

METODOLOGÍA PARA EL ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DE DEPURADORAS DE AGUAS RESIDUALES



Bizkaiko Foru
Aidundia
Diputación
Foral de Bizkaia



Deusto
Universidad de Deusto
Deustuko Unibertsitatea

Diciembre, 2012

Contenido

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA. ESTADO DEL ARTE DE ACV SOBRE EDAR.....	3
ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA	7
DEFINICIÓN DEL OBJETIVO Y ALCANCE	7
1. Objetivo del estudio	7
2. Alcance del estudio	7
2.1. Depuración de Aguas Residuales en LA Comunidad Autónoma Vasca y Bizkaia.	7
2.2. Unidad funcional	13
2.3. Limites del sistema	14
2.3.1. Procesos unitarios incluidos en el sistema (diagrama de flujo).	17
2.4. Categorías de impacto.....	17
2.4.1. Vector residuos sólidos	18
2.4.2. Vector atmosfera.....	20
2.4.3. Vector energía.....	22
BIBLIOGRAFIA.....	25
ANEXO I: CATEGORIAS DE IMPACTO	28
1. Metodología de la EICV y los tipos de impacto.....	28

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA. ESTADO DEL ARTE DE ACV SOBRE EDAR

Los estudios de ACV inicialmente fueron desarrollados para analizar productos o materiales. Sin embargo, con el tiempo estos estudios han evolucionado hasta evaluar los impactos ambientales de procesos productivos, como por ejemplo, el tratamiento de aguas residuales.

Son muchos y muy variados los estudios que se han llevado a cabo. La primera referencia encontrada sobre estudios de ACV aplicados al tratamiento de aguas residuales, data 1997 (encontrado en (1)) cuando Roeleved et al. (1997) utilizaron esta metodología para evaluar la sostenibilidad del tratamiento de aguas residuales en Holanda. Una de las conclusiones principales de este estudio fue concluir que esta clase de estudios deben aplicarse a nivel regional y no nacional, dadas las diferencias sustanciales del tipo de aguas a tratar.

La mayoría de los estudios están centrados en la evaluación de la explotación de las EDAR desde un punto de vista integral. Sin embargo, es necesario analizar los estudios de manera separada según la capacidad de las instalaciones, dado que las etapas que forman el tratamiento pueden ser muy diferentes.

Por un lado, podemos analizar las depuradoras de capacidad de menos de 30.000 habitantes equivalentes. La depuradora de Göteborg (Suecia) de 12.600 habitantes equivalentes fue objeto de estudio con la intención de reestructurar la depuradora existente. El objetivo principal era estudiar las consecuencias de cambiar la planificación del tratamiento de aguas de un sistema centralizado a uno más local (2). Kärroman y Jönsson (2001) (3) presentaron un método para estandarizar el impacto ambiental de cuatro sistemas de tratamiento de aguas residuales, cuantificando su contribución al impacto total de la sociedad sueca. Machado et al. (2006) (4) compararon distintos tratamientos naturales (humedal e infiltración) y convencionales (fangos activos) para comunidades pequeñas y descentralizadas.

En España, Vidal et al. (2002)(5), compararon tres configuraciones de tratamientos biológicos por medio de un software de simulación con el fin de disminuir la carga de nitrógeno en el efluente tratado. En Zaragoza, Ortiz et al (2007) (6), analizaron los impactos producidos por el tratamiento terciario, para una EDAR de 13.200 habitantes equivalentes. De la misma manera, investigadores del departamento de ingeniería química de la Universidad de Santiago de Compostela, observando que Galicia está caracterizada por tener un gran número de poblaciones poco populosas (más del 93% de los municipios tienen menos de 20.000 habitantes), analizaron distintas configuraciones de EDARs para poblaciones inferiores de 20.000 habitantes equivalentes, con objeto de establecer la más adecuada en términos de mínimo impacto ambiental (7). Sin embargo, la mayoría de estos estudios han tenido un alcance limitado, ya sea en términos de tratamientos considerados, tamaño de la instalación, o por la exclusión de partes significativas del sistema (8). Ante este hecho, Foley et al. (2010) comparan diez escenarios comprendidos en seis sistemas y calidades de efluente diferentes, desde el “no hacer nada” Caso0 ($TN\ 50\ mgNL^{-1}$, $TP\ 12\ mgPL^{-1}$) a la mejor practica con eliminación avanzada de nutrientes Caso9 ($TN\ 3\ mgNL^{-1}$, $TP\ 1\ mgPL^{-1}$), todos ellos, salvo el Caso0, con digestión anaerobia para la estabilización de los fangos.

Anteriormente al estudio antes mencionado, y desde el departamento de Ingeniería Química de la Universidad de Compostela, se emprendió en 2004 un estudio para incorporar el vector

medioambiental a la hora de la toma de decisiones en la optimización o implementación de EDARs. Con ese objetivo han desarrollado distintos estudios, para depuradoras de menos de 20.000 habitantes equivalente (7), para depuradoras entre 75.000 y 125.000 habitantes equivalente(1,9), y para la evaluación de distintos tratamientos para los fangos de depuradora (10).

Tal y como anteriormente se ha mencionado, los ACV deben de aplicarse de manera regional. Una nación difiere bastante de las calidades de las aguas que se tratan dado que los hábitos de consumo son diferentes y los sectores industriales son muy diversos, entre otras razones. Por ello, es importante analizar las características de las EDARs de manera localizada. Catalunya es una de las naciones con mayor análisis de sus EDAR junto a Galicia. Pasqualino et al. (2009) (11) evalúan de entre las 327 EDARs, la depuradora de Tarragona con más de 140.000 habitantes equivalentes, haciendo hincapié en los tratamientos para los fangos. Asimismo, Bravo L. (2009) estudia la EDAR de Baix Llobregat con 2 millones de habitantes equivalentes estudiando de manera global la línea de aguas y más detalladamente la línea de fangos (12). Esta depuradora, dada su gran capacidad, es una EDAR modelo para la comparación, dentro de sus tratamientos incluye los tratamientos modelo, espesamiento, digestión anaerobia y cogeneración, deshidratación y secado térmico.

Otros estudios han puesto su enfoque en estudiar distintas alternativas de disposición de los fangos. La gestión de fangos de depuradora se había considerado como una cuestión secundaria en comparación con los procesos de tratamiento de aguas residuales. Sin embargo, de unos años aquí, se han convertido un punto caliente en el control de la contaminación debido principalmente al aumento de la producción (la cantidad total de fangos generados en EDARs ha aumentado en Europa de 5.5 millones en el año 1992 a 10 millones de toneladas de residuo seco en 2007 (13)) y refuerzo de la normativa sobre su disposición. La legislación actual en la Unión Europea recomienda que los fangos de depuradora de aguas residuales se utilicen como fertilizante. Sin embargo, la presencia de metales pesados puede limitar esta aplicación. En este contexto, es necesario evaluar qué métodos son los más sostenibles. Una gestión sostenible significa mejorar la eficiencia de los recursos, la conservación de los mismos y reducir las emisiones (atmosféricas, hídricas, o al suelo).

En esta línea no son tantos los estudios realizados, pero cada día van cogiendo fuerza. El estudio realizado por Hospido et al. (2005) (10) persigue evaluar distintas técnicas de gestión de fangos de depuradora. Los escenarios propuestos son: la incineración, la aplicación al suelo y la pirolisis. La unidad funcional elegida para estudiar el sistema es 1 tonelada de fangos espesados. Los fangos son procesados de manera distinta según su aplicación. Para la aplicación en suelo, los fangos tras ser espesados, son digeridos anaeróbicamente, con la consiguiente producción de biogás para la producción de electricidad y calor. Tras la digestión anaerobia, los fangos son deshidratados mediante filtros banda, obteniendo una sequedad del 23,7%. Finalmente el fango es aplicado al suelo. Para la incineración, los fangos espesados con una sequedad del 3,5% son deshidratados mediante centrifugas (sequedad 35%) y tratados térmicamente a 850°C. La pirolisis se lleva a cabo mediante previa deshidratación en filtros banda (sequedad 30%), en ausencia de oxígeno y en un rango de temperatura de entre 300°C y 900°C. Del estudio se concluye que la valorización energética de los fangos es una alternativa que presentan ventajas como la recuperación de energía. Sin embargo, afirman que la

aplicación al suelo de fangos digeridos es una opción aceptable, probablemente no la mejor, pero por lo menos una buena, siempre y cuando los esfuerzos se centran en la minimización del contenido de metales pesados en la torta final (10).

Suh y Rousseaux (2002) (14), compararon los impactos ambientales de cinco escenarios alternativos para el tratamiento de fangos de EDAR en el contexto francés. Los escenarios estaban compuestos por un proceso principal (incineración, aplicación al suelo o vertedero), un proceso de estabilización (estabilización con cal, compostaje o digestión anaerobia) y el transporte del fango. El resultado del estudio demostró que la combinación de la digestión anaerobia y la aplicación agrícola presentaba en la mayoría de las categorías de impacto menores emisiones y menor consumo energético. Las sustancias que más contribuyen a la toxicidad humana y a la ecotoxicidad son los metales pesados en las emisiones atmosféricas debido a la incineración, y los derivados de la aplicación al suelo de los fangos.

Peters y Lundie (2001) (15) estudian diferentes escenarios de disposición de fangos en Sídney (Australia). La UF elegida para este análisis es la cantidad de fango producida por las tres principales EDARs de la ciudad, que se estima tienen una capacidad de 2.8 millones de habitantes. Su estudio se basa en la comparación por una parte de escenarios locales y centralizados, y por otra, entre las tecnologías de adición de cal y secado térmico. Los resultados del estudio concluyen que la elección de la tecnología tiene mayor influencia en el perfil ambiental que la configuración del sistema.

Houillon y Jolliet (2001) (16), comparan seis escenarios de tratamientos de fangos procedentes de una EDAR con capacidad para 300.000 habitantes equivalente. Los escenarios analizados son la aplicación al suelo, la incineración en lecho fluidizado, oxidación húmeda, pirolisis, incineración en hornos de cementera y vertedero. El estudio se centra en la energía necesaria y las emisiones que contribuyen al cambio climático a lo largo de todo el tratamiento. El balance energético sugiere que la incineración y la aplicación al suelo tienen el menor consumo de energía primaria no-renovable más bajo. En lo relativo al cambio climático, la valorización de los fangos en hornos de cementera tiene el mejor balance, mientras que la disposición en suelo o en vertedero presenta el peor.

La manera más sostenible de gestionar los fangos de depuradora, es aquella que implique la recuperación de energía y recursos, sin embargo, esto no es siempre posible. Un criterio significativo en la selección de cualquier estrategia de gestión de los fangos, es que la solución debe ser adecuada a las condiciones del lugar en cuestión, por lo tanto, no existe una solución universal al problema y su sostenibilidad a largo plazo.

A parte de los ACV que analizan la explotación de las EDAR bien desde un punto de vista integral bien desde un punto de vista más detallado, línea de agua o de fangos, existen otro tipo de estudios de gran importancia. Entre ellos cabe destacar el estudio llevado a cabo por Renou et al. (2007). El objetivo del trabajo es evaluar, en base a un caso de estudio, la influencia de los métodos de evaluación de impacto seleccionados (CML 2000, Eco Indicator 99, EDIP 96, EPS y Ecopoints 97) en los resultados de LCA para cinco impactos relacionados con la operación de la planta (17). El estudio concluye que la diferencia más significativa entre los métodos de evaluación está en la categoría de impacto acidificación-eutrofización. Mientras la

METODOLOGÍA PARA EL ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DE UNA DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES

Revisión bibliográfica

mayoría de los métodos evalúa cada categoría de manera separada, Eco Indicator 99, los evalúa de manera conjunta. En la categoría de cambio climático, todos los métodos analizados, utilizan las indicaciones propuestas por el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC). En lo relativo al agotamiento de recursos, ligeras diferencias pueden verse, la mayoría referentes a la importancia que cada metodología le da a las fuentes de energía.

Como se ha podido observar, en los últimos 20 años se han llevado a cabo muchos estudios de ACV en el campo del tratamiento de aguas residuales y el tratamiento de fangos, pero no se ha hecho ningún estudio sobre alguna estación depuradora de aguas residuales en la Comunidad Autónoma Vasca.

ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA

DEFINICIÓN DEL OBJETIVO Y ALCANCE

El objetivo y alcance de un estudio de ACV deben definirse claramente y ser consistentes con la aplicación que se persigue.

1. Objetivo del estudio

El objetivo de éste estudio es fijar la base metodológica que permita la realización de un estudio de ACV de una EDAR. Para ello, se ha escogido una EDAR con digestión anaerobia.

A la hora de realizar en estudio de ésta índole, tal y como anteriormente se ha mencionado, los objetivos pueden ser muy variados:

- Cuantificar el impacto ambiental de la depuración de aguas residuales.
- Cuantificar el impacto ambiental de la disposición de lodos de depuradora.

Aunque el objetivo sea diferente, el inventario de datos será el mismo. Será en la fase de evaluación cuando los datos se normalizarán en base a la unidad funcional escogida (explicación en posteriores apartados).

2. Alcance del estudio

2.1. Depuración de Aguas Residuales en LA Comunidad Autónoma Vasca y Bizkaia.

Las **aguas residuales** no pueden ser vertidas sin tratamiento previo por varias razones. El tribunal de la UE, condenó en 2011 al Estado Español por verter aguas residuales sin depurar en 38 localidades (18).

En primer lugar, la descomposición de la materia orgánica en las aguas residuales consume oxígeno, y por tanto, reduce la cantidad disponible en las aguas receptoras. Asimismo, la descomposición produce grandes cantidades de gases malolientes. En segundo lugar, los diferentes microorganismos patógenos presentes en las aguas, son un riesgo para la salud humana. En tercer lugar, los componentes tóxicos presentes, especialmente los metales pesados, son un riesgo para la flora y fauna. Y finalmente, la presencia de fosfatos y nitrógeno, pueden conducir a un crecimiento incontrolado de plantas acuáticas, con el consiguiente deterioro del medio. Por tanto, es necesario reducir los componentes orgánicos, así como destruir los compuestos patógenos y tóxicos antes de su vertido.

En las **estaciones de depuración de aguas residuales** (en adelante EDAR), se lleva a cabo la depuración de las aguas residuales mediante operaciones físicas, químicas y biológicas (19). El fin último es obtener un efluente no contaminante que cumpla con los requisitos establecidos en la Directiva 91/271/CEE en materia de vertido.

La Directiva 91/271/CEE sobre el tratamientos de las aguas residuales urbanas, transpuesta al marco jurídico español mediante el Real Decreto- Ley 11/1995, establece las medidas

necesarias que los Estados miembros han de adoptar para garantizar que las aguas residuales urbanas reciben un tratamiento adecuado antes de su vertido.

Dicha Directiva en su artículo 4, establece que las aglomeraciones que representen más de 2000 habitantes equivalentes, deberán incluir en su proceso de depuración un tratamiento secundario o un proceso equivalente. La normativa europea establece que para el año 2007, todas las localidades de más de 2.000 habitantes deben limpiar sus aguas residuales antes de verterlas a los ríos o al mar.

Los vertidos de las instalaciones mencionadas anteriormente deberán cumplir los siguientes requisitos de reducción.

Tabla 1: Requisitos del agua, Directiva 91/271/CE sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas.

Parámetro	Concentración	Porcentaje mínimo de reducción
DBO ₅	25 mg /l O ₂	70-90 %
DQO	125 mg /l O ₂	75 %
Total sólidos en suspensión	35 mg /l	90

Planificación hidrográfica

A efectos de planificación hidrológica, la Comunidad Autónoma Vasca (CAV) está repartida entre tres Demarcaciones Hidrográficas, las Cuencas Internas del País Vasco, Cantábrico y Ebro.

En la Demarcación de las Cuencas Internas, la más densamente poblada y la que concentra la mayor parte de la industria, la competencia de la planificación del agua depende exclusivamente del Gobierno Vasco, y la ejerce de forma participativa a través de su Agencia del Agua (URA)(20). La configuración de las Cuencas Internas comprende la superficie de los ríos que discurren íntegramente por la CAV, lo que incluye la de aquellos que desembocan en las aguas de transición de otros ríos intercomunitarios.

Pertenecen a la Demarcación del Cantábrico las cuencas hidrográficas de los ríos Urumea, Bidasoa, Ibaizabal, aguas arriba de los puntos que indican la transición a las aguas costeras, el río Endara en el Bidasoa y las cuencas de los ríos Agüera y Karrantza. En la Demarcación del Ebro se incluyen el conjunto de cuencas que vierten al mar mediterráneo.

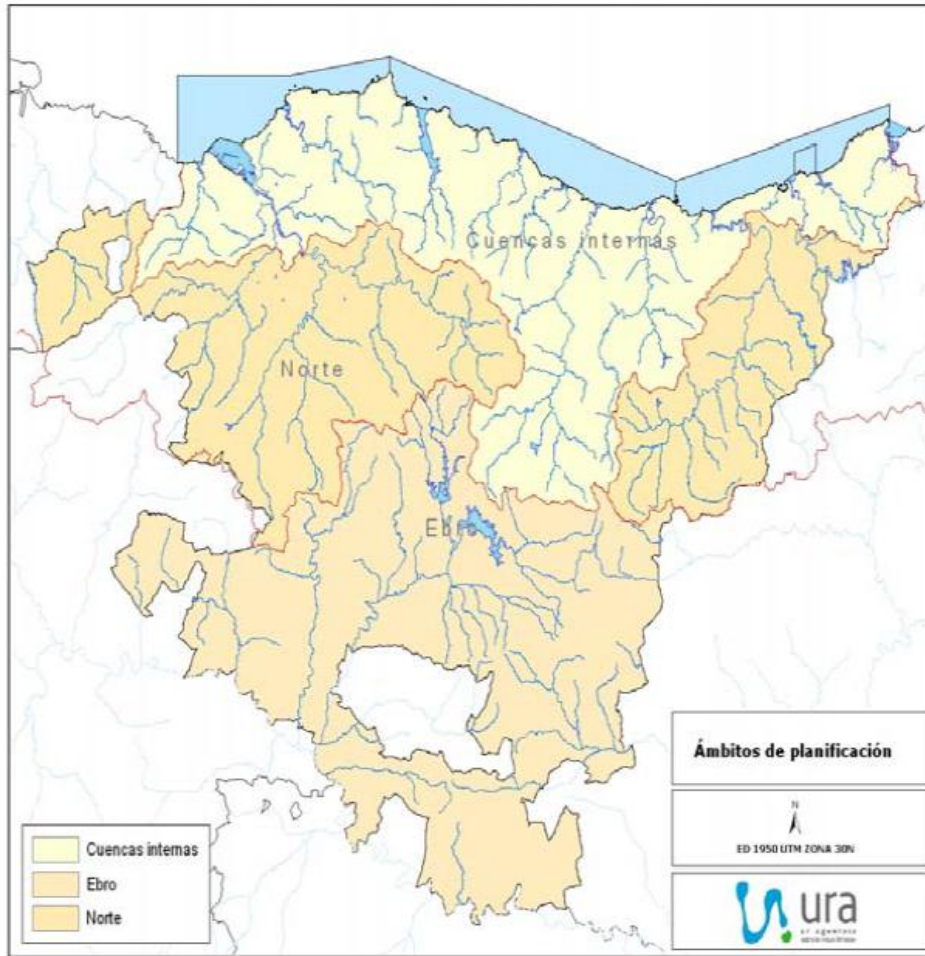


Fig 1: Cuencas Hidrográficas en la CAV

Las cuencas hidrográficas o unidades hidrológicas significativas en la CAPV son veinticuatro, de las cuáles 14 vierten al Cantábrico y las restantes a la vertiente Mediterránea. La representación cartográfica, donde se aprecia las que están íntegramente contenidas en la CAV y las que son compartidas, se muestra en la figura anterior. Esta misma distribución y las superficies correspondientes aparecen en la siguiente tabla.

Tabla 2: Descripción unidades hidrográficas incluidas en los límites de la CAV

Unidad hidrológica	Área (km ²)	Cuenca completa
Bidasoa	76.47	No
Oiartzun	93.32	Si
Urume	138.10	No
Oria	780.04	No
Urola	348.98	Si
Deba	554.29	Si
Artibai	109.67	Si
Lea	127.76	Si
Oka	219.16	Si

Butroe	236.00	Si
Ibaizabal	1533.93	No
Barbadun	134.21	Si
Agüera	49.29	No
Karrantza	140.34	No
Jerea	10.36	No
Puron	24.67	No
Omecillo	241.37	No
Baia	307.84	No
Zadorra	1100.19	No
Inglases	97.95	Si
Linares	0.52	No
Ega	407.00	No
Arakil	115.35	No
Ebro	387.79	No

Saneamiento

Tras la publicación de la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE (DMA), en el ámbito vasco, el hito mas importante en lo que se refiere a la gestión de los recursos hídricos se produjo en 2006, con la aprobación de la Ley 1/2006 de Aguas. El objetivo de la Ley es racionalizar el uso del agua y hacer más eficaz y lógica la gestión de las obras hidráulicas. Con objeto de que todas las actuaciones públicas en materia de agua discurren por el mismo cauce, evitando la dispersión de los recursos públicos y evitando duplicidades, surge en 2007 la Agencia Vasca del Agua (URA).

En el ámbito de la depuración de las aguas residuales urbanas, desde 2003 a hoy en día se ha producido un avance significativo en lo que a infraestructuras públicas de saneamiento supone, estas infraestructuras en 2003 daban servicio al 64% de la población vasca, y en 2007 al 85%.

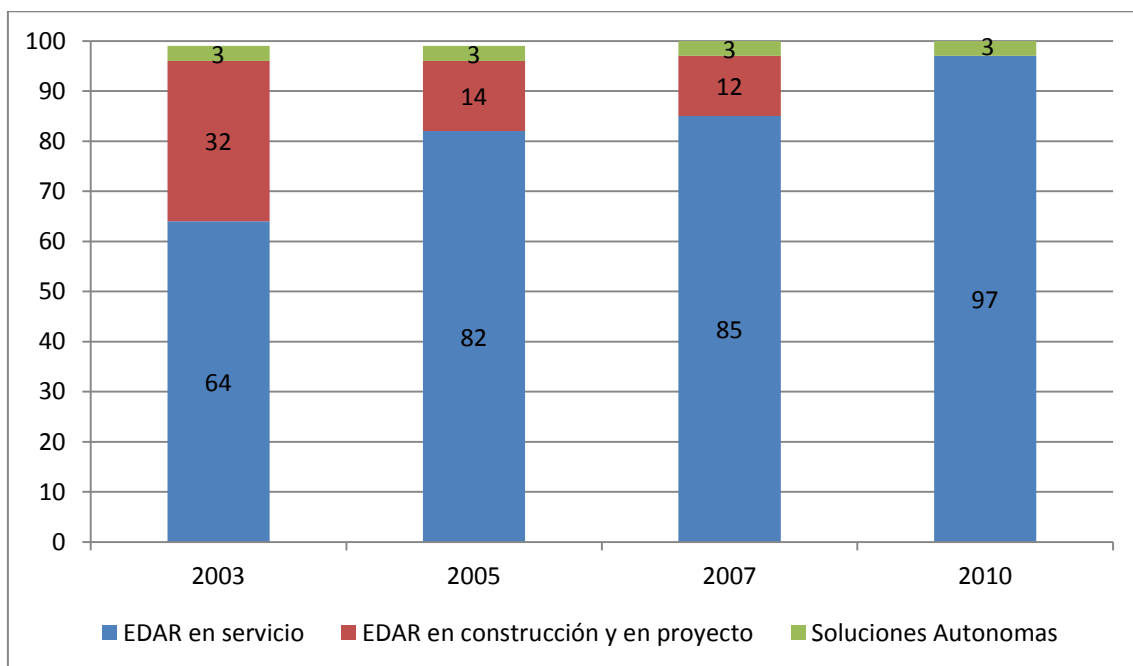


Fig 2: Porcentaje de población servida por EDAR. (20)

En la tabla 6 se puede observar el número de EDAR por comunidades autónomas y sus características más importantes.

Situación de Bizkaia

En Bizkaia existen plantas con muy diversa capacidad. En la siguiente tabla (tabla 1) se presentan la principales EDAR con su capacidad. Debido a la descentralización de la información, no se ha podido obtener información completa para todas las EDAR.

Tabla 3: Principales EDAR de Bizkaia.

EDAR	Localidad	Capacidad, habitantes equivalente
Astepe	Zornotza	25000
Bentalde	Bakio	12000
Galindo	Barakaldo	1000000
Arriandi	Durango	124300
Elorrio	Elorrio	10500
Sertutxa	Laukiz	5000
Gueñes	Gueñes	44210
Larrabetzu	Larrabetzu	3226
Bedia	Lemoa	15086
Lekeitio	Lekeitio	44967
Markina	Markina	10500
Mungia	Mungia	13583
Muskiz	Muskiz	12000
Ondarroa	Ondarro	39536
Orduña	Orduña	6500
Gorliz	Plentzia	442100
La Arboleda	La Arboleda	3544
Lamiaran	Bermeo	50000
Ea	Ea	1600
Gernika	Gernika	29364
Laida	Ibarrangelu	600-3000
Ibarrangelu	Ibarrangelu	300-1400
Abanico	Plentzia	
Fika		
Umbe I		
Umbe II		
Umbe III		
Otxandio		
Buia		

Tratamiento de aguas residuales

En las siguientes figuras se hace referencia al proceso típico de una depuradora con digestión anaerobia. La figura 3 hace referencia a la línea de aguas, mientras la figura 4 describe una línea de fangos con digestión anaerobia.

METODOLOGÍA PARA EL ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DE UNA DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES

Estudio ACV. Fase I

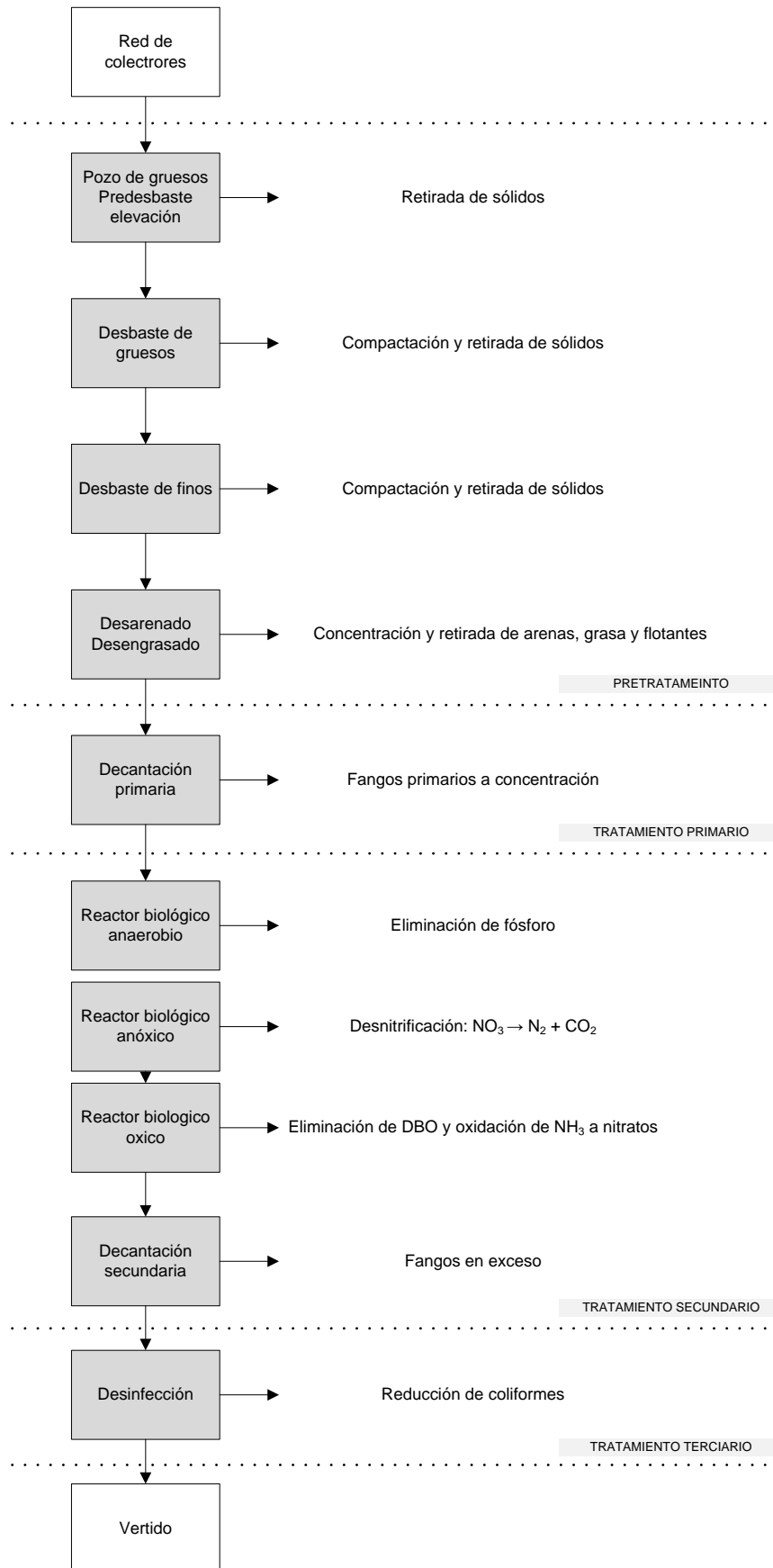


Fig 3: Esquema general de una línea de agua de una EDAR

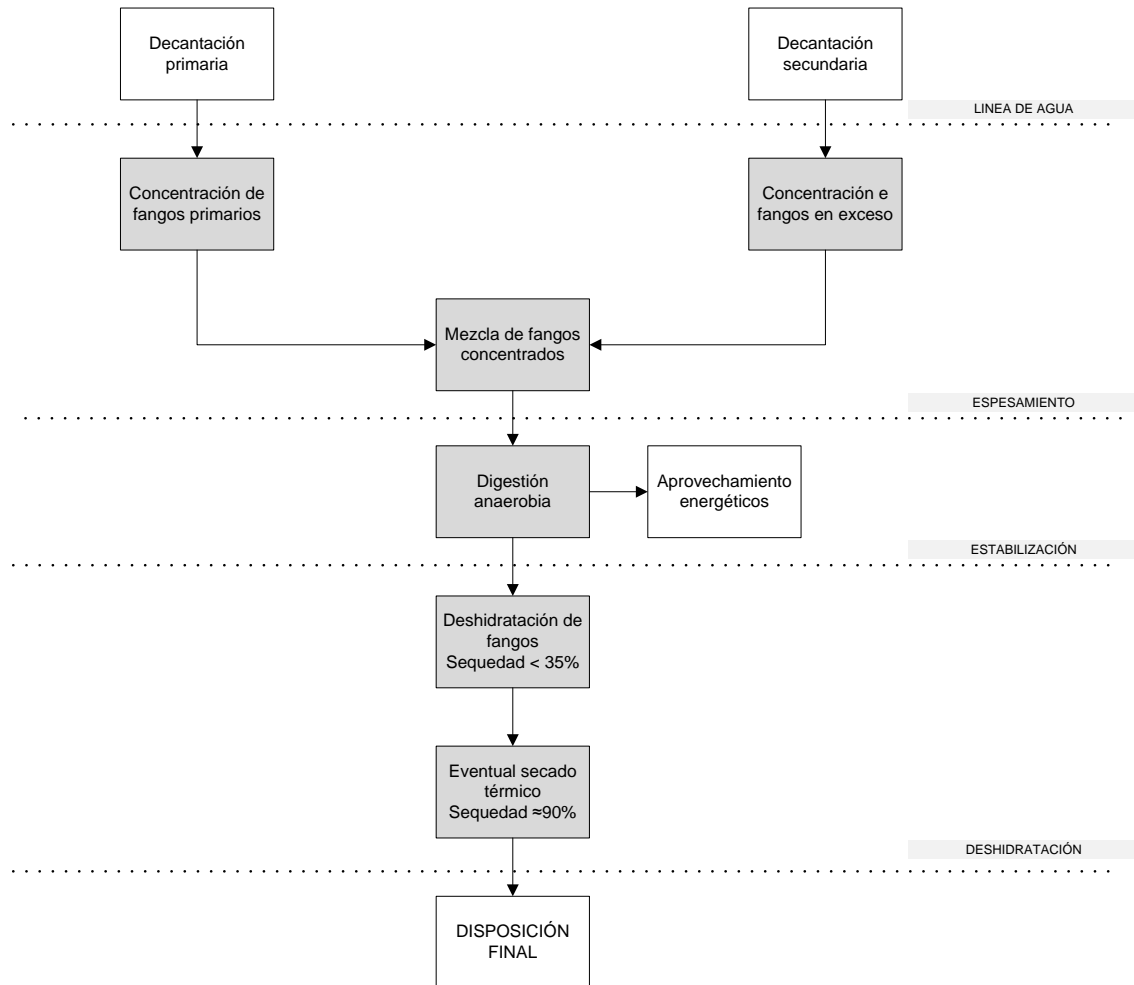


Fig 4: Esquema general de una línea de fango de una EDAR

2.2. Unidad funcional

En un estudio de ACV, la definición de la unidad funcional es uno de los pasos clave.

La unidad funcional (UF), es la cuantificación de las salidas funcionales de un sistema (21). El propósito principal es proporcionar una referencia para todas las entradas y salidas, necesaria para asegurar la comparabilidad de los resultados del ACV.

Como veremos más adelante, en el inventario de datos todos los datos de las distintas entradas y salidas se determinan respecto a la unidad funcional. Por ello, se debe realizar una buena elección de la UF.

Una EDAR tiene como principal función la reducción de la materia orgánica, de nitratos y fosfatos, de nutrientes y de sólidos en suspensión para su posterior vertido al medio receptor. Además del agua depurada, y como consecuencia de la eliminación de los constituyentes contaminantes del agua, en las EDARs se obtiene un subproducto, los fangos.

Hoy en día no se puede decir que UF es la que mejor describe el proceso de depuración de aguas. Los primeros ACV en este campo utilizaban como UF una **cantidad de agua residual tratada durante un periodo de tiempo**, como por ejemplo, la cantidad de agua entrante al día

en la EDAR (9), $1 \text{ m}^3/\text{día}$ (22,23), volumen de agua tratada en la EDAR durante un año (17), 10 ml/día (8). El principal inconveniente de esta UF es que no tiene en cuenta la carga orgánica que contiene el agua ni de otros contaminantes a la entrada de la planta depuradora, impidiendo comparar diferentes EDARs (24).

Con objeto de tener presente la carga contaminante del agua residual entrante en la EDAR, otros estudios se proponen utilizar como UF el **tratamiento de agua residual asociado a un habitante equivalente durante un año** (1,2).

Cuando se trata de dar salida a los fangos obtenidos en el proceso de depuración, no estamos hablando de cómo obtener ese producto, sino de cómo gestionarlo. Así, McDougal et al. (2001) en su libro *"Integrated solid waste management: a life cycle inventory"*, concluyen que la UF de un sistema de gestión de residuos no está directamente relacionada con la fabricación de un determinado producto, sino a la gestión de los residuos y, en consecuencia, la UF se puede definir en términos de la entrada del sistema, es decir, los residuos que deben gestionarse (citado en (10)).

En esta línea, estudios que están más enfocados en estudiar escenarios de disposición de los fangos obtenidos en la EDAR, proponen utilizar una **cantidad de fango tratado durante un periodo de tiempo**, como por ejemplo, 1 tonelada de fango mixto espesado (10,14,16), cantidad de fango obtenido en un año (15), 100 m^3 de fango espesado al día (12).

Si se pretendiera estudiar solo la línea de biogás como un sistema de generación de energía, se podría tomar como UF 1 m^3 de biogás al día, o bien la cantidad de energía producida en un periodo de tiempo (24).

Sin embargo, se pueden utilizar otras UF que no sean las convencionales. En un estudio llevado a cabo la evaluar una EDAR en Xi'an (China), utilizan solamente el consumo energético como parámetro para realizar la evaluación, y por ello utilizan como UF en consumo energético durante 20 años, vida útil esperada de la depuradora (25).

Resumiendo, y en relación a lo mencionado en el apartado del objetivo, la elección de la UF dependerá del objetivo marcado. Los resultados obtenidos dependerán de UF elegida.

2.3. Límites del sistema.

Los límites del sistema determinan qué procesos unitarios deberán incluirse dentro del ACV.

Varios factores determinan los límites del sistema, incluyendo la aplicación prevista del estudio, las hipótesis planteadas, los criterios de exclusión, los datos y limitaciones económicas y el destinatario previsto (21).

La selección de las entradas y salidas, el nivel de agregación dentro de una categoría de datos y la modelización del sistema deberán ser consistentes con el objetivo del estudio. El sistema debería modelarse de modo que las entradas y las salidas en sus límites sean flujos elementales.

Tal y como anteriormente se ha comentado, la naturaleza de los estudios publicados a día de hoy es muy diversa. Hay estudios que incluyen en su análisis la fase de construcción y

demolición (2,4,25). Sin embargo, estos casos son escasos, dado que los impactos de estas dos fases en comparación con la fase de operación han sido identificadas como menos impactantes por numerosos autores (14,23,26). Así, Lassaux et al. (2007), en su estudio sobre EDARs en la región de Wallon (Belgica), afirman que la construcción de la planta y el sistema de alcantarillado contribuyen en menos del 0.5% a la carga ambiental total. La fase de explotación de la EDAR ha sido identificada (23) una de las tres fases que más contribuye a la carga ambiental de todo el ciclo antropogénico del agua.

Por ello, la gran mayoría de los estudios excluyen la fase de construcción de la instalación en el alcance de su estudio y inician su estudio en el momento en el que el agua entra en la estación depuradora (1).

Para el análisis de distintas alternativas en Sidney (8), dentro de los límites del sistema se incluían procesos de primer orden (las emisiones directas atmosféricas, vertidos de efluentes,...) y de segundo orden, los procesos (la generación de electricidad comprada, productos químicos de fabricación) para las fases de construcción y operación solamente. Los procesos asociados al fin de vida fueron ignorados, ya que indican que son generalmente insignificantes, en comparación con las fases de operación y construcción. Los fangos de EDAR son aplicados como fertilizante orgánico en la tierra, y con ello asumen que el fertilizante sintético, diamónio fosfato (DAP) es desplazado. Asimismo, para la electricidad, parte es producida a partir de biogás, los impactos evitados de producción de la electricidad desplazada de la red este de Australia (90,8% de carbón, un 5,0% natural gas, y el 4,2% de energías renovables) se incluyen en el escenario para analizar los beneficios.

Por todo ello los límites que se tendrán en cuenta en futuros estudios, serán los siguientes:

- No se tendrá en cuenta el impacto del transporte del agua residual hasta la planta mediante colectores y bombas, ni la construcción del sistema de recolección, ni la fabricación de sus materiales, ya que el interés de este estudio se centra exclusivamente en el efecto de la planta sobre el medio.
- El sistema comienza con la entrada del agua residual en la estación depuradora y termina con la salida del agua depurada, del fango deshidratado y del fango secado térmicamente.
- Los escenarios a estudiar son: pre-tratamiento, tratamiento biológico y decantación, espesamiento, digestión anaerobia, deshidratación, secado térmico y aplicación en agricultura y disposición en vertedero.
- Los fangos obtenidos serán gestionados bien en agricultura bien en vertedero (la falta de datos para poder describir otros escenarios, valorización material, valorización energética, hacen imposible incluir estos datos).
- No se tiene en cuenta el funcionamiento del emisario submarino.
- El impacto del tratamiento y disposición final de los residuos de la línea del agua (gruesos, finos, arenas y grasas, y arena sucia del físico-químico) se incluirán en el vertedero anteriormente mencionado.
- No se considerará el impacto del tratamiento y disposición final de los residuos distintos a los fangos de la línea de fangos (aceite residual de las calderas para el secado térmico y agua residual del circuito del intercambiador de calor por digestor).

- No se considera la energía ni los recursos naturales necesarios para construir la EDAR. Tampoco se tendrá en cuenta el mantenimiento ni el desmantelamiento de la planta al final de su vida. La ISO 14044:2006 en su punto 4.2.3.3.1 permite la eliminación de etapas del ciclo de vida, procesos, entradas o salidas, si esto no modifica significativamente las conclusiones globales del estudio. Siguiendo dicha cita, se ha eliminado del alcance del estudio la fase de construcción y desmantelamiento, por estar más que probado en la bibliografía estudiada, que el impacto de esta fase en comparación con la operación de la planta es insignificante.
- La línea de olores queda fuera de los límites del estudio.
- Para mantener la coherencia con las directrices de contabilidad del IPCC, se asume que el 100% del carbono orgánico en las aguas residuales que es orgánica. Sin embargo, recientes evidencias sugieren que puede existir una cantidad importante de carbono fósil en las aguas residuales domésticas (27). En estudios de Griffith et al. (2009) revela que las aguas residuales municipales contienen cantidades significativas de carbono fósil. Cualquier producto que se fabrica a partir del petróleo y llega a las EDAR través de las alcantarillas y los desagües pluviales es una fuente potencial de carbono fósil, como el aceite de motor, neumáticos de caucho, productos farmacéuticos, aditivos alimenticios, productos de cuidado personal y detergentes (tensioactivos). Las estimaciones globales indican que el 50% de estos productos tensioactivos, incluyendo jabones, están hechos totalmente de productos de animales y vegetales "modernos", mientras que la otra mitad es sintetizada principalmente a partir de precursores petroquímicos. El carbono derivado de estos productos que entra en una EDAR puede ser absorbido dentro de la planta de tratamiento y ser liberado en forma de CO₂ o gas CH₄, incorporado a la biomasa bacteriana, o descargado como efluente.

En cuanto a la fase de operación se considerarán los siguientes procesos y flujos:

- Se considerara un proceso único donde se cuantificaran los flujos de entrada y salida de agua, de fango, de emisiones de gases efecto invernadero en la atmósfera y otras que generan otros impactos, de residuos, de reactivos, de recursos energéticos (gas natural y electricidad).
- El transporte del agua residual y del fango dentro de la planta se contabiliza como consumo de energía eléctrica.
- En cuanto al uso de reactivos, otros productos adicionales y gas natural, sólo se contemplará la reducción de recursos naturales que representa la extracción de materias primas. No se contemplará el impacto de su fabricación, ni del transporte hasta la planta.
- En cuanto a los consumos de energía eléctrica (planta y edificios de control), se contemplará la reducción de recursos energéticos que representa y la emisión de CO₂ debido a su generación fuera de la planta, pero no se contemplará el impacto del su transporte hasta la planta.
- Se tendrán en cuenta los aprovechamientos energéticos del biogás (agitación del digestor, calderas para aplastar aceite y motor de cogeneración) y los excedentes de calor (calor de la culata del motor de cogeneración se aprovecha para calentar el fango de digestión).

- No se tendrá en cuenta el impacto de los residuos y el agua residual generada en los edificios de control.

La siguiente figura (figura 5) describe los límites principales.

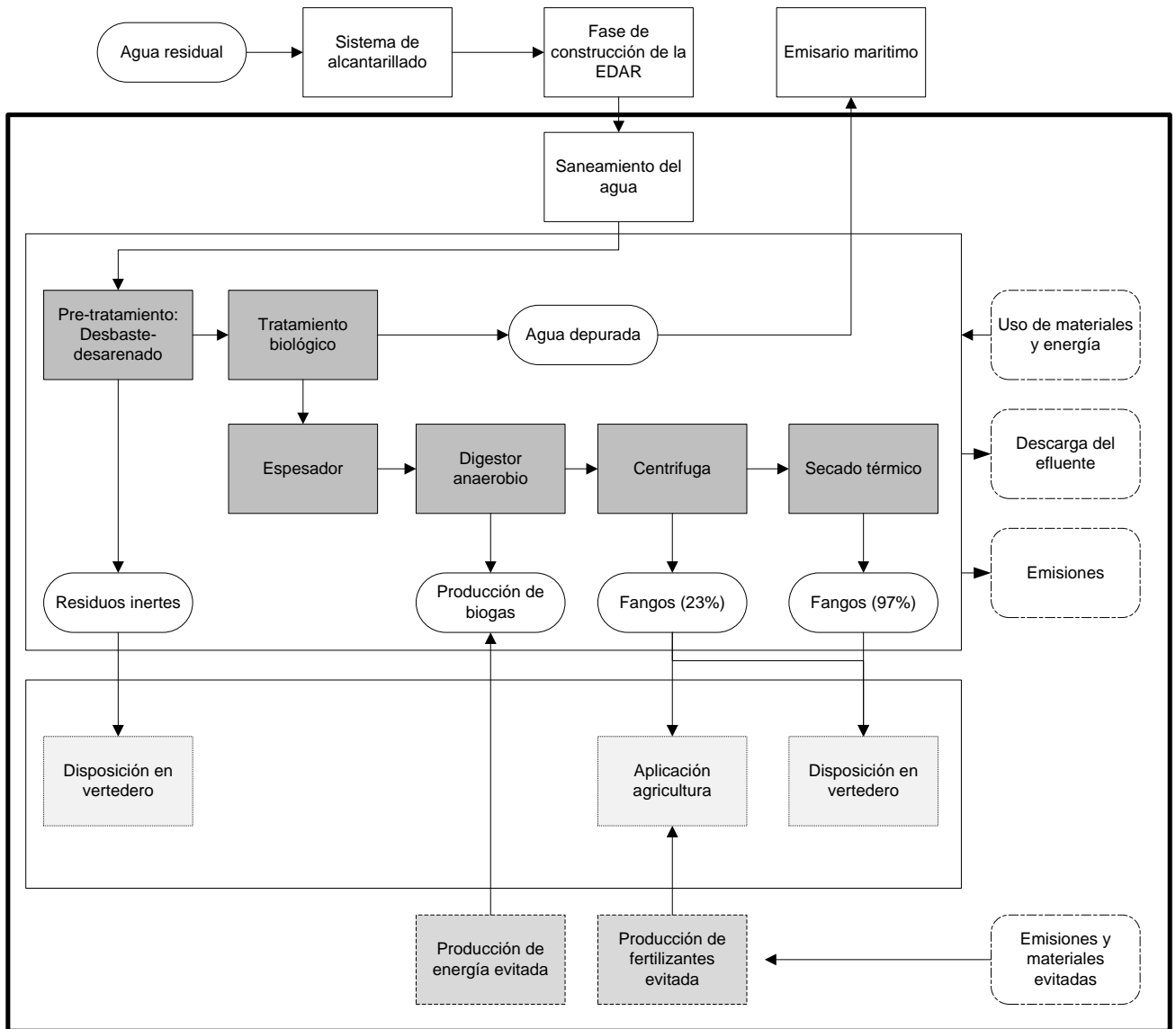


Fig 5: Límites del sistema para el inventario de datos de los escenarios de EDAR.

2.3.1. Procesos unitarios incluidos en el sistema (diagrama de flujo).

Para describir el sistema objeto de estudio, a continuación se presenta un diagrama de flujo que muestra los procesos unitarios y sus interrelaciones, figura 6.

2.4. Categorías de impacto

A continuación, se analizan bien las categorías de impacto objeto de estudio, bien los principales elementos que son susceptibles de verse afectados por la operación de la EDAR.

2.4.1. Vector residuos sólidos

Durante el proceso de depuración existen puntos clave donde se generan residuos sólidos: desbaste de grueso, desbaste de finos y desarenado- desengrasado.

Los residuos procedentes del proceso de depuración, principalmente línea de agua, son de composición muy heterogénea, principalmente residuos alimentarios y de higiene personal, junto con envases, plásticos y cartón. En el apartado de tratamiento de aguas residuales, se ha explicado que estos residuos son evacuados por vertedero controlado.

El impacto principal de la generación de estos residuos, es la colmatación de vertederos.

Otros de los residuos que se genera en la EDAR son los aceites lubricantes para el mantenimiento de la maquinaria. Estos residuos están catalogados como residuos peligrosos.

Aunque su generación no sea muy significativa, sus vertidos al agua o suelos, puede generar impactos muy importantes. Sin embargo, y tal y como en el apartado límites del sistema se ha mencionado, este residuo no se tendrá en cuenta por no tener datos.

El residuo sólido principal que se genera en el proceso de depuración, son los fangos. El objetivo genérico de los tratamientos de fangos es eliminar, reducir y/o neutralizar la potencial toxicidad. Ésta es directamente proporcional a la calidad del agua residual, a partir de la cual se generará el fango, y el sistema de postratamiento elegido (28).

Los fangos se producen en dos puntos distintos durante el proceso. Por un lado, en el tratamiento biológico y por otro tras la decantación secundaria. No obstante, y debido a las características de la EDAR en cuestión, estos fangos son objeto de tratamiento para mejorar la calidad de este subproducto, línea de fangos.

La producción de fangos es continua, y su intensidad en comparación de otros residuos sólidos es radicalmente superior. Las cantidades de fangos generadas son superiores a otros residuos. Hoy en día en el Estado Español, la producción de fangos estabilizados y deshidratados es de aproximadamente 40-60 g/habitante/día (15-20 tonelada/habitante/año) (29).

En la EDAR tipo escogida, los fangos son evacuados por medio de la aplicación directa al suelo y la disposición en vertedero.

Estudio ACV. Fase I



2.4.2. Vector atmosfera

Las emisiones atmosféricas se producen a lo largo de distintos procesos de la depuración, sobre todo en los tanques del biológico, decantadores y en todos los procesos del tratamiento de fangos. Fundamentalmente, se trata de metano y dióxido de carbono generados en el tratamiento secundario y por descomposición de la materia orgánica de los residuos.

El principal impacto asociado a las emisiones de dióxido de carbono y metano, es el calentamiento global.

Carbono dióxido, CO₂

El CO₂ emitido tiene dos orígenes. El CO₂ puede originarse de manera biogénica, cuando las emisiones provienen bien de la combustión de biomasa bien del tratamiento de la materia orgánica que da lugar a estas emisiones, lo cual corresponde a emisiones de carbono neutral. Por el contrario, cuando las emisiones provienen de la quema de combustibles fósiles para la producción de energía, se generan emisiones que no forman parte del ciclo natural del carbón (30).

En lo referente a las EDAR, el CO₂ se genera en distintos puntos:

- Tratamiento biológico: debido a la degradación de los microorganismos de la materia orgánica presente en las aguas residuales
- Digestor: en proceso de producción de biogás
- El provocado por la producción de energía eléctrica.

Por tanto, las emisiones provenientes de procesos biológicos, no se tendrán en cuenta como impacto, por tratarse de la oxidación de la materia orgánica, se imputaran como emisiones biogénicas, aunque se tenga en cuenta lo expuesto por Griffith et al (2009) (27).

La cantidad de CO₂ emitido a la atmosfera como consecuencia del consumo de energía eléctrica es la más importante. Las emisiones se producen fuera de la planta. La producción de 1Kwh de electricidad en España (2010) genera una media de 166 g CO₂ (31).

Metano, CH₄

Otro gas importante que aumenta el Calentamiento Global, es el metano. El CH₄ mayoritariamente se produce en el digestor anaerobio. Sin embargo, este gas es aprovechado energéticamente para la producción del biogás.

La digestión anaerobia es uno de los métodos tradicionales para estabilizar biológicamente la materia orgánica del fango. Este proceso puede definirse como un procedimiento biológico que permite una degradación importante de la materia orgánica por medio de una fermentación bacteriana productora de metano, en un recinto cerrado y en ausencia de aire.

La digestión anaerobia está caracterizada por la existencia de cuatro fases diferenciadas en el proceso de degradación del sustrato. En la figura 5, se presentan las distintas fases de la digestión anaerobia.

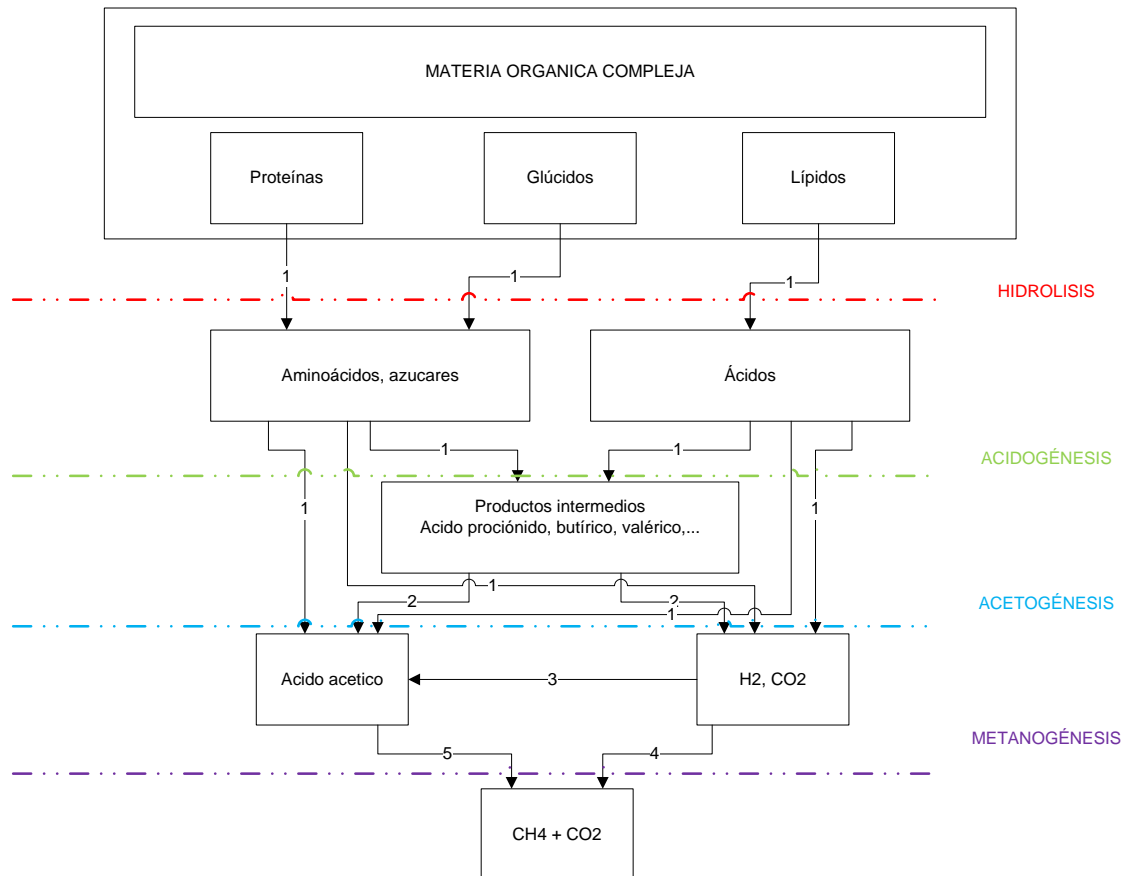


Fig 7: Esquema de reacciones de la digestión anaerobia de materiales poliméricos. Los números indican la población bacteriana responsables de cada proceso. 1: bacterias fermentativas; 2: bacterias acetogénicas que producen hidrogeno; 3: bacterias homoacetogénicas; 4: bacterias metanogénicas hidrogenotróficas; 5: bacterias metanogénicas acetoclásticas. Fuente: adaptado de: Pavlosthali y Giraldo- Gómez, 1991

En este proceso se produce un biogás con un alto poder energético, conservando al mismo tiempo el poder fertilizante del fango, y eliminando los malos olores, los agentes patógenos y la carga contaminante del sustrato digerido.

El biogás es una mezcla gaseosa compuesta por metano (60-70%), CO₂ (30-40%), nitrógeno (<1%) y H₂S (10-2000ppm) (29). En la siguiente tabla se puede observar distintas composiciones de biogás de distinta procedencia.

Tabla 4: Componentes del biogás en función del sustrato utilizado (citado en (32)por Coombs 1990).

Componente	Residuos agrícolas	Fangos depuradora	de Residuos industriales	Gas de vertedero
Metano	50-80%	50-80%	50-70%	45-65%
Dióxido de carbono	30-50%	20-50%	30-50%	34-55%
Agua	Saturado	Saturado	Saturado	Saturado
Hidrogeno	0-2%	0-5%	0-2%	0-1%
Sulfuro de hidrogeno	100-700ppm	0-1%	0-8%	0.5-100ppm
Amoníaco	Trazas	Trazas	Trazas	Trazas
Monóxido de carbono	0-1%	0-1%	0-1%	
Nitrógeno	0-1%	0-3%	0-1%	0-20%
Oxígeno	0-1%	0-1%	0-1%	0-5%
Compuestos orgánicos	Trazas	Trazas	Trazas	5 ppm

El biogás para ser aprovechado energéticamente, debe ser enriquecido y sus contaminantes eliminados. La eliminación del sulfuro de hidrógeno es particularmente importante ya que puede causar corrosión lo que puede dañar seriamente los equipos de cogeneración u otras instalaciones.

Una vez enriquecido el gas, el biogás obtenido de los fangos está compuesto principalmente de metano, su poder calorífico es del orden de 5500 kcal/m^3 , y una capacidad de generación de energía de 5 kWh/Nm^3 .

Debido al principio de conservación de la materia, en un reactor anaerobio, la cantidad eliminada de DQO (medida indirecta de la concentración de materia orgánica del residuo o agua residual a tratar), es convertida en gas. En condiciones normales de presión y temperatura, la cantidad máxima de metano producible suele rondar los $0.35 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 / \text{kg DQO}$ eliminada.

Como consecuencia de las reacciones propias del proceso de depuración y de la descomposición de la materia orgánica, se generan olores. Los malos olores representan uno de los problemas relacionados con la contaminación del aire que más quejas suscitan y más rechazo social motiva. El principal foco emisor de olores es la línea de fangos. Los compuestos principales que provocan estos olores son los compuestos orgánicos volátiles, compuestos nitrogenados y el sulfuro de hidrógeno.

2.4.3. Vector energía

Consecuencia directa del consumo energético, es el agotamiento de recursos no renovables como los combustibles fósiles, emisiones de gases de efecto invernadero y otros compuestos. Así como generaciones de residuos radioactivos debido a que parte de la electricidad procede de energía nuclear.

La gestión de las EDAR lleva asociada, en todas sus etapas, un consumo energético notable. El gasto energético originado en la fase de aireación (tratamiento biológico) es importante pero donde el consumo se destaca es en el secado térmico (28).

Este impacto se sucede de manera continua en la EDAR, no obstante, hay momentos en que se consume más y momentos que menos. Se trata de un impacto importante ya que los consumos energéticos de las EDAR son del orden de algunos centenares de miles de kwh/mes para una EDAR que trate $10.000 \text{ m}^3/\text{día}$.

Como resumen a todos estos efectos, se presenta una tabla, donde además de describir los vectores aquí explicados, se incluyen otros.

Tabla 5: Resumen de los vectores ambientales más significantes de una EDAR.

VECTOR /ASPECTO MEDIOAMBIENTAL	DESCRIPCIÓN	IMPACTO ASOCIADO	INCLUIDO EN EL ESTUDIO ¹
RESIDUOS SÓLIDOS			
Desbaste de gruesos	Sólidos de rejillas de desbaste	Colmatación de vertederos	✓
Desbaste de finos	Sólidos de rejillas de desbaste	Colmatación de vertederos	✓
Desarenador	Arenas	Colmatación de vertederos	✓
Desengrasadores	Grasa	Colmatación de vertederos	✓
Aceites lubricantes	Lubricantes de maquinaria	Colmatación de vertederos	•
Edificio de control	Residuos domésticos	Colmatación de vertederos	•
Fangos	Subproducto del proceso	Según disposición	✓
ATMOSFERA			
Emisiones gaseosas	Gases subproducto de la depuración	Calentamiento global, formación de agentes fotoquímicos, agotamiento del ozono estratosférico	✓
Olores	Sustancias emitidas susceptibles de provocar olores	Molestias a la población	•
ENERGÍA			
Consumo eléctrico	Electricidad consumida en la planta	Agotamiento de recursos, calentamiento global, ...	✓
Consumo combustibles fósiles	Consumo de combustibles maquinaria	Agotamiento de recursos, calentamiento global	✓
AGUA			
Agua depurada	Vertido al medio después del proceso de depuración	Acidificación, eutrofización, toxicidad	✓
SUELO			
Instalación	Degradación del suelo	Ocupación del suelo	✓
Fugas en instalaciones	Degradación del suelo	Toxicidad, eutrofización,...	•
RUIDO Y VIBRACIONES			
Ruido maquinaria	Ruido producido	Molestias población	•

Como consecuencia de los elementos susceptibles a verse afectados por la operación de la EDAR se han elegido las siguientes categorías de impacto para analizar.

Reducción de recursos

Se considerará la reducción que supone el uso de gas natural, el uso de energía, reactivos químicos y otros productos necesarios.

Calentamiento global

En el proceso de depuración, se producen gases que aumentan el calentamiento global: CO₂, CH₄ y N₂O.

Acidificación

Además de los gases de efecto invernadero, existen otros muchos que afectan a la acidez del medio, aumentándose lo conocido como lluvia ácida entre otras, dando lugar a la deforestación entre otras cosas.

¹ ✓ incluido
• no incluido

Eutrofización

Un alto nivel de los macro nutrientes puede representar un aumento de la producción de biomasa en los ecosistemas acuáticos. Un aumento de las algas en los ecosistemas acuáticos producirá una disminución del contenido de oxígeno debido a que la descomposición de dicha biomasa consumirá oxígeno medido como DBO. Este consumo de oxígeno puede conducir a alcanzar unas condiciones anaerobias que provocarán la descomposición causada por bacterias anaerobias que liberaran CH_4 , H_2S y NH_3 . En último término desaparece cualquier tipo de vida aerobia. El proceso de eutrofización aumenta en verano.

Toxicidad

En esta categoría se contemplan los efectos sobre el ser humano y los ecosistemas acuáticos y terrestres de las sustancias tóxicas existentes en el ambiente. Afecta a las áreas de protección salud humano, entorno natural y recursos naturales.

Agotamiento del ozono estratosférico

La capa de ozono está presente en la estratosfera y actúa como filtro absorbiendo la radiación ultravioleta. La disminución de la capa de ozono provoca un incremento de la cantidad de radiación UV-B que llega a la superficie de la tierra. Dichas radiaciones son causa de un aumento de algunas enfermedades en humanos (cáncer de piel, supresión sistema inmunitario, cataratas,...), afectan a la producción agrícola, degradación de materiales plásticos e interfieren en los ecosistemas, afecto por tanto a las cuatro grandes áreas de protección: salud humana, entorno natural, entorno modificado por el ser humano y recursos naturales. La mayoría de los cloruros y bromuros, procedentes de compuestos fluorocarbonados, CFCs y otras fuentes, reaccionan en presencia de las nubes estratosféricas polares (PSCs) emitiendo cloruros y bromuros activos que bajo la acción catalizadora de los UV provocan la descomposición del ozono.

Todas estas categorías están ampliadas en el Anexo I de este informe.

BIBLIOGRAFIA

- (1) Hospido A, Moreira MT, Feijoo G. A Comparison of Municipal Wastewater Treatment Plants for Big Centres of Population in Galicia (Spain). *Int J LCA* 2008;13(1):57-64.
- (2) Tillman AM, Svingby M, Lundström H. Life Cycle Assessment of Municipal Waste Water Systems. *Int J LCA* 1998;3(3):145-157.
- (3) Kärrman E, Jönsson H. Normalising impacts in an environmental systems analysis of wastewater systems. *Wat Sci Technol* 2001;43(5):293-300.
- (4) Machado AP, Urbano L, Brito A, Janknecht P, Rodríguez JJ, Nogueira R. Life cycle assessment of wastewater treatment options for small and decentralized communities. *Water Science & Technology* 2007;56(3):15-22.
- (5) Vidal N, Poch M, Martí E, Rodríguez-Roda I. Evaluation on the environmental implications to include structural changes in a wastewater treatment plant. *J Chem Technol Biotechnol* 2002;77(11):1206-1211.
- (6) Ortiz M, Raluy RG, Serra L. Life cycle assessment of water treatment technologies: wastewater and water-reuse in a small town. *Desalination* 2007;204(1-3):121-131.
- (7) Gallego A, Hospido A, Moreira MT, Feijoo G. Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations. *Resour Conserv Recycling* 2008 4;52(6):931-940.
- (8) Foley J, de Haas D, Hartley K, Lant P. Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems. *Water Res* 2010 3;44(5):1654-1666.
- (9) Hospido A, Moreira MT, Fernández-Couto M, Feijoo G. Environmental performance of a municipal wastewater treatment plant. *Int J LCA* 2004;9(4):261-271.
- (10) Hospido A, Moreira MT, Martín M, Rigola M, Feijoo G. Environmental Evaluation of Different Treatment Processes for Sludge from Urban Wastewater Treatments: Anaerobic Digestion versus Thermal Process. *Int J LCA* 2005;10(5):336-345.
- (11) Pasqualino JC, Meneses M, Abella M, Castells F. LCA as a Decision Support Tool for the Environmental Improvement of the Operation of a Municipal Wastewater Treatment Plant. *Environ Sci Technol* 2009;43(9):3300-3307.
- (12) Bravo Hidalgo L. Anàlisi del Cicle de Vida de l'EDAR del Baix Llobrega. Universitat Politècnica de Catalunya. 2009.
- (13) Colomer Mendoza FJ, Gallardo Izquierdo A, Robles Martínez F, Bovea Edo MD, Herrera Prats L. Opciones de valorización de lodos de distintas estaciones depuradoras de aguas residuales. *Ingeniería, Revista Académica de la FI-UADY* 2010;14(3):177-190.
- (14) Suh Y, Rousseaux P. An LCA of alternative wastewater sludge treatment scenarios. *Resour Conserv Recycling* 2002 5;35(3):191-200.

- (15) Peters GM, Lundie S. Life-Cycle Assessment of Biosolids Processing Options. *Journal of Industrial Ecology* 2001;5(2):103-121.
- (16) Houillon G, Jolliet O. Life cycle assessment of processes for the treatment of wastewater urban sludge: energy and global warming analysis. *J Clean Prod* 2004;13(3):287-299.
- (17) Renou S, Thomas JS, Aoustin E, Pons MN. Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA. *J Clean Prod* 2008;16(10):1098-1105.
- (18) Balsells F. El tribunal de la UE condena a España por verter aguas residuales sin depurar. *El País* 2011.
- (19) Metcalf & Eddy. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4th ed. New York: McGraw-Hill; 2003.
- (20) IHOBE. Estado del medio ambiente en la CAPV 2009. Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio del Gobierno Vasco, a través de su Sociedad Pública de Gestión Ambiental - Ihobe .
- (21) Comité Europeo de Normalización. ISO 14040: Gestión medioambiental. Análisis de Ciclo de Vida. Principios y estructura. 1997.
- (22) Pasqualino JC, Meneses M, Castells F. Life Cycle Assessment of Urban Wastewater Reclamation and Reuse Alternatives. *Journal of Industrial Ecology* 2010;15(1):49-63.
- (23) Lassaux S, Renzoni R, Germain A. Life Cycle Assessment of water from the Pumping Station to the Wastewater Treatment Plant. *Int J LCA* 2007;12(2):118-126.
- (24) Vega Rodríguez JA. Análisis de ciclo de vida de sistemas de tratamiento de aguas residuales: influencia de los materiales utilizados. 2010.
- (25) Zhang QH, Wang XC, Xiong JQ, Chen R, Cao B. Application of life cycle assessment for an evaluation of wastewater treatment and reuse project – Case study of Xi'an, China. *Bioresour Technol* 2010 3;101(5):1421-1425.
- (26) Doka G. Life Cycle inventories of Waste Treatment Services: Part IV- Wastewater treatment. 2003 2003;Ecoinvent report Nº 13, Swiss Center for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland.
- (27) Griffith DR, Barnes RT, Raymond PA. Inputs of Fossil Carbon form Wastewater Treatment Plants to U.S. Rivers and Oceans. *Environ Sci Technol* 2009;43(15):5647-5651.
- (28) Elias X. Reciclaje de residuos industriales. Residuos sólidos urbanos y fangos de depuradora. ; 2009.
- (29) Osorio F, Torres JC. Biogas purification from anaerobic digestion in a wastewater treatment plant for biofuel production. *Renewable Energy* 2009 10;34(10):2164-2171.
- (30) InduAmbiente. Sistema BIOLUTION de SGS permitirá identificar CO2 de origen biogénico. 2009; Available at: <http://www.induambiente.com/content/view/501/36/>.

(31) WWF Spain - Observatorio de la electricidad Available at:
http://wwf.es/que_hacemos/cambio_climatico/nuestras_soluciones/energias_renovables/observatorio_de_la_electricidad/. Accessed 11/28/2011, 2011.

(32) Martí Ortega N. Phosphorus precipitation in anaerobic digestion process. 2002.

(33) CML-IA Characterisation Factors - Software and data - CML Available at:
<http://cml.leiden.edu/software/data-cmlia.html>.

(34) Guinée JB, Gorée M, Heijungs R, Huppes G, Kleijn R, de Koning A, et al. Life Cycle Assessment. An operational guide to the ISO standards. Centre of Environmental Science Leiden University (CML) 2001;Guide.

ANEXO I: CATEGORIAS DE IMPACTO

Para poder proceder a la evaluación de los impactos ambientales, anteriormente las categorías de impacto deben ser determinadas.

Esta fase está rodeada de cierta subjetividad en la elección, modelización y evaluación de las categorías de impacto. A día de hoy, no está establecido un marco general para el estudio de las distintas categorías de impacto

Son varias las metodologías que evalúan el impacto final:

- Eco-Indicator 99
- Ecopoints 97, elaborada por el Swiss Ministry of the Environment (BUWAL)
- EPS 2000, enfocada a cuantificar el daño ambiental. Se evalúa la restauración de dicho daño desde el punto de vista económico.
- EDIP 2003
- CML 2000, adaptación de los primeros trabajos en desarrollo de metodología para ACV.
- IMPACT 2002+
- Recipe
- EPD

1. Metodología de la EICV y los tipos de impacto.

Se deben determinar que categorías de impacto, indicadores de categoría y modelos de caracterización se incluyen en el estudio. Estos deben ser coherentes con el objetivo del objetivo del estudio.

Entre las metodologías utilizadas para la realización de estudio de ACV, la metodología CML 2 baseline 2000 (33) es una de las más utilizadas. En esta metodología se propone una lista de categorías de impacto clasificadas en tres grupos según su obligatoriedad o no de incluirlas en los ACV.

- A) Categorías de impacto obligatorias, utilizadas en la mayoría de ACVs
- B) Categorías de impacto adicionales, para las cuales existen indicadores pero no siempre son incluidos.
- C) Otras categorías de impacto, para las cuales no se dispone de indicadores que permitan cuantificar el impacto y por tanto no son incluidas en los ACV.

Tabla 6: Clasificación de las categorías de impacto según la metodología CML.

Categoría de impacto	Área de protección ²	Unidades	Escala geográfica ³	CML
Entradas				
Agotamiento de recursos abióticos	IV	Kg Sb/año	Global	A
Energía	IV	MJ/kg	Global	A
Uso del suelo	IV		Local	A
Pérdida soporte vida	I,II,III		Local	B
Pérdida biodiversidad	II		Local	B
Salidas				
Cambio climático	I,II,III	Kg CO2	Global	A
Agotamiento ozono	I,II,III,IV	Kg CFC-11	Global	A
Acidificación	I,II,III,IV	Kg SO2/kg H+	Conti./Reg./Glo./Loc.	A
Eutrofización	I,III,IV	Kg PO3-	Conti./Reg./Loc	A
Formación foto oxidantes	I,II,III,IV	Kg etileno	Conti./Reg./Loc	A
Toxicidad				A
Humana	I	Kg 124 DCB/kg Pb aire	Conti./Reg./Glo./Loc	
Terrestre	II,IV	Kg 124 DCB/Kg Zn aire	Conti./Reg./Glo./Loc	A
Acuática marina	II,IV	Kg 124 DCB	Conti./Reg./Loc	A
Acuática, agua dulce	II,IV	Kg 124 DCB/Kg Zn agua	Conti./Reg./Glo./Loc	A
Sedimento agua dulce	II,IV	Kg 124 DCB	Conti./Reg./Loc	B
Sedimento marino	II,IV	Kg 124 DCB	Conti./Reg./Loc	B
Otros				
Desecación		m ³	Local	C
Radificaciones			Reg./Loc.	B
Olor			Local	B
Ruido			Local	C

A continuación, se describen las categorías que se consideran en este trabajo. Se han tenido en cuenta principalmente las catalogadas como grupo A en tabla anterior.

El agotamiento de recursos abióticos:

Este indicador categoría de impacto está relacionado con la extracción de minerales y combustibles fósiles, debido a las entradas en el sistema.

Se puede definir como la disminución de la disponibilidad de recursos naturales. Se incluye en esta categoría recursos abióticos y energía.

$$AR = \sum_i F_i \cdot m_i \quad (1)$$

donde AR es el indicador de agotamiento de recursos abióticos, m_i es la cantidad del recursos utilizado en kg, m^3 o MJ , y F_i es el factor de caracterización de este recursos.

Tradicionalmente su agotamiento se calculaba como la relación entre lo usado y la cantidad total de reserva de este recurso, siendo F_1 la inversa de la reserva (kg^{-1}). En este caso AR sería dimensional. Las críticas que se han hecho a este índice se refieren a que no distingue entre recursos que sean más o menos escasos, y recursos que pueden regenerarse.

² Áreas de protección: (I) salud humana, (II) entorno natural, (III) entorno modificado por el ser humano, (IV) recursos naturales

³ Escala geográfica: continental / regional /local /global

Otro índice presenta $F_2 (a^{-1})$ como la inversa de los años que se calculan en que habrá disponibilidad de dicho recursos, siguiendo el mismo ritmo de extracción. Este índice no tendrá en cuenta el volumen de la reserva. En este caso AR se expresaría en $kg \cdot a^{-1}$.

Ecobilan propone juntar los dos índices en uno solo $F_3 (kg^{-1} \cdot a^{-1})$ eq (2), siendo R , el volumen de la reserva (kg) e $Y (a)$ los años que se dispondrá de dicha reserva. Por tanto AR vendrá expresado en a^{-1} .

$$F_i = \frac{1}{R_i \cdot Y_i} \quad (2)$$

Posteriormente, (34) recomendó tener en cuenta además de las reservas el ratio de disminución o reducción del recurso calculado mediante el factor de agotamiento abiótico, $ADF (kg eq. Sb kg^{-1})$.

$$ADF = \sum_i ADF_i \cdot m_i \quad (3)$$

expresándose AR en kg equivalente de antimonio, como recurso de referencia, y siendo ADF igual a:

$$ADF_i = \frac{DR_i}{R_i^2} \cdot \frac{(R_{ref})^2}{DR_{ref}} \quad (4)$$

donde R_i es la reserva del recurso i en kg, DR_i es la disminución de R_i en $kg a^{-1}$ y $R_{ref} (kg)$ es la reserva de antimonio como recurso de referencia y DR_{ref} en $kg \cdot a^{-1}$ es la disminución de R_{ref} .

La siguiente tabla lista los valores ADF para distintos elementos.

Tabla 7: Factores de caracterización del agotamiento de recursos abiótico.

Substancia		ADF, <i>kg eq. Sb kg⁻¹</i>
Antimonio		1
Azufre	S, en suelo	0,000358
Bauxita	Al ₂ O ₃ , mineral	-
Calcio		7,08E-10
Carbón	en suelo	0,00363
Cloro		4,86E-08
Cloruro potásico	KCl, como K ₂ O, en suelo	-
Cobre	Cu, mineral	0,00194
Cromo	Cr, mineral	-
Fosfatos	en suelo	-
Fosforo		0,0000844
Gas natural	en suelo	0,32
Hierro	Fe, mineral	8,43E-08
Lignito	en suelo	-
Magnesio		3,73E-09
Manganeso	Mn, mineral	0,0000138
Níquel	Ni, mineral	-
Perlita	SiO ₂	-

Petróleo	en suelo	0,436
Plata	Ag, mineral	1,84
Plomo	Pb, mineral	0,0135
Potasio	K, como K ₂ O, en suelo	3,13E-08
Sodio		8,24E-11
Sulfato de bario	BaSO ₄ , en suelo	-
Uranio	U, mineral	-
Zinc	Zn, mineral	-

En la siguiente tabla se resumen las características de la siguiente categoría de impacto.

Tabla 8: Resumen de la categoría Agotamiento de recursos naturales.

Categoría de impacto	Agotamiento de recursos naturales
Resultados del ICV	Extracción de minerales y combustibles fósiles (kg, m ³ , MJ)
Modelo de caracterización	Basado en el último volumen de reserva y ratio de la extracción
Indicador de categoría	Reducción de la reserva natural en relación al uso anual
Factor de caracterización	Potencial de agotamiento abiótico, <i>ADF</i> (kg eq. Sb kg ⁻¹).
Unidad del indicador	(kg eq. Sb)

Cambio climático:

La tierra absorbe la radiación del sol. Esta energía es redistribuida por la atmosfera y los océanos, y retornada en forma de radiación de infrarrojo térmico. Parte de esta radiación es absorbida por los gases existentes en la atmosfera provocando el calentamiento del plante, a este fenómeno se conoce como efecto invernadero (*Global Warming*). Estos gases son principalmente el vapor de agua y CO₂ y otros gases como CH₄, N₂O y CFCs. La acción humana ha provocado un incremento de estos gases lo que lleva o puede llevar a un sobrecalentamiento del planeta y por lo tanto a una alteración de sus condiciones.

Esta categoría de impacto afectara a las áreas de salud humana, ambiental natural y ambiente modificado por el hombre. El indicador que sirve para evaluar este impacto se expresará como CCI (*Climate Change Indicator*). Su medida se hará relativa respecto al efecto producido por un kg de CO₂ y se calculará mediante la ecuación:

$$CCI = \sum_i GWP_i \cdot m_i \quad (5)$$

donde m_i es la masa de la substancia i expresada en kg y GWP es el potencial de calentamiento global, un factor desarrollado para comparar las emisiones de diferentes gases invernaderos. Se define como la relación entre la contribución a la absorción de calor resultante de la emisión de 1 kg de un gas con efecto invernadero y la emisión equivalente de CO₂ a lo largo de un tiempo T (20, 100 o 500 años).

$$GWP_{T,i} = \frac{\int_0^T a_{ic_i(t)} dt}{\int_0^T a_{CO_2} c_{CO_2}(t) dt} \quad (6)$$

donde a_i es el calentamiento producido por el aumento de la concentración de un gas i , $W \cdot m^{-2} \cdot kg^{-1}$ y $c_i(t)$ es la concentración del gas i en el tiempo t , $kg \cdot m^{-3}$. Los valores correspondientes al CO₂ se incluyen en el denominador.

Los valores *GWP* son publicados periódicamente por *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC).

GWP dependerá del tiempo de integración. La elección de dicho periodo vendrá determinada por el tipo de efectos que se pretendan analizar. Para estudios en los que se quiere predecir efectos a largo plazo se utilizarán tiempos largos de 100 o 500 años. Para evaluar efectos de las emisiones a corto plazo utilizaremos tiempos de integración de 20 a 50 años.

Tabla 9: Factores de caracterización, GWPP en kgCO₂ kg⁻¹. Fuente: IPCC 2007

Substancia		GWP20	GWP100	GWP500
Dióxido de carbono	CO ₂	1	1	1
Metano	CH ₄	72	25	7.6
Oxido de nitrógeno	N ₂ O	289	298	153
CFC-11	CCl ₃ F	6.730	4.750	1.620
Halón 1301	CBrF ₃	8.480	7.140	2.760
Tetrafluoruro de carbono	CF ₄	5.210	7.390	11.200

En la siguiente tabla se resumen las características de la siguiente categoría de impacto.

Tabla 10: Resumen de la categoría Cambio Climático.

Categoría de impacto	Cambio climático
Resultados del ICV	Cantidad de gases de efecto invernadero (kg)
Modelo de caracterización	Modelo de línea de base de 100 años del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático
Indicador de categoría	Radiación infrarroja $W \cdot m^{-2}$
Factor de caracterización	Potencial de calentamiento global (GWP_{100}) para cada gas de efecto invernadero ($kg CO_2eq/kg gas$)
Unidad del indicador	$kg CO_2eq$

Acidificación:

Consiste en la deposición de ácidos resultantes de la liberación de óxidos de nitrógeno y sulfuro en la atmósfera, en el suelo y en el agua, donde puede variar la acidez del medio cosa que afectará a la flora y fauna que habita en él, produce deforestación y también puede afectar a los materiales de la construcción. Las áreas de protección serán salud humana, recursos naturales, entorno natural y modificado por el ser humano.

En indicador para la categoría de acidificación, AI , $g eq. H^+$ y se expresa como,

$$AI = \sum_i AP_i \cdot m_i \quad (11)$$

donde m_i es la masa en kg de la sustancia i y AP es el potencial de acidificación. El AP de una sustancia i se puede calcular como el potencial de iones H^+ equivalentes que puede emitir dicha sustancia i . Las diferentes emisiones podrán ser sumadas basándose en su potencial de formar iones H^+ .

El AP de una sustancia i se calculará según la siguiente ecuación definiéndose como el número de H^+ que pueden ser producidos por cada kg de sustancia i :

$$AP_i = \frac{\mu_{H^+} \cdot M_{H^+}}{M_i} \quad (12)$$

Donde μ_{H^+} ($mol \cdot kg^{-1}$) representa el número de iones H^+ que pueden ser potencialmente producidos por un kg de sustancias i y M_{H^+} ($kg \cdot mol^{-1}$) el peso equivalente de un mol H^+ y M_i el peso equivalente de la sustancia i .

Por ejemplo, un mol de SO_2 forma un mol de H_2SO_4 que emite dos moles de H^+ . Por tanto, un gramo de SO_2 contribuye a la formación de $(2/64) 0.03125$ moles de H^+ . El valor del factor de caracterización de AP para el SO_2 es 0.03125.

Tabla 11: Factores de caracterización para la categoría de acidificación.

Substancia		$AP \text{ g eq. } H^+ \text{ g}^{-1}$
Ácido Clorhídrico	HCl	0,02074
Ácido fluorhídrico	HF	0,05
Ácido sulfhídrico	H_2S	0,059
Ácido sulfúrico	H_2SO_4	0,020
Amoníaco	NH_3	0,059
Dióxido de nitrógeno	NO_2	0,022
Óxidos de azufre	SO_2	0,03125

En la siguiente tabla se resumen las características de la siguiente categoría de impacto.

Tabla 15: Resumen de la categoría Acidificación.

Categoría de impacto	Acidificación
Resultados del ICV	Emisión de sustancias adificantes, kg
Modelo de caracterización	Modelo RAINS10, desarrollado por IIASA
Indicador de categoría	Carga crítica de adificación
Factor de caracterización	Potencial de acidificación (kg SO_2 -eq /kg)
Unidad del indicador	kg SO_2 -eq

Eutrofización

En esta categoría se incluyen los impactos debidos a un alto nivel de los macronutrientes, nitrógeno y fósforo. Su incremento puede representar un aumento de la producción de biomasa en los ecosistemas acuáticos. Un aumento de las algas en los ecosistemas acuáticos producirá una disminución del contenido de oxígeno debido a que la descomposición de dicha biomasa consumirá oxígeno medido como DBO. Este consumo de oxígeno puede conducir a alcanzar unas condiciones anaerobias que provocarán la descomposición causada por bacterias anaerobias que liberaran CH_4 , H_2S y NH_3 . En último término desaparece cualquier tipo de vida aerobia. El proceso de eutrofización aumenta en verano.

Las áreas de protección serán: entornos natural y modificado por el ser humano, y recursos naturales.

La eutrofización causada por N y P (medido como O_2) es cuantificada y sumada para el cálculo de su contribución potencial a la formación de biomasa (34). Los potenciales de eutrofización,

EP , son utilizados como factor de caracterización para calcular el indicador total para dicha categoría, EI .

$$EI = \sum_i EP_i \cdot m_i \quad (13)$$

donde m_i es la masa en kg de la sustancia i emitida al aire, agua o suelo. El total se expresará como kg de PO_4^{3-} . El cálculo de EP se realizará según la siguiente ecuación.

$$EP_i = \frac{v_i/M_i \cdot N_{O_2}/A_e}{1/M_{PO_4^{3-}} \cdot N_{O_2}/A_p} \quad (14)$$

donde v_i es el número de moles de N o P en una molécula del compuesto i , M es la masa moléculas ($kg \cdot mol^{-1}$), N_{O_2} es el número de moles de O_2 consumidos durante la degradación de las algas, A_e es el número de moles de N o P contenidos en una molécula de algas. Se toma la composición de la alga "Redfield" $C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P$ asumiéndose esta como la composición media de los organismos acuáticos (34). El oxígeno requerido para su degradación se medirá en forma de DQO, asumiéndose que un mol de biomasa precisará de 138 moles de O_2 para su degradación.

Tabla 12: Potenciales de eutrofización.

Sustancia		EP $g eq. PO_4 g^{-1}$
Amoniaco	NH_3	0,35
Amonio	NH_4^+	0,42
Dióxido de carbono	NO_2	0,13
Demanda química de oxígeno	DQO	0,022
Fosfatos	PO_4^{3-} , HPO_4^- , H_2PO_4	30,6
Fósforo	P	30,6
Nitratos	NO_3^-	0,095
Nitritos	NO_2^-	0,13
Nitrógeno	N_2	0,42
Óxido de nitrógeno	N_2O	0,27
Pentóxido de fósforo	P_2O_5	1,336

La eutrofización potencial del DQO se calculará mediante:

$$EP_i = \frac{1/M_{O_2}}{1/M_{PO_4^{3-}} \cdot N_{O_2}/A_p} \quad (15)$$

Ejemplo: 1 mol de PO_4^{3-} contribuye a la formación de 1 mol de materia orgánica, representada por la alga "Redfield", siempre que el elemento N esté disponible. Por tanto, 1 g de PO_4^{3-} contribuye a la formación de 0.0105 moles de agua (1/95) y se consume 1.453 moles de O_2 (0.0105*138).

Mol de NH_4^+ contribuye a la formación de 1/16 moles de materia orgánica siempre que el elemento P esté disponible. Por tanto, 1 g de NH_4^+ contribuye a la formación de 0.035 moles de algas $1/(16 \cdot 18)$ y se consumen 0.459 moles de O_2 ($0.0035 \cdot 138$).

1 g de DQO corresponde al consumo de 0.03225 moles de O_2 ($1/32$).

En la siguiente tabla se resumen las características de la siguiente categoría de impacto.

Tabla 13: Resumen de la categoría Eutrofización.

Categoría de impacto	Eutrofización
Resultados del ICV	Emisión de nutrientes al aire, suelo, agua (kg)
Modelo de caracterización	Procedimiento estequiométrico, que identifica las equivalencias entre N y P para los sistemas acuáticos y terrestres
Indicador de categoría	Deposición/N/P equivalentes en biomasa
Factor de caracterización	Potencial de eutrofización ($\text{kg PO}_4^{-3}\text{-eq/kg}$)
Unidad del indicador	$\text{kg PO}_4^{-3}\text{-eq}$

Agotamiento del ozono estratosférico.

La capa de ozono está presente en la estratosfera y actúa como filtro absorbiendo la radiación ultravioleta. La disminución de la capa de ozono provoca un incremento de la cantidad de radiación UV-B que llega a la superficie de la tierra. Dichas radiaciones son causa de un aumento de algunas enfermedades en humanos (cáncer de piel, supresión sistema inmunitario, cataratas,...), afectan a la producción agrícola, degradación de materiales plásticos e interfieren en los ecosistemas, afecto por tanto a las cuatro grandes áreas de protección: salud humana, entorno natural, entorno modificado por el ser humano y recursos naturales. La mayoría de los cloruros y bromuros, procedentes de compuestos fluorocarbonados, CFCs y otras fuentes, reaccionan en presencia de las nubes estratosféricas polares (PSCs) emitiendo cloruros y bromuros activos que bajo la acción catalizadora de los UV provocan la descomposición del ozono.

En Guinée et al., 2002, el indicador del agotamiento de ozono, *ODI*, se calcula como la suma de los potenciales de agotamiento de ozono, *ODPs*, para las diferentes sustancias multiplicados por la masa en kg de cada una de ellas. ODI se expresa en unidades relativas al efecto que produce 1 kg de CFC-11.

$$ODI = \sum_i ODP_i \cdot m_i \quad (7)$$

El concepto de ODP, fue introducido por Wuebbles en 1988 (34). Se define como la relación entre la descomposición del ozono en el estado de equilibrio debido a las emisiones anuales, flujo en $\text{kg} \cdot \text{a}^{-1}$ de una cantidad de una sustancia *i*, emitida a la atmósfera y la descomposición del ozono en estado de equilibrio debido a una cantidad igual de CFC-11.

$$ODP_i = \frac{\delta[\text{O}_3]_i}{\delta[\text{O}_3]_{\text{CFC-11}}} \quad (8)$$

La Organización Meteorológica Mundial, *OMM*, publica periódicamente, estimaciones de los *ODPs* para diferentes sustancias, aceptándose que el tiempo de integración es infinito por

tratarse de potenciales estables en el tiempo. Sin embargo, el grado de impacto vendrá influenciado por las condiciones atmosféricas de contaminación en el momento y lugar de la emisión. Para tener en cuenta el efecto local en la emisión se establecen tres índices, medio alto y bajo correspondientes a zonas de media, alta y baja contaminación atmosférica.

Tabla 14: Potenciales de agotamiento de ozono

Substancia	ODP bajo	ODP medio	ODP alto
CFC-11	1	1	1
Bromuro de metilo	0,37	0,7	0,37
Halon 1201	1,4	1,4	1,4
Halon 1301	12	17,2	10
Tetracloruro de carbono	1,2	1,2	1,03

En la siguiente tabla se resumen las características de la siguiente categoría de impacto.

Tabla 15: Resumen de la categoría Agotamiento del ozono estratosférico.

Categoría de impacto	Agotamiento del ozono estratosférico
Resultados del ICV	Emisión de gases de agotamiento del ozono estratosférico al aire, kg
Modelo de caracterización	El modelo desarrollado por la Organización Meteorológica Mundial, la definición del potencial de agotamiento de la capa de ozono de diferentes gases
Indicador de categoría	Degradación del ozono estratosférico
Factor de caracterización	Potencial de agotamiento de la capa de ozono en el estado de equilibrio (estado estacionario ODP) para cada emisión al aire (kg CFC-11 eq / kg)
Unidad del indicador	Kg CFC-11 eq

Formación oxidantes foto-químicos.

Bajo la influencia de la radiación solar, los óxidos de nitrógeno, NO_x , reaccionan con los compuestos orgánicos volátiles, *VOCs*, para producir ozono troposférico, este fenómeno tiene lugar principalmente durante los meses de verano. La presencia de monóxido de carbono puede igualmente contribuir a la formación de ozono.

Estos oxidantes foto-químicos pueden resultar perjudiciales para la salud humana, los ecosistemas y la agricultura. Afectando por tanto a las cuatro áreas de protección.

Para el cálculo del indicador de foto-oxidantes, POI, se utiliza como factor de caracterización el *POCP*, Photo-chemical Ozone Creation Potentials (34). Se mide respecto al efecto producido por 1 kg de etileno.

$$POI = \sum_i POCP_i \cdot m_i \quad (9)$$

POCP se define como la relación entre el cambio en la concentración de ozono debido a un cambio en la emisión de un VOC y el cambio en la concentración de ozono debido a un cambio en la emisión de etileno. Se expresa mediante la siguiente fórmula:

$$POCP_i = \frac{a_i/b_i}{a_{C_2H_4}/b_{C_2H_4}} \quad (10)$$

donde a representa el cambio en la concentración de ozono debido a un cambio en la emisión de VOC i , b es emisión del VOC i integrada en el tiempo considerado. El denominador contiene estas mismas variables para el etileno, sustancia de referencia.

Se han calculado los $POCPs$ de diferentes VOCs, sin embargo estos potenciales pueden variar en función de la concentración inicial de NO_x asumida. Los NO_x actúan como catalizadores en esta reacción química, no son por tanto consumidos, pero en función de la concentración de NO_x se verá afectada la producción de foto-oxidantes. Diferentes factores como concentración de industrial, infraestructura de transportes, etc. influirán en la concentración de NO_x .

Tabla 16: Potenciales de creación de agentes foto-oxidantes.

Substancia	$POCP_{bajo}$ $g \text{ eq. etileno } g^{-1}$	$POCP_{medio}$ $g \text{ eq. etileno } g^{-1}$	$POCP_{alto}$ $g \text{ eq. etileno } g^{-1}$
Acetaldehído	0,33	0,527	1,22
Acetileno	0,1	0,168	0,42
Acetona	0,1	0,178	0,27
Aldehído	0,079	0,443	1,263
Alcano	0,114	0,398	1,173
Benzaldehído	-0,82	-0,334	-0,12
Benzeno	0,11	0,189	0,45
Butano	0,15	0,41	1,15
Buteno	0,57	0,959	1,85
Etano	0,02	0,082	0,3
Etanol	0,04	0,268	0,89
Etileno	1	1	1
Formaldehído	0,22	0,421	0,58
Heptano	0,13	0,529	1,65
Hexano	0,1	0,421	1,51
Hidrocarburos (sin especificar)	0,194	0,377	0,808
Hidrocarburos aromáticos (sin especificar)	0,481	0,761	1,285
Hidrocarburos aromáticos	0,003	0,021	0,048
Hidrocarburos (excepto metano)	0,195	0,416	0,799
Metano	0	0,007	0,03
Metanol	0,09	0,123	0,21
Propano	0,16	0,42	1,24
Propileno	0,75	1,03	1,63
Propionaldehído	0,28	0,603	1,6
Tolueno	0,41	0,563	0,83

En la siguiente tabla se resumen las características de la siguiente categoría de impacto.

Tabla 17: Resumen de la categoría Formación de oxidantes foto-químicos.

Categoría de impacto	Formación de oxidantes foto-químicos
Resultados del ICV	Emisión de sustancias (COV; CO) al aire (kg)
Modelo de caracterización	Modelo de trayectorias de UNECE
Indicador de categoría	Formación de ozono troposférico
Factor de caracterización	Potencial de creación de ozono fotoquímico (POCP) por cada emisión de VOC o CO al aire (kg etileno-eq/kg)
Unidad del indicador	kg etileno-eq

Toxicidad

En esta categoría se contemplan los efectos sobre el ser humano y los ecosistemas acuáticos y terrestres de las sustancias tóxicas existentes en el ambiente. Afecta a las áreas de protección salud humano, entorno natural y recursos naturales. Estas categorías son aquellas para las cuales el factor destino y especialmente el transporte a través de diferentes medios, “intermedia transport” tiene más importancia.

Un contaminante no permanece en el medio (entiéndase aire, suelo, agua superficial, agua subterránea, mar,...) en que es emitido, sino que puede desplazarse y alcanzar otros medios que serán a su vez contaminados. Una determinada sustancia puede incluso ser más dañina en un medio diferente al de su emisión.

El cálculo del impacto de toxicidad en humanos vendrá determinado por,

$$HTI = \sum_n \sum_i HTP_{i,n} \cdot f_{i,n} \cdot m_i \quad (16)$$

siendo HTP el factor de caracterización, cuyas unidades van a depender del método utilizado para su caracterización, $f_{i,n}$ la fracción de la sustancia i que se transporta desde el invierandero al medio ambiental n , adimensional y m la masa emitida de cada contaminante.

De igual manera el cálculo de la ecotoxicidad acuática, ATI , se calculará mediante la expresión:

$$ATI = \sum_n \sum_i ATP_{i,n} \cdot f_{i,n} \cdot m_i \quad (17)$$

y la ecotoxicidad terrestre, TTI :

$$TTI = \sum_n \sum_i TTP_{i,n} \cdot f_{i,n} \cdot m_i \quad (18)$$

siendo ATP y TTP los factores de caracterización para la toxicidad de los ecosistemas acuático y terrestre respectivamente.

Existen diferentes métodos para el cálculo de los factores de caracterización de la toxicidad. No existe aún consenso sobre que método utilizar. Uno de los métodos más utilizado es el método conocido como Critical Surface Time (CST) recomendado por Audsley (1997) para los sistemas agrícolas. La siguiente tabla, recoge los factores de caracterización. En este caso las unidades para el factor de caracterización de toxicidad humana son los kg equivalentes de plomo en el aire por kilo de sustancia, para toxicidad en ecosistemas acuáticos, kg equivalentes de Zinc en el agua por kilos de sustancia y para ecotoxicidad terrestre kg equivalentes de Zinc en el suelo por kilo de sustancia.

Tabla 18: Factores de equivalencia, HTP, ATP y TTP utilizados en las categorías de toxicidad humana, ecotoxicidad acuática y terrestre.

Substancia		HTP $kg\ eq. Pb_{aire} kg^{-1}$	ATP $kg\ eq. Zn_{agua} kg^{-1}$	TTP $kg\ eq. Zn_{suelo} kg^{-1}$
AIRE				
Aldehído	Sin especificar	0,0087		
Arsénico	As	9.000	0,078	0,75
Benceno	C ₆ H ₆	0,012		
Cadmio	Cd	19.000	79	3,14
Cobalto	Co	129.000		0,08
Cobre	Cu	145	0,66	0,14
Cromo	Cr III, Cr VI	3.700	0,39	0,08
Estaño	Sn	9		
Formaldehído	CH ₂ O	0,0099		
Mercurio	Hg	46.000	196	5,94
Monóxido de carbono	CO	0,00014		
Níquel	Ni	370	0,12	0,35
Óxidos de azufre	SO _x	0,0075		
Óxidos de nitrógeno	NO _x	0,002		
Partículas		0,0075		
Plomo	Pb	2.300	1,28	0,13
Selenio	Se	64.000		
Zinc	Zn	27	0,076	0,33
SUELO				
Arsénico	As	0,7		
Cadmio	Cd	1,46		
Cobalto	Co	1		
Cobre	Cu	0,009		
Cromo	CrIII, CrVI	0,29		
Mercurio	Hg	3,6		
Níquel	Ni	0,0029		
Plomo	Pb	0,6		
Zinc	Zn	0,0007		
AGUA				
Aceites			0,13	
Arsénico	As ³⁺ , As ⁵⁺	1,5		
Cadmio	Cd ⁺⁺	3,2	520	
Cobalto	Co I, Co II, Co III	2,2		
Cobre	Cu ⁺ , Cu ⁺⁺	0,022	5,2	
Cromo	Cr III, Cr	0,62	2,6	

VI			
DBO5		0,022	0,00013
Estaño	$\text{Sn}^{++}, \text{Sn}^{4+}$	0,0015	
Fenoles	$\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$	0,052	15,4
Fluoruros	F^-	0,045	
Fosfatos	$\text{PO}_4^{3-},$ $\text{HPO}_4^{--},$ $\text{H}_2\text{PO}_4^-,$ H_3PO_4	0,0000032	0,01
Mercurio	$\text{Hg}^+, \text{Hg}^{++}$	7,8	1.300
Níquel	$\text{Ni}^{++}, \text{Ni}^{3+}$	0,062	0,79
Plomo	$\text{Pb}^{++},$ Pb^{4+}	0,86	5,2
Selenio	$\text{Se II}, \text{Se IV}, \text{Se VI}$	10,9	
Zinc	Zn^{++}	0,0032	1

En la siguiente tabla se resumen las características de la siguiente categoría de impacto.

Tabla 19: Resumen de la categoría Toxicidad.

Categoría de impacto	Toxicidad humana
Resultados del ICV	Emisiones de sustancias tóxicas al medio (kg)
Modelo de caracterización	USES 2.0, modelo desarrollado por RIVM y adaptado para ACV
Indicador de categoría	Ingesta diaria aceptable
Factor de caracterización	Potencial de toxicidad humana (HTP) (kg 1.4-diclorobenceno-eq /kg)
Unidad del indicador	Kg 1.4-diclorobenceno-eq