urbanas del orden del 99,64%, con un total de 283 plantas operativas al año 2014 (SISS, 2015). De acuerdo a datos entregados por la OCDE, Chile se encuentra dentro de los países con mayores tasas de coberturas a la población a nivel mundial (OCDE, 2012).

Una planta de tratamiento de aguas servidas (PTAS) es diseñada con el objeto de minimizar los impactos ambientales asociados a la descarga de aguas residuales no tratadas a un cuerpo de agua receptor (Pasqualino *et al.*, 2009).

En Chile durante el año 2014 se trataron 1.179 millones de metros cúbicos de aguas servidas (Anexo 1) y se generaron 690.480 m³ de biosólidos producto de su tratamiento, siendo el mayor aporte en la ciudad de Santiago, seguida por Concepción (SISS, 2015).

La aplicación de cal es uno de los métodos de mayor utilización en Chile para estabilizar lodos sanitarios (SISS, 2011), en contraste a la digestión anaeróbica (DA), la cual es de las tecnologías más utilizadas a nivel mundial para estabilización.

La DA es un proceso bioquímico mediante el cual es posible disminuir el volumen de biosólidos a disponer y producir biogás, a partir del cual es viable generar energía en forma de calor y electricidad. Debido a que esta es considerada una fuente de energía renovable no convencional (ERNC), su utilización permite disminuir los impactos ambientales potenciales al compararse con procesos de estabilización mediante cal (Suh and Rousseaux, 2001).

Sin embargo, el proceso de DA es ineficiente en la etapa hidrolítica, como consecuencia de la naturaleza semisólida y la presencia de compuestos de alto peso molecular en los biosólidos. La Digestión Anaeróbica Avanzada (DAA) involucra el uso de pretratamientos (PT), con el objeto de hidrolizar parcialmente la materia orgánica previo a la DA.

El uso de PT implica el consumo de energía y/o reactivos químicos, los cuales a su vez se asocian a aspectos ambientales debido a su producción. Es posible evaluar de manera cuantitativa los impactos ambientales potenciales asociados a la incorporación de PT a través de la metodología de Análisis del Ciclo de Vida (ACV), herramienta de gestión ambiental estandarizada a través de la serie ISO 14.040.

El objetivo de este estudio es evaluar el impacto ambiental potencial en la aplicación de DAA, en comparación con estabilización anaeróbica convencional y alcalinización de lodos sanitarios, a través de la metodología de Análisis de Ciclo de Vida.

2. ANTECEDENTES

2.1 Tratamiento de aguas servidas

La contaminación presente en las aguas residuales se puede clasificar entre la que se encuentra disuelta o en suspensión. En general existen indicadores que permiten caracterizar el agua y estimar su nivel de contaminación. Entre estos destacan la demanda biológica de oxígeno (DBO_5) y la demanda química de oxígeno (DQO), que son las cantidades de oxígeno que se necesitan para oxidar la materia orgánica susceptible a ser oxidada por medios biológicos o químicos, respectivamente. Otros parámetros relevantes son la cantidad de sólidos en suspensión totales (SST), concentración de determinados nutrientes (N y P), temperatura y pH.

En una planta de tratamiento convencional el agua pasa por una serie de procesos físicos, químicos y biológicos, cada uno orientado a reducir una carga contaminante específica (Kiely *et al.*, 1999). Las operaciones unitarias deben generar un efluente final apropiado para ser vertido en cuerpos de aguas de acuerdo a la normativa ambiental aplicable (Decreto Supremo N°90/2000). Sus etapas son clasificadas normalmente en 4 principales (Figura 1).

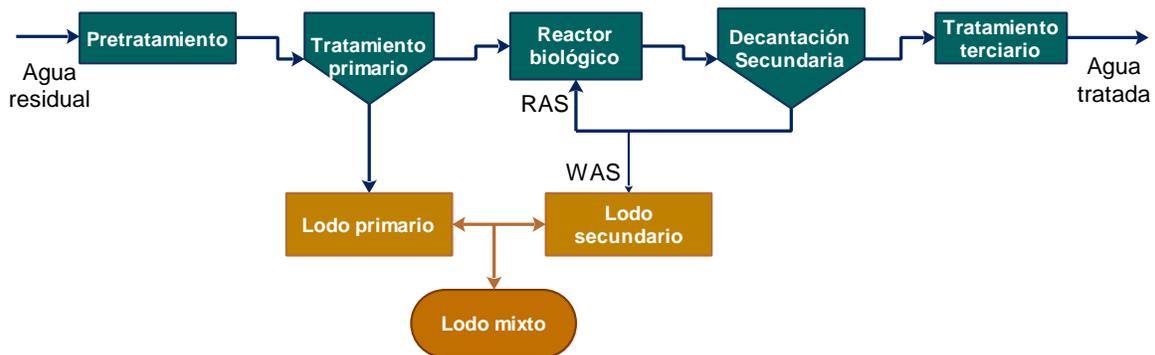


Figura 1 Línea de agua PTAS. (Adaptado de Hospido *et al.*, (2005)).

1. Pre-tratamiento: Elimina sólidos de gran tamaño, grasas, aceites y arenas que pudiera contener el agua.

2. Tratamiento primario: Se eliminan sólidos sedimentables y materia orgánica, a través de procesos físicos de retención, sedimentación y flotación, formando los **lodos primarios** (Tchobanoglous and Burton, 1991).

3. Tratamiento secundario: En este sistema las aguas residuales provenientes del tratamiento primario se ponen en contacto con una población de microorganismos en un reactor bajo condiciones aeróbicas (lodos activados). Los microorganismos consumen el material orgánico disuelto y suspendido. Posteriormente, el licor de mezcla conformado por los microorganismos y el agua tratada se alimenta al decantador secundario, de donde se obtiene un efluente final clarificado y una corriente concentrada de flóculos o lodos que son recirculados parcialmente al biorreactor, comúnmente denominados RAS (Recirculated Activated Sludge), mientras que los lodos secundarios que son eliminados del sistema se denominan WAS (Waste Activated Sludge).

4. Tratamiento terciario: Dependiendo del destino que posea el agua tratada (riego, recreación, estética o vida acuática), ésta es sometida al tratamiento terciario, el cual permite remover contaminantes específicos, generando un efluente de mejor calidad (Ramalho *et al.*, 1990; Tchobanoglous and Burton, 1991; Kiely *et al.*, 1999).

En general el tipo de tecnología que se implementa en una PTAS depende de factores tales como: la composición del afluente, el caudal y el cuerpo receptor al cual se incorporará el agua tratada (Kiely *et al.*, 1999).

2.2 Tratamiento de lodos

Durante el tratamiento de aguas, gran parte de la materia orgánica y otros contaminantes removidos son transferidos a una fase semisólida compuesta por los lodos primarios (LP) y lodos secundarios (LS). A la mezcla de ambos se le denomina habitualmente lodos mixtos (LM). Debido a su potencial contaminante, los lodos

deben ser tratados previo a su disposición final, lo que habitualmente se realiza a través de 3 etapas consecutivas: espesado, estabilización y deshidratado/secado (Figura 2) siendo reducida su humedad y potencial contaminante del lodo. Cabe destacar la diferencia entre lodo y biosólido, el primero es definido en términos de sólidos generados durante el tratamiento de aguas servidas, siendo removidos a través del proceso de purga en el decantador secundario y primario. Por otro lado los sólidos estabilizados se denominan biosólidos, siendo estos principalmente orgánicos y potenciales para un uso beneficioso (Mackenzie, 2010).

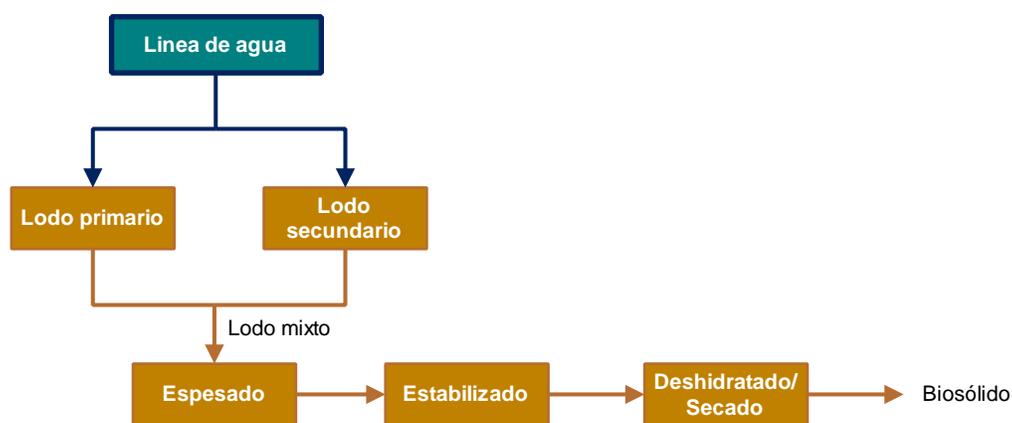


Figura 2 Línea de lodo PTAS. (Adaptado de Tchobanoglous and Burton, (1991)).

2.2.1 Espesado

El espesamiento busca disminuir el volumen del lodo, a través de la eliminación de agua, aumentando la concentración de sólidos en promedio desde 0,8% a un 4% (Tchobanoglous and Burton, 1991). El agua extraída por otro lado es reingresada a la cabecera de planta, pasando nuevamente por las etapas que comprenden la línea de agua.

2.2.2 Estabilización

En la legislación chilena este concepto se aplica a lodos que cumplan con la reducción del potencial de atracción de vectores (sólidos volátiles) en un 38% como mínimo (D.S. 4/2009), no obstante, la ley en el Art. 6 indica otros parámetros aplicables a la estabilización como: tiempo de residencia de 25 días posteriores a la

estabilización por oxidación biológica, adición de material alcalino, reducción de humedad, entre otros.

Dentro de los métodos de estabilización de lodos se destaca el encalado, método más utilizado en Chile y digestión anaeróbica, la cual abarca el 4% del total de lodos estabilizados, permitiendo generar biogás y reducir la cantidad de sólidos (Ramalho *et al.*, 1990; SISS, 2015).

2.2.2.1 Encalado

Este proceso busca aumentar el pH del lodo a aproximadamente 12, dado que los organismos patógenos no pueden sobrevivir frente a ésta condición de medio (Kiely *et al.*, 1999). Inicialmente este método se implementó con el fin de aumentar la eficiencia de la deshidratación, pero con el tiempo se fue descubriendo las ventajas asociadas a los bajos niveles de olores y patógenos que genera posterior a su aplicación (Turovskiy and Mathai, 2006). Este proceso se considera de bajo costo de inversión, pero costoso en operación, dado los costes de la cal (Kiely *et al.*, 1999).

Existen 2 estrategias principales para la estabilización con cal: 1) Pretratamiento con cal, realizado antes de la deshidratación, lo que permite obtener lodos Clase B y cuya aplicación está limitada a pequeñas PTAS. 2) Pos tratamiento con cal o estabilización seca con cal, la cual se realiza después de la aplicación de deshidratado, siendo en ambos casos el biosólido almacenado por largos periodos de tiempo. Dentro de las diferencias asociadas a ambos tratamientos se destaca el contenido de humedad del biosólido a disponer, con un 70% en el sistema 1) y 50% en el 2) (Torres *et al.*, 2005; Wang *et al.*, 2009).

Estudios previos indican que la estabilización con cal puede llevar a episodios de malos olores asociados a la liberación de amoníaco, aminos y ácido sulfhídrico dependiendo de la concentración de N y S del lodo (Williford *et al.*, 2007; Liu *et al.*, 2012).

2.2.2.2 Digestión Anaeróbica

La digestión anaeróbica (DA) es una tecnología ampliamente extendida para el tratamiento de lodos producidos. La materia orgánica contenida en la mezcla de lodos secundarios y lodos primarios se convierte biológicamente y bajo condiciones anaeróbicas, en productos finales como metano y dióxido de carbono (Tchobanoglous and Burton, 1991). De ésta manera se reduce el volumen de biosólidos generados, se estabilizan y además se aprovecha el potencial energético que contienen (Zaror, 2002).

Cuando el lodo es digerido, la cantidad de materia orgánica desciende, traduciéndose en la pérdida de volumen y peso del lodo. Gerardi (2003) indica que en un digester anaeróbico se reduce en aproximadamente un 55% de sólidos volátiles, generando un lodo digerido (biosólido) con 50% de sólidos volátiles (SV) (Figura 3).

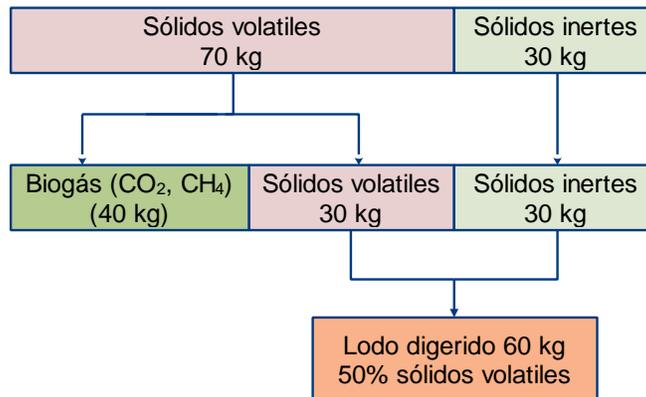


Figura 3 Balance de masa en relación a la digestión de 100 kg de lodos, con un 70% de sólidos volátiles. (Adaptado Gerardi, (2003)).

Las fases de la DA son 4, las cuales ocurren de manera consecutiva: Hidrólisis, Acidogénesis, Acetogénesis y Metanogénesis detalladas a continuación.

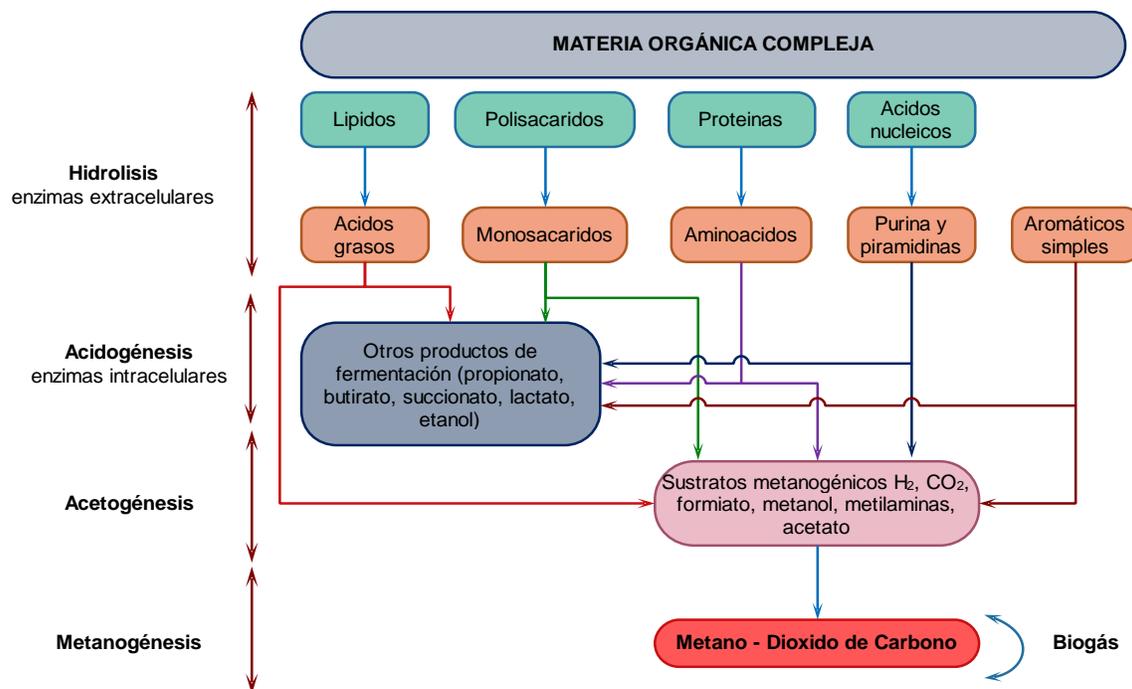


Figura 4 Fases digestión anaeróbica. (Adaptado de Tchobanoglous and Burton (1991)).

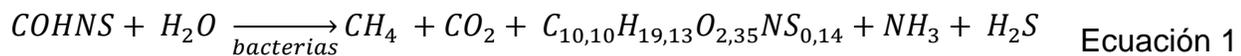
La primera etapa del proceso de la DA es la **hidrólisis**, durante la cual los compuestos insolubles y de elevado peso molecular (ej: lípidos, polisacáridos o ácidos nucleicos), son transformados en moléculas solubles (azúcares, aminoácidos y ácidos grasos), debido a la acción de enzimas extracelulares (Appels *et al.*, 2008). Esta etapa resulta limitante en la DA de residuos sólidos y semisólidos tales como los lodos, dada la complejidad de la materia orgánica (Appels *et al.*, 2008; Kiely *et al.*, 1999).

Los componentes formados durante la hidrólisis son reducidos a hidrógeno, dióxido de carbono, acetato y co-productos como amoníaco, ácido sulfhídrico y ácidos grasos volátiles (AGV) mediante la **acidogénesis** (Appels *et al.*, 2008). Posteriormente los co-productos formados anteriormente son digeridos por acetógenos para producir acetato, dióxido de carbono e hidrógeno durante la etapa de **acetogénesis**. La etapa final corresponde a la **metanogénesis**, en la cual se genera metano a través de dos grupos de archaeas metanogénicas: el primer grupo

transforma el acetato en metano (*metánogenas acetoclásticas*), mientras que el otro utiliza el hidrógeno como donador de electrones y el dióxido de carbono como aceptor de estos electrones (*archeas hidrogenotróficas*), dando como resultado metano (Appels *et al.*, 2008).

El lodo digerido posee una composición orgánica reducida, no es susceptible a la putrefacción, siendo el contenido de microorganismos y patógenos reducido (Tchobanoglous and Burton, 1991).

Chae *et al.* (2008) propone la reacción global que describe el proceso de DA (Ecuación 1), donde COHNS representa la materia orgánica que entra al sistema y mediante la acción de bacterias ésta es transformada a CH₄, CO₂, H₂S, NH₃ y C_{10,10}H_{19,13}O_{2,35}NS_{0,14} que representa los microorganismos anaeróbios producidos (Vera, 2012).



La composición del biogás producido depende del sustrato digerido y del tipo de tecnología utilizada, la cual se encuentra dentro de los siguientes rangos (Besel, 2007):

- 50 – 70% metano (CH₄)
- 30 – 40% dióxido de carbono (CO₂)
- < 5% de hidrógeno (H₂), ácido sulfhídrico (H₂S) y otros gases.

Dentro de las limitaciones de la DA de lodos se encuentran los largos tiempos de retención (20 – 30 días), asociada la fase de hidrólisis (Carballa *et al.*, 2011), una parcial descomposición de la materia orgánica y la presencia de otros gases constituyentes del biogás como CO₂, humedad excesiva y H₂S (Appels *et al.*, 2008).

A partir del biogás generado es posible producir energía en las formas de electricidad y calor, a través de la cogeneración. No obstante la producción de energía mediante biogás es aún una tecnología incipiente, siendo limitada en un pequeño número de PTAS en Latinoamérica. En contraste, más de 800 PTAS en

Alemania generan alrededor de 900 GWh/electricidad y 1800 GWh/calor al año (Santos *et al.*, 2015).

La cogeneración (CHP ¹) consiste en la producción de calor y electricidad a partir de un tipo de combustible (Thumann and Mehta, 2001), la generación de estos se mide a través de la eficiencia (η) de los sistemas, siendo el parámetro más relevante. Silvestre *et al.* (2015) indica valores promedio de eficiencia de 35 % de energía eléctrica (η_e) y 55% de energía térmica (η_T).

Un equipo básico de cogeneración está compuesto por 4 partes (Thumann and Mehta, 2001): generador, sistema de recuperación de calor residual, motor y sistemas de control. El motor a través de la combustión del biogás produce energía mecánica y ésta a su vez electricidad mediante la acción de una turbina.

De los gases producidos por la combustión, es posible calentar el agua proveniente de la camisa del motor, la cual es habitualmente utilizada para la calefacción del digestor anaeróbico, mediante el uso de un intercambiador de calor.

2.2.3 Deshidratación

Posteriormente a la estabilización, el lodo es sometido a deshidratación, con el fin de disminuir su volumen. El proceso depende del tipo de PTAS, el tipo de lodo y la disposición de éstos. Dentro de las tecnologías más comunes se encuentra el uso de filtro de bandas y centrifugación, los cuales permiten eliminar el agua que contiene el lodo, permitiendo obtener un líquido clarificado (el cual se recircula a la cabeza de la planta), un alto grado de captura de sólidos y bajos consumos de productos químicos (Tchobanoglous and Burton, 1991).

¹ Combined Heat and Power, por sus siglas en inglés

2.2.4 Disposición de biosólidos en la industria sanitaria

Actualmente en Chile la normativa que rige la gestión de biosólidos generados en PTAS es el Decreto Supremo N° 4, el cual está en vigencia desde el año 2009. Este indica los requerimientos técnicos necesarios debe tener un biosólido para su disposición final ya sea en suelos, mono-rellenos o rellenos sanitarios. Una vez estabilizados, la ley los clasifica en 2 clases; Lodo Clase A, son aquellos que no tienen restricción sanitaria alguna para su aplicación en suelos y Lodos Clase B los cuales cumplen con reducción de potencial de vectores (38%) y con un máximo en contenido de coliformes fecales. No obstante, requieren autorización sanitaria previa a su aplicación (Diocaretz, 2010).

El manejo de biosólidos requiere de una serie de condiciones sanitarias antes de su disposición en suelos, en cuanto a requisitos y condiciones técnicas, lo que ha hecho que sólo el 9% del total se utilice para esos fines, en contraste, al 55% dispuestos en rellenos sanitarios y/o mono-rellenos al año 2010 (SISS, 2011). No obstante, debido a la cada vez mayor generación de volúmenes y área geográfica que ocupan, estos con el tiempo se han tornado insuficientes (Castro *et al.*, 2007).

Con el objeto de aprovechar el contenido de nutrientes del biosólido destaca su utilización como fertilizante o enmienda de suelos, el cual permite valorizar lo que antes se consideraba como un residuo, reemplazando de esta forma el uso de fertilizantes artificiales. No obstante en la agricultura, incluyendo la siembra y crianza de animales contribuyen de manera considerable en la emisión de amonio (NH_3), nitrato (NO_3^-) y óxido de dinitrogeno (N_2O) (ver Figura 5), siendo estos participes en impactos como eutroficación, calentamiento global y acidificación, los cuales pueden ser incrementados debido a la incorporación de biosólidos en el suelo (Dalemo, 1998; Brentrup *et al.*, 2000).

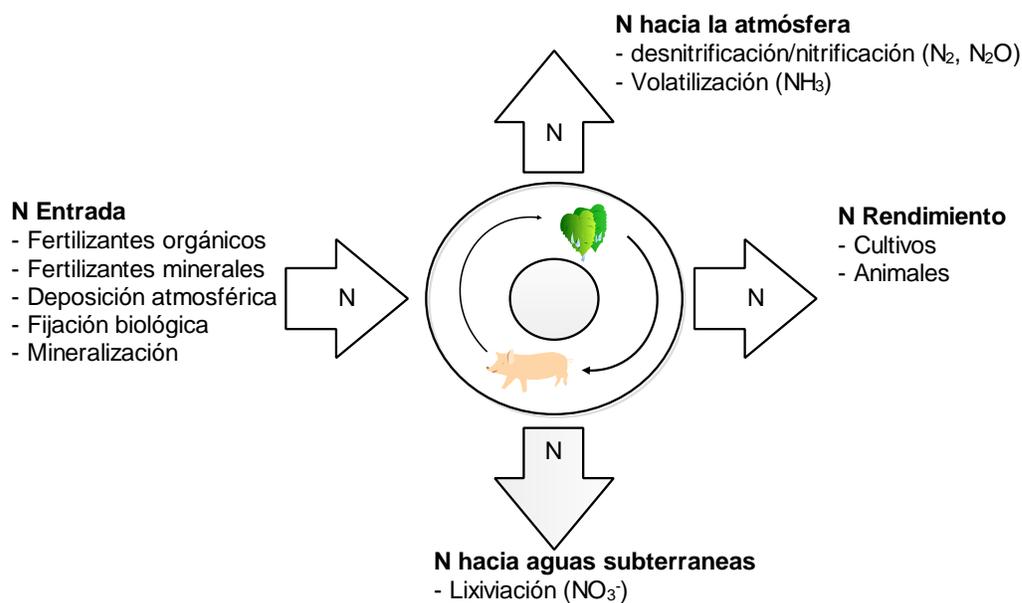


Figura 5 Ciclo de nitrógeno en una granja. (Adaptado de Brentrup *et al.*, (2000)).

2.3 Gestión ambiental de biosólidos

2.3.1 Gestión integrada

Tchobanoglous *et al.* (1994) en su texto *Gestión Integrada de Residuos Sólidos* (GIRS) define a ésta como la adecuada selección y aplicación de técnicas apropiadas, tecnologías y programas de gestión para conseguir objetivos y metas específicas en la gestión de residuos. En este marco instaura una jerarquización en la política de gestión de residuos, la cual dentro de sus pilares principales está la prevención y minimización de residuos antes que su vertido o disposición final.

En cuanto a la aplicación de una apropiada GIRS en la industria sanitaria, el enfoque debe estar siempre en la reducción y valorización de los lodos generados. Dentro de las estrategias estudiadas en la utilización de biosólidos Appels *et al.* (2008) menciona su utilización y/o disposición en: combustibles sólidos, cenizas, vertederos y la ya mencionada aplicación en suelos, no obstante, para lograr dichos propósitos se requiere incorporar tecnologías dentro del proceso como: digestión anaeróbica, incineración, espesadores y deshidratación mecánica, entre otros (Anexo 8).

2.3.2 Producción de energía

La generación de energía a través de biomasa está clasificada en Chile como Energía Renovable No Convencional (ERNC). A partir de marzo de 2004, mediante la Ley General de Servicios Eléctricos (LGSE) N° 19.940 se estableció que durante el periodo 2010 – 2014 era obligación del suministrar energía a partir de ERNC en un 5%, aumentando este porcentaje en un 0,5% anual desde el año 2015 hasta llegar a un 10% al año 2024 (Varnero *et al.*, 2012).

En base a lo anterior, en sectores de acopio de residuos sólidos domiciliarios (RSD), se han buscado alternativas para potenciar el uso de biogás generado en ellos, a través de la producción de electricidad. No obstante, los procesos de recolección son ineficientes, llegando al 40% de pérdidas de todo el biogás, liberándose este a la atmósfera, incrementando el impacto asociado al cambio climático dado la liberación de CH₄ (Bezama *et al.*, 2013).

Respecto a la generación de biogás en PTAS, en Chile actualmente existen 6 PTAS que cuentan con un sistema incorporado de lodos activados en conjunto con DA. Dentro de estas, 2 PTAS se ubican en la Región Metropolitana (PTAS La Farfana y el Trebal), bajo el cargo de la empresa sanitaria Aguas Andinas. En su conjunto según datos de la SISS (2015) produjeron durante en el año 2014 337.953 m³ de biosólidos y trataron 529 millones de m³ de aguas servidas (Anexo 1).

Al año 2014 se generaron 56,2 millones de metros cúbicos de biogás en Chile, de los cuales el 62% corresponde a la PTAS La Farfana, 32% PTAS El Trebal y la PTAS Concepción figura con un aporte del 2,1% (SISS, 2015) (Anexo 4).

Dentro de los beneficios de la DA destacan la producción de energía, biofertilizantes y un efluente depurado, producto de aquella materia orgánica que no se transformó en biogás.

No obstante, como se mencionó en el apartado 2.2.2.2, el proceso de DA es ineficiente, por lo cual, se han estudiado estrategias con el fin de incentivar el

proceso en la etapa de hidrólisis, mediante la incorporación de pre-tratamientos en la DA (Song and Feng, 2011).

2.3.3 Pre-tratamiento de lodos en la digestión anaeróbica

La aplicación de pretratamientos (PT) antes de la DA tiene como fin optimizar el proceso a través del aumento en la hidrólisis del lodo. Adicionalmente este tipo de tratamiento trae ventajas operativas como la disminución del tiempo de residencia en el digestor, mejora la deshidratabilidad y calidad del lodo (Carrère *et al.*, 2010) y desventajas, siendo las más comunes el costo de implementación y puesta en marcha del proceso (Pérez-Elvira *et al.*, 2006).

Los procesos empleados como PT a la DA se clasifican en tratamientos físicos, químicos, biológicos o la combinación de los mismos. A continuación se explican brevemente en que consisten, detallando al final dos de los PT ventajosos en la literatura, el ultrasonido y tratamiento térmico a baja temperatura:

- **Físico:** Busca la solubilización de la materia orgánica a través de la reducción del tamaño de la partícula o lisis celular, de ésta manera los compuestos en su interior son liberados, aumentando así el área de contacto específica entre el substrato (lodo) y las bacterias anaeróbicas (Ariunbaatar *et al.*, 2014), dentro de estas tecnologías se mencionan: el ultrasonido, térmico, molienda, y lysis centrifuga entre otros.
- **Químico:** A través de la aplicación de compuestos ácidos, alcalinos u oxidantes, se puede lograr la destrucción de compuestos orgánicos complejos (Ariunbaatar *et al.*, 2014). Si bien se ha demostrado la eficiencia del uso de este tipo de pretratamiento, como consecuencia de las condiciones en su utilización se requieren reactivos y puede producir inhibición posterior durante la DA (Carballa *et al.*, 2007).
- **Biológico:** Incluye tanto procesos aeróbicos como anaeróbicos. Consiste en la utilización de microorganismos o enzimas (peptidasas, carbohidrolasas y lipasas)

para solubilizar las moléculas de gran peso molecular del lodo (Ariunbaatar *et al.*, 2014).

2.3.3.1 Ultrasonido

El uso de ultrasonido ha sido estudiado en las últimas décadas a nivel de laboratorio, piloto y a escala industrial, siendo demostrada su eficiencia en la desintegración de lodo (Pérez-Elvira *et al.*, 2009). Dentro de los parámetros operacionales para alcanzar la desintegración en el uso de ésta tecnología se mencionan: la frecuencia, tipo de lodo, contenido de ST, temperatura, densidad de ultrasonido, entre otros (Mao *et al.*, 2004; Pérez-Elvira *et al.*, 2009).

Al aplicar ultrasonido un factor decisivo a considerar es la conversión de energía eléctrica en vibraciones mecánicas y ésta en cavitación, proceso en el cual se forman y colapsan burbujas (Khanal *et al.*, 2007). En la Figura 6 se muestra el efecto en el flóculo frente a la aplicación de ultrasonido, el cual mediante sonicación se generan y cavitan burbujas microscópicas, llegando a alcanzar en su interior 5.000 °C y 500 atmósferas, logrando la desintegración celular en el interior de los microorganismos del lodo.

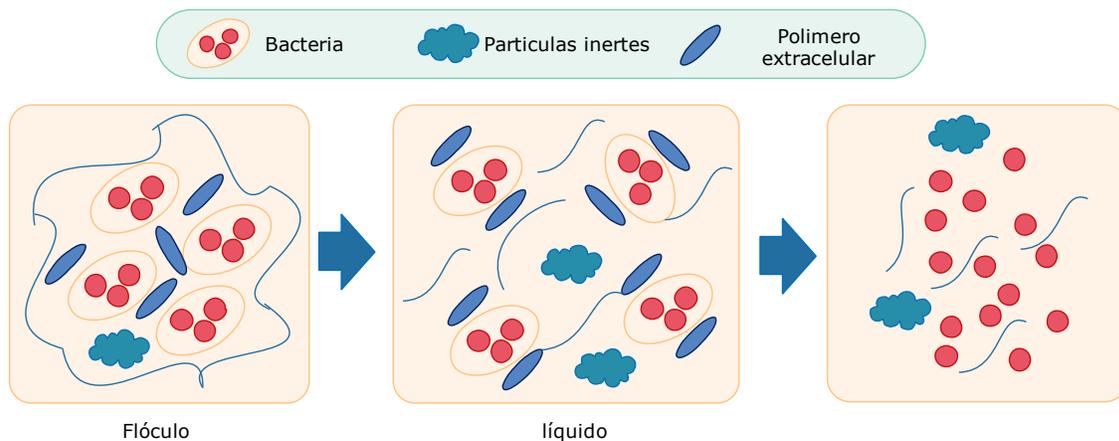


Figura 6 Método de acción de ultrasonido. (Adaptado de Ultrawaves <http://www.ultrawaves.de/>)

2.3.3.2 Tratamiento térmico

La aplicación de calor se clasifica en 2 tipos: tratamiento térmico a alta temperatura (100 – 210 °C) y a baja temperatura (< 100 °C), siendo el primero de difícil manejo producto del mayor consumo de energía (Ferrer *et al.*, 2008). En particular el PT térmico a baja temperatura de acuerdo a Carvajal *et al.* (2013) ofrece ventajas en la solubilización de la materia orgánica, dado la habilidad de enzimas asociadas con la EPS² de hidrolizar fracción de la materia orgánica coloidal. En su estudio se aplicó al lodo secundario una temperatura de 55 °C con una cantidad limitada de oxígeno, por un periodo entre 12 – 24 horas; con esto se incrementó en un 40% la solubilización de la materia orgánica y en 23% la producción de metano. Respecto al balance energético resultó ser positivo al aplicarse 8% de ST en el lodo por un tiempo de tratamiento de 12 horas.

2.3.3.3 Combinación de pre-tratamientos

Se ha reportado que la aplicación secuencial de ultrasonido y tratamiento térmico a baja temperatura/autohidrólisis resulta en incrementos de hasta un 50% en el rendimiento de metano de lodos sanitarios, producto del efecto sinérgico al aplicar ambos PT (Dhar *et al.*, 2012). Dado que estos PT consumen energía, ésta se puede recuperar al final del proceso a través de la conversión del metano en el biogás en energía.

Si bien se ha demostrado que la aplicación de PT permite mejorar significativamente el desempeño operacional de la DA de lodos sanitarios. Dada la complejidad del problema ambiental asociado a la gestión de lodos generados en PTAS y los diversos efectos que tienen los PT sobre la recuperación de energía, calidad del lodo y consumo de infraestructura y otros insumos, resulta importante determinar que impactos ambientales (positivos y negativos) implica su implementación en las PTAS.

² Matriz polimérica extracelular

Con el objeto de poder identificar y cuantificar impactos ambientales asociados a la incorporación de PT, partir de la década del 70 se elaboró la herramienta de gestión ambiental denominada Análisis de Ciclo de Vida (ACV), la cual permite evaluar desde un enfoque holístico aspectos ambientales relativos a productos, procesos o actividades (Hospido *et al.*, 2010).

2.3.4 Análisis de Ciclo de Vida

En las últimas décadas se han ido desarrollando nuevos enfoques en lo que se refiere a evaluar los impactos ambientales asociados a procesos y productos. Los procesos industriales no sólo generan residuos, sino también consumen recursos naturales, infraestructura de transporte, químicos, agua y energía (Zaror, 2002).

En cada uno de los procesos se producen impactos ambientales diversos, los cuales se deben considerar al evaluar el efecto de un proceso sobre el medio ambiente, con una visión global de sus efectos (Aranda *et al.*, 2006). El ACV consiste en una herramienta de gestión ambiental que permite cuantificar los impactos ambientales potenciales asociados a un proceso, producto o servicio, desde la extracción de materia prima (desde su “cuna”), su consumo y disposición final (hasta su “tumba”). El ACV permite identificar los impactos ambientales más allá de los límites del sistema productivo.

El ACV fue desarrollado en la década del 70, en un inicio considerando sólo balances de materia y energía, como una manera de ahorrar energía dentro de los procesos productivos. Dada la relación existente entre el consumo de energía, el agotamiento de recursos naturales y generación de residuos, el ACV fue evolucionando hasta lo que se conoce actualmente (Zaror, 2002).

Existen una diversa gama de estudios de ACV aplicados a PTAS, donde en la gran mayoría analizan a ésta desde un punto de vista integral. En la Figura 7 se presenta el árbol de procesos de una PTAS a nivel de operación y construcción, cada etapa posee impactos ambientales asociados, los cuales hay que considerar a la hora de realizar un ACV. Se muestran los consumos de una PTAS (químicos, infraestructura

y energía), emisiones (agua, suelo y aire) y productos (energía, biosólidos y agua tratada).

En la Tabla 1 se resumen estudios de ACV aplicados al tratamiento de lodos, mediante la consideración de escenarios de estabilización, en ella se indican las categorías de impacto evaluadas, las cuales se mencionan: Potencial de eutroficación (PE), Potencial de acidificación (PA), Potencial de cambio climático (PCC), Potencial de toxicidad humana (PTH), Potencial de agotamiento de recursos minerales, fósiles y renovables (PAMFR), Potencial de oxidantes fotoquímicos (POF) y Potencial de toxicidad terrestre (PTT).

En general, las conclusiones de los estudios afirman que el uso de DA en conjunto con la aplicación en la agricultura de biosólidos resulta ser el mejor escenario desde un punto de vista ambiental.

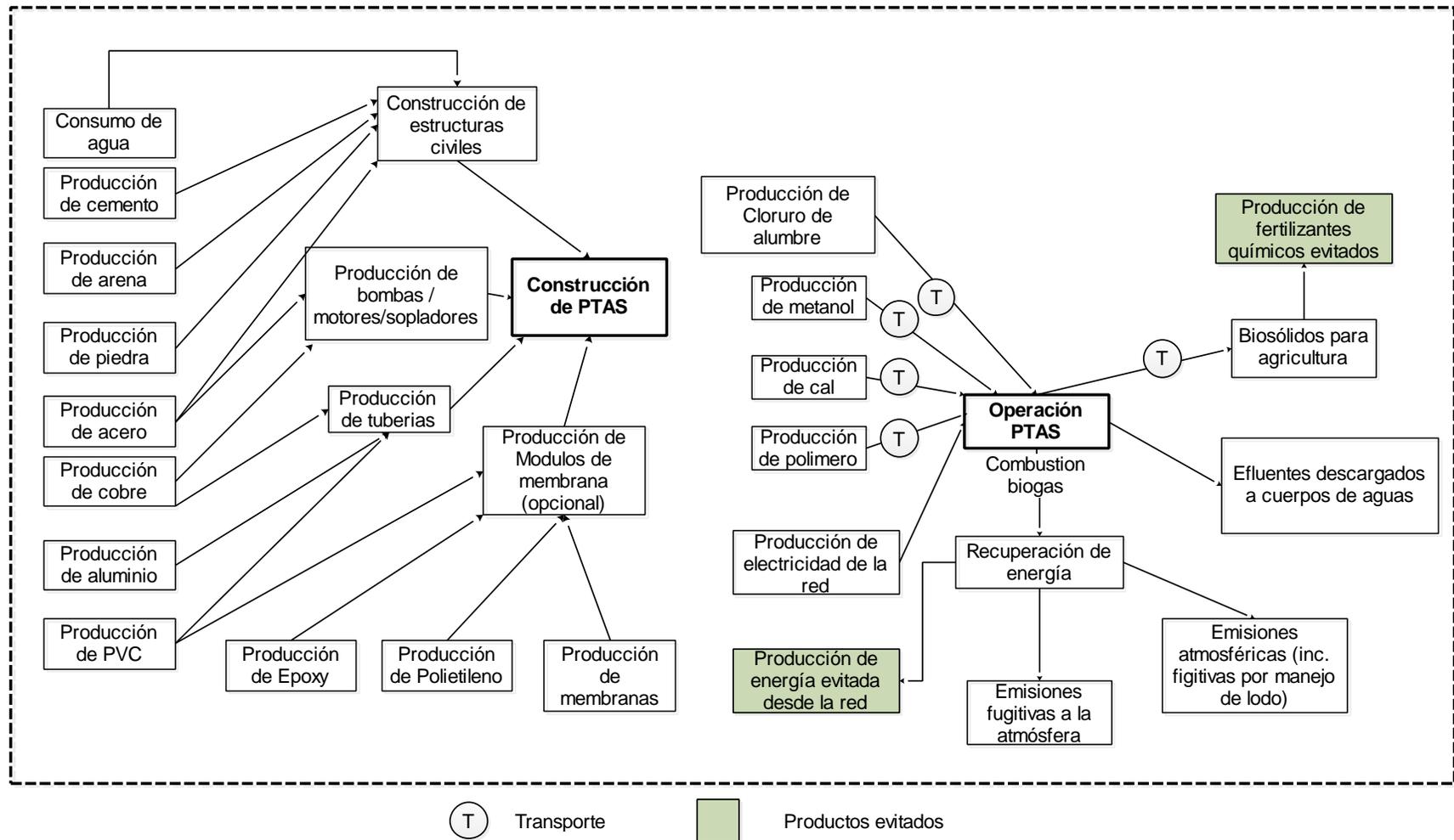


Figura 7 Diagrama de procesos en una PTAS. (Adaptado de Foley *et al.*, (2010)).

Tabla 1 Casos de estudios de ACV aplicados a la gestión de lodo.

Estudio	Objetivo	Metodología de evaluación	Unidad funcional	Categorías de impacto	Conclusión
Suh and Rousseaux (2001)	Evaluar el impacto ambiental mediante la comparación de 5 escenarios de estabilización de biosólidos; incineración, estabilización con cal (aplicando el lodo en suelo o relleno sanitario), compostaje y DA.	CML 2 baseline 2000	1 ton en base seca LM	PE, PA, PCC, PTH, PAMFR, POF, PTT	La combinación de DA y aplicación al suelo es el escenario con menores contribuciones de impacto ambiental potencial en todas las categorías de impacto, en contraste con la aplicación de cal, el cual posee el peor desempeño ambiental.
Pasqualino <i>et al.</i> (2009)	Evaluar alternativas de uso asociadas a la producción de biogás y biosólidos en una PTAS ya existente.	CML 2 baseline 2000	1 m ³ agua residual entrando a la PTAS	PE, PA, PCC, PTH, PAMFR, POF, PA, PTT	Mejor opción es la generación de energía y la disposición de biosólidos en suelo.
Hospido <i>et al.</i> (2010)	Evaluar del impacto potencial asociado a la DA y a la utilización de biosólidos como biofertilizantes.	CML 2 baseline 2000	10 L LM	PE, PCC, PTH, PTT	Biosólido no digerido presenta el peor desempeño ambiental en la aplicación al suelo.
Carballa <i>et al.</i> (2011)	Evaluar del PT previo a la DA y su impacto ambiental, a través de residuos domésticos y biosólidos sanitarios.	CML 2 baseline 2000	10 L a la entrada	PAMFR, PE, PCC, PTH, PTT	El PT químico (ácido y alcalino) junto con presurización y despresurización, presentan menores contribuciones de impacto ambiental potencial.
Cao and Pawłowski (2013)	Implementar 2 sistemas de tratamientos basados en DA y pirolisis para la gestión de lodos generando fuel-oil, biochar y biogás, cuantificando el reemplazo de fertilizantes, gas natural y petróleo.	IPCC (2006)	500 m ³ de lodo crudo	PCC	Todos los sistemas poseen un menor impacto ambiental en comparación con el producto sustituido, no obstante, los sistemas con DA presentan mejores rendimientos de energía y gases de efecto invernadero.
Mills <i>et al.</i> (2014)	Comparar 5 escenarios de gestión de biosólidos, 4 asociados a la PT por hidrólisis térmica y 2 asociados a su utilización en pirolisis o combustión. Adicionalmente de la inyección de biometano en la red.	CML 2 baseline 2000	1 ton en base seca LM	PAMFR, PA, PE, PCC, POF	El PT por hidrólisis térmica mejora el desempeño económico y ambiental. La inyección de biometano es interesante desde el punto de vista económico pero posee el mayor impacto ambiental. El escenario con secado y uso de lodo como combustible posee los mejores resultados económicos y ambientales.

Si bien existen estudios que consideren la aplicación de PT (Carballa *et al.*, 2009; Mills *et al.*, 2014), no existe información relativa a la incorporación de PT consistente en ultrasonido y tratamiento térmico a baja temperatura, por lo cual el objetivo de este estudio es evaluar su desempeño mediante la herramienta de gestión ambiental ACV. Su utilización permitirá estudiar mediante un enfoque holístico las distintas operaciones asociadas a la estabilización de lodos, desde la extracción de materias primas hasta la disposición de residuos (desde la cuna a la tumba).

Se espera evaluar el consumo energético, cambios que pudieran suceder respecto a la calidad del lodo al aplicar PT, y evaluar como influye la disposición final de biosólidos, determinando si el PT disminuirá el impacto ambiental potencial al compararse con la DA convencional y encalado de lodos.

2.4 Hipótesis y objetivos

2.4.1 Hipótesis

La digestión anaeróbica avanzada utilizando un pre-tratamiento secuencial consistente en ultrasonido y tratamiento térmico a baja temperatura resultará en menores impactos ambientales potenciales que procesos de digestión anaeróbica convencional y alcalinización de lodos sanitarios.

2.4.2 Objetivo general

Evaluar el impacto ambiental potencial de la aplicación de digestión anaeróbica avanzada, en comparación con estabilización anaeróbica convencional y alcalinización de lodos sanitarios, a través de la metodología de Análisis de Ciclo de Vida.

2.4.3 Objetivos específicos

1. Construir el inventario del proceso de estabilización anaeróbica convencional, digestión anaeróbica avanzada y alcalinización de lodos sanitarios.
2. Evaluar el impacto ambiental de la digestión anaeróbica convencional, avanzada y alcalinización mediante Análisis de Ciclo de Vida.
3. Comparar el desempeño ambiental del proceso de estabilización anaeróbica avanzada, convencional y alcalinización en base a sus impactos ambientales potenciales.

3. METODOLOGIA

3.1 Escenarios de estabilización

Se evaluó el impacto ambiental potencial en la estabilización de lodo mixto (LM) proveniente de la PTAS Biobío, frente a cuatro escenarios.

- **Escenario 1 (E₁):** Digestión anaeróbica convencional; biosólido dispuesto para uso agrícola.
- **Escenario 2 (E₂):** Digestión anaeróbica avanzada mediante la aplicación secuencial de ultrasonido y tratamiento térmico a baja temperatura (55 °C) como pretratamiento; biosólido dispuesto para uso agrícola.
- **Escenario 3 (E₃):** Estabilización mediante aplicación de alcalinización; biosólido dispuesto en relleno sanitario sin recuperación de energía.
- **Escenario 4 (E₄):** Estabilización mediante aplicación de alcalinización; biosólido dispuesto en relleno sanitario con recuperación de energía.

3.2 Análisis del Ciclo de Vida

3.2.1 Estructura y componentes del Análisis de Ciclo de Vida

Se desarrolló el estudio de acuerdo a los estándares internacionales establecidos en la serie ISO 14040, detallada a continuación:

- ISO 14040: Evaluación del ciclo de vida. Principios y marco.
- ISO 14041: Evaluación de ciclo de vida. Análisis de metas y definiciones/ámbito e inventario.
- ISO 14042: Evaluación de ciclo de vida. Evaluación de impacto ambiental.
- ISO 14043: Evaluación de ciclo de vida. Evaluación de mejoras.

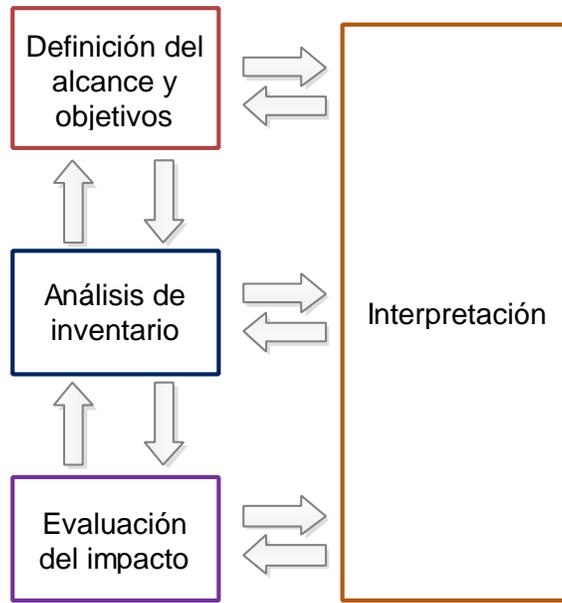


Figura 8 Fases del Análisis de Ciclo de Vida

Fuente: Finkbeiner *et al.* (2006).

3.2.2 Definición del objetivo y alcances

Como se mencionó en el apartado 3.1 se evaluaron 4 escenarios. La comparación entre ellos se realizó a través de la unidad funcional (UF), el cual es el parámetro de relevancia para realizar posteriormente el análisis de inventario, este indica la función del sistema a la que van referidas todas las entradas y salidas del proceso (Fullana and Puig, 1997). La UF en casos de manejo de residuos usualmente se utiliza de acuerdo a entradas al sistema, es por esto que para cada escenario se escogió **1 Tonelada espesada en base seca de LM** generada en la línea de agua, de acuerdo a Suh and Rousseaux (2001), Hospido *et al.* (2005) y Mills *et al.* (2014). El tipo de ACV será de tipo atribucional. No se aplicó el principio de reasignación de cargas.

Escenario 1

El límite del sistema comprende desde la entrada de LM a las unidades de espesamiento, digestión anaeróbica, generación y utilización de energía (térmica y eléctrica), emisiones de la línea de agua, uso de transporte, y aplicación de biosólidos en suelo con fines agrícolas (Figura 9).

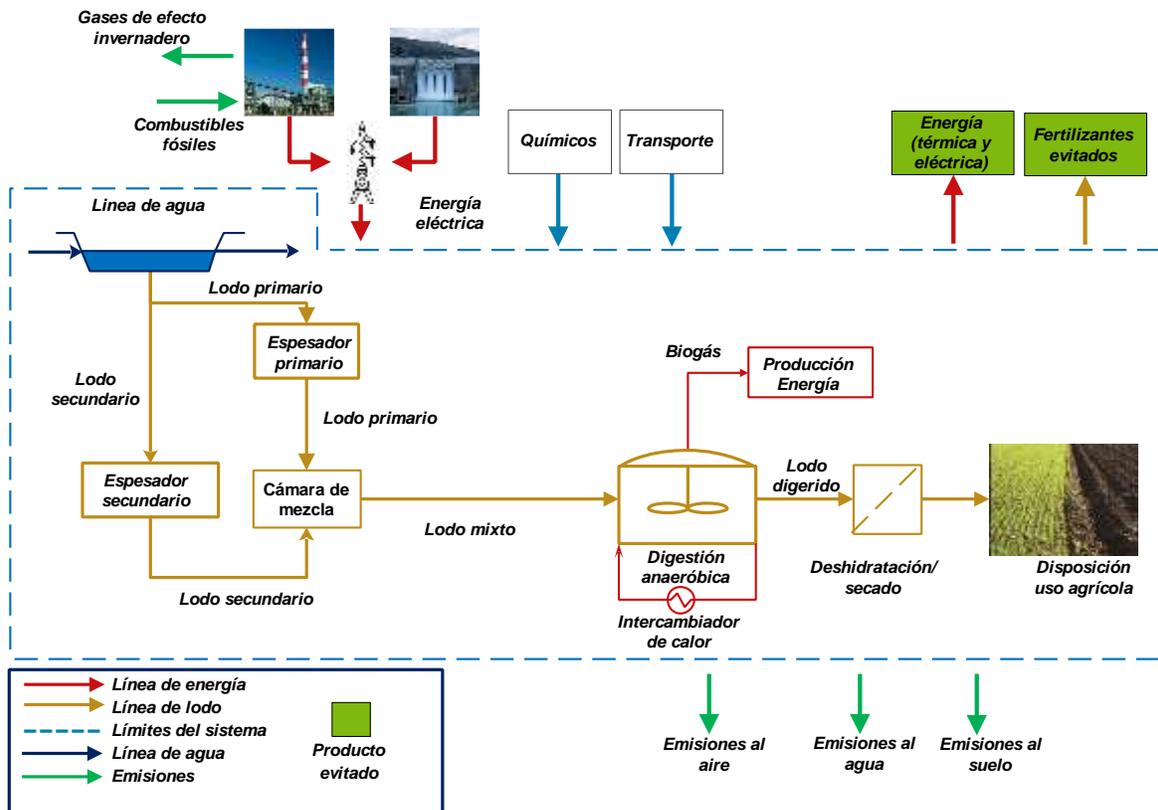


Figura 9 Límites del sistema escenario 1.

Escenario 2

En este sistema se incluyen las mismas operaciones unitarias consideradas en el escenario 1, adicionando el sistema de PT secuencial (ultrasonido y tratamiento térmico a baja temperatura). Se incluyó el consumo energético y de insumos necesarios para la implementación. El diagrama de flujo se muestra en la Figura 10.

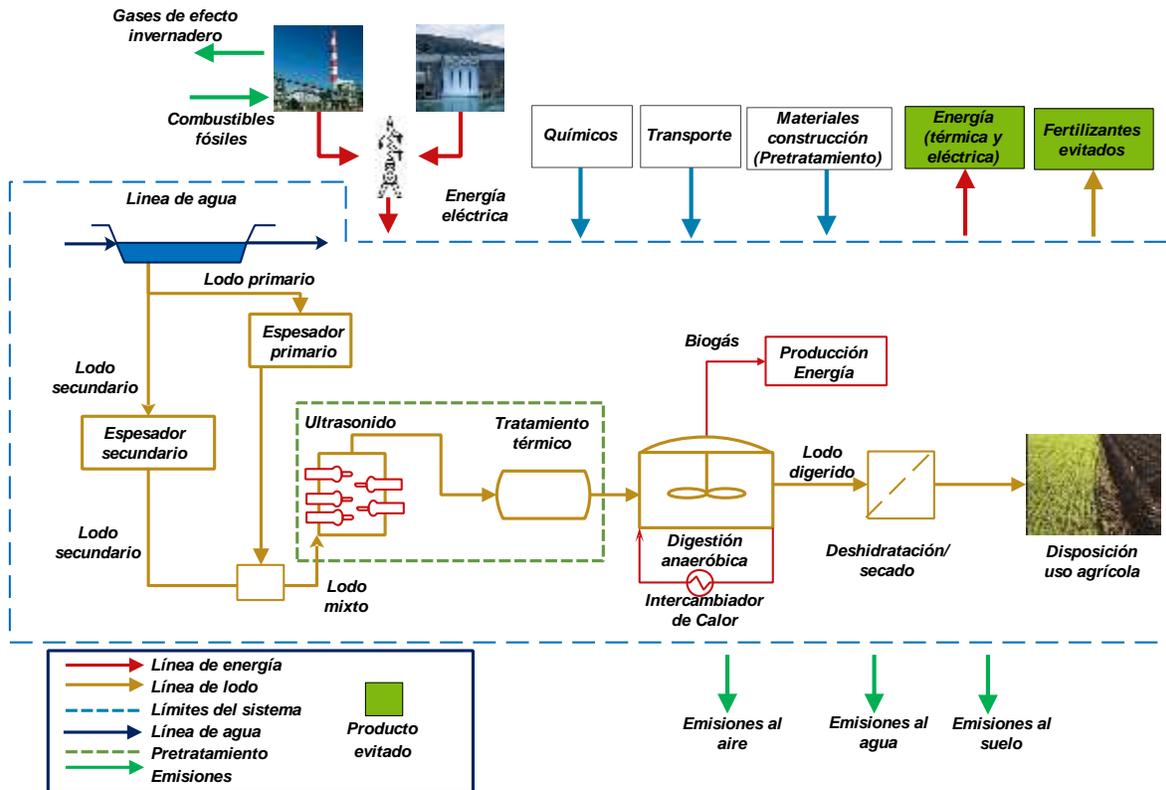


Figura 10 Límites del sistema escenario 2.

Escenario 3

Este escenario corresponde al de mayor utilización en las PTAS de Chile (SISS, 2011), en el cual el LM generado en las unidades de espesamiento, es estabilizado mediante alcalinización a través de la aplicación de cal apagada ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), posteriormente es sometido a deshidratado y secado, siendo finalmente dispuesto en un relleno sanitario. El límite del sistema es desde la entrada de LP y LS a las unidades de espesamiento, siendo posteriormente el LM sometido a alcalinización, deshidratado, secado y dispuesto en un relleno sanitario. En este sistema se supuso la recuperación de biogás generado en el relleno sanitario sin generación de energía eléctrica, siendo únicamente considerada su combustión (Figura 11).

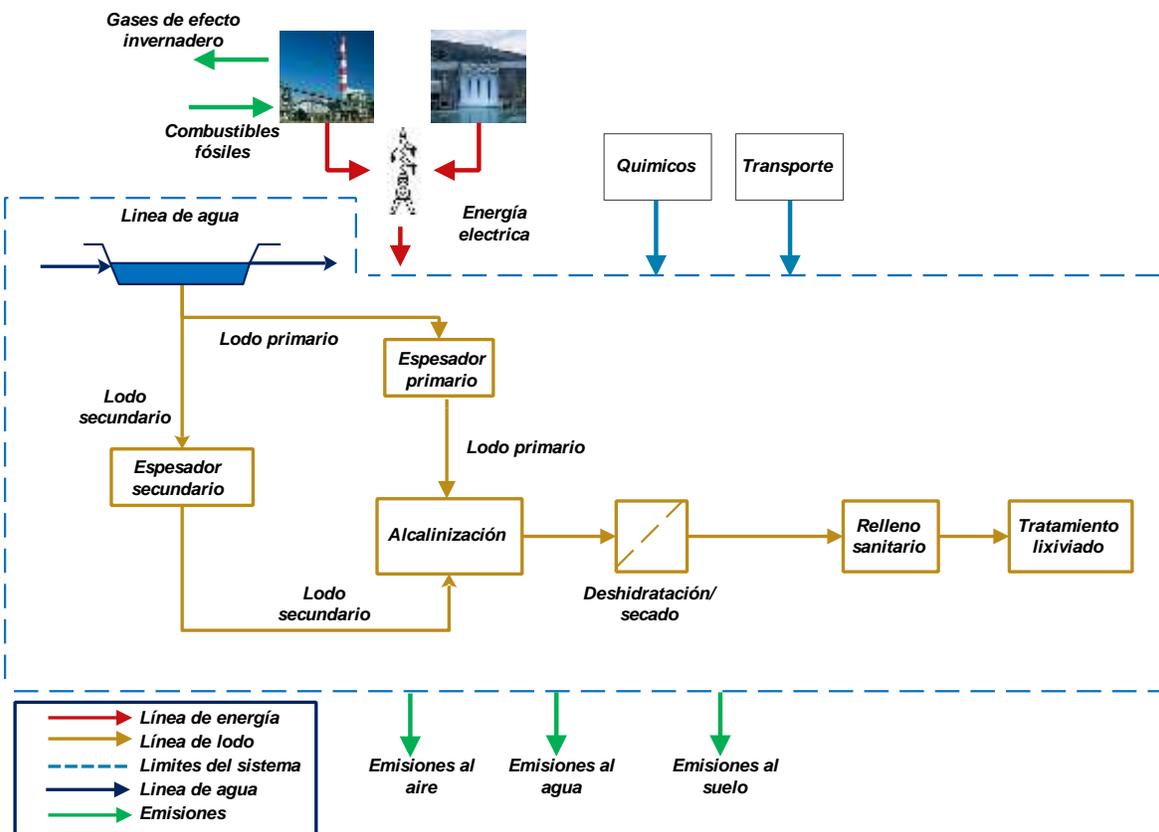


Figura 11 Límites del sistema para el escenario 3.

Escenario 4

El límite del sistema al igual que en el Escenario 3 es desde la entrada de LP y LS a las unidades de espesamiento, siendo posteriormente el LM sometido a estabilización mediante alcalinización, deshidratado, secado y dispuesto en un relleno sanitario. En este sistema se supuso una recuperación de biogás generado en el relleno sanitario como medio para producir electricidad (Figura 12).

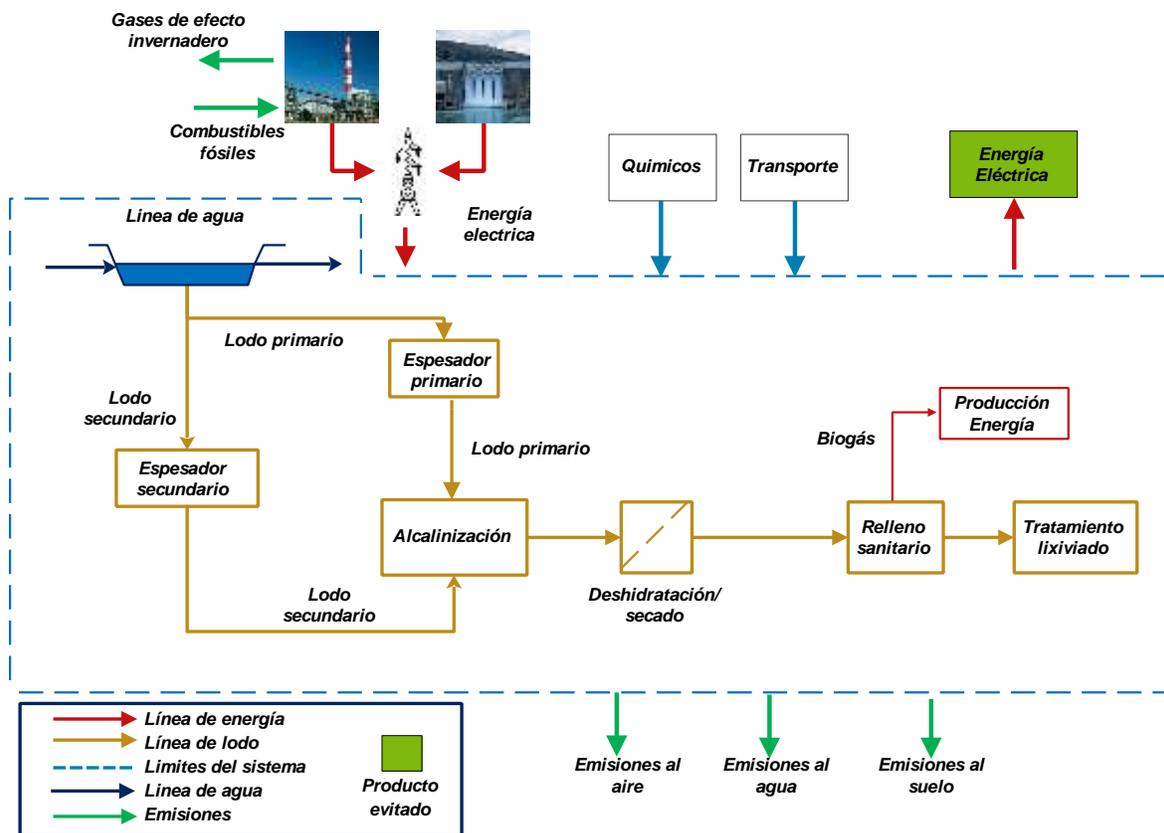


Figura 12 Límites del sistema para el escenario 4.

3.2.3 Análisis de inventario

La base para el cálculo del inventario del proceso de estabilización corresponde a la información operacional promedio de la PTAS Biobío (Figura 13) para el año 2015 ubicada en Concepción a cargo de la empresa ESSBIO S.A. A partir del balance, se cuantificaron el consumo de insumos (energía y químicos), emisiones (agua, suelo y aire), y generación de biogás del sistema. El efecto del pre-tratamiento sobre la caracterización de lodo digerido, deshidratado y producción de biogás fue

evaluado mediante ensayos de laboratorio e incluido en el inventario de acuerdo a la Tabla 2. Cada escenario se dividió en sub-sistemas (S), los cuales se muestran en la Figura 14 y se describen posteriormente.

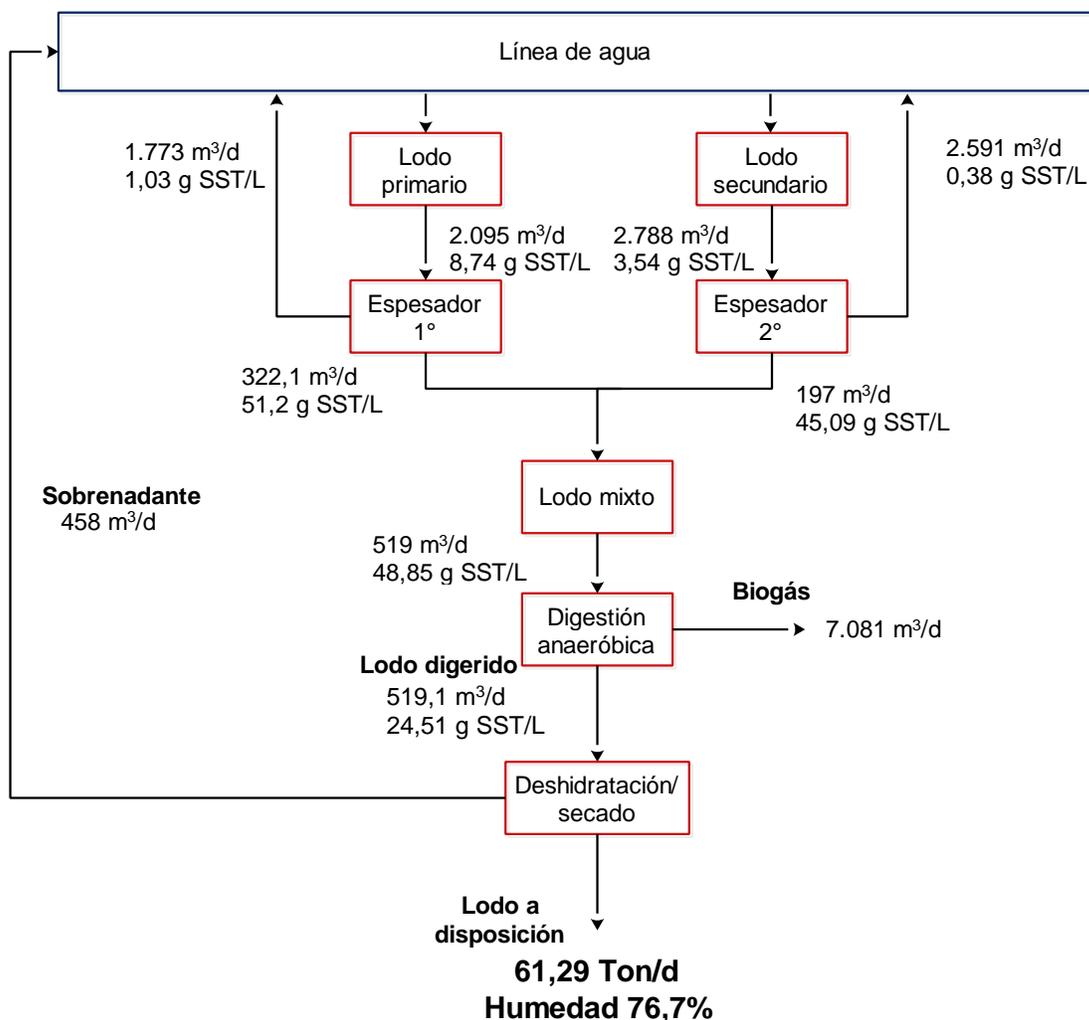


Figura 13 Balance de sólidos año 2015 Essbio.

Tabla 2 Datos de laboratorio incluidos en la construcción del inventario

	E₁	E₂
Recuperación de sólidos (%)	92,4	92,0
Remoción de agua (%)	60,5	60,1
N-NH ₄ ⁺ lodo digerido (g/L)	0,88	0,99
N-NH ₄ ⁺ sobrenadante (g/L)	0,79	0,89
P lodo digerido (g/L)	0,15	0,14
P sobrenadante (g/L)	0,12	0,10
Incremento en la producción de metano (%)	-	20

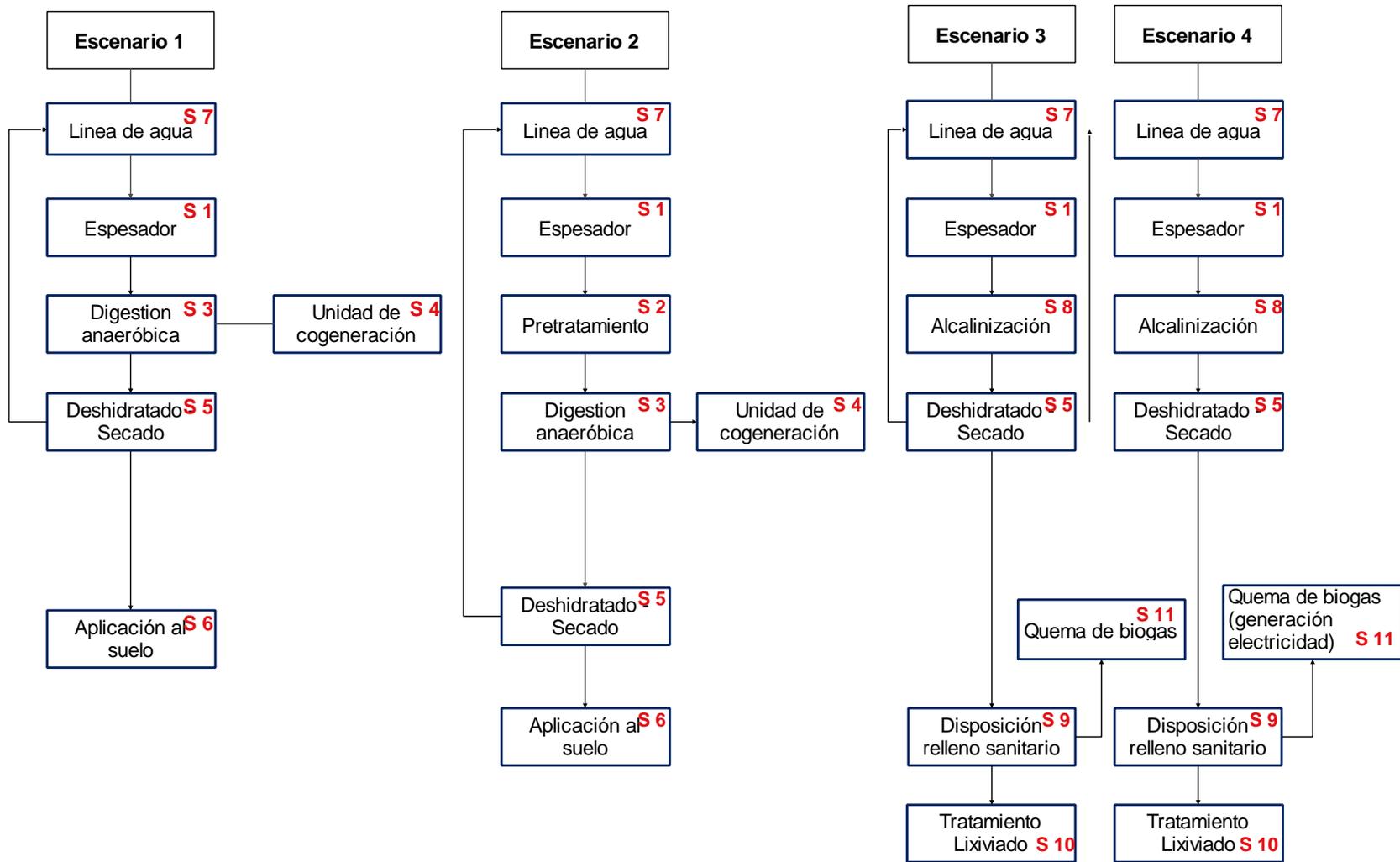


Figura 14 Sub-sistemas por escenario evaluado.

3.2.3.1 Sub-sistemas

i) Digestión anaeróbica

Este comprende los escenarios E₁ y E₂ en los cuales el LM es espesado, digerido, deshidratado y posteriormente aplicado con fines benéficos a través de su aplicación en el suelo. En el caso de PT se incluyó el sub-sistema 2.

1. Espesador (S1): El proceso de espesamiento consiste en la reducción del volumen del lodo, a través de la eliminación de agua. Se asumió una eficiencia del proceso de 90% en términos de recuperación de sólidos. El agua separada en esta etapa es posteriormente transportada a la cabeza de la planta. En la Figura 15 se detallan los consumos de electricidad y químicos considerados en cada unidad. La energía eléctrica corresponde al consumo de equipos de espesamiento (primario y secundario), en los cuales se asumió un promedio de 4,9 kWh/ton de lodo seco para ambas unidades, de acuerdo al modelo BEAM³ elaborado por Environmental, (2009). El uso de bombas corresponde a 0,13 kWh/m³ y 0,10 kWh/m³ para el movimiento de lodo y recuperación de agua respectivamente, de acuerdo al reporte técnico elaborado por Enconsult, (2004). El consumo de químicos, se extrajo del reporte anual de ESSBIO año 2015, siendo este 6,55 kg de poliacrilamida/UF.

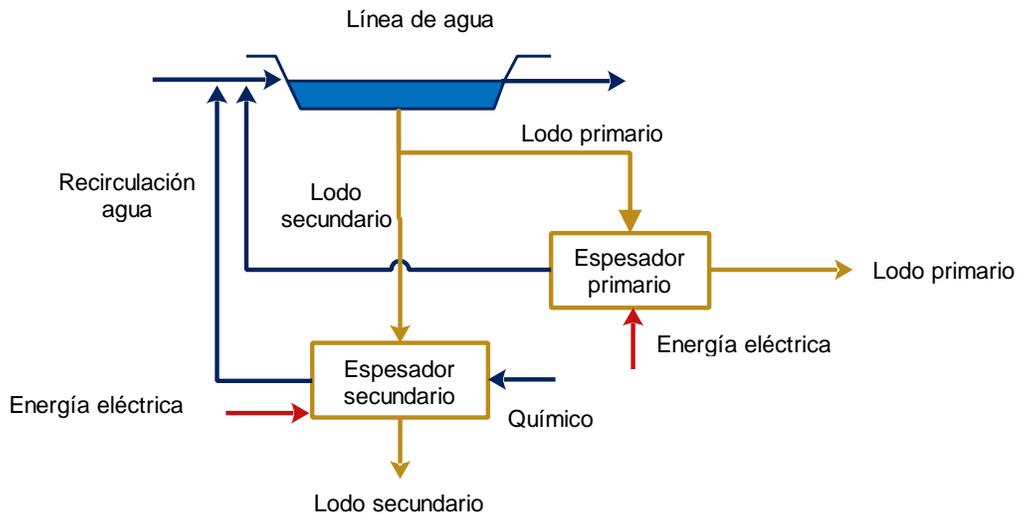


Figura 15 Sub-Sistema 1, Espesador.

³ Biosolids Emissions Assessment Model

2. Pre-tratamiento (S2): El sistema se muestra en la Figura 16, en este el LM (519 m³/d) es sometido a un PT secuencial de ultrasonido y tratamiento térmico a baja temperatura. Al igual que en el Sistema 1 se asumió un consumo de energía eléctrica por concepto de bombas de 0,19 kWh/m³ (Enconsult, 2004).

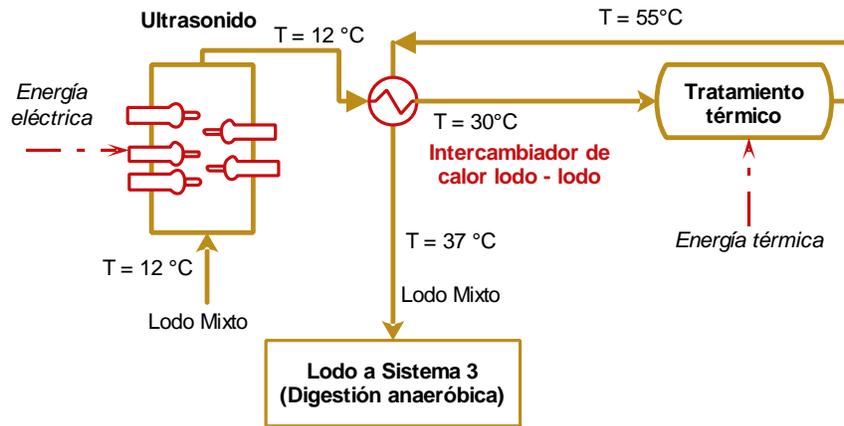


Figura 16 Sub-Sistema 2, Pretratamiento.

a) Ultrasonido

Se consideró un consumo específico de energía 264 kJ/kg ST de acuerdo a (Pérez-Elvira *et al.*, 2009). La construcción del equipamiento se realizó en función de la información entregada por el proveedor Ultrawaves, estimándose el número de equipos necesarios para la implementación de acuerdo a un caudal de tratamiento de 30 m³/d.

b) Tratamiento térmico a baja temperatura

Seguido del ultrasonido el lodo fue sometido a tratamiento térmico con una temperatura de 55°C por un tiempo de 8 horas. El consumo de energía térmica (Q_t) fue estimado a partir de la Ecuación 2 donde C_p : 4,16 kJ/kg °C (Silvestre *et al.*, 2015), T_f : 55 °C, T_i : 30°C, f : 519 m³/d. Las pérdidas de calor (Q_p) se estimaron suponiendo la construcción de un sistema cilíndrico de concreto con características similares a un digestor anaerobio convencional, para lo cual se calcularon utilizando la Ecuación 3, en la cual se tomó un sistema hecho de concreto de acuerdo al volumen de lodo tratado (f) de 519 m³/d, A_P (164 m²), A_S (24,1 m²) y A_T (24,1 m²) corresponden a las áreas de la pared, suelo y techo del reactor de pre-tratamiento; T_A (12 °C) es la temperatura ambiental promedio de Concepción extraída de Vera

(2012) y T_D (55°C) es la temperatura de operación del pre-tratamiento; U_P (3,27 W/m² °C), U_s (0,62 W/m² °C) y U_T (1,62 W/m² °C) corresponden a los coeficientes de transferencia de calor de la pared, suelo y techo respectivamente, obtenidos a través de Malina (1992).

Para mejorar la eficiencia energética del pre-tratamiento, se consideró la recuperación de calor desde la salida del pretratamiento ($T= 55$ °C) hacia la entrada del lodo al sistema ($T= 12$ °C), mediante un intercambiador de calor lodo-lodo de acuerdo a Krugel *et al.* (1998). De esta manera el lodo pretratado es llevado a una temperatura final de 37 °C antes de ingresar al digesor anaerobio, mientras que el lodo que ingresa al pretratamiento alcanza los 30° C (ver Figura 16).

$$\text{Calor } (Q_t) = C_p \cdot (T_f - T_i) \cdot f \quad \text{Ecuación 2}$$

$$\text{Calor } (Q_p) = A_p \cdot (T_D - T_A) \cdot U_p + A_s \cdot (T_D - T_s) \cdot U_s + A_t \cdot (T_D - T_A) \cdot U_t \quad \text{Ecuación 3}$$

3. Digestión Anaeróbica (S3): En la Figura 17 se muestran las variables consideradas en este sistema. El **calentamiento** del lodo se realizó en función de la Ecuación 2; en ambos escenarios (1 y 2) se consideró $T_f = 37\text{ °C}$, mientras que para el *Escenario 1* $T_i = 12\text{ °C}$ y *Escenario 2* $T_i = 37\text{ °C}$. El **calor perdido** (Q_P) se calculó a través de la Ecuación 3, considerándose un volumen de tratamiento de lodo mixto de $519\text{ m}^3/\text{d}$ y un TRS⁴ de 30 días. Se utilizaron los mismos coeficientes de transferencia de calor del sub-sistema 2, mientras que A_p , A_s , A_t son de 1.885 m^2 , $362,5\text{ m}^2$ y $362,5\text{ m}^2$ respectivamente. El consumo de energía eléctrica del **mezclado** fue supuesto en $6,5\text{ W/m}^3$ (Tchobanoglous and Burton, 1991), mientras que el consumo de electricidad relativo a bombas y recirculación del lodo fue de $0,13\text{ kWh/m}^3$, con un flujo de recirculación de lodo de $112\text{ m}^3/\text{h}$ (ESSBIO).

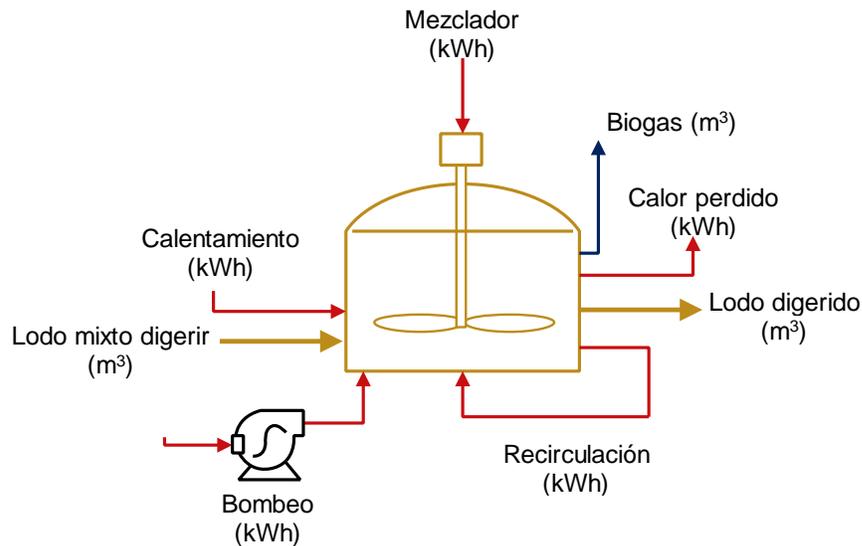


Figura 17 Sub-Sistema 3, Digestión Anaeróbica.

El incremento en la generación de metano fue del 20% producto de la aplicación de pretratamiento de acuerdo a datos de laboratorio, extrapolándose esto al rendimiento de biogás de la PTAS Biobío ($337\text{ mL biogás/g SV}$). La composición porcentual del biogás se detalla en la Tabla 3. Los porcentajes de CH_4 y CO_2 fueron obtenidos en los ensayos de laboratorio, mientras que las concentraciones de N_2 , H_2S y NH_3 se obtuvieron a partir de Rodríguez-Verde *et al.* (2014).

⁴ Tiempo de residencia de sólidos

Tabla 3 Composición porcentual biogás.

	Escenario	%
CH ₄	Escenario 1	68,10%
	Escenario 2	66,90%
CO ₂	Escenario 1	30,84%
	Escenario 2	32,04%
Ambos escenarios		
N ₂		1%
H ₂ S		0,05%
NH ₃		0,01%

Se consideró un 5% de pérdidas de biogás, de acuerdo a lo descrito por Hobson, (2003). Se supuso que un 2,5% es emitido directamente a la atmósfera durante la digestión y el 2,5% restante es emitido durante el almacenamiento y secado del biosólido digerido.

4. Unidad de cogeneración (CHP) (S4): El biogás es quemado en la CHP produciendo energía térmica y eléctrica (Figura 18). La conversión de energía térmica (ET_p) y eléctrica (EE_p) fue calculada a través de la eficiencia del equipo de co-generación y la producción de biogás de acuerdo a la Ecuación 4 y Ecuación 5. P_B corresponde a la producción de biogás (m^3/d), % CH₄ es el porcentaje de metano en el biogás, PCI es el poder calorífico inferior del metano ($9,94 \text{ kWh}/m^3$), η_T y η_E son las eficiencias de conversión térmicas y eléctricas, utilizándose 49% y 46% respectivamente (Pertl *et al.*, 2010).

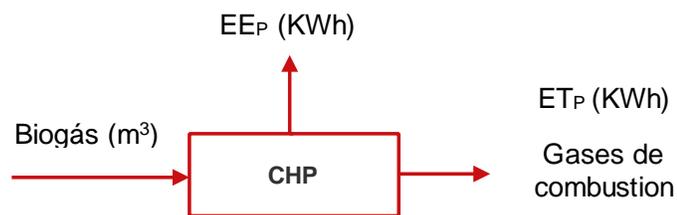


Figura 18 Sub-Sistema 4, Unidad de cogeneración.

$$\text{Energía Eléctrica producida } (EE_p) = P_B * \% CH_4 * PCI * \eta_E \quad \text{Ecuación 4}$$

$$\text{Energía Térmica producida } (ET_p) = P_B * \% CH_4 * PCI * \eta_T \quad \text{Ecuación 5}$$

Las emisiones propias de la quema de biogás, se obtuvieron a través de factores de emisión encontrados en la literatura (Tabla 4).

Tabla 4 Factores de emisión por quema de biogás.

Escape de gases	Referencia	Factor de emisión
CO (g/Nm ³ biogás)	Doka, (2009)	4,877
CO ₂ (g/ Nm ³ biogás)	Doka, (2009)	3,021
CH ₄ (g/Nm ³ biogás)	Doka, (2009)	16,02
N ₂ O (kg N ₂ O/TJ)	De Vries <i>et al.</i> , (2012)	0,1
NO _x (g/m ³)	De Vries <i>et al.</i> , (2012)	0,42

5. Deshidratación y secado (S5): Análogo al espesado, el deshidratado consiste en la eliminación de agua como manera de reducir el volumen del lodo digerido. Se utilizó el balance de sólidos de ESSBIO y la caracterización de lodo indicada por Johannesson (1999) para E₁, incorporando la variación porcentual en términos de eficiencia en la deshidratación y concentración de N y P, producto de la aplicación de PT en E₂ indicada en la **Tabla 2**. Se asumió que la variación porcentual en la recuperación de agua, la cual consiste en la aplicación de filtro de bandas en ESSBIO, será igual a pesar de que en el laboratorio se utilizó centrifugación.

Respecto al consumo de energía eléctrica, esta corresponde al equipo de centrifugado para deshidratación, siendo su consumo de 1,6 kWh/m³ (Umwelt Bundeswamt, 2014), uso de bombas 0,10 kWh/m³ y 0,13 kWh/m³ para movimiento de lodo y agua respectivamente (Enconsult, 2004), mientras que el consumo polímero corresponde a 2,73 kg/UF, de acuerdo a datos entregados por ESSBIO.

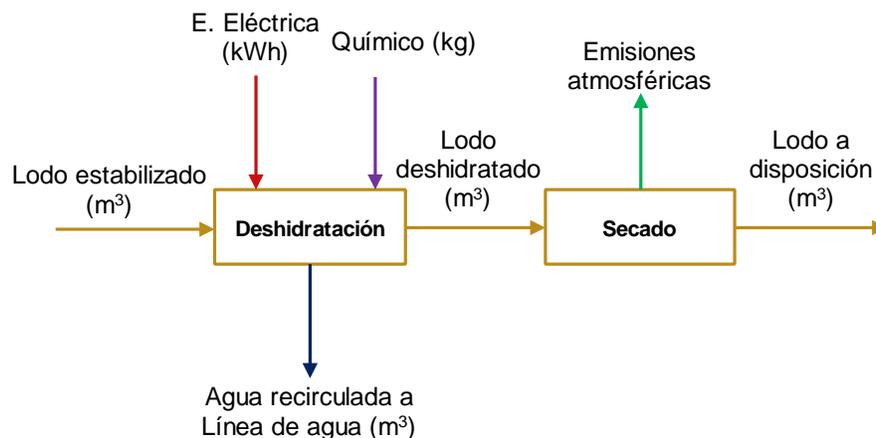


Figura 19 Sub-Sistema 5, Deshidratado y secado.

6. Disposición de biosólidos en el suelo (S6): Se supuso la aplicación del biosólido a cultivos de trigo como reemplazo en la utilización de fertilizantes artificiales como Sulfato de amonio ((NH₄)₂SO₄) y Fosfato de amonio ((NH₄)₂HPO₄) como fuente de N de acuerdo a Rodríguez-Verde *et al.* (2014). Se asumió una biodisponibilidad del 50% y 70% respectivamente de N y P de acuerdo a lo indicado por Bengtsson *et al.* (1997). En la Figura 20 se detallan los consumos y emisiones considerados en el sistema, frente a un escenario de uso agrícola del biosólido en el suelo.

Se utilizó el modelo indicado por Brentrup *et al.* (2000) el cual permite obtener las emisiones al aire y agua a partir del balance de N, en el cual se tuvo en cuenta la entrada a través de depositación atmosférica de N de 6,93 kg N/ha por año (Oyarzun *et al.*, 2002), fijación biológica y semillas de 13 kg N/ha año obtenido del reporte Eurostat adaptado para EU-27 promedio anual 2005 – 2008 y rendimiento de N y P del trigo de 162,9 kg N/ha y 16 kg P/ha por año, calculado a partir de Warncke (2004) y Dai *et al.* (2016).

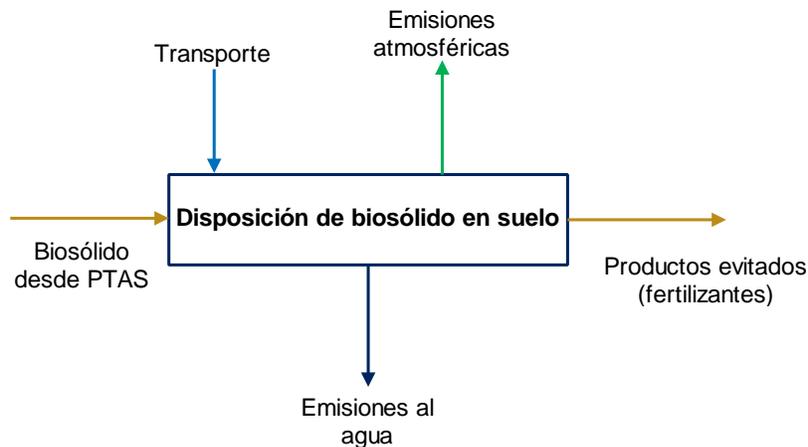


Figura 20 Sub-Sistema 6, Disposición de biosólido en el suelo.

Las salidas de nitrógeno y fósforo corresponden a la volatilización de NH₃, N₂O y N₂, y a la lixiviación de PO₄²⁻ y NO₃⁻ detalladas a continuación:

a) Emisiones a la atmosfera

- **Volatilización de NH₃ (kg N-NH₃):** Se estimó la volatilización de NH₃ de acuerdo a la metodología establecida por Brentrup *et al.* (2000) considerándose una

temperatura promedio del suelo de 12°C (Vera, 2012) y 1 día entre la aplicación y precipitación, siendo un 51% volatilizado en N-NH₃ en relación al N-NH₄⁺ contenido en el biosólido.

- **Volatilización de N₂O (kg N-N₂O):** Se estimó la volatilización de N₂O de acuerdo a lo reportado el IPCC (2006), el cual indica una emisión de acuerdo a un 1,25% de nitrógeno remanente (N entrada – volatilización de NH₃) del biosólido aplicado, siendo éstas *emisiones directas*. Por otro lado las *emisiones indirectas* corresponden a 0,010 kg N-N₂O/kg N-NH₃ volatilizado y 0,0075 kg N-N₂O/ kg N-NO₃ lixiviado.

- **Volatilización de N₂ (kg N₂):** Del nitrógeno remanente en el biosólido (N de entrada – volatilización de NH₃), se emite un 9% en la forma de nitrógeno molecular (Brentrup *et al.*, 2000).

b) Emisiones al agua

Se determinó la lixiviación del biosólido en el suelo, llegando ésta a napas subterráneas en las formas de $P-PO_4^{2-}$ y $N-NO_3^-$, para lo cual se consideraron los siguientes criterios:

- **Emisión de PO_4^{2-} (kg P- PO_4^{2-}):** De acuerdo a los rendimientos de P del trigo 16 kg P/ha-año, se supuso que el remanente será lixiviado en PO_4^{2-} . Si bien el fósforo es un elemento poco móvil en el suelo y por consecuencia habitualmente se considera que su lixiviación es de alrededor de 2,57% (Doka, 2009), en este trabajo se supuso que la continua aplicación de lodos en el suelo resulta en saturación y consecuente lixiviación del fósforo hacia cuerpos de agua. Esto corresponde por ende a un criterio conservador y al peor escenario posible.
- **Emisión de $N-NO_3^-$ (kg N- NO_3^-):** En función del balance de nitrógeno y las precipitaciones que caen en el sector, se estimó la fracción del nitrógeno del biosólido que llega a las napas subterráneas en la forma de $N-NO_3^-$ siguiendo la metodología establecida por Brentrup *et al.* (2000), la cual establece que de la diferencia entre las entradas y salidas de nitrógeno (por volatilización e incorporada en la biomasa), el remanente se lixivia en la forma de NO_3^- .

c) Transporte

Se consideró el transporte de biosólido en términos de la unidad toneladas por kilómetro (tkm). En ella se incluyen los consumos de combustible, infraestructura vial usada, construcción de vehículos y emisiones atmosféricas asociadas a los procesos descritos. Se consideró una distancia de 96,6 km desde la PTAS Biobío hacia el predio ubicado en Chillan Viejo, lugar de disposición de biosólidos de ESSBIO.

7. Línea de agua (S7): Se realizó un balance de materia respecto a todos los caudales de entrada en la PTAS (aguas servidas y RIL), agua recirculada a través de las unidades de espesamiento (Sistema 1) y deshidratación (Sistema 5). No se cuantificó el consumo de energía eléctrica en este sistema, dado que se asumió que no hay variación en ningún escenario.

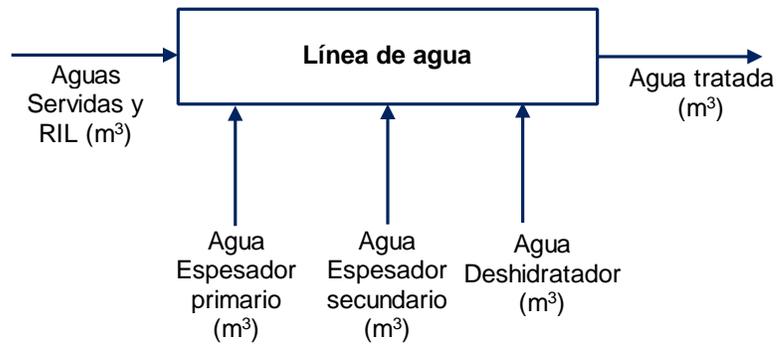


Figura 21 Sub-Sistema 7, Deshidratador.

ii) Alcalinización

E_1 y E_2 fue comparada con los escenarios relativos a la aplicación de cal al lodo y dispuesto en relleno sanitario (E_3 y E_4). Se supuso que el consumo de electricidad, químicos y eficiencia de los sub-sistemas 1 (espesado) y 5 (deshidratado) en estos escenarios son equivalentes al del escenario 1.

1. Alcalinización (S8): Luego de ser espesado (sub-sistema 1), el LM es sometido a alcalinización (Figura 22), mediante la aplicación de 120 g $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{kg}$ ST para lodo primario y 300 g $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{kg}$ ST para lodo secundario (Tchobanoglous and Burton, 1991). Se consideró una reducción del 5% de ST por un tiempo de mezclado de 2 horas, de acuerdo a lo indicado por el D.S. 4 (2009) para obtener un lodo Clase B, además se asumió que no habría reducción de fósforo durante el proceso. Las emisiones al aire fueron calculadas en base a un balance elemental, respecto a la composición del lodo indicado por Houillon and Jolliet (2005). La generación de NH_3 se obtuvo por un lado estequiométricamente de acuerdo a la Ecuación 6 y al efecto de aumentar el pH producto de la aplicación de cal, del cual el 99% del NH_4^+ contenido en el lodo se convierte en NH_3 (Diocaretz, 2010). La emisión de H_2S se determinó a partir del factor de emisión 5,3 mg/m^3 lodo indicado por Liu *et al.* (2012). El consumo de electricidad corresponde al uso de bombas y



mezclado equivalentes a 5 kWh/ton lodo seco (Suh and Rousseaux, 2001).

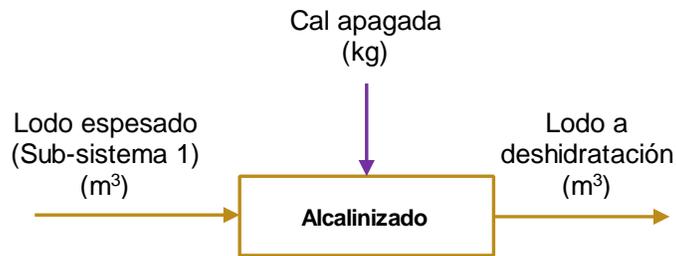


Figura 22 Sub-Sistema 8, Alcalinización.

2. Deshidratación (S5): Como se mencionó anteriormente se utilizó el mismo consumo de energía, químicos y eficiencia en la deshidratación (88%) utilizados en E₁ y E₂. No obstante, se estimó un 70% de humedad posterior al secado, de acuerdo a lo indicado por Wang *et al.* (2009). Respecto a la concentración del lodo estabilizado de fósforo se utilizó la composición elemental reportada por Houillon and Jolliet (2005), considerando la misma eficiencia porcentual en relación a la concentración de sobrenadante y lodo estabilizado de los escenarios 1 y 2. No se consideraron emisiones al aire durante el manejo del lodo en este sub-sistema, ya que se supuso que estas ocurren en su totalidad durante la alcalinización.

3. Relleno Sanitario (S9): Posterior al secado del lodo alcalinizado, este es dispuesto en relleno sanitario. Se consideró la misma distancia desde la planta hacia el lugar de disposición (97 km) de los escenarios 1 y 2. Al igual que en el sub-sistema 8, se utilizó la composición elemental del lodo (C,H,O,N,S y P) para obtener las emisiones al agua y aire, asociadas a la disposición de biosólido en el relleno sanitario utilizando el modelo indicado por Doka (2003) considerando un horizonte de tiempo de 100 años (Figura 23).

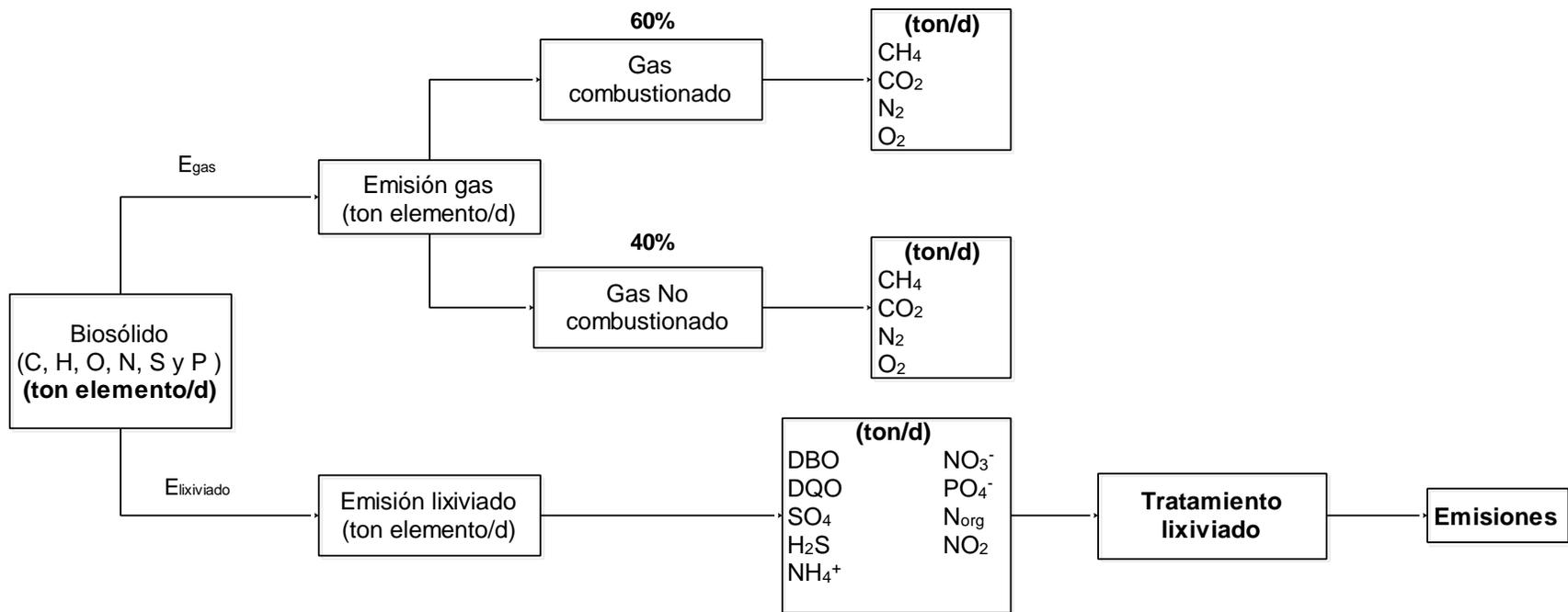


Figura 23 Diagrama del modelo utilizado para estimar las emisiones del sub-sistema 9 (extraído de Doka, (2003))

A partir de la composición elemental del lodo, se determinaron las emisiones a corto plazo (100 años) de cada elemento (E_{gas} - $E_{lixiviado}$) de acuerdo a la Ecuación 7 y Ecuación 8 expresada en ton elemento/d. La expresión m_e corresponde a la concentración inicial del elemento (C,H,O,N,S y P), D es la descomposición del residuo (supuesta en 60% para lodos), r_e es el factor promedio de liberación de cada elemento (extraídos de Doka, 2003) y % gas es la fracción de la cantidad liberada del elemento y emitida en el relleno sanitario.

$$E_{gas} = m_e \cdot D \cdot r_e \cdot \%gas \quad \text{Ecuación 7}$$

$$E_{lixiviado} = m_e \cdot D \cdot r_e \cdot (1 - \%gas) \quad \text{Ecuación 8}$$

a) Emisiones al aire

Las emisiones al aire se estimaron de acuerdo a la Ecuación 7. Se supuso que el 40% del gas generado será emitido directamente a la atmósfera y el 60% restante es recuperado para ser quemado, de acuerdo a Bezama *et al.* (2013) y Suh and Rousseaux (2001).

b) Emisiones al agua

- **Lixiviado:** De acuerdo a lo obtenido Ecuación 8, se determinó el lixiviado generado (Figura 23). Se asume que todo el carbono es liberado en la forma de COD⁵ (COD = COT⁶). Krümpelbeck, (1999) reporta ratios de emisión de DBO₅ y DQO de 0,26 DBO/COT y 1,09 DQO/COT, estimados a partir de mediciones en rellenos sanitarios de 21 y 30 años de edad. Las emisiones restantes se determinaron a partir de factores reportados por Doka (2003). Se asumió un caudal de generación de lixiviado de 64 m³/d de acuerdo a lo indicado por Douglas (2010)

⁵ Carbono orgánico disuelto

⁶ Carbono orgánico total

10. Tratamiento lixiviado (S 10): El lixiviado generado en el sub-sistema 9, es tratado en una planta de tratamiento de aguas y luego dispuesto en napas subterráneas, para lo cual se utilizó el modelo de Doka (2003), con el fin de obtener la concentración final del caudal al interior de la PTAS. El modelo consiste en la incorporación de la caracterización del lixiviado generado en términos de kg/m^3 , el cual es ingresado al programa y de esta manera se estima el tratamiento y la concentración final del efluente generado.

11. Quema biogás (S 11): Se supuso una recuperación del 60% de biogás producido en el Sub-sistema 9, el cual es quemado como una alternativa de evitar la emisión de metano (Escenario 3) o producir electricidad (Escenario 4).

Sólo se considera la producción de electricidad, puesto que de acuerdo a Diocaretz (2010) en rellenos sanitarios se utilizan en su mayoría generadores eléctricos. Por lo cual se calculó su producción a través de la metodología presentada por Colmenares and Santos (2007), la cual calcula la generación potencial de energía a través de los siguientes criterios:

$$kWh = \frac{P_b \cdot PCI \cdot h}{TC} \quad \text{Ecuación 9}$$

kW: Potencial de generación de electricidad bruto.

P_b: Producción de biogás (60% del total generado).

TC: Tasa calorífica, este depende del motor utilizado, en este caso se utilizó 12.000 BTU/kWh el cual pertenece a un motor de combustión interna.

h: Son las horas operacionales, se consideraron 21 horas (90% diario) (Colmenares and Santos, 2007).

3.2.3.2 Suposiciones adicionales en el inventario

- Se asumió un consumo de electricidad durante la aplicación de ultrasonido de 264 kJ/ kg ST, este valor tiene relación con lo reportado por Pérez-Elvira *et al.* (2009) para equipos de uso industrial. No obstante, en el laboratorio se aplicó una frecuencia de 2.000 kJ/ kg ST de acuerdo al valor mínimo necesario para generar disrupción de lodo secundario mediante ultrasonido en condiciones de laboratorio reportado Bougrier *et al.* (2005) y que fluctúa entre 1000 y 3000 kJ/kg ST. La diferencia se encuentra en la eficiencia de ambos sistemas, siendo los equipos industriales más eficientes en términos de desintegración y consumo de energía (Zielewicz and Sorys, 2008).
- Si bien se supuso el consumo de electricidad en la línea de agua no varía, la aplicación de pretratamiento aumentó la concentración de N en el recirculado originado durante la etapa de deshidratación, el cual debe ser tratado (Tabla 2). Esto por un lado tendería a aumentar el aporte de oxígeno necesario (4,6 kg O₂/N-NH₄⁺) en el proceso de nitrificación/desnitrificación, lo que conlleva el incremento de electricidad al considerarse la eliminación por medios biológicos de nitrógeno, caso en el cual la PTAS estudiada no utiliza.
- Producto de la falta de información relativa a la concentración de metales en el lodo no se incluyó su emisión. No obstante, estudios indican su relevancia dada su permanencia posterior a la aplicación de DA (Carballa *et al.*, 2009). Su concentración condiciona la aplicación en suelo y estudios previos han demostrado su importancia en el resultado final de estudios de ACV (Hospido *et al.*, 2007; Pasqualino *et al.*, 2009; Hospido *et al.*, 2010).
- Dado la falta de información asociada a consumos de electricidad específicos en las unidades de operación (bombas, digester anaeróbico, espesadores y deshidratación), se consideraron datos extraídos de literatura. No obstante, es necesario contrastarlos con los consumos específicos de la planta, dado que podrían afectar el resultado final en términos del balance de energía del proceso.

- Producto de la falta de información asociado a eficiencia, consumos específicos de energía y químicos relativos a unidades de scrubber y eliminación de humedad y H₂S no se incorporó esta etapa en el estudio.

3.2.3.3 Productos evitados

Fertilizantes evitados: La aplicación de biosólidos provenientes de PTAS en suelos agrícolas reduce la utilización de fertilizantes artificiales. Se consideró el reemplazo *Fosfato diamónico* ((NH₄)₂HPO₄) como P₂O₅ y *Sulfato de amonio* ((NH₄)₂SO₄) como fuente de N de acuerdo a lo descrito en el sub-sistema 6.

Energía eléctrica y térmica evitada: Se supuso el reemplazo de energía eléctrica proveniente del SIC (Sistema Interconectado Central), debido a la generación de electricidad. Por otro lado la energía térmica generada se utilizó como reemplazo de una caldera en base a gas natural. El cálculo del excedente de energía o energía neta, se calculó de acuerdo a la Ecuación 10.

$$\text{Energía neta} = \text{Energía producida} - \text{Energía consumida} \quad \text{Ecuación 10}$$

3.2.4 Evaluación de impacto

Para la evaluación de impactos ambientales, se siguieron las recomendaciones del Sistema Internacional de Datos de Referencia del Ciclo de Vida (ILCD), la cual provee una selección de metodologías de evaluación de impacto considerada más apropiada de acuerdo a su nivel de desarrollo (Hauschild *et al.*, 2013). El enfoque de evaluación utilizado es mid-point, el cual es el punto intermedio entre la causa (aspectos ambientales) y el daño, esto con el objeto de disminuir la incertidumbre asociada en la evaluación de impacto al considerar un enfoque end-point (Franchetti, 2013).

Sólo se consideraron los aspectos obligatorios mencionados en la ISO 14.042, siendo estos: Selección de categorías de impacto, clasificación y caracterización. Respecto a los elementos opcionales (normalización, agrupación y ponderación) no se incluyeron debido a la incertidumbre asociada a los factores de referencia, los cuales están calculados para la realidad de Europa o bien un promedio mundial.

Dentro de la selección de categorías de impactos evaluadas se consideró el nivel de desarrollo de la metodología de caracterización indicado por la ILCD, la correspondencia entre los datos de inventario y su potencial impacto ambiental, la cual se realizó a través de la clasificación de categorías, considerando el rol ecológico que posee una PTAS en la gestión de lodos desglosado en la Tabla 5.

Tabla 5 Impactos asociados al tratamiento de lodos

Categoría de impacto	Descripción general	Relación con PTAS
Potencial cambio climático	Impacto indirecto a la salud humana asociado al cambio climático, producto del aumento de temperatura y nivel del mar principalmente.	Emisión de gases de efecto invernadero.
Potencial agotamiento de recursos abióticos	Agotamiento de minerales, recursos fósiles y renovables	Uso indirecto de minerales asociados a químicos y consumo de energía fósil.
Potencial eutroficación y acidificación	Daño a los ecosistemas causado por la acidificación y eutroficación debido a la deposición de sustancias inorgánicas.	Nutrientes (sulfatos, nitratos y fosfatos) son sustancias consideradas en las eutroficación y acidificación.

Adaptado de El-Sayed Mohamed Mahgoub *et al.* (2010).

Las categorías seleccionadas se indican en la Tabla 6 , junto con la metodología de estimación de impactos potenciales explicada a continuación:

Tabla 6 Categorías de impacto seleccionadas

Categoría de impacto	Sigla	Método de impacto	Unidad	Referencia
Potencial de acidificación	PA	Accumulated Exceedance	mol _c H ⁺ eq	Seppälä <i>et al.</i> (2006)
Potencial de agotamiento de recursos minerales, fósiles y naturales	PAMFN	CML	kg Sb eq	Guinée (2002)
Potencial de cambio climático	PCC	IPCC	kg CO ₂ eq	Lowe and Zealand (2007)
Potencial de eutroficación terrestre	PET	Accumulated Exceedance	mol _c N eq	Seppälä <i>et al.</i> (2006)
Potencial de eutroficación agua dulce	PEA	EUTREND model implementado en ReCiPe	kg P eq	Struijs <i>et al.</i> (2011)
Potencial de eutroficación agua marina	PEM	EUTREND model implementado en ReCiPe	kg N eq	Struijs <i>et al.</i> (2011)

a) Potencial de acidificación (mol_c H⁺ eq): Indica la capacidad acidificante de una sustancia, resultado de la liberación de óxidos de nitrógeno (NO_x), sulfuros (SO_x) y amoníaco (NH₃). Su efecto se ve reflejado en la deforestación y en la degradación de materiales de construcción. Su unidad se expresa en mol_c H⁺ equivalentes (eq), la cual se calcula en relación a la liberación de iones H⁺ y el peso molecular de la sustancia que lo origina. Se utiliza el modelo de Excedencia Acumulada para estimar el grado de impacto a nivel espacial de la sustancia (Seppälä *et al.*, 2006).

b) Potencial de agotamiento recursos minerales, fósiles y naturales (kg Sb eq): Se relaciona con la disminución potencial de recursos naturales asociados a las entradas del sistema. Se utiliza el mineral Antiamonio (Sb), arbitrariamente dado

que es el primero en la lista de recursos abióticos. El factor de caracterización es en función de la tasa de extracción y la reserva del recurso.

c) Potencial de cambio climático (kg CO₂-eq): Dentro de los GEI mas comunes se mencionan el CO₂, CH₄, N₂O y CFC, los cuales miden su efecto a través del factor de caracterización, el cual va en función de su contribución al cambio climático determinado por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC) a horizontes de tiempo 20, 100 y 500 años. En este estudio se utilizó a 100 años no considerándose el CO₂ de origen biológico, el cual se considera neutro (Carballa *et al.*, 2011).

d) Potencial de eutroficación: Incluye los impactos asociados a la incorporación de N y P, reflejando el incremento de la producción de biomasa. La guía metodológica ILCD separa la eutroficación en 3 componentes.

i. Potencial de eutroficación Terrestre (mol_e N eq): Describe impactos negativos como consecuencia del exceso de nutrientes en el desarrollo de plantas y en la composición de especies en ecosistemas terrestre naturales. En condiciones naturales el crecimiento se ve limitado por la disponibilidad de N, el desequilibrio (aumento de N) favorecería el aumento de especies adaptadas el nitrógeno desplazando a especies autóctonas (Schmid, 2008). El método de cálculo se basa en la capacidad de generación de moles de N de la sustancia, estimando el impacto espacial al igual que en el potencial de acidificación a través del método de Excedencia Acumulada descrito por Seppälä *et al.*, (2006).

ii. Potencial de eutroficación de agua dulce (kg P eq): La metodología asume que la sustancia limitante en las aguas continentales es el P, frente a lo cual establece que si se encuentra en exceso favorecería el crecimiento de fitoplancton, generando turbidez y biomasa algal. Se expresa en función de la cantidad (kg P) por sustancia.

iii. Potencial de eutroficación marina (kg N eq): En ambientes marinos el N es el nutriente limitante, es por esto que se sólo se consideran sustancias nitrogenadas como NH₃, NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, NO₂, NO y N total en relación al contenido de N que poseen.

3.3 Software Simapro

Se utilizó el programa computacional Simapro versión 8.0.2, en el cual se incluyeron los 4 escenarios. Se ingresaron los datos dentro del programa y se utilizó la base de datos Ecoinvent v. 3 para extraer los procesos asociados a insumos de los sistemas (químico, energía eléctrica y transporte) y productos (energía eléctrica y fertilizantes evitados).

La energía eléctrica utilizada corresponde a la matriz energética de Chile, la cual se encuentra integrada en la base de datos Ecoinvent v. 3. En el caso del químico Poliacrilamida utilizado en las etapas de espesamiento y deshidratación no se encontró disponible en la base de datos del software, por lo cual se utilizó Acrilonitrilo, el cual es su precursor; tal consideración ya ha sido expuesta por otros autores (Hospido *et al.*, 2005; Blanco *et al.*, 2015). En el caso de transporte se consideró un camión de carga con capacidad de 16 - 32 ton Euro 3. En el Anexo 9 se indican todos los procesos extraídos de la base de datos que posee el software.

4. RESULTADOS Y DISCUSION

4.1 Análisis de inventario

En la Tabla 7 se presenta el inventario simplificado para los 4 escenarios planteados, el detalle de cada sub-sistema se encuentra en los anexos 10, 11, 12 y 13.

Tabla 7 Inventario simplificado de 4 escenarios, para Unidad Funcional de 1 Tonelada de lodo mixto espesado en base seca.

	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 4
Entradas hacia la tecnosfera				
Electricidad (kWh)	126,6	192,1	59,2	59,2
Calor (kWh)	664,6	676,2		
Polímero espesamiento secundario (kg)	6,4	6,4	6,4	6,4
Transporte (tkm)	369,4	390,3	333,2	333,2
Polímero deshidratación(kg)	2,7	2,7	2,7	2,7
Cal apagada (kg)			164,7	164,7
Salidas				
Emisiones al aire				
CH ₄ biogenico (kg)	8,8	10,6	23,7	23,7
CO ₂ biogenico (kg)	597,7	730,5	300,7	300,7
N ₂ (kg)	0,9	0,9	4,8	4,8
H ₂ S (kg)	9E-03	9E-03	9E-05	9E-05
NH ₃ (kg)	3,5	5,3	5,8	5,8
CO biogenico (kg)	1,0	1,2	1,5E-02	1,5E-02
N ₂ O (kg)	0,2	0,2	2,7E-03	2,7E-03
NO _x (kg)	0,1	0,1		
Emisiones al agua				
PO ₄ ²⁻ (kg)	33,34	32,19	29,9	29,9
NO ₃ ⁻ (kg)	74,6	74,7	96,1	96,1
DQO (kg)	129,2	129,1	133,6	133,6
SST (kg)	218,0	218,5	225,4	225,4
Productos evitados				
Energía Evitada				
Electricidad producida (kWh)	691,3	829,6		64,9
Electricidad en exceso (kWh)	564,7	637,4		5,7
Calor producido (kWh)	736,4	883,7		
Calor en exceso (kWh)	71,8	207,4		
Fertilizantes químicos				
N (como sulfato de amonio) (kg)	4,9	5,5		
P ₂ O ₅ (como fosfato diamónico) (kg)	2,6	2,9		

4.1.1 Energía

El mayor consumo de energía se obtuvo en E₂. La incorporación del PT genera un incremento de un 50% en el consumo de electricidad debido al uso de ultrasonido y 2% el calor producto de la aplicación del tratamiento térmico a baja temperatura del lodo a 55°C, con respecto al E₁. Si bien el PT involucra el consumo de energía térmica, la recuperación de esta por medio de un intercambiador de calor en el sub-sistema 2 permite que el pre-tratamiento no resulte en un consumo significativo con respecto a la DA convencional. En relación a E₃ y E₄ el consumo de energía se asocia únicamente a la electricidad utilizada en la línea de lodo, siendo menor a la estabilización mediante DA.

Sin embargo, debido al incremento en la producción de metano asociado a la incorporación de PT en E₂, este resultó en el aumento de 13% en la electricidad neta generada con respecto al sistema convencional (637 kWh/UF en E₂, y 565 kWh/UF en E₁) y en un 188% el calor excedente (207 kWh/UF en E₂, y 72 kWh/UF en E₁).

Al comparar el rendimiento de metano del escenario base (E₁) con Mills *et al.* (2014) éste es inferior a lo reportado (389 mL biogás/g SV versus 337 mL biogás/g SV en E₁), esto junto con las diferencias en consideraciones de eficiencia en el equipo de CHP dió como resultado una menor generación en la producción de energía eléctrica.

El uso de calor se menciona en casos de ACV, utilizándose el calor producido en su mayoría sólo para sustentar los sistemas de DA, no indicando cual es el destino del calor restante (Whiting and Azapagic, 2014) o a que tipo de combustible en particular se reemplaza (Hospido *et al.*, 2007; Carballa *et al.*, 2011). En este estudio se aplicó el calor como producto evitado en la forma de “gas natural”, dado su potencial utilización para procesos equivalentes, siendo su PCI de 6,6 kWh/m³ (Ministerio de energía, 2016). Dentro de los usos potenciales del calor restante se menciona su utilización en el proceso de secado de lodos, como una manera de aumentar su eficiencia y disminuir los costos asociados a su transporte y manejo.

Adicionalmente otros autores mencionan su exportación a industrias cercanas y la aplicación alternativa del calor para calefacción como distrital, en edificios cercanos. No obstante, ésta práctica está condicionada a la cercanía de población e industria y a la estacionalidad de generación del calor, no siendo necesario en temporadas cálidas (Hospido *et al.*, 2005; Rodríguez-Verde *et al.*, 2014; Carnevale and Lombardi, 2015; Woon *et al.*, 2016).

4.1.2 Emisiones

4.1.2.1 Emisiones al agua

Las emisiones varían entre los diferentes escenarios planteados. En particular, la emisión de NO_3^- en los escenarios de estabilización con cal son mayores a los de DA, la diferencia se presenta en la disposición de estos, en los cuales al aplicar el biosólido en el suelo (E_1 y E_2) se genera menor emisión debido al balance de N (1,95 kg NO_3^-/UF) a diferencia de la disposición en relleno sanitario en E_3 y E_4 (23,4 kg NO_3^-/UF).

La emisión de PO_4^{2-} es menor en E_3 y E_4 , la diferencia se presenta en liberación post-estabilización, la cual es menor en el relleno sanitario, producto del tratamiento del lixiviado. Respecto a E_1 y E_2 la diferencia se presenta producto de la menor concentración de P del lodo diferido, el cual es menor en E_2 producto de la aplicación de PT.

Análogo a lo anterior una mayor concentración de N (ver Tabla 2) en el digestado aumentó las emisiones relativas a la disposición del biosólido en el suelo de NO_3^- y tratamiento del sobrenadante recirculado a la línea de agua (N-NH_4^+) en E_2 . La consecuencia de aumentar la biodegradabilidad del lodo con el fin de maximizar su conversión a biogás, aumentó en general la carga de N-NH_4^+ y sólidos en la corriente de retorno.

4.1.2.2 Emisiones al aire

Las emisiones asociadas a GEI son mayores en E₃ y E₄, aun cuando estos escenarios implicaron un menor consumo energético, la fuga del 40% del total del biogás generado en el sub-sistema 9 (relleno sanitario) dominó las emisiones en cuanto CH₄.

Las emisiones de N₂O, NO_x y N₂ no presentaron diferencias en E₁ y E₂, no así, CH₄, CO₂ y NH₃ las cuales se incrementaron producto de la incorporación de PT en la DA, aumentando la combustión de biogás (20%) y por otro lado, una mayor carga de N-NH₄⁺ afectó la volatilización de NH₃ durante la aplicación al suelo en un 51% (3,54 en E₁ y 5,27 en E₂). No obstante, ésta emisión es inferior a la generada en E₃ y E₄ producto de la aplicación de cal (5,7 kg NH₃/UF) .

4.1.2.3 Generación de biosólidos

El efecto de la deshidratación en el volumen final a disponer es un parámetro importante, este va en función de las eficiencias de remoción de agua y recuperación de sólidos. El empeoramiento en la deshidratación causado por el PT en E₂ (ver Tabla 2) provocó el incremento del 5,6% del volumen a disponer en relación a E₁. La menor eficiencia en la deshidratación ya ha sido reportada por otros autores, los cuales indican que por un lado se debe al cambio de estructura del lodo posterior al PT y al porcentaje de desintegración del lodo producto de la aplicación de ultrasonido lo que afecta el resultado final (Carrère *et al.*, 2010; Carballa *et al.*, 2011).

4.1.3 Reemplazo de fertilizantes comerciales

Se utilizó el trigo como cultivo de referencia, dado que es el cereal más sembrado en Chile (Jeannette, 2012), siendo el requerimiento de N el nutriente que condiciona la aplicación al suelo del biosólido, producto de que en ambientes terrestres se considera limitante para el crecimiento de plantas (Schmid, 2008). La tasa de aplicación (ton lodo/ ha año) se determinó en base a la concentración de N en el

biosólido, biodisponibilidad de nutrientes (50% N y 70% P) y al requerimiento de N del trigo (163 kg N/ha año).

En base a lo anteriormente expuesto la tasa de aplicación resultó en 54,9 ton/ha año para E₁ y 51,7 ton/ha año para E₂. La diferencia entre ambos se debe a la mayor concentración de N en E₂, por lo cual se requieren menores tasas de aplicación para poder suministrar el N necesario al cultivo. Producto de una mayor concentración de N en el biosólido E₂ este posee un mayor reemplazo de fertilizantes, siendo 12% superior a E₁.

La elección del fertilizante sustituido es un asunto complejo, durante la revisión bibliográfica su identificación a menudo no es justificada en los casos de ACV. Esto es importante dado que dependiendo del fertilizante a reemplazar varía el proceso productivo que lo origina. En este estudio se utilizó el reemplazo de N (como Sulfato de amonio) y P₂O₅ (como fosfato diamónico), los cuales fueron escogidos en concordancia a lo estudiado por Rodríguez-Verde *et al.* (2014).

4.2 Evaluación de impactos ambientales

La clasificación e impactos ambientales potenciales considerados se presenta en la Tabla 8, estos se determinaron en relación a los consumos y emisiones del inventario.

Tabla 8 Clasificación de inventario.

	PA ¹	PAMFN ²	PCC ³	PET ⁴	PEA ⁵	PEM ⁶
ENTRADAS						
Electricidad (kWh)		✓	✓			
Calor (kWh)		✓	✓			
SALIDAS						
Emisiones al aire						
CH ₄ biogénico			✓			
CO ₂ biogénico						
CO ₂ fósil			✓			
H ₂ S						
NH ₃	✓			✓		✓
N ₂ O			✓			
NO _x	✓			✓		✓
Emisiones al agua						
PO ₄ ²⁻					✓	
NO ₃ ⁻						✓
PRODUCTOS						
Fertilizantes evitados		✓	✓			
Electricidad (kWh)		✓	✓			
Calor (kWh)		✓	✓			

¹PA: Potencial de acidificación; ² PAMFN: Potencial de agotamiento recursos minerales fósiles y naturales; ³ Potencial de cambio climático; ⁴PET: Potencial de eutroficación terrestre; ⁵PEA: Potencial de eutroficación de agua dulce; ⁶ PEM: Potencial de eutroficación marina.

En la Figura 24 se muestran las contribuciones relativas en base a los impactos ambientales potenciales seleccionados de cada escenario. Cada categoría de impacto está expresada con su correspondiente unidad de referencia, siendo los resultados presentados en porcentajes. Para cada columna el 100% representa el impacto total desglosado de acuerdo a cada subsistema. Valores negativos indican disminuciones en los impactos ambientales potenciales.

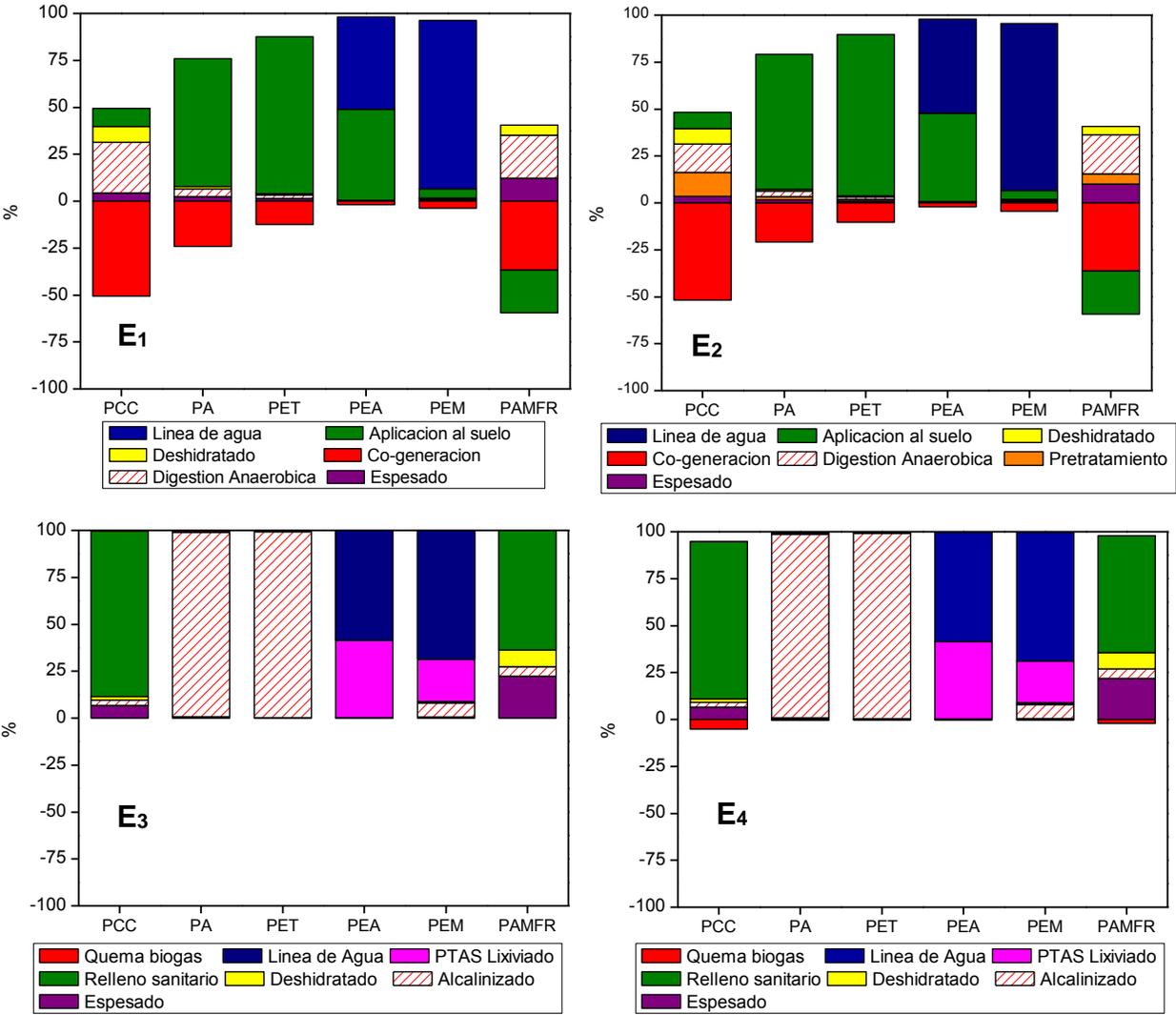


Figura 24 Contribución relativa por categoría de impacto.

4.2.1 Potencial de Cambio Climático (PCC)

Los escenarios de estabilización de lodos mediante DA poseen un menor PCC al compararse con la alcalinización ($E_3 > E_4 > E_1 > E_2$). En la Tabla 9 se resumen las contribuciones al PCC para cada sub-sistema.

Tabla 9 Análisis de contribución por sub-sistema para el PCC, los resultados se presentan en kg CO₂-eq/UF y aporte en porcentaje de cada sub-sistema.

Sub-sistema	Escenario 1		Escenario 2		Escenario 3		Escenario 4	
	PCC	%	PCC	%	PCC	%	PCC	%
1. Espesado	43,8	4%	43,8	4%	44,73	7%	44,7	6%
2. Pretratamiento	-	-	184,0	15%	-	-	-	-
3. DA	283,2	27%	154,7	13%	-	-	-	-
4. Co-generación	-527,6	-51%	-631,6	-52%	-	-	-	-
5. Deshidratado/secado	87,8	8%	101,0	8%	12,7	2%	-	-
6. Aplicación al suelo	99,1	10%	105,2	9%	-	-	-	-
7. Línea de agua	-	-	-	-	-	-	-	-
8. Alcalinización	-	-	-	-	18,2	3%	18,2	3%
9. Relleno Sanitario	-	-	-	-	582,8	88%	582,8	84%
10. Tratamiento Lixiviado	-	-	-	-	0,006	-	0,006	-
11. Quema biogás	-	-	-	-	0,82	-	-35,6	-5%
Total	-13,7	100%	-42,8	100%	659,3	100%	610,2	100%

El escenario de DAA incluyendo PT en E₂ posee la menor contribución al PCC. Si bien al compararse con E₁ (514 kg CO₂-eq/UF) se incrementaron las emisiones de GEI asociados a la combustión de biogás, N₂O volatilizado, consumo de electricidad y transporte (588,8 kg CO₂-eq/UF en E₂), el aporte final del PCC es menor en E₂, debido a la mayor producción de electricidad y calor, generando un saldo a favor de -43 kg CO₂-eq para E₂ y -14 kg CO₂-eq para E₁.

Al analizar los sub-sistemas, los aspectos relevantes que dominaron la categoría PCC en E₁ y E₂ son los relativos a la emisión de CH₄ en la línea de lodo producido por la DA (207 kg CO₂-eq para E₁ y 250 kg CO₂-eq/UF para E₂), seguido por el consumo de energía (eléctrica y térmica), transporte y en último lugar el uso de acrilonitrilo (27,7 kg CO₂-eq/UF para todos los escenarios). Por otra parte, la emisión

del 40% de biogás generado en E₃ y E₄, domina la categoría en ambos escenarios (583 kg CO₂-eq/UF subsistema 9), siendo ya reportada su importancia por Bezama *et al.* (2013) y Suh and Rousseaux (2001). Tal emisión no logra ser compensada aun cuando se considera la producción de electricidad en E₄.

La diferencia principal entre los escenarios estudiados recae en la disposición final del biosólido. En la Figura 24 se muestra en color verde las diferentes rutas de disposición estudiadas. Al considerarse la disposición en suelo en E₁ y E₂ este representa aproximadamente un 10% del PCC, en cambio en E₃ y E₄ la disposición en relleno sanitario domina la categoría, siendo superior al 80% del impacto total, producto del tratamiento de biogás.

Cabe destacar que la aplicación de biosólido alcalinizado al suelo con fines agrícolas, eventualmente disminuiría el PCC, al compararse con su disposición en un relleno sanitario de acuerdo a lo expuesto por Suh and Rousseaux (2001).

4.2.2 Potencial de Adificación (PA)

El escenario de DA convencional (E_1) reportó un menor PA que los demás escenarios ($E_3 > E_4 > E_2 > E_1$). La incorporación de PT incrementó la volatilización de NH_3 durante la aplicación del biosólido al suelo, debido a una mayor carga de NH_4^+ en el digestado (aumento del PA de 59% de $\text{mol}_c \text{H}^+ \text{eq}$ respecto a E_1). La contribución de cada sub-sistema se muestra en la Tabla 10.

Tabla 10 Análisis de contribución por sub-sistema para el PA, los resultados se presentan en $\text{mol}_c \text{H}^+/\text{UF}$ y aporte en porcentaje de cada sub-sistema.

Sub-sistema	Escenario 1		Escenario 2		Escenario 3		Escenario 4	
	PA	%	PA	%	PA	%	PA	%
1. Espesado	0,4	2%	0,4	2%	0,38	1%	0,4	1%
2. Pretratamiento	-	-	0,7	3%	-	-	-	-
3. DA	0,7	4%	0,4	2%	-	-	-	-
4. Co-generación	-3,9	-24%	-4,7	-21%	-	-	-	-
5. Deshidratado/secado	0,2	1%	0,2	1%	0,10	0%	0,1	-
6. Aplicación al suelo	11,0	68%	16,2	72%	-	-	-	-
7. Línea de agua	-	-	-	-	-	-	-	-
8. Alcalinización	-	-	-	-	57,26	98%	57,3	98%
9. Relleno Sanitario	-	-	-	-	0,43	1%	0,4	1%
10. Tratamiento Lixiviado	-	-	-	-	0,0005	0%	0,0005	0%
11. Quema biogás	-	-	-	-	0,08	0%	-0,3	0%
Total	8,3	100%	13,2	100%	58,3	100%	57,9	100%

La emisión de NH_3 producto de la aplicación de cal en E_3 y E_4 tuvo mayor repercusión en la categoría de impacto (98% del total). La producción de acrilonitrilo no fue relevante en el impacto potencial total, aportando con $0,217 \text{ mol}_c \text{H}^+ \text{eq}/\text{UF}$.

A diferencia de lo reportado por Hospido *et al.* (2007) el consumo de electricidad no fue relevante en el PA de este estudio, esto se debe a que en su reporte no se consideraron emisiones de sustancias que aporten al PA en la aplicación al suelo, estas fueron cuantificadas sólo a través de la quema de biogás y emisión indirecta por consumo de electricidad proveniente de la matriz energética.

4.2.3 Potencial de Eutroficación Terrestre (PET)

En la Tabla 11 se resumen las contribuciones de cada sub-sistema a la categoría de impacto PET. En el caso de E₁ y E₂ las emisiones corresponden por un lado a la volatilización de NH₃, originado en su mayoría por la aplicación del biosólido y a la emisión de NO_x durante la quema de biogás, no así en E₃ y E₄ donde cerca del 99 % es atribuido a la emisión de NH₃ en el encalado.

E₁ generó un menor impacto ambiental en PET (E₃ > E₄ > E₂ > E₁), siendo el resultado similar a lo reportado en PA. En cuanto a E₂ se aumentó la volatilización de NH₃ en un 50% durante la aplicación al suelo respecto a E₁ (producto del pretratamiento), lo cual no fue compensando con la disminución del potencial ambiental en el excedente de energía.

Tabla 11 Análisis de contribución por sub-sistema para el PET, los resultados se presentan en mol_e N/UF y aporte en porcentaje de cada sub-sistema.

Sub-sistema	Escenario 1		Escenario 2		Escenario 3		Escenario 4	
	PET	%	PET	%	PET	%	PET	%
1. Espesado	0,9	1%	0,9	1%	0,88	0%	0,9	0%
2. Pretratamiento	-	-	1,1	1%	-	-	-	-
3. DA	1,0	2%	0,7	1%	-	-	-	-
4. Co-generación	- 7,4	-12%	- 8,9	-10%	-	-	-	-
5. Deshidratado/secado	0,5	1%	0,5	1%	0,26	0%	0,3	0%
6. Aplicación al suelo	49,7	84%	73,2	86%	-	-	-	-
7. Línea de agua	-	-	-	-	-	-	-	-
8. Alcalinización	-	-	-	-	255,30	99%	255,3	99%
9. Relleno Sanitario	-	-	-	-	1,72	1%	1,7	1%
10. Tratamiento Lixiviado	-	-	-	-	-	0%	-	-
11. Quema biogás	-	-	-	-	-	-	0,7	0%
Total	44,7	100%	67,4	100%	258,2	100%	257,5	100%

Durante la búsqueda bibliográfica se encontró escasa literatura que divida la evaluación de eutroficación potencial de acuerdo a las distintas matrices ambientales impactadas (terrestre, acuática y marina). En general, el potencial de eutroficación es obtenido a través de las emisiones al agua, a través de las contribuciones de amonio, nitrato, DQO y fósforo principalmente, considerando la

metodología de evaluación de impacto CML, no incorporando en ésta categoría emisiones aéreas. La eutroficación en general se considera prioridad en estudios de ACV en PTAS, estos indican que debe ser evaluada local y espacialmente (Hospido *et al.*, 2007; Foley *et al.*, 2010; Corominas *et al.*, 2013).

4.2.4 Potencial de Eutroficación Agua dulce (PEA)

La descarga proveniente de la línea de agua (sub-sistema 7) reguló las contribuciones al PEA sobre un 49% en todos los escenarios, seguido por la aplicación al suelo (sub-sistema 6) en E₁ y E₂ (Tabla 12). E₃ y E₄ poseen la menor contribución en la categoría de impacto (E₁ > E₂ > E₃ = E₄), la diferencia se presenta principalmente en los sub-sistemas asociados a la disposición de biosólido, siendo inferiores en el sub-sistema 10 producto del tratamiento de PO₄²⁻ producido de acuerdo a la lixiviación en el relleno sanitario, en contraste a la emisión en el sub-sistema 6, el cual no posee ningún tipo de tratamiento.

Tabla 12 Análisis de contribución por sub-sistema para el PEA, los resultados se presentan en kg P/UF y aporte en porcentaje de cada sub-sistema.

Sub-sistema	Escenario 1		Escenario 2		Escenario 3		Escenario 4	
	PEA	%	PEA	%	PEA	%	PEA	%
1. Espesado	0,014	0,1%	0,01	1%	0,01	0%	0,01	0%
2. Pretratamiento	-	-	0,03	0,3%	-	-	-	-
3. DA	0,027	0,2%	0,02	0,2%	-	-	-	-
4. Co-generación	- 0,199	-1,8%	-0,24	-2%	-	-	-	-
5. Deshidratado/secado	0,009	0,1%	0,01	0,1%	0,003	0,03%	0,003	0%
6. Aplicación al suelo	5,46	49%	5,16	47%	-	-	-	-
7. Línea de agua	5,53	49%	5,45	50%	5,8	55%	5,8	54%
8. Alcalinización	-	-	-	-	-	-	-	-
9. Relleno Sanitario	-	-	-	-	-	-	-	-
10. Tratamiento Lixiviado	-	-	-	-	4,08	39%	4,08	41%
11. Quema biogás	-	-	-	-	-	-	-0,02	-0,2%
Total	10,85	100%	10,44	100%	9,9	100%	9,9	100%

Respecto a E₃ y E₄ la contribución al PEA está asociado en un 100% a las emisiones relativas al sub-sistema 7, no siendo relevante la emisión de PO₄²⁻ emitida a través del tratamiento de lixiviado. Se menciona que dado la poca información de

estabilización de lodos mediante encalado, se asumió que la estabilización no afecta la concentración de P post estabilización.

En E₁ y E₂ se obtuvo la lixiviación de P-PO₄²⁻ en base al requerimiento de P que necesita el cultivo de referencia (16 kg P/ ha año para el trigo), siendo liberado el P sobrante. Tal asunción difiere con la literatura que estima un 2% se emite hacia aguas continentales y un 0,57% hacia napas subterráneas en base a la concentración inicial del lodo (Doka, 2009). No obstante, se encontró que este valor resulta arbitrario ya que supone que el P remanente será inmovilizado en el suelo, no considerando el requerimiento real del cultivo y la saturación del suelo.

En la metodología de evaluación de impacto empleada en este estudio no se considera la emisión de DQO ni DBO₅, producto de que se supone que la eutroficación se ve reflejada sólo cuando existen variaciones en la concentración del nutriente limitante del componente espacial que se estudia (agua continental, marina o ecosistema terrestre), no incorporando la variación del consumo de oxígeno en el agua asociado a la degradación de la materia orgánica. De acuerdo a Schmid (2008) genera opiniones divididas, dado que algunos autores si consideran que la disminución de oxígeno afecta tanto como el incremento de nutrientes y debe ser considerado dentro de la categoría de impacto, mientras que otros optan por considerar el consumo de oxígeno y eutroficación como categorías independientes.

4.2.5 Potencial de Eutroficación Marina (PEM)

En todos los escenarios, las emisiones directas asociadas a la liberación de nutrientes en la línea de agua dominaron el impacto potencial de esta categoría (Tabla 13). El mayor PEM fue observado en los escenarios E₃ y E₄, como consecuencia de una mayor emisión de NO₃⁻ producto del lixiviado generado en el subsistema 10. La mayor concentración de N en el digestado en E₂ aumentó la contribución al PEM, siendo E₁ el escenario con menor contribución a la categoría (E₃ > E₄ > E₂ > E₁).

Si bien los productos evitados disminuyeron el PEM, estos no lograron compensar el impacto (caso común para todas las categorías relacionadas a eutroficación).

Tabla 13 Análisis de contribución por sub-sistema para el PEM, los resultados se presentan en kg N/UF y aporte en porcentaje de cada sub-sistema.

Sub-sistema	Escenario 1		Escenario 2		Escenario 3		Escenario 4	
	PEM	%	PEM	%	PEM	%	PEM	%
1. Espesado	0,12	0,7%	0,12	1%	0,13	1%	0,13	1%
2. Pretratamiento	-	-	0,10	1%	-	-	-	-
3. DA	0,10	0,5%	0,06	0,3%	-	-	-	-
4. Co-generación	- 0,70	-3,8%	-0,83	-4%	-	-	-	-
5. Deshidratado/secado	0,06	0,3%	0,06	0,3%	0,042	0,2%	0,042	0,2%
6. Aplicación al suelo	0,94	5,1%	0,90	5%	-	-	-	-
7. Línea de agua	16,41	89,5%	16,66	89%	16,4	69%	16,4	69%
8. Alcalinización	-	-	-	-	1,80	8%	1,8	10%
9. Relleno Sanitario	-	-	-	-	0,16	1%	0,2	1%
10. Tratamiento Lixiviado	-	-	-	-	5,37	23%	5,37	23%
11. Quema biogás	-	-	-	-	-	-	-0,06	-0,3%
Total	16,93	100%	17,07	100%	23,9	100%	23,8	100%

Análogo al PET, el nutriente limitante en ambientes marinos es N, siendo las de mayor contribución las emisiones al agua. La metodología utilizada es elaborada por Recipe, ésta asume que prácticamente el 100% del N proveniente de emisiones al agua dulce relativas a PTAS llega a ambientes marinos, por lo cual la línea de agua tiene gran relevancia en ésta categoría, siendo superior a un 60% en todos los escenarios.

4.2.6 Potencial de Agotamiento recursos minerales, fósiles y renovables (PAMFR)

Los escenarios relativos a DA y aplicación al suelo compensan el impacto ambiental potencial de la categoría, debido al reemplazo de energía y fertilizantes comerciales evitados. En este sentido, E₂ posee un menor potencial que E₁, debido al incremento en el reemplazo de productos (E₃ > E₄ > E₁ > E₂). Los resultados son similares a lo presentado en PCC dado que la matriz energética nacional es dependiente en aproximadamente en un 25% de combustibles fósiles (CNE, 2015) y al evitarse su uso se refleja en PAMFR y la emisión GEI producto de su quema.

Tabla 14 Análisis de contribución por sub-sistema para el PAMFR, los resultados se presentan en kg Sb/UF y aporte en porcentaje de cada sub-sistema.

Sub-sistema	Escenario 1		Escenario 2		Escenario 3		Escenario 4	
	PAMFR	%	PAMFR	%	PAMFR	%	PAMFR	%
1. Espesado	7,0E-04	12,2%	7,0E-04	10,0%	7,2E-04	22,2%	7,2E-04	21,7%
2. Pretratamiento			1,5E-03	21%	-	-	-	-
3. DA	1,3E-03	22,8%	3,8E-04	5,4%	-	-	-	-
4. Co-generación	-2,1E-03	-36,8%	-2,5E-03	-36,2%	-	-	-	-
5. Deshidratado/secado	3,1E-04	5,4%	3,1E-04	4,4%	2,9E-04	8,9%	2,9E-04	8,7%
6. Aplicación al suelo	-1,3E-03	-22,8%	-1,6E-03	-23,1%	-	-	-	-
7. Línea de agua	-	-	-	-	-	-	-	-
8. Alcalinización	-	-	-	-	1,7E-04	5,3%	1,7E-04	5,1%
9. Relleno Sanitario	-	-	-	-	2,1E-03	63,7%	2,1E-03	62,4%
10. Tratamiento Lixiviado	-	-	-	-	-	-	-	-
11. Quema biogás	-	-	-	-	-	-	-6,8E-05	-2,1%
Total	-1,1E-3	100%	-2,4E-03	100%	3,2E-03	100%	3,2E-03	100%

Al realizar la comparación de productos evitados de E₁ y E₂ en relación a electricidad, calor y fertilizantes, la primera tiene mayor repercusión representando cerca del 60% de impactos evitados en el sub-sistema 4, debido al consumo de recursos fósiles asociado a la generación de electricidad. Respecto a E₄, la baja producción de electricidad, logró disminuir en un 2% el impacto total del proceso, resultado similar a lo reportado por Bezama *et al.* (2013).

4.3 Comparación entre escenarios

El efecto del pretratamiento en E₂ repercute positivamente en categorías de impactos relacionadas con la extracción y quema de combustibles fósiles (PCC y PAMFR), no así con aquellas relacionadas con la liberación de nutrientes, en las cuales el impacto evitado no compensa el impacto ambiental de acuerdo a lo que presenta la Figura 25.

Desde un punto de vista global, la utilización de DA en conjunto con la aplicación del biosólido en el suelo es la opción más apropiada, siendo E₃ y E₄ los de peor desempeño en la mayoría de las categorías de impacto exceptuando el PEA. Cabe destacar que aun cuando, se consideró como producto evitado la generación de electricidad en el relleno sanitario, se disminuyó sólo en un 2% los impactos ambientales asociados a PCC y PAMFR.

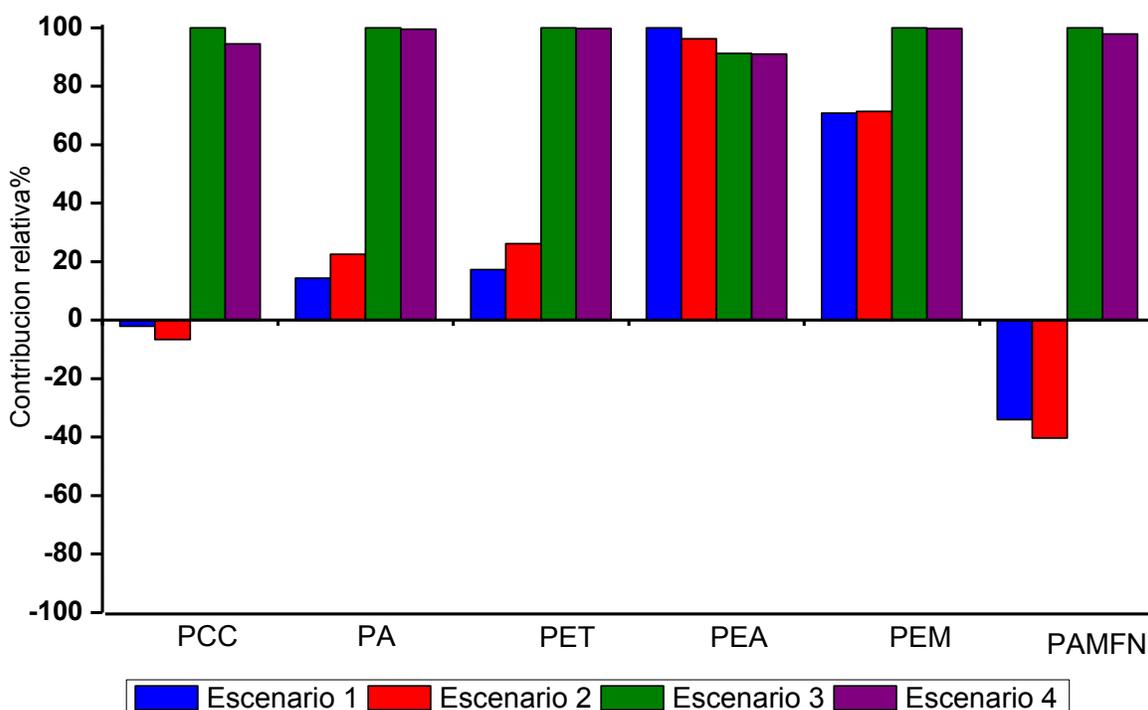


Figura 25 Contribución (en %) de todos los escenarios evaluados por categoría de impacto.

A continuación se resumen los resultados por cada categoría de impacto.

- **PCC:** E₂ posee la menor contribución, producto del incremento en la producción de energía, seguido de E₁. E₃ y E₄ son los escenarios con peor desempeño, debido a la fuga de biogás y baja producción de electricidad.
- **PA – PET - PEM:** La emisión de NH₃ y NO₃⁻ domina estas categorías de impacto. E₁ es el escenario con menor potencial ambiental en todas estas categorías, debido a la menor concentración de N-NH₄⁺, seguido por E₂. En E₃ y E₄ el impacto potencial está asociado cerca del 100% a la emisión de NH₃ en la etapa de alcalinizado, siendo los escenarios con peor desempeño.

Al incorporar productos evitados (energía y fertilizantes) no se compensó el impacto ambiental en ninguna categoría, esto se debe al aumento de la volatilización de NH₃ y N-NH₄⁺ en la concentración del digestado para E₂. Sin embargo, estas categorías están asociadas principalmente con la aplicación del biosólido al suelo, por lo cual se espera que el uso de estrategias de aplicación alternativas pueda ser una opción para mitigar estos impactos.

- **PEA:** E₃ y E₄ poseen la menor contribución producto de la menor emisión de PO₄²⁻ en el relleno sanitario. La menor concentración de P posterior digestión provocó la disminución en E₂, siendo E₁ la categoría con peor desempeño.
- **PAMFR:** La producción de energía y fertilizantes en E₁ y E₂ disminuyó los impactos potenciales al igual que en PCC, siendo E₂ el escenario con menor potencial debido a la aplicación de PT. La generación de electricidad en E₄ disminuyó el potencial impacto ambiental en un 2%.

5. CONCLUSION

La combinación de digestión anaeróbica junto con la aplicación al suelo generó mayores beneficios ambientales en la mayoría de las categorías de impacto evaluadas, siendo los escenarios de disposición en el relleno sanitario los de peor desempeño ambiental en gran parte de las categorías de impacto, a excepción del potencial de eutroficación de agua dulce.

El uso de pretratamiento incrementó la generación de energía respecto a la estabilización convencional, en 13% de electricidad y 188% calor. No obstante, las emisiones relativas a la quema de biogás y disposición de biosólidos aumentaron producto del efecto de pretratamiento en la operación de digestor. Respecto a la estabilización mediante alcalinización las emisiones referentes al NH_3 volatilizado y fuga de biogás en el relleno sanitario son las de mayor relevancia.

Se aprueba parcialmente la hipótesis, pues el potencial de impacto ambiental asociado a cambio climático y agotamiento de recursos naturales obtuvo mejor desempeño al incorporar pre-tratamiento, comparándose con la digestión anaeróbica convencional y alcalinización. No obstante, los impactos relativos a eutroficación (terrestre y marina) y acidificación son mayores al compararse con la digestión anaeróbica convencional.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Appels, L., Baeyens, J., Degrève, J. and Dewil, R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science*, 34 (6), p.755–781.
- Aranda, A., Zabalza, I., Martínez, A., Valero, A. and Scarpellini, S. (2006). El análisis del ciclo de vida como herramienta de gestión empresarial. Ed. 1. Madrid, España: Fundacion Confemetal.
- Ariunbaatar, J., Panico, A., Esposito, G., Pirozzi, F. and Lens, P. N. L. (2014). Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid waste. *Applied Energy*, 123, p.143–156.
- Baraño, P. and Tapia, L. (2004). Tratamiento de las Aguas Servidas : Situación en Chile. *Ciencia & Trabajo*, 13 (3), p.111–117.
- Bengtsson, M., Lundin, M. and 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.
- Besel, S. A. (2007). Biomasa: Digestores anaerobios. Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía, 1 (1), p.27–28.
- Bezama, A., Douglas, C., Méndez, J., Szarka, N., Muñoz, E., Navia, R., Schock, S., Konrad, O. and Ulloa, C. (2013). Life cycle comparison of waste-to-energy alternatives for municipal waste treatment in the Chilean Patagonia. *Waste Management & Research*, 0, Sage Publications, p.1–7.
- Blanco, D., Collado, S., Laca, A. and Díaz, M. (2015). Life cycle assessment of introducing an anaerobic digester in a municipal wastewater treatment plant in Spain. *Water Science and Technology*, 73, p.835–842.
- Bougrier, C., Carrère, H. and Delgenès, J. P. (2005). Solubilisation of waste-activated sludge by ultrasonic treatment. *Chemical Engineering Journal*, 106 (2), p.163–169.

- Brenttrup, F., Küsters, J., Lammel, J. and Kuhlmann, H. (2000). Methods to estimate on-field emissions from crop productions as an input to LCA studies in the agricultural sector. *LCA Methodology Methods*, 5, p.349–357.
- Cao, Y. and Pawłowski, A. (2013). Life cycle assessment of two emerging sewage sludge-to-energy systems: Evaluating energy and greenhouse gas emissions implications. *Bioresource Technology*, 127, p.81–91.
- Carballa, M., Carballa, M., Duran, C. and Hospido, A. (2011). Should We Pretreat Solid Waste Prior to Anaerobic Digestion? An Assessment of Its Environmental Cost. *Environmental Science & Technology*, 45, p.10306–10314.
- Carballa, M., Manterola, G., Larrea, L., Ternes, T., Omil, F. and Lema, J. M. (2007). Influence of ozone pre-treatment on sludge anaerobic digestion: Removal of pharmaceutical and personal care products. *Chemosphere*, 67 (7), p.1444–1452.
- Carballa, M., Omil, F. and Lema, J. M. (2009). Influence of different pretreatments on anaerobically digested sludge characteristics: Suitability for final disposal. *Water, Air, and Soil Pollution*, 199 (1–4), p.311–321.
- Carnevale, E. and Lombardi, L. (2015). Comparison of different possibilities for biogas use by Life Cycle Assessment. *Energy Procedia*, 81, p.215–226.
- Carrère, H., Dumas, C., Battimelli, A., Batstone, D. J., Delgenès, J. P., Steyer, J. P. and Ferrer, I. (2010). Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 183 (1–3), p.1–15.
- Carvajal, A., Peña, M. and Pérez-Elvira, S. (2013). Autohydrolysis pretreatment of secondary sludge for anaerobic digestion. *Biochemical Engineering Journal*, 75, p.21–31.
- Castro, C. P., Henríquez, O. and Freres, R. (2007). Posibilidades de aplicación de lodos o biosólidos a los suelos del sector norte de la Región Metropolitana de Santiago. *Revista de Geografía Norte Grande*, (37), p.35–45.

Chae, K. J., Jang, A. M., Yim, S. K. and Kim, I. S. (2008). The effects of digestion temperature and temperature shock on the biogas yields from the mesophilic anaerobic digestion of swine manure. *Bioresource Technology*, 99 (1), p.1–6.

Colmenares, W. and Santos, K. (2007). Generación y manejo de gases en sitios de disposición final. Ingeniería Química. Recuperado en: <http://www.ingenieriaquimica.org/system/files/relleno-sanitario.pdf>.

Corominas, L., Foley, J., Guest, J. S., Hospido, A., Larsen, H. F., Morera, S. and Shaw, A. (2013). Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art. *Water Research*, 47 (15), p.5480–5492.

Dai, J., Bean, B., Brown, B., Bruening, W., Edwards, J., Flowers, M., Karow, R., Lee, C., Morgan, G., Ottman, M., Ransom, J. and Wiersma, J. (2016). Harvest index and straw yield of five classes of wheat. *Biomass and Bioenergy*, 85p.223–227.

Dalemo, M. (1998). Effects of including nitrogen emissions from soil in environmental systems analysis of waste management strategies. *Resources, Conservation and Recycling*, 24 (3–4), p.363–381.

Dhar, B. R., Nakhla, G. and Ray, M. B. (2012). Techno-economic evaluation of ultrasound and thermal pretreatments for enhanced anaerobic digestion of municipal waste activated sludge. *Waste Management*, 32 (3), p.542–549.

Diocaretz, M. 2010. Aspectos técnicos y económicos de procesos de higienización de lodos provenientes del tratamiento de aguas servidas. Tesis Ingeniero Ambiental, Universidad de Concepción, Concepción, Chile.

Doka, G. (2003). Landfills–Underground Deposits-Landfarming. Ecoinvent report, p.137. Recuperado en: http://www.doka.ch/13_III_Landfills.pdf.

Doka, G. (2009). Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. p.101. Recuperado en: http://www.doka.ch/13_I_WasteTreatmentGeneral.pdf.

Douglas, C. (2010). Evaluación de alternativas de revalorización energética para la gestión de los Residuos Sólidos Domiciliarios de la ciudad de Coyhaique , en base

a un análisis de ciclo de vida. Tesis Ingeniero Ambiental, Universidad de Concepción, Concepción, Chile.

El-Sayed Mohamed Mahgoub, M., Van Der Steen, N. P., Abu-Zeid, K. and Vairavamoorthy, K. (2010). Towards sustainability in urban water: A life cycle analysis of the urban water system of Alexandria City, Egypt. *Journal of Cleaner Production*, 18 (10–11), p.1100–1106.

Enconsult. (2004). A technical feasibility study for Leicestershire. Anaerobic digestion — a renewable energy resource. Recuperado en: http://www.leics.gov.uk/ad_feasibility_study_main_report.pdf.

Environmental, S. (2009). The biosolids emissions assessment model (BEAM): a method for determining greenhouse gas emissions from Canadian biosolids management practices. p.200. Recuperado en: http://www.ccme.ca/files/Resources/waste/biosolids/beam_final_report_1432.pdf.

Ferrer, I., Serrano, E., Ponsa, S., Vazquez, F. and Font, X. (2008). Enhancement of thermophilic anaerobic sludge digestion by 70 oC pre-treatment: Energy considerations. *Journal of Residuals Science & Technology*, 6 (1), p.10.

Finkbeiner, M., Inaba, A., Tan, R., Christiansen, K. and Klüppel, H.-J. (2006). The new international standards for life cycle assessment: ISO 14040 and ISO 14044. *The international journal of life cycle assessment*, 11 (2), p.80–85.

Foley, J., de Haas, D., Hartley, K. and Lant, P. (2010). Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems. *Water Research*, 44 (5), p.1654–1666.

Franchetti, M. (2013). Economic and environmental analysis of four different configurations of anaerobic digestion for food waste to energy conversion using LCA for: A food service provider case study. *Journal of Environmental Management*, 123, p.42–48.

Fullana, P. and Puig, R. (1997). Análisis del ciclo de la vida. Ed. 1. Barcelona:Rubes Editorial. 143 pp.

Gerardi, M. H. (2003). *The microbiology of anaerobic digesters*. Ed. 1. New Jersey: John Wiley & Sons. 188 pp.

Guinée, J. B. (2002). Handbook on life cycle assessment operational guide to the ISO standards. *The international journal of life cycle assessment*, 7 (5), p.311–313.

Hauschild, M. Z., Goedkoop, M., Guinée, J., Heijungs, R., Huijbregts, M., Jolliet, O., Margni, M., De Schryver, A., Humbert, S., Laurent, A., Sala, S. and Pant, R. (2013). Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (3), p.683–697.

Hobson, J. (2003). CH₄ and N₂O emissions from waste water handling. Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. Recuperado en: http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/bgp/5_2_CH4_N2O_Waste_Water.pdf.

Hospido, A., Carballa, M., Moreira, M., Omil, F., Lema, J. M. and Feijoo, G. (2010). Environmental assessment of anaerobically digested sludge reuse in agriculture: Potential impacts of emerging micropollutants. *Water Research*, 44 (10), p.3225–3233.

Hospido, A., Moreira, M. T. and Feijoo, G. (2007). A comparison of municipal wastewater treatment plants for big centres of population in Galicia (Spain). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13 (1), p.57–64.

Hospido, A., Moreira, T., Martín, M., Rigola, M. and Feijoo, G. (2005). Environmental Evaluation of Different Treatment Processes for Sludge from Urban Wastewater Treatments: Anaerobic Digestion versus Thermal Processes. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 10 (5), p.336–345.

Houillon, G. and Jolliet, O. (2005). Life cycle assessment of processes for the treatment of wastewater urban sludge: Energy and global warming analysis. *Journal of Cleaner Production*, 13 (3), p.287–299.

IPCC. (2006). IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. IGES, Hayama, Japan.

Jeannette, D. (2012). Mercado del trigo en Chile. Recuperado en: <http://www.odepa.cl/odepaweb/publicaciones/doc/6105.pdf>.

Johannesson, G. (1999). Sewage Sludge Characterization and evaluation of P available under greengouse condition. The University of Guelph.

Khanal, S. K., Grewell, D., Sung, S. and van Leeuwen, J. (Hans). (2007). Ultrasound Applications in Wastewater Sludge Pretreatment: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 37 (4), p.277–313.

Kiely, G., Carton, S., Cunningham, O., Duffy, D., Giller, N., Magette, P. S., Mortensen, B., Myers, E., O'cinneide, A. A. and O'halloran, D. (1999). Ingeniería ambiental: fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión. Ed. 2. Madrid, España: McGraw-Hill Interamericana de España. 1360 pp.

Krugel, S., Nemeth, L. and Peddie, C. (1998). Extending thermophilic anaerobic digestion for producing class A biosolids at the Greater Vancouver Regional Districts Annacis Island Wastewater Treatment Plant. *Water Science and Technology*, 38 (8–9), p.409–416.

Liu, X., Shi, J., Zhao, Y., Li, Z. and Zhang, J. (2012). Experimental Research on Lime Drying Process of Mechanical Dewatered Sludge from a Wastewater Treatment Plant in Beijing. *Procedia Environmental Sciences*, 16, p.335–339.

Lowe, D. C. and Zealand, N. (2007). Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. *Change*, 30 (22), p.129–234.

Mackenzie, D. (2010). Water and Wastewater Engineering, Design, Principles and Practice. New York: McGraw-Hill. 1296 pp.

Malina, J. (1992). Design of anaerobic processes for treatment of industrial and municipal waste. Ed. 2. New York, USA: CRC Press. 174 pp.

Mao, T., Hong, S.-Y., Show, K.-Y., Tay, J.-H. and Lee, D.-J. (2004). A comparison of ultrasound treatment on primary and secondary sludges. *Water Science and Technology*, 50 (9), , p.91–97.

Mills, N., Pearce, P., Farrow, J., Thorpe, R. B. and Kirkby, N. F. (2014). Environmental & economic life cycle assessment of current & future sewage sludge to energy technologies. *Waste Management*, 34 (1), p.185–195.

OCDE. (2012). Waste water treatment. Recuperado en: http://www.oecd-ilibrary.org/environment/data/oecd-environment-statistics/wastewater-treatment_data-00604-en.

Oyarzun, C., Godoy, R. and Leiva, S. (2002). Deposición atmosférica de nitrógeno en un transecto valle longitudinal-cordillera de Los Andes, centro-sur de Chile. *Revista chilena de historia natural*, 75 (1), p.233–243.

Pasqualino, J. C., Meneses, M., Abella, M. and Castells, F. (2009). LCA as a Decision Support Tool for the Environmental Improvement of the Operation of a Municipal Wastewater Treatment Plant. *Environmental Science & Technology*, 43 (9), p.3300–3307.

Pérez-Elvira, S., Fdz-Polanco, M., Plaza, F. I., Garralón, G. and Fdz-Polanco, F. (2009). Ultrasound pre-treatment for anaerobic digestion improvement. *Water Science and Technology*, 60 (6), p.1525–1532.

Pérez-Elvira, S. I., Diez, P. N. and Fdz-Polanco, F. (2006). Sludge minimisation technologies. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 5 (4), Springer, p.375–398.

Pertl, A., Mostbauer, P. and Obersteiner, G. (2010). Climate balance of biogas upgrading systems. *Waste Management*, 30 (1), p.92–99.

Ramalho, R. S., Beltrán, D. J. and de Lora, F. (1990). Tratamiento de aguas residuales. Ed. 2. Barcelona: Reverté. 705 pp.

Rodriguez-Verde, I., Regueiro, L., Carballa, M., Hospido, A. and Lema, J. M. (2014). Assessing anaerobic co-digestion of pig manure with agroindustrial wastes: The link between environmental impacts and operational parameters. *Science of the Total Environment*, 497–498, p.475–483.

Santos, I. F. S. dos, Barros, R. M. and Tiago Filho, G. L. (2015). Electricity generation from biogas of anaerobic wastewater treatment plants in Brazil: An assessment of feasibility and potential. *Journal of Cleaner Production*, 126, p.504–514.

Schmid, A. G. (2008). Diferenciación espacial en la metodología de Análisis de Ciclo de Vida: Desarrollo de factores regionales para la eutrofización acuática y terrestre. Departamento de Ingeniería Química, Doctorado, Santiago de Compostela. Recuperado en: <http://www.usc.es/biogrup/sites/default/files/AlejandroGallego.pdf>.

Seppälä, J., Posch, M., Johansson, M. and Hettelingh, J.-P. (2006). Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11 (6), p.403–416.

Silvestre, G., Fernández, B. and Bonmatí, A. (2015). Significance of anaerobic digestion as a source of clean energy in wastewater treatment plants. *Energy Conversion and Management*, 101, p.255–262.

SISS. (2011). Informe de Gestión del Sector Sanitario año 2010. Recuperado en: http://www.siss.gob.cl/577/articles-8333_recurso_1.pdf.

SISS. (2015). Informe de Gestión del Sector Sanitario año 2014. Recuperado en: http://www.siss.gob.cl/577/articles-11844_inf_gest.pdf.

Song, G. J.- and Feng, X. Y.-. (2011). Review of Enzymatic Sludge Hydrolysis. *Journal of Bioremediation and Biodegradation*, 2 (5), p.130.

Struijs, J., Beusen, A., De Zwart, D. and Huijbregts, M. (2011). Characterization factors for inland water eutrophication at the damage level in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 16 (1), p.59–64.

Suh, Y. and Rousseaux, P. (2001). An LCA of alternative wastewater sludge treatment scenarios. *Resources, Conservation and Recycling*, 35, p.191–200.

Tchobanoglous, G. and Burton, F. L. (1991). Wastewater engineering. McGraw-Hill international ed. 1485 pp.

Tchobanoglous, G., Theisen, H. and Vigil, S. (1994). Gestión integral de residuos sólidos Volumen 1. Ed. 2. México: McGraw-Hill. 1087 pp.

Thumann, A. and Mehta, D. P. (2001). Handbook of energy engineering. Ed. 6. New York: The Fairmont Press, Inc. 478 pp.

Torres, P., Marmolejo, L. F. and Botina, A. (2005). Mejoramiento del potencial agrícola de lodos digeridos anaeróbicamente con el uso de cal. *Agronomía Colombiana*, 23 (2), p.310–316.

Turovskiy, I. S. and Mathai, P. K. (2006). Wastewater sludge processing. Ed. 1. New Jersey: John Wiley & Sons. 363 pp.

Umwelt Bundeswamt. (2014). Technical Guide on the Treatment and Recycling Techniques for Sludge from municipal Wastewater Treatment with references to Best Available Techniques (BAT). Recuperado en: http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/technical_guide_on_the_treatment_and_recycling_techniques_for_sludge_from_municipal_waste_1.pdf.

Varnero, M. T., Carú, M., Galleguillos, K. and Achondo, P. (2012). Tecnologías disponibles para la purificación de biogás usado en la generación eléctrica. *Información Tecnológica*, 23 (2), p.31–40.

Vera, I. (2012). Análisis de funcionamiento y patrones asociativos de sistemas de tratamiento convencionales y naturales de aguas servidas para la eliminación de materia orgánica y nutrientes. Tesis Doctorado en Ciencias Ambiental c/m Sistemas acuáticos continentales. Universidad de Concepción. Concepción, Chile.

De Vries, J. W., Vinken, T., Hamelin, L. and De Boer, I. J. M. (2012). Comparing environmental consequences of anaerobic mono-and co-digestion of pig manure to produce bio-energy—a life cycle perspective. *Bioresource technology*, 125, Elsevier, p.239–248.

Wang, L. K., Shammas, N. K. and Hung, Y.-T. (2009). Biosolids engineering and management. Springer Science & Business Media. 680 pp.

Warncke, D D, Dahl Jon, Z. B. (2004). Nutrient recommendations for vegetable crops in Michigan. Michigan State University Extension. Recuperado en: http://macd.org/_literature_128140/Nutrient_Recs_for_Vegetable_Crops_in_MI.

Whiting, A. and Azapagic, A. (2014). Life cycle environmental impacts of generating electricity and heat from biogas produced by anaerobic digestion. *Energy*, 70, p.181–193.

Williford, C., Chen, W.-Y., Shamas, N. K. and Wang, L. K. (2007). Alkaline Stabilization of Biosolids. p.207–241. Recuperado en: <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/901U0R00.PDF?Dockey=901U0R00.PDF>.

Woon, K. S., Lo, I. M. C., Chiu, S. L. H. and Yan, D. Y. S. (2016). Environmental assessment of food waste valorization in producing biogas for various types of energy use based on LCA approach. *Waste Management*, 50, p.290–299.

Zaror, C. Z. (2002). Introducción a la ingeniería ambiental para la industria de procesos. Ed. 2. Concepción, Chile: Universidad de Concepción. 500 pp.

Zielewicz, E. and Sorys, P. (2008). The comparison of ultrasonic disintegration in laboratory and technical scale disintegrators. *European Physical Journal: Special Topics*, 154 (1), p.289–294.

7. ANEXOS

7.1 Anexo 1 Volúmenes de aguas servidas tratados en el año 2014

Regiones	Volúmenes tratados en 2014 (millones m ³ /año)
Región de Arica y Parinacota	14,1
Región de Tarapacá	22,3
Región de Antofagasta	35
Región de Atacama	18,8
Región de Coquimbo	34,4
Región de Valparaíso	122,3
Región Metropolitana	529
Región del Libertador B. O'Higgins	43,7
Región del Maule	80,7
Región del Biobío	126,4
Región de La Araucanía	65,5
Región de Los Ríos	17,6
Región de Los Lagos	49,3
Región de Aysén	6,5
Región de Magallanes	13,4
Total General	1.179

Fuente: SISS, 2015

7.2 Anexo 2 Producción de biosólidos por región durante el año 2014

Región	m ³ biosólido generado en 2014
Valparaíso	41.241
Lib. Bernardo O'Higgins	46.967
Maule	48.501
Biobío	99.971
Araucanía	26.408
Los Lagos	25.406
Metropolitana	337.953
Resto del país	64.033
Total	690.480

Fuente: SISS, 2015

7.3 Anexo 3 Tecnologías utilizadas en el tratamiento de aguas servidas en Chile

Tecnología	Cantidad	Nacional (%)
Biofiltro	1	0,4%
Biodisco	3	1,1%
Emisario Submarino	33	11,7%
Lagunas aireadas	56	19,8%
Lagunas de estabilización	9	3,2%
Lodos activados	167	59,0%
Lombrifiltro	2	0,7%
Primario + desinfección	12	4,2%
Total PTAS operativas	283	100%

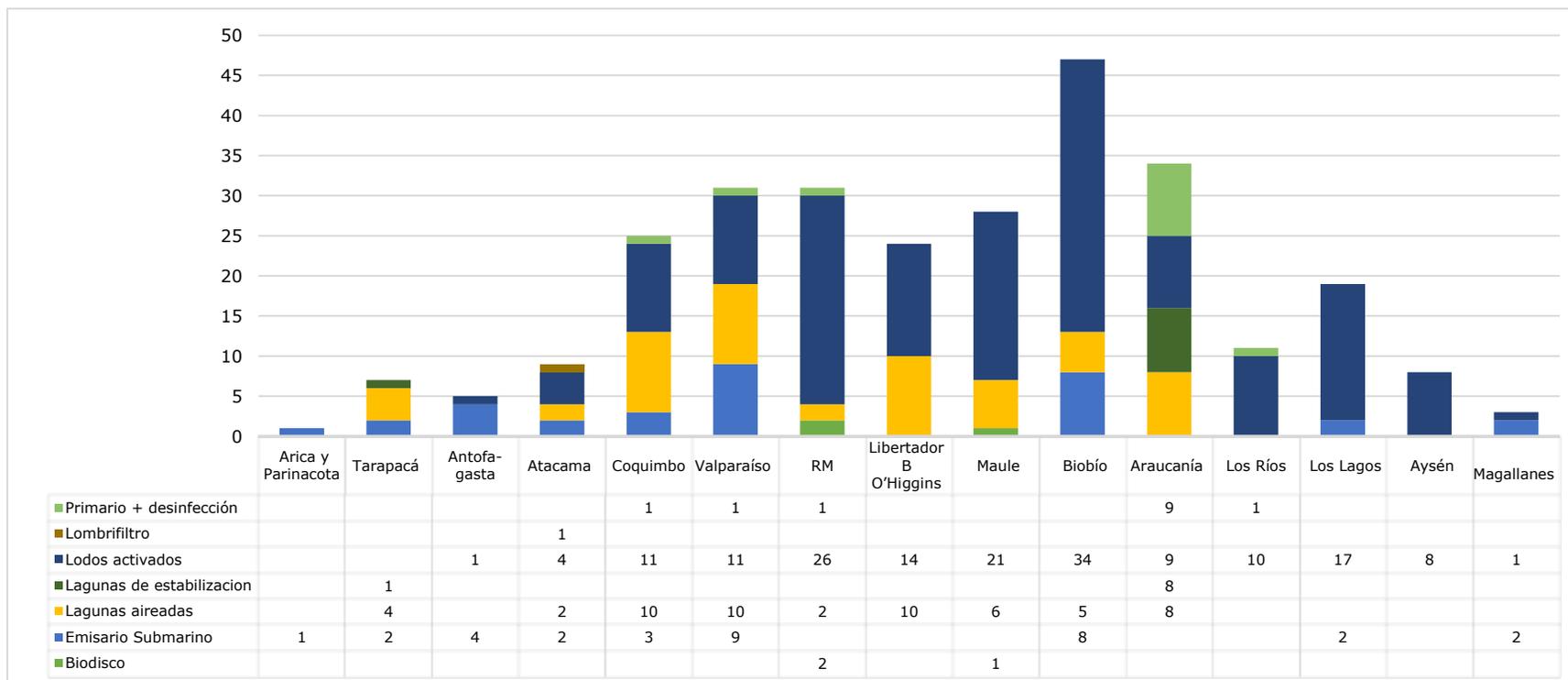
Fuente: SISS, 2015

7.4 Anexo 4 Producción de biogás, año 2014

PTAS	Producción biogás, año 2014 (millones m³)	Producción biogás, año 2014 (%)
La Farfana	34	62%
El Trebal	18	32,30%
Concepción	1,18	2,10%
Talagante	0,79	1,40%
Temuco	0,79	1,40%
Total	56,2	100%

Fuente: SISS, 2015

7.5 Anexo 5 Tecnologías aplicadas de tratamiento de aguas servidas por región. (SISS, 2015).



7.6 Anexo 6 Composición típica de aguas residuales domesticas no tratadas (todos los valores a excepción de sólidos sedimentables se expresan en mg/L).

Constituyente	Concentración		
	Fuerte	Media	Débil
Sólidos totales	1.200	720	350
Disueltos totales	850	500	250
Fijos	525	300	145
Volátiles	325	200	105
En suspensión totales	350	220	100
Fijos	75	55	20
Volátiles	275	165	80
Sólidos sedimentables ml/L	20	10	5
Demanda Bioquímica de oxígeno a 5 días y 20°C (DBO ₅ a 20°C)	400	220	110
Carbono Orgánico Total (COT)	290	160	80
Demanda Química de Oxígeno	1.000	500	250
Nitrógeno (Total como N)	85	40	20
Orgánico	35	15	8
Amoniacal libre	50	25	12
Nitritos	0	0	0
Nitratos	0	0	0
Fósforo (total como P)	15	8	4
Orgánico	5	3	1
Inorgánico	10	5	3
Cloruros	100	50	30
Alcalinidad (como CaCO ₃)	200	100	50
Grasa	150	100	50

Fuente: Metfalf and Eddy, 1991

7.7 Anexo 7 Generación de parámetros ambientales por m³ de agua tratada

Parámetro	Unidad	Afluente	Efluente	Biosólido
DQO	g DQO/m ³	480	54	
DBO ₅	g DBO ₅ / m ³	220	12	
SST	g SST/ m ³	140	14	
P Total	g P Total/ m ³	2,7	2,2	0,5
Biosólidos	kg Biosólido/ m ³ agua tratada			0,19

Fuente: Godin *et al.* 2012

7.8 Anexo 8 Diferentes rutas de destino de lodos generados en PTAS

Ruta	Destino	Operación requerida
1	Agricultura (aplicación en suelos)	E, T
2	Agricultura	E, DM, T
3	Agricultura	E, DA, T
4	Agricultura	E, DA, DM, T
5	Vertederos	E, DM, T
6	Vertederos	E, DA, DM, T
7	Combustible Sólido	E, DM, SI, T
8	Combustible Sólido	E, DA, DM, SI
9	Cenizas	E, DM, SI, I
10	Cenizas	E, DA, DM, SI, I

E: Espesadores; T: Transporte; DM: Deshidratación mecánica SI: Secado indirecto; DA: Digestión anaeróbica; I: Incineración

Fuente: Appels *et al.*, 2008

7.9 Anexo 9 Ingreso de insumos en software Simapro

Insumo	Escenario	Tipologia de ingreso	Base de datos
Electricidad	Todos	Electricity, high voltage {CL} market for Alloc Def, U	Ecoinvent v.3
Acrilonitrilo	Todos	Acrylonitrile {GLO} market for Alloc Def, U	Ecoinvent v.3
Gas natural	E ₁ – E ₂	Heat, central or small-scale, natural gas {RoW} market for heat, central or small-scale	Ecoinvent v.3
Titanio	E ₂	Titanium dioxide {RER} market for Alloc Def, U	Ecoinvent v.3
Aluminio	E ₂	Aluminium alloy, AlMg3 {GLO} market for Alloc Def, U	Ecoinvent v.3
Acero inoxidable	E ₂	Stainless steel hot rolled coil, annealed & pickled, elec. arc furnace route, prod. mix, grade 304 RER S	Ecoinvent v.3
Concreto	E ₂	Concrete block {GLO} market for Alloc Def, U	Ecoinvent v.3
Ladrillo	E ₂	Brick {GLO} market for Alloc Def, U	Ecoinvent v.3
Sulfato de amonio	E ₁ - E ₂	Ammonium sulfate, as N {GLO} market for Alloc Def, U	Ecoinvent v.3
Fosfato diamónico	E ₁ - E ₂	Phosphate fertiliser, as P ₂ O ₅ {GLO} market for Alloc Def, U	Ecoinvent v.3
Transporte	Todos	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 {GLO} market for Alloc Def, U	Ecoinvent v.3
Cal	E ₃ – E ₄	Lime {GLO} market for Alloc Def, S	Ecoinvent v.3
Diesel	E ₃ – E ₄	Diesel, burned in building machine {GLO} market for Alloc Def, U	Ecoinvent v.3
Grava	E ₃ – E ₄	Gravel, round {GLO} market for Alloc Def, U	Ecoinvent v.3
Bitumen	E ₃ – E ₄	Bitumen, at refinery/kg/US	USLCI
Acero al cromo	E ₃ – E ₄	Steel, chromium steel 18/8 {GLO} market for Alloc Def, U	Ecoinvent v.3
Hierro fundido	E ₃ – E ₄	Cast iron {GLO} market for Alloc Def, U	Ecoinvent v.3
Polypropileno	E ₃ – E ₄	Polypropylene, granulate {GLO} market for Alloc Def, U	Ecoinvent v.3
Caucho sintético	E ₃ – E ₄	Synthetic rubber {GLO} market for Alloc Def, U	Ecoinvent v.3
Arena	E ₃ – E ₄	Sand {GLO} market for Alloc Def, U	Ecoinvent v.3
Tranporte	E ₃ – E ₄	Truck 28t	Ecoinvent v.3

7.10 Anexo 10 Inventario escenario 1 estabilización mediante digestión anaeróbica convencional.

	Espesado	Digestion Anaeróbica	Co-generación	Deshidratación	Aplicación al suelo	Linea de Agua	Total
ENTRADAS							
Electricidad (kWh)	43,51	54,17	-	28,92	-	-	126,6
Calor (kWh)	-	664,58	-	-	-	-	664,6
Polímero (Kg)	6,41	-	-	-	-	-	6,41
Transporte (tkm)	-	-	-	-	369,37	-	369,37
Polímero Deshidratación(Kg)	-	-	-	2,73	-	-	2,73
biosólido a disposición (ton)	-	-	-	-	1,91	-	1,91
SALIDAS							
Productos							
Electricidad producida (kWh)	-	-	691,29	-	-	-	691,3
Calor producida (kWh)	-	-	736,38	-	-	-	736,4
Emisiones al aire							
CH ₄ biogenico (kg)	-	2,84	3,13	2,84	-	-	8,8
CO ₂ biogenico (kg)	-	3,54	590,64	3,54	-	-	597,7
N ₂ (kg)	-	0,07	-	0,07	0,70	-	0,85
H ₂ S (kg)	-	4,44E-03	-	4,44E-03	-	-	0,01
NH ₃ (Kg)	-	4,44E-04	-	4,44E-04	3,54	-	3,54
CO biogenico (Kg)	-	-	0,95	-	-	-	0,95
N ₂ O (kg)	-	-	0,00051	-	0,15	-	0,15
NO _x (kg)	-	-	0,08	-	-	-	0,08
Emisiones al agua							
PO ₄ ²⁻ (kg)	-	-	-	-	16,57	16,77	33,34
NO ₃ ⁻ (kg)	-	-	-	-	1,95	72,60	74,55
DQO(kg)	-	-	-	-	-	129,16	129,16
SST (kg)	-	-	-	-	-	218,02	218,02
PRODUCTOS EVITADOS							
Energía Evitada							
Eléctrica (MWh)	-	-	0,56	-	-	-	0,56
Calor (MWh)	-	-	0,07	-	-	-	0,07
Fertilizantes químicos							
N (como Sulfato de amonio) (kg)	-	-	-	-	4,92	-	4,92
P ₂ O ₅ (como fosfato diamónico) (kg)	-	-	-	-	2,56	-	2,56

7.11 Anexo 11 Inventario escenario 2 estabilización mediante DAA.

	Espesado	Pre-tratamiento	Digestión Anaeróbica	Co-generación	Deshidratación	Aplicación al suelo	Línea de agua	Total
ENTRADAS								
Electricidad (kWh)	43,5	65,54	54,17	-	28,91	-	-	192,13
Calor (kWh)	-	506,98	169,26	-	-	-	-	676,23
Polimero (Kg)	6,4	-	-	-	-	-	-	6,41
Transporte (tkm)	-	-	-	-	-	390,2	-	390,2
Polimero (Kg)	-	-	-	-	2,73	-	-	2,73
Lodo a disposición (ton)	-	-	-	-	-	2,02	-	2,02
Aleación de titanio (kg)	-	0,01	-	-	-	-	-	0,01
Cerámica más berilio (kg)	-	8,E-04	-	-	-	-	-	8,E-04
Aluminio (kg)	-	3,E-04	-	-	-	-	-	3,E-04
Acero inoxidable (kg)	-	0,01	-	-	-	-	-	0,01
Concreto (kg)	-	0,29	-	-	-	-	-	0,29
Ladrillos (kg)	-	0,09	-	-	-	-	-	0,09
SALIDAS								
Productos								
Electricidad producida (kWh)	-	-	-	829,55	-	-	-	829,55
Calor producida (kWh)	-	-	-	883,65	-	-	-	883,65
Emisiones al aire								
CH ₄ biogenico (kg)	-	-	3,41	3,83	3,41	-	-	10,64
CO ₂ biogenico (kg)	-	-	4,49	721,48	4,49	-	-	730,46
N ₂ (kg)	-	-	0,09	-	0,09	0,67	-	0,85
H ₂ S (kg)	-	-	5,42E-03	-	5,42E-03	-	-	0,01
NH ₃ (Kg)	-	-	5,42E-04	-	5,42E-04	5,27	-	5,27
CO biogenico (Kg)	-	-	-	1,16	-	-	-	1,16
N ₂ O (kg)	-	-	-	-	-	0,16	-	0,16
NO _x (kg)	-	-	-	0,1	-	-	-	0,1
Emisiones al agua								
PO ₄ ²⁻ (kg)	-	-	-	-	-	15,65	16,53	32,19
NO ₃ ⁻ (kg)	-	-	-	-	-	1,02	73,71	74,74
DQO(kg)	-	-	-	-	-	-	129,1	129,1
SST (kg)	-	-	-	-	-	-	218,52	218,52
PRODUCTOS EVITADOS								
Electricidad (MWh)	-	-	-	0,64	-	-	-	0,64
Calor (MWh)	-	-	-	0,21	-	-	-	0,21
Fertilizantes químicos								
N (como Sulfato de amonio) (kg)	-	-	-	-	-	5,52	-	5,52
P ₂ O ₅ (como fosfato diamónico) (kg)	-	-	-	-	-	2,87	-	2,87

7.12 Anexo 12 Inventario escenario 3 estabilización mediante alcalinización y disposición en relleno sanitario.

	Espesado	Alcalinizacion	Deshidratador	Relleno sanitario	Quema biogas	Lixiviado	Línea de agua	Total
ENTRADAS								
Electricidad (kWh)	43,508	4,5	11,17	-	-	-		59,180
Polimero (Kg)	6,409	-	-	-	-	-		6,40
Transporte (tkm)	-	-	-	333,245	-	-		333,24
Polimero Deshidratación(Kg)	-	-	2,73	-	-	-		2,72
Cal apagada (kg)	-	164,75	-	-	-	-		164,74
Lodo a disposición (Ton/d)	-	-	-	1,725	-	-		1,725
Transporte (tkm)	-	-	-	333,245	-	-		333,24
Excavación (minicargador) (m ³)	-	-	-	0,669	-	-		0,669
Diesel (MJ)	-	-	-	2,844	-	-		2,844
Grava (kg)	-	-	-	276,458	-	-		276,4
Bitumen (kg)	-	-	-	4,119	-	-		4,119
Acero reforzado (kg)	-	-	-	0,015	-	-		0,015
Acero al cromo 18/8,(kg)	-	-	-	0,005	-	-		0,005
Hierro fundido (kg)	-	-	-	0,003	-	-		0,003
PVC (kg)	-	-	-	3,9E-04	-	-		3,9E-04
Polypropylene (kg)	-	-	-	3,9E-04	-	-		3,9E-04
Caucho sintético (kg)	-	-	-	1,5E-04	-	-		1,5E-04
Arena (kg)	-	-	-	0,115	-	-		0,115
Tap water, at user (kg)	-	-	-	3,204	-	-		3,204
Transporte 28t (camión) (tkm)	-	-	-	34,239	-	-		34,239
Transporte, tren (tkm)	-	-	-	0,936	-	-		0,936
SALIDAS								
Emisiones al aire	-	-	-	-	-	-		
CH ₄ biogenico (kg)	-	-	-	23,651	-	-		23,651
CO ₂ biogenico (kg)	-	75,21	-	225,51	0,103	-		300,718
N ₂ (kg)	-	-	-	4,773	0,002	-		4,773
H ₂ S (kg)	-	2E-5	-	-	-	-		2E-5
NH ₃ (Kg)	-	5,781	-	-	0,001	-		5,781
NM_VOC (kg)	-	-	-	2,8E-04	1,3E-06	-		2,8E-04
N ₂ O (kg)	-	-	-	0,003	0,00041	-		0,003
SO ₂ (kg)	-	-	-	0,058	-	-		0,058

Emisiones al agua	Espesado	Alcalinizacion	Deshidratador	Relleno sanitario	Quema biogas	Lixiviado	Linea de agua	Total
DQO (kg)			-	-		0,008	133,5	133,6
DBO (kg)			-	-		0,001	-	0,001
NH ₄ ⁺ (kg)			-	-		0,072	-	0,1
NO ₃ ⁻ (kg)			-	-		0,367	72,6	72,9
TOC (kg)			-	-		0,00005	-	
SST (kg)			-	-		-	35,6	35,6
PO ₄ ²⁻ (kg)			-	-		12,37	17,52	29,89

7.13 Anexo 13 Inventario escenario 4 estabilización mediante alcalinización y disposición en relleno sanitario.

	Espesado	Alcalinizacion	Deshidratador	Relleno sanitario	Quema biogas	Lixiviado	Linea de agua	Total
ENTRADAS								
Electricidad (kWh)	43,5	4,5	11,17	-	-	-		59,180
Polimero (Kg)	6,4	-	-	-	-	-		6,40
Transporte (tkm)	-	-	-	333,2	-	-		333,2
Polimero Deshidratación(Kg)	-	-	2,73	-	-	-		2,72
Cal apagada (kg)	-	164,8	-	-	-	-		164,7
Lodo a disposición (Ton/d)	-	-	-	1,73	-	-		1,73
Transporte (tkm)	-	-	-	333,2	-	-		333,2
Excavación (minicargador) (m ³)	-	-	-	0,67	-	-		0,669
Diesel (MJ)	-	-	-	2,8	-	-		2,844
Grava (kg)	-	-	-	276,4	-	-		276,4
Bitumen (kg)	-	-	-	4,1	-	-		4,119
Acero reforzado (kg)	-	-	-	0,015	-	-		0,015
Acero al cromo 18/8,(kg)	-	-	-	0,005	-	-		0,005
Hierro fundido (kg)	-	-	-	0,003	-	-		0,003
PVC (kg)	-	-	-	3,9E-04	-	-		3,9E-04
Polypropylene (kg)	-	-	-	3,9E-04	-	-		3,9E-04
Caucho sintetico (kg)	-	-	-	1,5E-04	-	-		1,5E-04
Arena (kg)	-	-	-	0,115	-	-		0,115
Tap water, at user (kg)	-	-	-	3,2	-	-		3,2
Transporte 28t (camión) (tkm)	-	-	-	34,2	-	-		34,2
Transporte, tren (tkm)	-	-	-	0,94	-	-		0,94
SALIDAS								
Electricidad (kWh)	-	-	-	-	64	-		64
Emisiones al aire	-	-	-	-	-	-		
CH ₄ biogenico (kg)	-	-	-	23,6	-	-		23,6
CO ₂ biogenico (kg)	-	75,21	-	225,5	0,103	-		300,7
N ₂ (kg)	-	-	-	4,7	0,002	-		4,7
H ₂ S (kg)	-	2E-5	-	-	-	-		2E-5
NH ₃ (Kg)	-	5,7	-	-	0,001	-		5,7
NM_VOC (kg)	-	-	-	2,8E-04	1,3E-06	-		2,8E-04
N ₂ O (kg)	-	-	-	0,003	0,00041	-		0,003
SO ₂ (kg)	-	-	-	0,058	-	-		0,058

Emisiones al agua	Espesado	Alcalinizacion	Deshidratador	Relleno sanitario	Quema biogas	Lixiviado	Linea de agua	Total
DQO (kg)			-	-		0,008	133,5	133,6
DBO (kg)			-	-		0,001	-	0,001
NH ₄ ⁺ (kg)			-	-		0,072	-	0,1
NO ₃ ⁻ (kg)			-	-		23,5	72,6	96,12
TOC (kg)			-	-		0,00005	-	
SST (kg)			-	-		-	35,6	35,6
PO ₄ ²⁻ (kg)			-	-		12,37	17,52	29,89