



UNIVERSIDAD DE OVIEDO

DEPARTAMENTO DE EXPLOTACIÓN Y PROSPECCIÓN DE MINAS

MASTER INTERUNIVERSITARIO EN DIRECCIÓN DE PROYECTOS

TRABAJO FIN DE MASTER

Evaluación de la sostenibilidad de las diferentes técnicas de recuperación de suelos contaminados

Autora: Paula Lobo Rosario
Director: Miguel Ángel Vigil Berrocal

Fecha: Julio 2013

Índice general

1	Introducción	7
1.1	El comportamiento de los metales en el suelo	8
1.2	Suelo como filtro de elementos contaminados	9
2	Objetivo y alcance	11
3	Estado del arte	12
3.1	Remediación de suelos.....	12
3.2	Técnicas de remediación de suelos más usadas	14
3.2.1	No actuación	16
3.2.2	Excavación y transporte a vertedero	16
3.2.3	Estabilización solidificación	17
3.2.4	Fitorremediación	19
3.2.5	Encalado	23
4	Análisis de ciclo de vida (ACV) como herramienta para la comparación de tecnologías de remediación de suelos	25
4.1	Introducción y justificación	26
4.2	Normativa aplicada al Análisis de Ciclo de Vida.....	27
4.3	Objetivos de los ACV	27
4.4	Fases del ciclo de vida	28
4.4.1	Definición de objetivos y alcance.....	29
4.4.2	Análisis de inventario	31
4.5	Sistemas de indicadores.....	33
4.5.1	ECOPOINTS 97 [PRE08].....	33
4.5.2	Eco-indicador 99[PRE08] [GOE09].....	34
4.5.3	Impact 2002+ [PRE08]	34
4.5.4	IPPC 2007[PRE08]	35
4.6	Selección de la metodología de Evaluación de Impacto de Ciclo de vida (EICV)	36
4.7	Interpretación de un ACV.....	38
5	Caso de estudio y marco de comparación	40
5.1	Definición del caso de estudio	40
5.1.1	Características de la zona de estudio	41
5.1.2	Características del suelo.....	41
5.2	Objetivo y alcance	44

5.3	Definición de la unidad funcional.....	45
5.4	Límites del sistema.....	46
5.5	Metodología de evaluación de impacto seleccionada.....	47
5.6	Calidad de los datos.....	47
5.7	Criterios de corte.....	47
5.8	Software utilizado.....	49
6	Descripción de los escenarios.....	50
6.1	Excavación y transporte a vertedero.....	50
6.2	Encalado.....	52
6.3	Estabilización y solidificación (S/S) con cemento Portland.....	55
6.4	Fitorremediación.....	57
6.5	No actuación.....	63
7	Resultados.....	65
7.1	Excavación y transporte a vertedero.....	65
7.2	Encalado.....	67
7.3	Estabilización y solidificación (S/S).....	68
7.4	Fitorremediación.....	69
7.5	No actuación.....	75
7.6	Comparativa de resultados entre escenarios.....	75
8	Conclusiones.....	78
9	Líneas de actuación futura.....	80
10	Referencias.....	81

Índice de tablas

Tabla 1: Ventajas y desventajas de la remediación <i>In situ</i> y <i>Ex situ</i> [INE13].....	13
Tabla 2: Ventajas y desventajas del tipo de tratamiento [INE13].....	14
Tabla 3: Técnicas de remediación para contaminación por metales pesados.....	15
Tabla 4: Ventajas y desventajas de la Excavación y Depósito en vertedero [INE13].....	17
Tabla 5: Ventajas y desventajas de la Estabilización-Solidificación (S/S) [ENV04].....	19
Tabla 6: Movilidad relativa de los metales pesados en función del Eh y del pH del suelo. Modificado de Kabata Pendias[CER09][KAB01].....	21
Tabla 7: Caliza necesaria (kg CaCO ₃) para elevar el pH [URB02].....	24
Tabla 8: Caliza necesaria (kg CaO) para elevar el pH [URB02] (cálculos entre 6,5 y 8 realizados por Autora).....	24
Tabla 9: Categorías de impactos de Eco-indicador 99.....	36
Tabla 10: Metodología jerárquica [LUI10].....	38
Tabla 11: valores medios de las variables climáticas obtenidas en la estación meteorológica e El Cristo, Oviedo [SAD11].....	41
Tabla 12: Relación de metales pesados y la concentración considerada normal o excesiva en la muestra del suelo. [KAB01].....	43
Tabla 13: Textura para suelos francos [USDA13].....	44
Tabla 14: Inventario de ciclo de vida para la Excavación y transporte a vertedero.....	52
Tabla 15: Cantidades de caliza y cal viva necesarias para encalar el suelo objeto de estudio ..	53
Tabla 16: Datos del inventario de ciclo de vida para el encalado.....	55
Tabla 17: Datos del inventario de ciclo de vida para la S/S con cemento Portland.....	57
Tabla 18: Datos del inventario de ciclo de vida para la Fitorremediación.....	61
Tabla 19: Datos del inventario de ciclo de vida para la Fitorremediación sin tener en cuenta el aprovechamiento de la biomasa generada.....	63
Tabla 20: Datos del inventario de ciclo de vida para la 'No actuación'.....	64

Índice de figuras

<i>Figura 1: Procesos que controlan la movilidad y toxicidad de los metales pesados en los suelos [GAR05]</i>	<i>9</i>
<i>Figura2: Esquema de sistema de estabilización “in situ” con sus distintos elementos [USDOE97]</i>	<i>18</i>
<i>Figura 3: Procesos implicados en la fitorremediación de suelos contaminados [BER07]</i>	<i>20</i>
<i>Figura 4-: ACV [AENOR06].....</i>	<i>27</i>
<i>Figura 5: Etapas en la realización de un ACV [AENOR06].</i>	<i>28</i>
<i>Figura 6: Definición de los límites de un sistema de ACV [AENOR06]</i>	<i>30</i>
<i>Figura 7: Estructura del análisis de impacto del ciclo de vida [AENOR06].....</i>	<i>33</i>
<i>Figura 8: Indicadores y Categorías en el método [IMPACT2002+].....</i>	<i>35</i>
<i>Figura 9: Eco-indicator midpoints and endpoints [IMPACT2002+]</i>	<i>37</i>
<i>Figura 10: Perspectiva jerárquica de Eco-indicador 99.....</i>	<i>38</i>
<i>Figura 11: Localización de la muestra de suelo escogida en la parcela de las baterías de cok ..</i>	<i>42</i>
<i>Figura 12: Horizonte temporal para las técnicas de remediación.....</i>	<i>45</i>
<i>Figura 13: Esquema general del escenario Excavación y transporte a vertedero.....</i>	<i>51</i>
<i>Figura 14: Esquema general para el Encalado.....</i>	<i>54</i>
<i>Figura 15: Esquema general S/S Cemento Portland.....</i>	<i>56</i>
<i>Figura 16: Esquema general de la Fitorremediación.....</i>	<i>59</i>
<i>Figura 17: Impactos producidos por la Excavación y transporte a vertedero.....</i>	<i>65</i>
<i>Figura 18: Impactos producidos por la Excavación y transporte a vertedero para el escenario alternativo propuesto para Excavación y transporte a vertedero</i>	<i>66</i>
<i>Figura 19: Impactos producidos por la Excavación y transporte a vertedero para las categorías principales de Eco- indicador 99.....</i>	<i>66</i>
<i>Figura 20: Impactos producidos por la Excavación y transporte a vertedero para las categorías principales de- indicador 99 para el escenario alternativo propuesto.....</i>	<i>67</i>
<i>Figura 21: Impactos producidos por el Encalado</i>	<i>67</i>
<i>Figura 22: Impactos producidos por el Encalado para las categorías principales de Eco-indicador 99.....</i>	<i>68</i>
<i>Figura 23: Impactos producidos por la S/S.....</i>	<i>68</i>
<i>Figura 24: Impactos producidos por la S/S para las categorías principales de Eco- indicador 99</i>	<i>69</i>
<i>Figura 25: Impactos producidos por la Fitorremediación para las distintas etapas modelizadas</i>	<i>70</i>

Figura 26: Impactos producidos en la etapa de obtención de biogás..... 71

Figura 27: Impacto producido por la etapa de abonado con respecto al resto de etapas de la Fitorremediación 71

Figura 28: Impactos producidos por la Fitorremediación para las categorías principales de Eco-indicador 99..... 72

Figura 29: Impactos producidos por la Fitorremediación para los procesos relacionados con la obtención de biogás 72

Figura 30: Impactos producidos por la Producción de gas natural el consumo eléctrico y la planta de digestión anaerobia 73

Figura 31: Impactos producidos por la Producción de gas natural el consumo eléctrico y la planta de digestión anaerobia 74

Figura 32: Comparativa de los Impactos producidos por la Fitorremediación con aprovechamiento final para biogás y para forraje 74

Figura 33: Impactos producidos para las diferentes fases de la Fitorremediación para pasto .. 75

Figura 34: Impactos producidos para las diferentes técnicas estudiadas..... 76

Figura 35: Comparativa de remediaciones para la categoría de Calidad de Ecosistema 76

Figura 36: Comparativa de remediaciones para la categoría de Salud Humana..... 77

Figura 37: Comparativa de remediaciones para la categoría de Agotamiento de Recursos..... 77

1 Introducción

Las actividades industriales producen impactos sobre el medio ambiente que se traducen en efectos sobre el planeta. Los suelos son el mayor sumidero de metales pesados liberados en el medio ambiente por actividades antropogénicas, y actualmente hay gran número de suelos contaminados por metales pesados en todo el mundo. A diferencia de los contaminantes orgánicos que se oxidan por la acción microbiana, la mayoría de los metales no se someten a degradación química o microbiana, y su concentración total en suelos persiste durante mucho tiempo tras su vertido.

Los metales pesados pertenecen a un grupo de elementos químicos inorgánicos que presentan y cierta toxicidad, y que comúnmente se encuentran en los sitios contaminados. Los más destacables son el plomo (Pb), cromo (Cr), arsénico (As), zinc (Zn), cadmio (Cd), cobre (Cu), mercurio (Hg) y níquel (Ni).

La contaminación por metales pesados en los suelos puede presentar riesgos y peligros para los seres humanos y el ecosistema principalmente por medio de:

- Ingestión directa o contacto con suelo contaminado
- Incorporación a la cadena alimentaria a través de animales herbívoros
- Consumo de agua subterránea contaminada

Los metales pesados pueden encontrarse en el suelo de manera natural, procedentes de la composición del material original (roca madre) y de los procesos edáficos que dan lugar al suelo [ADR01]. Estos elementos que pasan de la roca madre al suelo por meteorización aportan al suelo una cantidad insignificante de contaminantes en relación con los metales procedentes de las actividades humanas directas o indirectas [GAL08]. Por otro lado, según estos autores, las principales fuentes antropogénicas de metales pesados en el suelo son:

- **Explotación y extracción de metales:** Produce anualmente millones de toneladas de residuos, la mayoría con piritas y sulfuros, cuya oxidación libera grandes cantidades de metales pesados al ambiente y en particular a los suelos.
- **Las actividades agrícolas:** Con la adición al suelo de fertilizantes inorgánicos, pesticidas, estiércol, enmiendas calizas y, sobre todo, lodos residuales de depuradoras.
- **Generación de energía eléctrica:** La combustión del carbón es una de las principales fuentes de deposición de metales en el suelo. Por otra parte, las centrales térmicas que usan petróleo pueden ser fuentes de Pb, Ni y V.
- **Las actividades industriales:** Las principales industrias contaminantes son las fábricas de hierro y acero, que emiten metales asociados a las menas de Fe y Ni. La fabricación de baterías produce cantidades considerables de Pb. Las industrias de productos químicos, fármacos, pigmentos y tintes, el curtido de pieles, etc., producen distintos tipos de contaminación. En general, las áreas industrializadas presentan elevados contenidos de As, Cd, Cr, Hg, Fe Ni, Pb y Zn.
- **Los residuos domésticos:** Aproximadamente el 10% de los materiales están compuestos por metales. El enterramiento de los mismos puede contaminar las aguas

subterráneas, mientras que su incineración libera volátiles que contaminan la atmósfera y el suelo.

El grado de contaminación de un suelo viene principalmente determinado por el tipo de foco de contaminación. Dependiendo del foco del que provenga la contaminación, se puede tener contaminación puntual o difusa. La contaminación a través de fuentes puntuales suele tener como resultado mayores concentraciones de metales en extensiones reducidas de terreno, mientras que los focos difusos hacen llegar los metales al suelo a través de varios medios; aire, agua, debido a una contaminación generada en varios puntos como pueden ser la industria, malas prácticas agrícolas, contaminación por vertidos de un río cercano, etc. Como consecuencia, las emisiones difusas suelen tener como resultado concentraciones más bajas pero alcanzando amplias extensiones de terreno.

La sociedad tiene actualmente un nivel de concienciación muy elevado en cuanto a la problemática ambiental que genera el uso de recursos y otros efectos que las actividades humanas provocan en el medio ambiente. Es por esto que la sociedad demanda que la industria incluya unos criterios de sostenibilidad a la hora de tomar decisiones que permitan minimizar los impactos al medio ambiente y que asegure la disponibilidad de los recursos explotados.

Por todo ello dichos suelos contaminados necesitan ser recuperados y dicha recuperación debe ser contemplada desde el punto de vista de la normativa vigente sobre suelos, atendiendo a la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados y al real decreto 9/2005 de 14 enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes que incluye criterios estándares para la declaración de suelos contaminados.

La adecuada protección y restauración de los ecosistemas del suelo contaminados por metales pesados requiere su caracterización y su posterior remediación. Dado que existe un amplio abanico de técnicas de remediación, la selección de la técnica adecuada es una tarea difícil que debe ser abordada desde una perspectiva integral. Por ello, para que el tratamiento se lleve a cabo con éxito, hay varios factores que hay que tener en cuenta como las características específicas del suelo (físicas y químicas), el emplazamiento, el clima de la zona, las características de los contaminantes, etc.

1.1 El comportamiento de los metales en el suelo

Hay una serie de procesos que intervienen en la retención de metales en la matriz del suelo y que están relacionados con propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo. Estos procesos controlan propiedades como la solubilidad, biodisponibilidad, movilidad y toxicidad de los metales [SPA05]. Se pueden destacar los siguientes:

1. Retención en la superficie de los minerales y de la materia orgánica, también llamado complejación superficial.
2. Transporte a través del perfil del suelo, vía lixiviación o mediante el transporte asociado a los coloides.
3. Precipitación como una nueva fase en el suelo.
4. Difusión a través de los microporos presentes en la matriz del suelo.
5. Solubilización en la solución del suelo

6. Absorción por parte de las plantas
7. Interacciones con microorganismos a través de reacciones redox y de metilación.

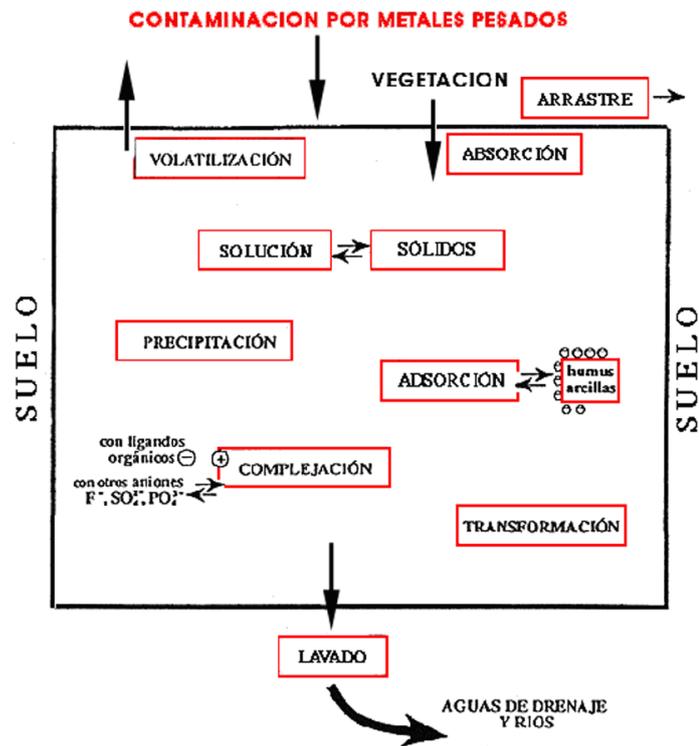


Figura 1: Procesos que controlan la movilidad y toxicidad de los metales pesados en los suelos [GAR05]

Es importante destacar que la toxicidad de los elementos no está relacionada únicamente con su concentración en el suelo si no con la forma química en la que se encuentren. Para establecer el riesgo ambiental asociado a una zona contaminada, hay que determinar el contenido del elemento en el suelo pero otros parámetros como la movilidad potencial o el destino final del contaminante no pueden ser evaluados con esta información.

1.2 Suelo como filtro de elementos contaminados

Se puede decir que el suelo actúa como una barrera protectora de otros ecosistemas más sensibles, filtrando, descomponiendo, neutralizando o almacenando contaminantes y disminuyendo en gran parte su biodisponibilidad. Esta capacidad depuradora del suelo depende de su contenido en materia orgánica, carbonatos, oxi-hidróxidos de hierro y manganeso, del tipo y proporción de los minerales de la arcilla, de la capacidad de cambio catiónico del suelo, del pH y Eh, textura, permeabilidad y actividad microbiana. Sin embargo, el poder depurador de un suelo tiene un límite y cuando éste se supera para una o varias sustancias, el suelo alcanza la categoría de contaminado y se convierte en fuente de elementos tóxicos [GAL08].

El poder amortiguador de un suelo representa la capacidad que tiene para controlar los efectos negativos de los contaminantes y volverlos inocuos o inactivos. Para los suelos agrícolas se ha definido la *Capacidad de Carga de Metales Pesados* (LCASHM: Load Capacity of Agricultural Soils for Heavy Metals) [CHE01], que depende de las propiedades del suelo, el tipo

e historia de la contaminación, de los organismos indicadores de la toxicidad y de otros parámetros ambientales.

Esta capacidad amortiguadora del suelo se produce mediante reacciones de neutralización, degradación biótica o abiótica, precipitación-disolución, oxidación-reducción, formación de complejos orgánicos o insolubilización. El suelo, a través de su poder de amortiguación filtra, almacena, degrada, neutraliza e inmoviliza sustancias orgánicas e inorgánicas tóxicas, impidiendo que alcancen las aguas subterráneas y el aire o que pasen a formar parte de la cadena alimentaria [ORT07].

2 Objetivo y alcance

Este trabajo tiene como objeto comparar las distintas alternativas para la recuperación de suelos ligeramente contaminados por metales pesados con el objeto de determinar cuáles son las técnicas de descontaminación más sostenibles desde el punto de vista medioambiental. Dado que la sostenibilidad de una remediación está íntimamente ligada a las condiciones de contorno, el estudio se realiza para un suelo industrial concreto, contaminado por metales pesados derivado de la actividad siderúrgica en el Principado de Asturias. Sin embargo, es importante notar que el objetivo de este trabajo no es simplemente el determinar cuál es la solución óptima para este caso concreto, sino a partir de éste establecer líneas generales que ayuden a evaluar la sostenibilidad de proyectos de recuperación de suelos.

Para evaluar la sostenibilidad de las remediaciones se ha elegido realizar un estudio comparativo de varias técnicas de remediación utilizando la metodología Análisis de Ciclo de Vida (ACV), que considera los impactos causados por un producto o servicio en cada una de sus fases, desde la obtención de los recursos hasta su disposición final.

Para conseguir ese objetivo será necesario realizar las siguientes tareas:

- Selección de las técnicas aplicables al caso de estudio
- Creación del Inventario, caracterización y valoración de los impactos generados por las distintas técnicas
- Análisis de las técnicas escogidas mediante ciclo de vida en base al indicador Eco-indicador 99
- Reconocimiento de las técnicas más sostenibles de entre las seleccionadas.

3 Estado del arte

A continuación se pasan a describir las distintas técnicas existentes para remediar suelos y se explicará la selección de aquellas que son más usadas.

3.1 Remediación de suelos

El término “técnica de tratamiento” implica cualquier operación unitaria o serie de operaciones unitarias que altera la composición de una sustancia peligrosa o contaminante a través de acciones químicas, físicas o biológicas de manera que reduzcan la toxicidad, movilidad o volumen del material contaminado [EPA01]. Las tecnologías de remediación representan una alternativa a la disposición en tierra de desechos peligrosos que no han sido tratados y sus capacidades o posibilidades de éxito bajo las condiciones específicas de un sitio, que pueden variar ampliamente.

Las tecnologías existentes para el tratamiento de suelos contaminados por metales pesados se pueden clasificar atendiendo a varios criterios:

A. Lugar de realización del proceso de remediación

1. **In situ:** Se realizan las tecnologías en el mismo lugar donde se encuentra la contaminación, los contaminantes son removidos sin necesidad de excavar el sitio.
2. **Ex situ:** Para la realización de este tipo de tecnologías se requiere algún tipo de proceso previo que elimine los contaminantes para poder aplicar el tratamiento deseado.

En la siguiente tabla se exponen las ventajas y desventajas de las tecnologías según el lugar de realización de las mismas. [INE13]

	VENTAJAS	DESVENTAJAS
In situ	Permiten tratar el suelo sin necesidad de excavar ni transportar el suelo Disminución de costes	Mayores tiempos de tratamiento Heterogeneidad en las características del suelo Difícil verificar la eficacia del proceso
Ex situ	Menor tiempo de tratamiento Se puede homogeneizar y muestrear periódicamente	Necesidad de excavar el suelo Aumento de costes (ingeniería de equipos) Riesgos por la manipulación del material y posible exposición al contaminante

Tabla 1: Ventajas y desventajas de la remediación In situ y Ex situ [INE13]

Otro sistema de clasificación es el basado en el principio de la tecnología de remediación y se resumiría de la siguiente manera:

B. Tipos de tratamiento:

1. **Tratamientos biológicos:** Utilizan las actividades metabólicas de ciertos organismos (plantas, hongos...) para degradar, transformar o remover los contaminantes a productos inocuos.
2. **Tratamientos fisicoquímicos:** Este tipo de tratamientos utiliza propiedades físicas y/o químicas de los contaminantes o del medio contaminado para destruir, separar o contener la contaminación,
3. **Tratamientos térmicos:** Utilizan calor para incrementar la volatilización (separación), quemar, descomponer o fundir (inmovilización) los contaminantes en el suelo.

A continuación se muestran las principales virtudes e inconvenientes de las tecnologías de remediación, clasificadas de acuerdo al tipo de tratamiento:

	VENTAJAS	DESVENTAJAS
Tratamientos biológicos	<p>Pueden mejorar las condiciones del medio ambiente</p> <p>Los contaminantes generalmente son destruidos</p> <p>Se requiere un mínimo o ningún tratamiento posterior</p> <p>Efectivos en cuanto a coste</p>	<p>Mayores tiempos de tratamiento</p> <p>Es necesario verificar la toxicidad de intermediarios y/o productos</p> <p>No pueden emplearse si el tipo de suelo no favorece el crecimiento microbiano</p>
Tratamientos fisicoquímicos	<p>Se realizan en periodos cortos</p> <p>Equipo accesible y no necesita mucha energía ni ingeniería</p> <p>Efectivos en cuanto a costes</p>	<p>Residuos generados por separación deben tratarse (aumenta el coste)</p> <p>Los fluidos de extracción aumentan la movilidad de los contaminantes (necesario sistemas de recuperación)</p>
Tratamientos térmicos	<p>Tiempos rápidos de limpieza</p>	<p>Mano de obra intensiva</p> <p>Tratamiento más costoso (empleo de energía y equipo)</p>

Tabla 2: Ventajas y desventajas del tipo de tratamiento [INE13]

Los tratamientos térmicos que cabría destacar son la Desorción Térmica y la Incineración, que se englobarían dentro de los tratamientos 'Ex situ'. Por lo general estos tratamientos funcionan muy bien con compuestos orgánicos (por ejemplo, hidrocarburos). Sin embargo, a excepción del mercurio, Hg, el resto de metales por lo general no son tratados con este tipo de tratamientos por no ser muy eficientes. Con la incineración ocurre prácticamente lo mismo, es decir, que con este sistema se eliminan bien los contaminantes orgánicos pero no los metales pesados. La diferencia entre Incineración y Desorción, es que con la Desorción no se destruyen los compuestos orgánicos, sino que se transforman a otro tipo de compuestos más tratables, mientras que la incineración tiene como objetivo destruir el contaminante [FAI04]. Por lo apuntado anteriormente se ha decidido descartar este tipo de tratamientos para el caso de estudio propuesto.

3.2 Técnicas de remediación de suelos más usadas

En el siguiente apartado se describen brevemente las distintas tecnologías disponibles en la actualidad para tratar suelos contaminados por metales pesados.

IN SITU	EX SITU
Biológicos	Biológicos
Bioventilación Fitorremediación	Biopilas Landfarming
Fisicoquímicos	Fisicoquímicos
Encapsulación Encalado Estabilización/Solidificación(S/S) Electrocinética	Flushing Lavado suelo Excavación y retirada a vertedero

Tabla 3: Técnicas de remediación para contaminación por metales pesados

Dado que este estudio se centra en el caso particular de suelos ligeramente contaminados por metales pesados, no todas las técnicas presentadas anteriormente podrían ser de aplicación por lo que a continuación se procede a descartar las técnicas que no se ajusten a las particularidades del estudio.

Los suelos contaminados por emisiones difusas suelen ser muy extensos en función de los focos de emisión y de las condiciones climatológicas por lo que se ha decidido poner el foco de atención en las técnicas **in situ**, ya que como se ha destacado anteriormente son técnicas que requieren en general menos costes y también son menos ‘agresivas’ para la composición suelo y por lo tanto más adecuadas.

Tras aplicar este criterio, las técnicas que quedarían serían:

- Biológicos: bioventilación y fitorremediación.
- Fisicoquímicos: encapsulación, encalado, S/S, electrocinética.

Sin embargo, la *Bioventilación* se descarta debido a que esta técnica que consiste en la biodegradación de contaminantes mediante la inyección de aire. Esta técnica no es aplicable dado que los metales pesados no se pueden degradar a través de este mecanismo puesto que no son degradables biológicamente. Por otro lado, la *Electrocinética* también es excluida debido a su carácter innovador que crea incertidumbres sobre sus resultados por lo que haría peligrar la validez del estudio. Por otro lado, aunque no exista una técnica claramente superior en prestaciones, a priori, la utilización de una técnica de remediación depende principalmente de las características del suelo y del contaminante a tratar. Es decir, tras conocer las el origen de la contaminación, del contaminante y del medio físico implicados, se puede seleccionar el procedimiento idóneo para la rehabilitación de un suelo contaminado.

Por todo ello se han seleccionado para la realización del estudio las siguientes técnicas:

- Fitorremediación
- Estabilización con caliza o cal viva (Encalado)

- Excavación y transporte a vertedero
- Estabilización/solidificación (S/S), con cemento Portland.
- No actuación

La opción de excavación y transporte a vertedero se ha incluido en el estudio para poder ser comparada con el resto de técnicas in situ y permitir evaluar el comportamiento medioambiental de estas técnicas respecto a las tradicionales.

Aunque la opción de “No actuación” no puede considerarse como una técnica de remediación se utilizará a modo de “control” con objeto de asegurar que la no remediación no resulte medioambientalmente más adecuada.

Descripción de las técnicas de remediación seleccionadas para el caso de estudio. A continuación se describen con más detalle las técnicas seleccionadas dentro de las técnicas de remediación más usadas mencionadas en el apartado anterior.

3.2.1 No actuación

La ‘No actuación’ consiste en dejar el suelo como estaba, es decir, no aplicar ninguna técnica que implique el tratamiento de los contaminantes que se encuentren en el suelo. Conforme vaya pasando el tiempo se producirá una degradación natural del suelo que probablemente será muy lenta en cuanto a los elementos contaminantes, debido a su naturaleza ya que los metales pesados tardan en degradarse mucho tiempo (miles de años).

Por un lado, la opción de no actuar en el suelo que se estudia, puede resultar ser una decisión acertada si ambientalmente se demostrara que pudiera ser mejor dejarlo como está. El no actuar en el suelo y no generar impacto sobre éste, puede producir beneficio, ya que no se alteran las propiedades del suelo, aunque no se elimine la contaminación. Al ser el caso de estudio un suelo ligeramente contaminado, puede que la degradación no avance en el tiempo.

Por otro lado, el intervenir en el suelo puede generar otros beneficios ambientales, ya que se pueden llegar a eliminar contaminantes, pero a su vez, este hecho puede provocar inconvenientes en el ecosistema de dicho suelo, por varios motivos; utilización de maquinaria en la zona con sus correspondientes emisiones y destrucción de suelo, aplicación de productos que afecten negativamente al suelo, etc. Todo ello puede provocar un deterioro tanto de la fauna como de la flora del suelo a remediar con el consiguiente perjuicio al medio ambiente.

3.2.2 Excavación y transporte a vertedero

Esta técnica consiste básicamente en extraer mediante maquinaria, el terreno contaminado y transportarlo mediante camiones a un vertedero autorizado para la recepción y almacenamiento de dicho material contaminado.

La excavación y transporte a vertedero Tiene sus pros y sus contras que se mencionan a continuación.

Ventajas	Desventajas
Bajo coste	Emisión incontrolada de partículas o vapores
Bajo nivel técnico	Costes derivados del transporte del material
Elimina la contaminación de forma clara y demostrable	Destrucción de ecosistema edáfico
Rápido	Contaminación de tuberías, líneas eléctricas , cimentaciones

Tabla 4: Ventajas y desventajas de la Excavación y Depósito en vertedero [INE13]

Las ventajas que se categorizan como de bajo coste y bajo nivel técnico se refiere en comparación con el resto de técnicas explicadas en este documento.

El tratamiento del terreno mediante excavación y posterior transporte a un vertedero es un tratamiento 'ex situ' que se ha considerado para este trabajo debido a que aunque en un principio se habían descartado todas las técnicas 'ex situ', ésta, se considera una técnica muy usada en la actualidad y por lo tanto apta para ser incluida en el análisis final que permita comparar todas las alternativas más usadas para el tratamiento de suelos contaminados.

Tras el transporte a vertedero de la tierra contaminada se procederá a rellenar con tierra prístina, para recuperar parte de las características perdidas del suelo, sobre todo materia orgánica eliminada por la excavación.

3.2.3 Estabilización solidificación

Esta tecnología de remediación está basada en una reacción que se produce entre el suelo y un aglutinante (sustancia que sirve para adherir sustancias o cohesionar materiales), que al combinarse consiguen reducir la movilidad de los contaminantes.

Para describir el funcionamiento de la técnica de Estabilización/solidificación conviene definir ambos términos.

- **Estabilización:** implica la adición de reactivos a un material contaminado (por ejemplo, suelo o lodos) para producir componentes más estables químicamente.
- **Solidificación:** implica la adición de reactivos a un material contaminado para conferir estabilidad física dimensional que contenga los contaminantes en un producto sólido y reducir el acceso por parte de agentes externos (aire, lluvia).

Para la elección y eficacia de este tratamiento hay que tener en cuenta varios factores además de las características de los contaminantes. La influencia de la presencia de compuestos inhibidores (por ejemplo, sulfatos), las propiedades físicas del material a tratar, las características del sitio y el uso futuro de la tierra, son factores relevantes que son necesarios conocer para el correcto funcionamiento de la estabilización-solidificación. [ENV04]

La S/S se puede combinar con otros enfoques de gestión de riesgos como parte de una estrategia de recuperación para hacer frente a los vínculos de contaminantes que se deseen gestionar.

Los aglutinantes utilizados para desarrollar esta técnica pueden ser de uno o de varios componentes. El uso de un aglutinante hidráulico que reaccione con agua para formar matrices sólidas es la técnica dominante para este tipo de sistemas. Este tipo de aglutinantes mejoran, en general, las cualidades físicas y químicas del material contaminado y se han probado considerablemente en el tratamiento de una amplia gama de contaminantes inorgánicos y algunos orgánicos. Si se aplica eficazmente la S/S la disponibilidad de los contaminantes y su potencial para impactar en receptores tanto humanos como animales y vegetales se reducirá considerablemente. Sin embargo, la liberación de contaminantes que se produce y la durabilidad de la remediación tienen que ser probados.

El coste de la remediación vendrá influenciado por una serie de factores como el coste de los materiales, la concentración de los contaminantes y las propiedades físicas de la zona a tratar. Otros costes que se pueden destacar con respecto a esta técnica son el mantenimiento de medidas para proteger el material tratado y el seguimiento a largo plazo, en comparación con otras técnicas de remediación

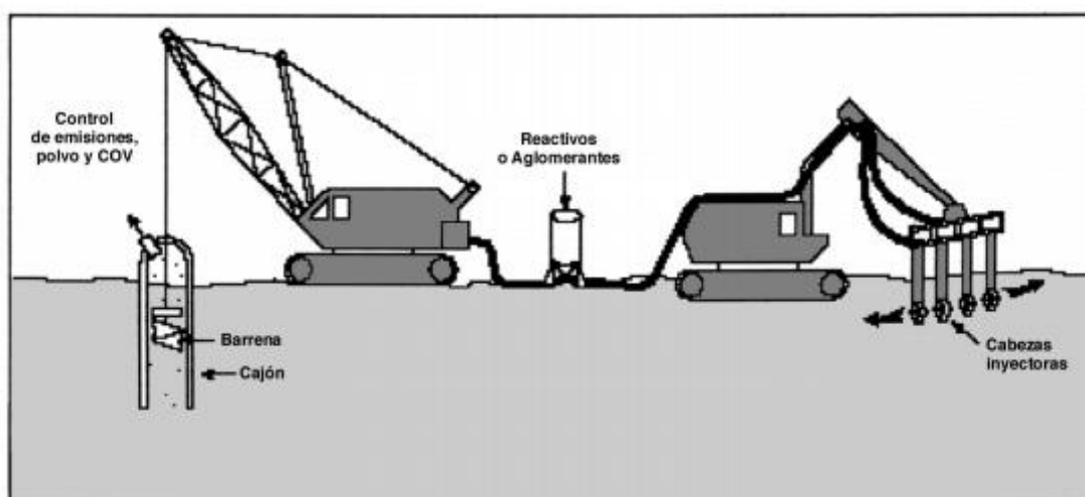


Figura2: Esquema de sistema de estabilización "in situ" con sus distintos elementos [USDOE97]

3.2.3.1 Ventajas y desventajas de S/S

Teniendo en cuenta los factores señalados en el apartado anterior y con el objetivo de conocer más a fondo el tratamiento propuesto, se destacan las siguientes ventajas y desventajas de la técnica.

VENTAJAS	DESVENTAJAS
<ul style="list-style-type: none"> • Se puede completar en un periodo de tiempo relativamente corto • Se puede utilizar para tratar contaminantes recalcitrantes (metales pesados, PCBs, dioxinas) • Se puede realizar in-situ o ex-situ • El equipo de proceso deja poca huella • Las propiedades estructurales de los suelos pueden ser mejoradas por el 	<ul style="list-style-type: none"> • No destruye los contaminantes • Puede ser difícil de predecir su comportamiento a largo plazo • Como efecto secundario puede haber un aumento de volumen • Consumo de recursos naturales • Puede requerir un mantenimiento a largo plazo de los sistemas de protección y/o monitoreo a largo

VENTAJAS	DESVENTAJAS
tratamiento(permeabilidad, resistencia)	plazo

Tabla 5: Ventajas y desventajas de la Estabilización-Solidificación (S/S) [ENV04]

A demás de las ventajas y desventajas que pueda tener la técnica también existen razones técnicas que pueden ayudar a seleccionar dicha técnica, tales como:

- Se reduce la pérdida de contaminantes contenidos por la disminución de superficie
- Se reduce la solubilidad de contaminantes en los residuos tratados, generalmente por cambios químicos.
- La técnicas para el tratamiento de lodos están más probados que para suelos y escombros
- S/S es la técnica más adecuada cuando se produzcan problemas de excavación in situ.

3.2.3.2 S/S con cemento Portland

La estabilización solidificación con cemento Portland se engloba dentro de las S/S inorgánicas. El proceso consiste en mezclar el material contaminado con cemento portland. También se añade agua a la mezcla para asegurar que se producen las reacciones de hidratación necesarias para la unión del cemento y suelo. En ocasiones hay cambios fisicoquímicos que además reducen la movilidad en la mezcla. Normalmente se forman hidróxidos procedentes de los metales que son menos solubles que otras especies iónicas. Pequeñas cantidades de ceniza, silicato de sodio, bentonita o aditivos patentados son añadidos a la mezcla para mejorar el proceso. [EPA89]

Dependiendo de la cantidad de reactivo y la cantidad de suelo que se incorpore, el producto final tendrá una consistencia más granular o más sólida.

Este tipo de S/S con cemento portland se aplica para metales como: Cd, Cr, Cu, Pb, Ni y Zn, por lo que es aplicable al caso de estudio que nos ocupa.

3.2.4 Fitorremediación

Se entiende como fitorremediación al conjunto de tecnologías que utilizan las plantas para reducir, degradar o inmovilizar compuestos orgánicos contaminantes de la tierra, del agua o el aire y que provienen de las actividades humanas.

El objetivo de la fitorremediación es promover los procesos naturales (atenuación natural) y desarrollar técnicas para acelerar estos procesos en la recuperación de suelos y sedimentos contaminados. [BER07]

La fitorremediación contempla seis procesos básicos a través de los cuales las plantas pueden contribuir a la recuperación de suelos, sedimentos y aguas contaminadas como se muestra en la *Figura 1*. Dependiendo de la estrategia de recuperación, estos procesos darán lugar a la retención o a la eliminación de los contaminantes del suelo.

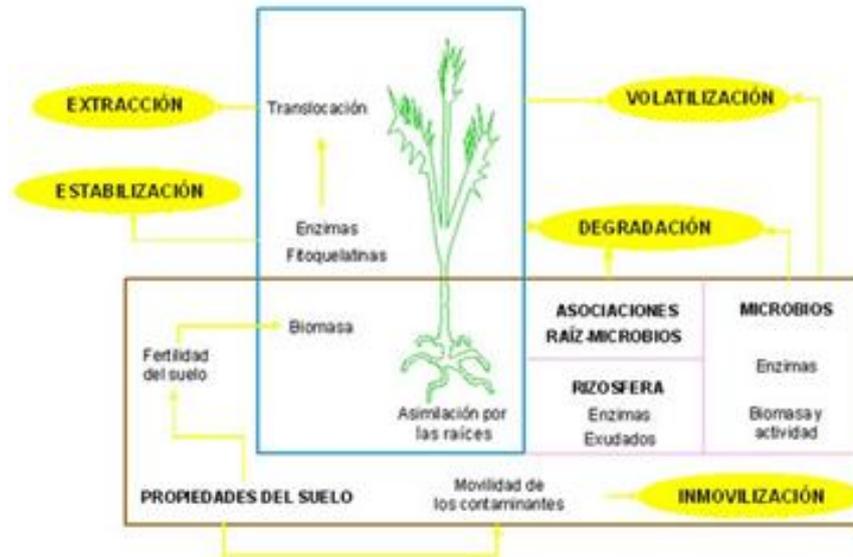


Figura 3: Procesos implicados en la fitorremediación de suelos contaminados [BER07]

1. La **fitoextracción** elimina metales o sustancias orgánicas de los suelos mediante la acumulación de ellos en la biomasa de las plantas.
2. La **fitodegradación** o fitotransformación, es el uso de plantas para la captación, almacenamiento y degradación de contaminantes orgánicos en moléculas más simples.
3. La **rizofiltración** consiste en la eliminación de contaminantes de fuentes acuosas a través de las raíces de las plantas.
4. La **fitoestabilización** reduce la biodisponibilidad de los contaminantes mediante la inmovilización o la unión a la matriz del suelo.
5. La **fitoinmovilización** reduce la “disponibilidad” de los metales en el suelo, mediante adsorción o absorción, precipitación o quelatación en las raíces o en la rizosfera.
6. La **fitovolatilización** utiliza plantas para absorber contaminantes procedentes de la matriz, que los transforman y liberan a la atmósfera.

La fitoestabilización y la fitoinmovilización corresponden a la estrategia de retención antes citada [PEU05], mientras que la fitodegradación, fitovolatilización, rizofiltración y fitoextracción representan procesos de eliminación [BER07].

3.2.4.1 Factores que influyen en la movilidad de los metales del suelo

Para aplicar labores de fitorremediación es necesario conocer la relación entre las plantas y los metales y la disponibilidad natural de estos metales hacia las plantas. Como ya se ha destacado en apartados anteriores y para el caso concreto de fitorremediación se destacan unos factores primordiales a tener en cuenta, que son:

- pH
- Potencial redox
- Salinidad
- Temperatura
- Materia orgánica

- Arcillas
- Óxidos e hidróxidos
- Carbonatos
- Procesos microbianos

De entre todos ellos, los factores más importantes que actúan directamente en la dinámica de suelos en relación con los metales pesados, serían el pH y el potencial redox [CER09]. En la *Tabla 6* se muestra la movilidad de los metales pesados asociada al potencial redox (Eh) y al pH del suelo en el que se encuentren.

Movilidad	Eh		pH	
	Oxidante	Reductor	Neutro y alcalino	Ácido
Alta	Zn			Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au
Media	Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au, Cd		Cd	Cd, Cu, Zn, Hg
Baja	Pb		Pb, Mn, Co, Cu	Pb
Muy baja	Fe, Mn, Al, Sn, Pt, Cr, Zr	Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au, Cd, Pb, As	Al, Sn, Cr, Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au	Al, Sn, Pt, Cr

Tabla 6: Movilidad relativa de los metales pesados en función del Eh y del pH del suelo. Modificado de Kabata Pendias[CER09][KAB01]

El efecto del Eh sobre el metal puede ser directo o indirecto. Diferentes condiciones de Eh pueden producir un cambio directo en la valencia de ciertos metales (por ejemplo, en condiciones reductoras el Fe³⁺ insoluble se puede transformar en Fe²⁺ soluble). O bien, las condiciones redox pueden afectar indirectamente a la movilidad de metales actuando sobre la dinámica de los óxidos e hidróxidos de Fe y Mn de manera que, a Eh bajos, los metales que estaban asociados con estos compuestos se movilizan.

En cuanto al pH del suelo, la solubilidad de los metales está muy influenciada por éste, ya que en medios de pH moderadamente alto se produce la precipitación de los cationes metálicos como óxidos e hidróxidos, mientras que en suelos ácidos se favorece su movilización, al intercambiarse en las posiciones de cambio los protones por los cationes metálicos [CER09].

Según esto, la fitoextracción no sólo depende de la capacidad hiperacumuladora de las plantas sino de la disponibilidad de los metales para moverse en el suelo.

3.2.4.2 Factores necesarios para el uso de plantas como fitorremediadoras

Para que las plantas cumplan con su objetivo de eliminar los contaminantes del suelo y otras superficies, hay que explorar las diferentes barreras que dificultan el desempeño de esta tecnología:

1. Identificación de especies adecuadas
2. Uso de procesos eficientes de cultivo para las especies vegetales seleccionadas
3. Técnicas de mejora genética para las especies vegetales seleccionadas, para asegurar el correcto desarrollo de las mismas.

La identificación de la especie más adecuada es la barrera más importante en cuanto a la fitorremediación de suelos contaminados por metales pesados. Entre las cualidades que una planta fitorremediadora debe tener además de su capacidad acumuladora de metales (con capacidades superiores al 0.1% de Al, As, Se, Ni, Co, Cu, y Pb), tiene que poseer otras cualidades como: crecimiento rápido, alta biomasa, raíces profundas, retener grandes concentraciones de metal en las partes aéreas de la planta y contar con capacidades ecológicas amplias que le permitan adaptarse a una extensa gama de condiciones ambientales de los suelos contaminados [SAA09]. También es interesante que la planta sea poco apetecible para los animales, para aprovechar la biomasa generada posteriormente.

3.2.4.3 Aprovechamiento de la biomasa

La fitoextracción consiste en la implementación de cultivos con objeto de conseguir que las plantas utilizadas extraigan metales pesados presentes en el suelo. Por otro lado, la fitorremediación comporta la inevitable producción de biomasa a partir de los cultivos implementados, la cual debe ser aprovechada de algún modo. Por este motivo, el uso de plantas conlleva ciertos inconvenientes medioambientales:

- Con la fitorremediación no se consigue una verdadera eliminación del contaminante, sino que concentra dicho contaminante en una parte concreta de la planta (masa vegetal).
- Dispersión de elementos debido a la renovación orgánica del ciclo vegetativo de la planta.

El uso de contaminantes de manera directa (maquinaria) o indirecta (emisiones), para cubrir las necesidades de labranza, mantenimiento y aprovechamiento de los cultivos.

Por todos estos motivos se hace necesario evaluar los costes ambientales que derivan de la remediación desde el punto de vista de la regeneración del suelo y también atendiendo a los cambios que ésta puede hacer en la biosfera en general a lo largo de todo su ciclo de vida. Por todos estos motivos se hace necesario evaluar los costes ambientales que derivan de la remediación desde el punto de vista de la regeneración del suelo y también atendiendo a los cambios que ésta puede hacer en la biosfera en general a lo largo de todo su ciclo de vida.

Los distintos aprovechamientos de la materia vegetal independientemente de su origen pueden resumirse en los siguientes

1. Compost
2. Pasto
3. Incineración
4. Biocombustibles: biodiesel, bioetanol, biogás y/o biomasa
5. Vertido

Dentro de los posibles aprovechamientos que se le pueden dar a la materia vegetal, el aprovechamiento de la biomasa como biocombustible que se obtiene con el cultivo de plantas fitorremediadoras es una opción bastante interesante que merece mención y que se tendrá en cuenta en la posterior descripción del escenario propuesto para la fitorremediación.

El biogás que se puede llegar a producir necesita una serie de procedimientos necesarios para separar los elementos indeseados que lo componen para que pueda ser equiparable al gas natural en cuanto a rendimiento energético.

El biogás que se produce tras procesar la biomasa generada por las plantas fitorremediadoras necesita ser reformado mediante un proceso a altas presiones y muy bajas temperaturas. Un sistema de separación interesante que permite separar los diferentes componentes del biogás que no son necesarios y envasarlos para un posterior uso, es la separación criogénica. Los compuestos que hay que separar son: el CO₂ (para poder aumentar el poder calorífico) y el H₂S y agua (para evitar la corrosión de tuberías cuando el biogás sea transportado). Este proceso de transformación del biogás, se hace necesario para que el biogás pueda ser utilizado como combustible en el transporte de vehículos.

3.2.5 Encalado

El encalado como técnica de remediación y para el caso de estudio seleccionado se basa en conseguir que los metales pesados contaminantes que se encuentran en el suelo lixivien o se trasladen a las plantas. Por lo que finalmente los contaminantes se quedarían inmovilizados, al menos temporalmente.

Esta técnica se utiliza normalmente con objetivos agronómicos para elevar el pH hasta niveles de 6,5 para zonas templadas y así elevar la fertilidad del suelo. Para la remediación de suelos, se utiliza con el objetivo de ajustar el pH dentro de un rango en el que los metales pesados sean insolubles y no puedan ni migrar por lixiviación ni ser extraídos por las plantas quedando así inmovilizados en el suelo de una manera similar a la descrita para la técnica S/S Estabilización y Solidificación.

La acidez del suelo está relacionada con los protones (H₃O⁺) libres en la solución del suelo (acidez activa) y con los fijados sobre el complejo adsorbente (acidez potencial). La acidez total es la suma de ambos tipos de acidez. Los suelos ácidos presentan bajo porcentaje en saturación de bases (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺) y elevados porcentajes de cationes ácidos o generadores de ácido (H⁺, Al⁺).

El control de la acidez de los suelos consiste en hacer que se eleve el pH por mediación de productos que están compuestos principalmente de calcio y magnesio (carbonatos, óxidos e hidróxidos).

Para saber si es necesario encalar y qué tipo de encalado se va a necesitar hay que analizar el pH y estado cálcico de una muestra del suelo que se desee tratar.

3.2.5.1 Determinación de las necesidades de cal

El método que se ha utilizado para calcular las cantidades de cal y cal viva necesarias para tratar el suelo del caso práctico será un método basado en el pH. En la siguiente tabla se muestran las distintas cantidades de caliza y cal viva medidas en kilogramos y teniendo en cuenta que se puede elevar 1 Ud de pH en distintas clases de suelos y para una profundidad de 30 cm (se utilizarán cantidades proporcionales cuando el valor del pH a modificar sea diferente a 1 UD y la profundidad del suelo que se trata de encalar sea distinta de 15 cm. Según varios autores, entre ellos Urbano [URB02], es recomendable no aumentar el pH de un suelo, más de

un punto al año, con lo que en el caso descrito se necesitarán dos años para poder elevar el pH a 7 y que así los metales tóxicos que se encuentran en el suelo dejen de ser solubles en agua y que lixivien con tanta facilidad, generando contaminación. También es recomendable no elevar el pH más de una unidad para impedir el bloqueo de microelementos que un encalado fuerte puede producir.

Debido a los niveles tan bajos de pH que posee el suelo caso de estudio, se hace necesario un encalado inicial que consiga elevar el pH al objetivo, que se hará en 2 años para cumplir con las condiciones de pH estipuladas. Posteriormente y con el fin de evitar la que la acidificación natural del suelo actúe disminuyendo de nuevo el pH, habrá que realizar encalados de mantenimiento que ayuden a mantener el pH deseado.

En el caso de estudio se tomará un espesor de 30 cm de suelo, ya que el suelo que se escoge posee la contaminación principalmente en esta capa más superficial debido al foco de contaminación difuso.

El objetivo en cuanto a pH, para el caso de estudio es alcanzar un pH de 7 y para ello se utilizará el método explicado en el párrafo anterior. Como el suelo tiene un pH de 5, se calculará de manera proporcional, la cantidad de caliza y cal viva que se necesitaría para realizar el encalado de corrección.

	4,5 a 5,5	5,5 a 6,5	6,5 a 7
Suelos arenosos	3000	4500	3375
Suelos Francos	4000	6000	4500
Suelos limosos	5500	7500	5100
Suelos arcillosos	7000	8500	5140

Tabla 7: Caliza necesaria (kg CaCO₃) para elevar el pH [URB02]

	4,5 a 5,5	5,5 a 6,5	6.5 a 7
Suelos arenosos	1700	2500	1837
Suelos Francos	2200	3400	2618
Suelos limosos	3200	4200	2751
Suelos arcillosos	4000	4800	2880

Tabla 8: Caliza necesaria (kg CaO) para elevar el pH [URB02] (cálculos entre 6,5 y 8 realizados por Autora).

4 Análisis de ciclo de vida (ACV) como herramienta para la comparación de tecnologías de remediación de suelos

La creciente concienciación con respecto a la importancia de la protección ambiental, y los posibles impactos asociados con los productos y procesos, han aumentado el interés por el desarrollo de métodos que cuantifiquen sus consecuencias. Para que los impactos ambientales correspondientes a un producto o proceso puedan ser valorados de forma rigurosa es necesario considerar todo el ciclo de vida del propio producto o proceso y a partir de los datos correspondientes modelizar el impacto ambiental producido. Ello permitirá minimizar impactos negativos sobre el ecosistema y potenciar la rentabilidad económica, sin olvidar la responsabilidad social del producto o proceso [NIE09].

Para ello, se puede hacer uso de diversas herramientas, entre ellas, el Análisis de Ciclo de Vida (ACV), de efectividad comprobada, debido su carácter integral al considerar los impactos causados por un producto o servicio en cada una de sus fases, desde la obtención de los recursos hasta su disposición final. Por otro lado, ya existen varios ejemplos que apoyan la idoneidad de esta herramienta para evaluar el impacto ambiental de diversas tecnologías de recuperación de suelos.

Suer et al. [SUE10], utiliza esta herramienta para comparar dos técnicas de remediación como la excavación de suelos y la remediación consistente en la extracción de biocombustible a partir de la especie arbórea *Salix viminalis*. En dicha comparación con ACV, se analizan las consecuencias ambientales que provocaría el uso de estas dos técnicas y tomando como referencia la muestra de un suelo contaminado por aceite mineral que con contenido de compuestos orgánicos.

Otros ejemplos encontrados en la bibliografía son los descritos por Vigil et al. o por Winters et al. referentes a técnicas de remediación basadas en la fitorremediación. En el primer caso se hace una revisión sobre las mejores técnicas usadas para la remediación de suelos desde el punto de vista de la fitorremediación y su sostenibilidad ambiental [VIG12]. En el segundo caso, se estudia la producción de energía renovable de los cultivos empleados para fitorremediación y tomando como marco de referencia un suelo contaminado por metales pesados como ocurre para el estudio del suelo propuesto en este trabajo. En ambos casos se usa el Análisis de Ciclo de Vida como herramienta comparativa [WIT11], [WIT11b].

Hay que tener en cuenta que para que una técnica de remediación pueda realmente ser considerada “sostenible” sus efectos no deben superar los beneficios de la descontaminación. [LES07] [BAR02]. Es por esto que esa premisa debe tenerse en para cualquiera de las técnicas propuestas.

Por otro lado, la alternativa de ‘No actuación’ se incluye en este estudio para asegurar que el dejar el suelo como estaba no sea más beneficioso que aplicar una de las técnicas de remediación propuestas mediante comparación con la herramienta de análisis de ciclo de vida. Tras la revisión bibliográfica sobre la remediación de suelos mediante ACV y comprobando que dicha herramienta ha sido utilizada con éxito en múltiples ocasiones y en escenarios similares a los que se examinan en este documento, se justifica la elección de ACV para llevar a cabo el análisis y la comparación de las técnicas de remediación expuestas.

4.1 Introducción y justificación

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es una metodología utilizada para la evaluación de los impactos medioambientales de un determinado producto, proceso o actividad. Desde la adquisición de la materia prima, pasando por la producción, uso, tratamiento final, reciclado, hasta su disposición final (es decir de la cuna a la tumba) [AENOR06]. En general los impactos económicos y sociales están fuera del alcance de los ACV, aunque se pueden combinar con otras técnicas de análisis [NIE09]. Es usado como una herramienta informativa para llevar a cabo una comparación y un examen de los diferentes escenarios posibles. Por este motivo se tomará como una herramienta de ayuda a la decisión y soporte de las distintas estrategias seleccionadas.

La consolidación de la metodología del Análisis de Ciclo de Vida (ACV) se produce en la década de 1990. En la actualidad, se considera como protocolo metodológico más adecuado el plasmado en la normativa ISO 14040 [AENOR06] e ISO 14044 [AENOR06b], que será seguido en este trabajo. Se tendrán igualmente, en consideración las recomendaciones de la *European Platform of Life Cycle Assessment* de la Comisión Europea, expresadas en su *International Reference Life Cycle Data System* y *ILCD Handbook*

Los pasos a seguir se desarrollan en las normas UNE-EN-ISO 14040:2006 Gestión ambiental. Análisis de ciclo de vida. Principios y marco de referencia y UNE-EN-ISO 14044:2006 Gestión ambiental. Análisis del ciclo de vida. Requisitos y directrices. [AENOR06]

Los ACV se desarrollan en cuatro fases: definición del objetivo y alcance, análisis del inventario ambiental, evaluación del impacto ambiental e interpretación. La evaluación de impactos es el núcleo central del análisis de ciclo de vida y representa una parte crítica del mismo [NIE09].

De acuerdo con la norma la definición sería “la recopilación y evaluación de las entradas, salidas y los impactos ambientales potenciales de un sistema producto a través de su ciclo de vida [AENOR06]. “La magnitud y significancia de los costos sociales y medioambientales asociados a actividades específicas en un ciclo de vida se identifican durante la EICV” [PEN04].

El análisis a realizar incluye entonces, de una forma general, la extracción de materias primas, producción, transporte, distribución, uso, reciclaje y por último su disposición final [CHA08].

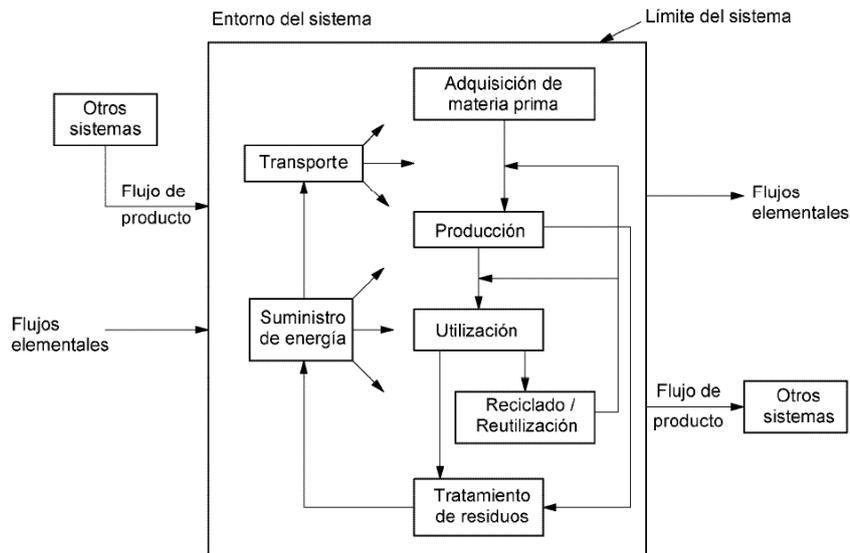


Figura 4-: ACV [AENOR06].

4.2 Normativa aplicada al Análisis de Ciclo de Vida

En 1994, se establece dentro de la ISO el comité técnico TC207 relacionado con la normalización de herramientas ambientales, incluido en el ACV. Dentro de la normalización ISO se distinguen entre normativas e informes técnicos. Actualmente está vigente la siguiente normativa relacionada con el Análisis del Ciclo de Vida:

- ISO 14040 (2006). Gestión Ambiental—Análisis de Ciclo de Vida—Principios y Marco de Referencia: especifica el marco legal, principios y necesidades básicas para realizar un estudio de ACV, no describiéndose la técnica del ACV.
- ISO 14044 (2006). Gestión Ambiental- Analisis del Ciclo de Vida - Requerimientos.

A parte de estas normas, se han desarrollado documentos técnicos para ayudar a la elaboración de estudios de ACV como son:

- ISO TR 14047 (2003): proporciona un ejemplo de cómo aplicar la norma ISO 14042 (ISO-14047, 2003).
- ISO/CD TR 14048 (2002): este documento proporciona información en relación con los datos utilizados en el estudio de ACV.
- ISO/TR 14049 (1998): este informe técnico proporciona ejemplos para realizar un ICV de acuerdo con ISO 14041. Estos ejemplos deberán entenderse como no exclusivos y que reflejen parcialmente un ICV.

4.3 Objetivos de los ACV

Mediante los ACV es posible conocer los efectos sobre el medio ambiente debidos a las diferentes fases u operaciones que forman parte del ciclo de vida de un producto. Esto los convierte en una potente herramienta de toma de decisiones, muy útil para conseguir una

mejor gestión y diseño de cada una de las fases en la vida de un producto. Los principales objetivos de los ACV son los siguientes:

- Comparar, desde el punto de vista ambiental, diferentes materiales para la fabricación de un determinado producto. Gracias a que los ACV muestran los impactos sobre el medio (medio ambiente o entorno) de unos respecto a otros, pueden establecerse criterios para la selección de materiales y los procesos de fabricación o producción que supongan una menor incidencia o impacto sobre el medio ambiente.
- Proporcionar criterios, desde el punto de vista medioambiental, que permitan mejorar el diseño de un producto en cuanto a la elección de materiales, mejora de procesos, selección del tipo de embalaje, etc., e incluso en otra clase de aspectos como su utilización o el coste económico.
- Conocer las fases del ciclo de vida cuyo impacto sobre el medio ambiente es mayor, y así poder adoptar medidas correctoras sobre aquellas fases en las que es realmente necesario.
- Conocer a priori, las posibles consecuencias de un cambio en cualquier aspecto del ciclo de vida de un determinado producto (simulación).

4.4 Fases del ciclo de vida

De acuerdo con la metodología propuesta por la normativa ISO 14.040 un proyecto de ACV puede dividirse en cuatro fases: objetivos y alcance del estudio, análisis del inventario y análisis del impacto e interpretación.

En la Figura 5 se pone de manifiesto que estas cuatro fases no son secuenciales sino que el Análisis del Ciclo de Vida es una técnica iterativa que permite ir incrementando el nivel de detalle en sucesivas iteraciones.



Figura 5: Etapas en la realización de un ACV [AENOR06].

Por su nivel de generación de impactos que afectan el ambiente, los sectores productivos se consideran como uno de los principales causantes de la contaminación ambiental. El grado de afectación depende principalmente de las características de las actividades, los productos y procesos que generan o emplean las empresas, de su ubicación geográfica y de la capacidad de controlar, mitigar o prevenir los impactos ambientales, reflejo de la gestión ambiental empresarial.

4.4.1 Definición de objetivos y alcance

El análisis del ciclo de vida debe entenderse como una técnica de modelado. Al igual que ocurre con todos los modelos basados en la realidad uno debe entender que un modelo representa una simplificación de la realidad y que al igual que todas las simplificaciones significa que la realidad estará tergiversada o modificada de alguna forma. El desafío del método consiste en desarrollar los modelos de tal forma que las simplificaciones y las relaciones no influyan de manera significativa en el resultado final.

La mejor forma para tratar este problema consiste en definir un objeto y un campo de aplicación del estudio ACV cuidadosamente en las fases preliminares. En el objetivo y en el campo de aplicación, se describen las selecciones más importantes (a menudo subjetivas), tales como:

- La razón por la ejecución del ACV y las preguntas que deben ser contestadas.
- Una definición precisa del producto, su ciclo de vida y la función que cumple.
- En caso de que los productos vayan a ser comparados, se define una base para la comparación (Unidad funcional).
- Una descripción de los límites del sistema.
- Una descripción de cómo se van a manejar los problemas de clasificación.
- Datos y requisitos con respecto a la calidad de datos.
- Suposiciones y limitaciones.
- Los requisitos con respecto al proceso de la evaluación del impacto en el ciclo de vida (EICV) y la interpretación posterior que se van a utilizar.

La definición del objeto y alcance aseguran la consistencia del ACV. No debe ser usado como un documento estático, sino que durante el ACV, se pueden llevar a cabo ajustes si las premisas y selecciones iniciales no parecen óptimas o practicables. Sin embargo, tales adaptaciones deben llevarse a cabo cuidadosamente.

Debido a su naturaleza global, un ACV completo puede resultar muy extenso. Por esta razón se deberán establecer unos límites que han de quedar perfectamente identificados.

Se entiende por límites del sistema aquellos procesos unitarios que se consideraran en el análisis y que deben ser claros y coherentes con el objetivo del estudio.

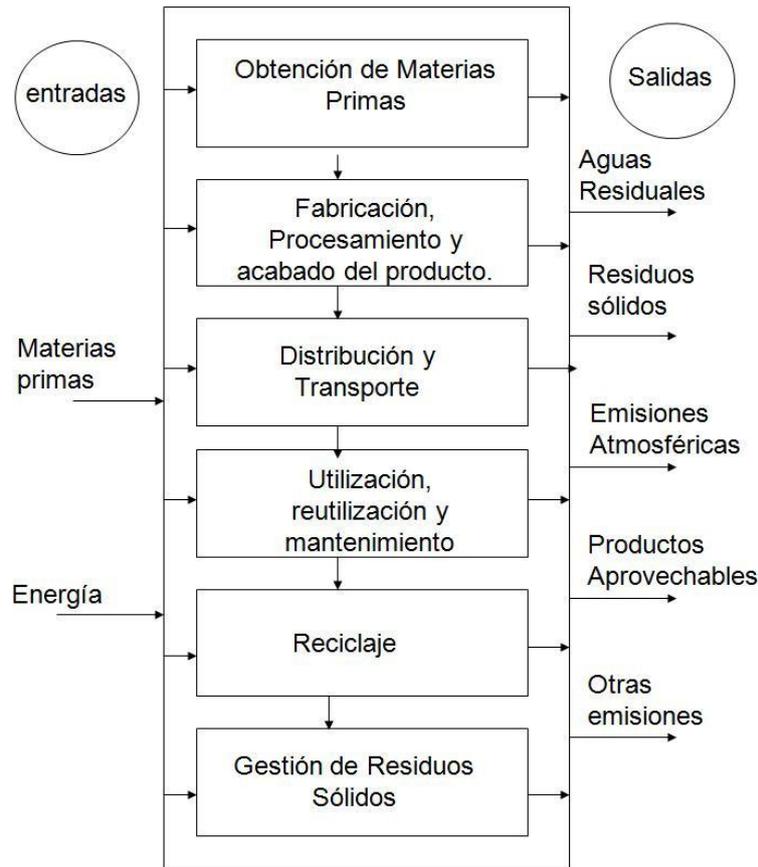


Figura 6: Definición de los límites de un sistema de ACV [AENOR06]

Dentro de los límites del sistema también deben puntualizarse aspectos como la vida útil del producto, las posibilidades de reciclado, la cantidad de veces que se reutilizará, entre otros

- Suposiciones y juicios de valor realizados durante el estudio.
- Establecer si se realizará una revisión crítica, el tipo y formato del informe requerido.

En la definición del alcance del proyecto también debe la unidad funcional, ya que comparte la tarea de caracterizar el sistema de estudio y permitir la comparación con otros ACV.

La Norma ISO 14.040 define unidad funcional como la “cuantificación de la función de un sistema del producto, servicio o actividad, que se utiliza como unidad de referencia en el estudio de ACV”. En esta misma norma el concepto de sistema aparece definido como “conjunto de procesos unitarios conectados material y energéticamente que realizan una o más funciones definidas”.

En un sentido matemático, la unidad funcional sirve como referencia para las entradas y salidas del sistema, de modo que asegura que éstas pueden ser comparadas con las entradas y salidas de otro sistema cuando se trata de estudios comparativos. Se llegará a un flujo de referencia, definido en la Norma ISO 14.041 como “medida de las salidas exigidas por los procesos de un sistema del producto dado, con el fin de satisfacer la función expresada por la unidad funcional”.

La definición de la unidad funcional es uno de los puntos clave en la primera fase de un estudio ACV, condicionando completamente el éxito del mismo, especialmente cuando se trata de

estudios comparativos. El punto de partida de un estudio ACV puede ser un producto específico, una meta o necesidad o el realizar una función determinada. Puesto que la metodología ACV se desarrolló históricamente desde una perspectiva de análisis de producto, es muy común encontrar la unidad funcional definida desde esta óptica. El primer paso será seleccionar la función más relevante. Obviamente, esta selección sólo tendrá sentido si se conocen las funciones del producto (o servicio) y cuál es su importancia relativa. La decisión de qué función es considerada relevante, dependerá del objetivo y alcance del estudio.

Una vez que se ha seleccionado la función, es preciso cuantificarla. Hay dos aspectos que se deben considerar en el momento de definir la unidad funcional. En primer lugar, debe existir algún método fiable válido para medir la unidad funcional seleccionada. En segundo lugar, la unidad funcional debe garantizar la equivalencia de funciones, en el caso de que se pretenda realizar una comparación con otro producto (o servicio). Normalmente se considera una unidad de tipo físico (base de cálculo), a la que se refieren todas las entradas y salidas del sistema.

4.4.2 Análisis de inventario

Es la fase más laboriosa de todo ACV donde se recogen los datos de entradas y salidas asociados al sistema objeto de estudio, cuantificándose la energía y materias consumidos; las emisiones a la atmósfera y a las aguas; los residuos sólidos y cualquier otro vertido al medio que se produzca durante cualquier etapa incluida en el ciclo de vida [BAU04]. El inventario del ciclo de vida incluye los siguientes pasos:

- Definición detallada del sistema estudiado. A partir de la descripción preliminar del sistema realizada en la fase de objetivos y alcance se define detalladamente el sistema estudiado, incluyendo la división en subsistemas interrelacionados para facilitar la recogida de los datos asociados. Se recomienda la construcción de un diagrama de flujo para la identificación de corrientes y conexiones entre los subsistemas.
- Recogida de datos. La recogida de datos de inventario es la etapa que más tiempo y recursos consume en la elaboración de un ACV, será diferente en cada situación concreta.
- Normalización de los datos. Los datos se normalizan en base a la unidad funcional definida.
- Obtención de los inventarios, parciales de los subsistemas y global del sistema.

A medida que se hace la recolección de los datos pueden derivarse modificaciones de los objetivos o del alcance inicialmente planteado del estudio, esto debido a limitaciones a la hora de conseguir algunos valores, o a datos que inicialmente se consideraban despreciables pero que al avanzar en el estudio no lo son.

Para garantizar la reproducibilidad del estudio, así como el carácter científico del mismo, es importante que los datos sean representativos, confiables y fiables, para lo que se definen criterios de validez de datos. Estos deben contemplar factores como tiempo y lugar de recolección, tecnología empleada, entre otros. En este sentido se busca que los datos sean en su mayoría adquiridos de manera experimental, pueden también ser valores tomados de la bibliografía.

La evaluación del impacto en el ciclo de vida (EICV) es un proceso técnico, cualitativo y/o cuantitativo para la caracterización y el análisis de las cargas ambientales, identificadas en el inventario [CON93], con el objetivo de convertir los datos del inventario en información ambiental más relevante [BAU04]. Con las técnicas de evaluación ambiental más relevantes se consigue que los centenares o miles de datos procedentes del inventario queden reducidos a unos pocos datos, representando cada uno el impacto del producto sobre el medio ambiente en diversas categorías de impacto: calentamiento global, destrucción de la capa de ozono, acidificación.

La fase de Evaluación de Impacto de Ciclo de Vida (EICV) tiene por objetivo “proporcionar información adicional para ayudar a evaluar los resultados del inventario de ciclo de vida de un sistema del producto a fin de comprender su importancia ambiental” [ERD98]. La EICV es una técnica diferente a otras herramientas de valoración ambiental como la evaluación del desempeño ambiental, la evaluación de impacto ambiental y la evaluación de riesgo [NIE09].

El enfoque de las EICV está basado en una unidad funcional, no así las otras técnicas, aunque puede utilizar información recopilada por ellas. Los resultados de EICV son de naturaleza relativa e inútiles para predecir los impactos sobre el entorno [NIE09].

En las EICV se seleccionan categorías de impacto e indicadores de categoría para reflejar los asuntos ambientales relacionados con el sistema del producto bajo estudio; los modelos de caracterización vinculan los resultados de los inventarios con los indicadores de categoría a través de factores de caracterización. El indicador de categoría es la representación cuantificable de una categoría de impacto de EICV. En algunas ocasiones la metodología existente de EICV no es suficiente para cumplir el objetivo y el alcance que se ha definido para un ACV, y se tiene que generar una nueva metodología. Las metodologías para asociar, de forma coherente y exacta, los datos de los inventarios a los impactos potenciales no son aceptadas de manera general, ni son normas. Los modelos de categorías de impacto se encuentran en diferentes etapas de desarrollo [NIE09].

Las etapas de la fase de evaluación del impacto del ciclo de vida vienen definida por:

- Selección de las categorías relevantes de impacto, indicadores y caracterización de modelos.
- Asignando los resultados de impactos (clasificación)
- Calculando los resultados del indicador (caracterización)

Elementos opcionales en la evaluación del impacto son la normalización de los indicadores, las agrupaciones y la calidad de los datos del análisis.

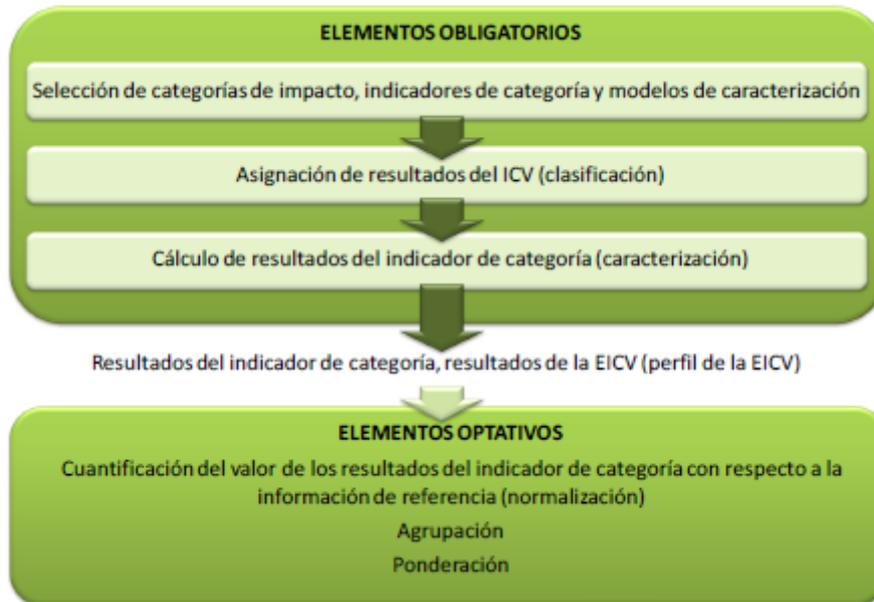


Figura 7: Estructura del análisis de impacto del ciclo de vida [AENOR06]

4.5 Sistemas de indicadores

De entre todos los métodos disponibles se estudian los que son más interesantes para su aplicación:

- Ecopoints 97
- Eco-indicador 99.
- Impact 2002+
- IPCC 2007

4.5.1 ECOPOINTS 97 [PRE08]

El Ministerio de Medio Ambiente suizo (*BUWAL*) desarrollo el sistema de *Ecopoints* basándose en la actual contaminación y actividades críticas. Más detallado que el anterior, es uno de los primeros sistemas para evaluar el impacto mediante una puntuación única.

Tiene tres características diferenciadoras importantes:

- No utiliza una clasificación, sino que evalúa impactos individualmente. Aunque esto permite que sea un método muy detallado y específico tiene la desventaja de que sólo se evalúan algunos impactos.
- Utiliza un principio de normalización diferente. Utiliza los valores objetivo y no los actuales.
- Se basa en los niveles de la política ambiental en lugar de los niveles de sostenibilidad. Los niveles de la política suelen ser un compromiso entre las consideraciones políticas y ambientales.

4.5.2 Eco-indicador 99[PRE08] [GOE09]

Es el método más difundido, sucesor del Eco-Indicador 95. Ambos métodos usan el enfoque orientado al daño. El desarrollo de la metodología del Eco-indicador 99 comenzó con el diseño del procedimiento de la ponderación. Tradicionalmente, las emisiones y la extracción de recursos en los ACV se representaban en diez o más categorías diferentes de impactos, sin embargo, era muy difícil encontrar factores de ponderación coherentes para ese gran número de categorías de impacto abstractas. Por lo tanto, se concluyó que lo que se debería ponderar eran las categorías de impacto. La otra mejora fue limitar el número de elementos a evaluar. Como resultado se estudió el daño en 3 categorías:

- Daño a la salud humana: Los daños a la salud humana se expresan en Años de Vida de Incapacidad o DALYs que mide el efecto en términos de disfunción en la salud humana.
- Daño a la Calidad del Ecosistema: Los daños a la calidad del ecosistema se expresan como el porcentaje de especies desaparecidas en un área concreta a causa de la carga medioambiental (Fracción Potencialmente Desaparecida o PDF). El PDF de plantas o especies se multiplica luego por el tamaño del área y el periodo de tiempo que tarda en darse el daño.
- Uso de Recursos: El uso de recursos minerales y combustibles fósiles, se expresan como el excedente de energía necesario para compensar el incremento de dificultad en obtener los mismos recursos (MJ de energía adicionales requeridos por la disminución de ley o por el incremento de dificultad de obtención)

Cada categoría de impacto se calcula sumando las categorías de daño que están normalizadas a nivel europeo a partir de datos de 1993.

4.5.3 Impact 2002+ [PRE08]

Es un método de evaluación de impacto desarrollado por Swiss Federal Institute of Technology Lausanne. Incorpora características de otros, siendo muy completo aunque menos conocido. El propósito de esta metodología es la combinación del enfoque del punto intermedio y de los daños finales, de forma que se combinen las 14 categorías de impacto en puntos intermedios de los resultados de los inventarios de ciclo de vida en 4 categorías de daños.

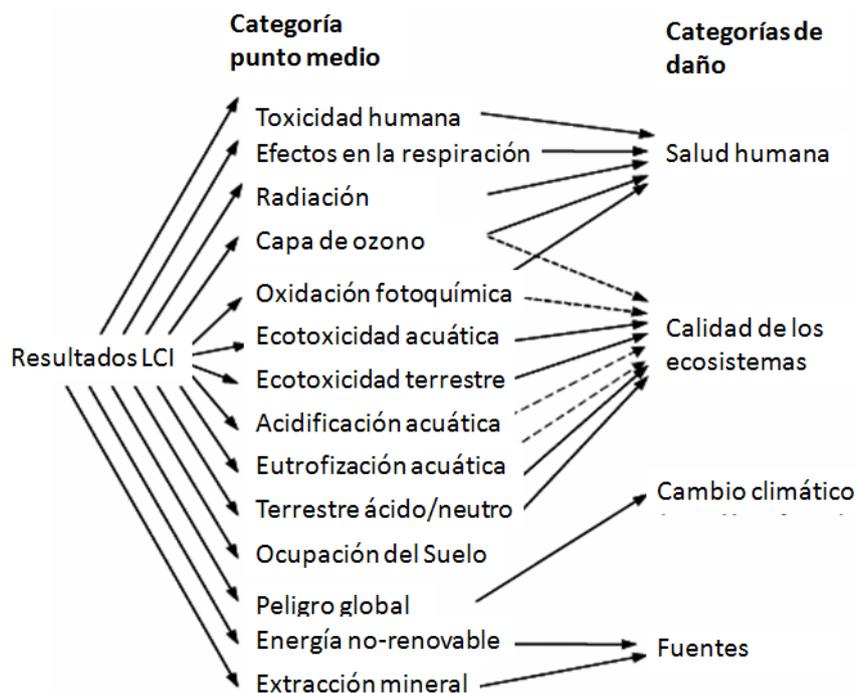


Figura 8: Indicadores y Categorías en el método [IMPACT2002+]

Los factores de caracterización de la toxicidad humana y acuática, así como la ecotoxicidad terrestre, se toman de la metodología *IMPACT Chemical Toxic Evaluation*. Los factores de caracterización para las otras categorías están adaptados de métodos como *Eco-indicador 99*, *CML 2001*, *IPCC* y *Cumulative Energy Demand*.

4.5.4 IPPC 2007[PRE08]

Es un método desarrollado por el International Panel on Climate Change que enumera los factores del cambio climático en un marco de tiempo de 20, 100 y 500 años.

Los factores de caracterización de IPCC para las emisiones que afectan directamente al potencial calentamiento global (excepto CH₄) son:

- No incluyen la formación indirecta de monóxido de nitrógeno de las emisiones de nitrógeno.
- No representa las radiaciones debidas a las emisiones de NO_x, el agua, el azufre, etc en la parte inferior de la estratosfera ni de la troposfera superior.
- No considera el rango de los efectos indirectos dada por el IPCC.
- Incluye la formación de CO₂ a partir de emisiones de CO.
- Tiene en cuenta la absorción de CO₂ biogénico como el impacto negativo.

Este método no cuenta con normalización ni con ponderación.

4.6 Selección de la metodología de Evaluación de Impacto de Ciclo de vida (EICV)

Las diferentes categorías de impactos llevan asociados distintos impactos. Una de las alternativas es tener en cuenta el efecto en la naturaleza, como puede ser la acidificación, eutrofización, calentamiento global, aumento del agujero de la capa de ozono, etc. (efectos de punto medio). Otra alternativa es usar las consecuencias de estos efectos como disminuir la biodiversidad o acortar la vida de las personas (efectos de punto final). Las categorías de los indicadores son medidas cuantificadas que son representativas de la categoría de impacto. El modelo de caracterización de cuál va a ser el alcance del impacto sobre el medio ambiente de una cierta sustancia comparada con otra en la misma categoría de impacto. La caracterización convierte los resultados de impacto asignados a la unidad común de la categoría del indicador. Con el objeto de hacer la mejor selección de la categoría de impacto y elegir la metodología más adecuada para sus cálculos, hay algunos puntos a tener en cuenta:

- Debido a la relevancia de las materias primas y los consumos energéticos, este aspecto es considerado, no solo por el efecto sobre los ecosistemas y la salud humana.
- Los midpoints (resultantes tras la caracterización) son considerados como modelos más precisos.
- La metodología seleccionada conviene que esté extensamente difundida.

Con esta condición, la metodología más adecuada es Eco-indicador 99, desarrollado por PRÉ en Holanda.

En el método basado en Eco-indicador 99 se definen 3 categorías distintas de impacto que se explican en la Tabla 9:

Impacto	Categoría	Unidad de indicador
• Calidad de ecosistema	Fracción potencialmente desaparecida	PDF*m2*año
• Salud humana	DALY (Disability Adjusted Life Years)	personas*año
• Recursos	Peligro de recursos	MJ/kg

Tabla 9: Categorías de impactos de Eco-indicador 99

En los pasos de clasificación, las sustancias de la lista desde el inventario son asignadas a la categoría de impacto que le afecta.

Algunas sustancias contribuirán a una categoría de impacto exclusiva mientras que otras contribuirán a dos o más. Las categorías de impacto se muestran en la Figura 7:

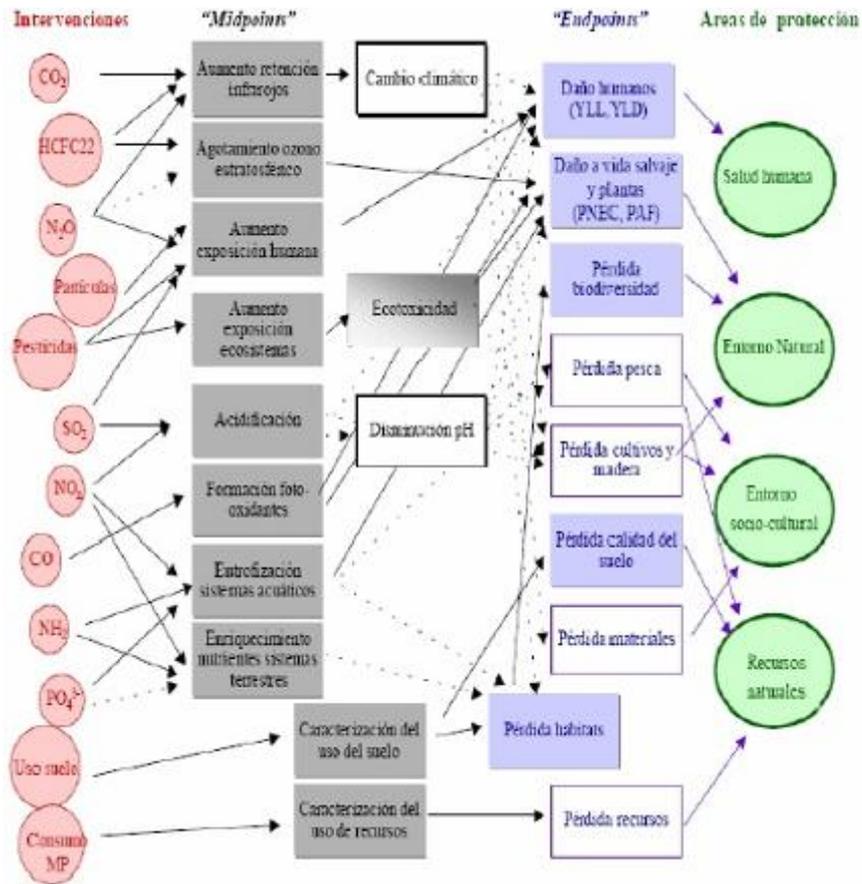


Figura 9: Eco-indicator midpoints and endpoints [IMPACT2002+]

La categoría salud humana, hace referencia a la disminución o reducción temporal de la misma. Por este motivo, Eco-indicador 99 hace referencia a una herramienta denominada DALY. Los efectos de emisiones y otras causas medioambientales se estudian de una manera estadística en Europa.

La categoría de peligro sobre la calidad de los ecosistemas representa una realidad muy compleja. La peligrosidad de los ecosistemas es expresada como la reducción de especies que han desaparecido del área en un cierto espacio de tiempo. Esta categoría incluye los diferentes análisis de peligros:

- Eco-toxicidad
- Acidificación y eutrofización
- Uso del terreno, ocupación y transformación

En la categoría de peligros que referencia a los ecosistemas se tienen los materiales disponibles para un determinado fin. Los elementos que se encuentran dentro de esta categoría son claramente no renovables y limitados.

Hay algunas perspectivas diferentes en la aplicación de la metodología de Eco-indicador 99. Así el método jerárquico se elige debido a que es balanceado durante un espacio mayor de tiempo y con mejor comparación en el modelado.

Perspectiva	Tiempo	Capacidad de gestión	Nivel de evidencia
<ul style="list-style-type: none"> Jerárquica 	Balance entre corto y medio plazo	Una política adecuada puede evitar muchos problemas	Inclusión basada en consenso

Tabla 10: Metodología jerárquica [LUI10]

Según esta perspectiva jerárquica la contribución de la salud humana y la calidad del ecosistema es cada una de un 40%.

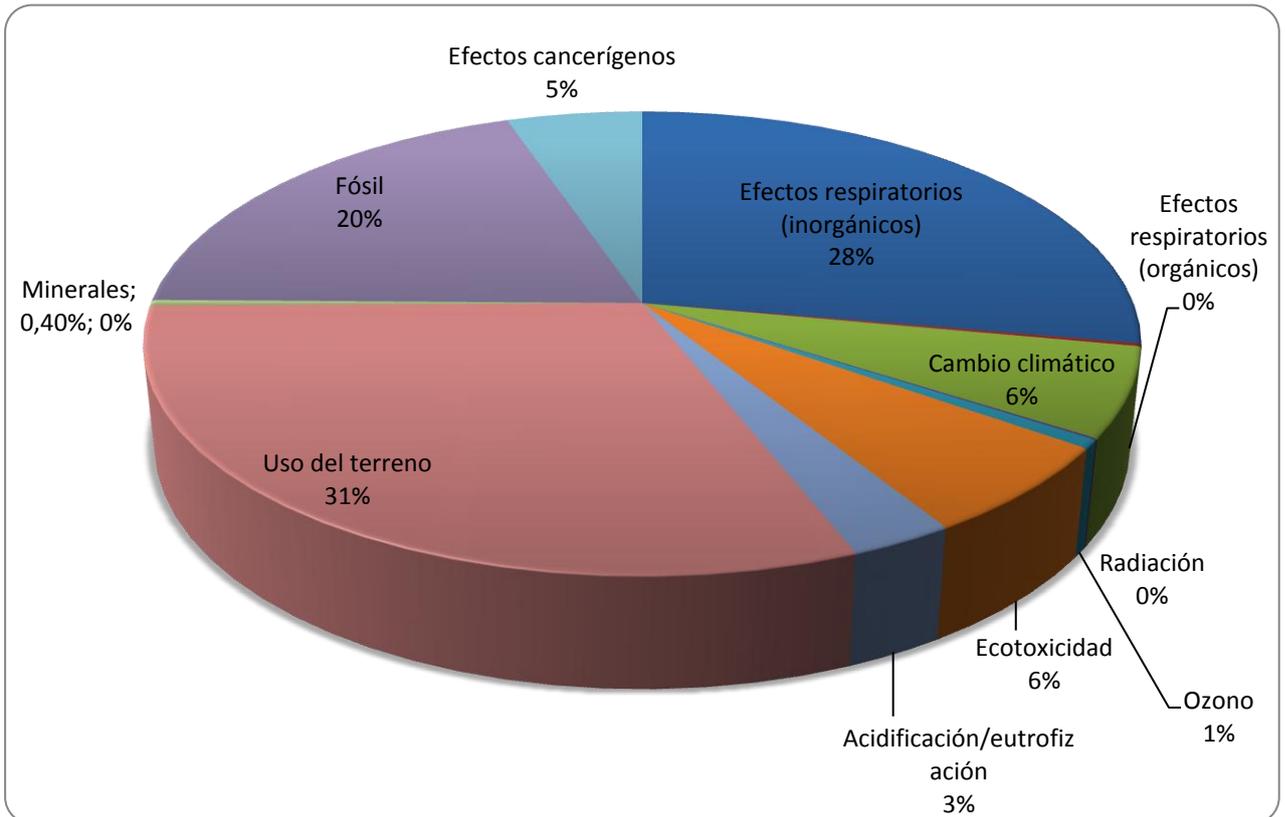


Figura 10: Perspectiva jerárquica de Eco-indicador 99

4.7 Interpretación de un ACV

Esta última fase combina los resultados del análisis del inventario o de la evaluación del impacto, o de ambos, con los objetivos y el alcance planteados, para establecer conclusiones y recomendaciones. Generalmente incluye las siguientes etapas [AZA04].

- Análisis de contribución, mediante el que se identifican las principales cargas ambientales e impactos.
- Análisis de dominancia o identificación de los “hot spots” o puntos conflictivos del ciclo de vida. Una vez que se conocen, será sobre estos elementos donde deben dirigirse las medidas de mejora o innovación.

- Análisis de sensibilidad de los datos. Este análisis ayuda a identificar los efectos que la variabilidad, lagunas o incertidumbres de los datos tienen sobre el resultado final del estudio e indican el nivel de fiabilidad del mismo.
- Conclusiones y recomendaciones finales del ACV.

5 Caso de estudio y marco de comparación

El propósito de este estudio es averiguar cuáles son las técnicas de remediación más adecuadas desde el punto de vista de la sostenibilidad, para suelos ligeramente contaminados por metales pesados en su perfil más superficial. A tal efecto, se hace necesaria la caracterización de un suelo y el entorno que lo acompaña, que se considerará 'tipo', sobre el que se modelizarán las distintas técnicas de remediación para su descontaminación hasta un nivel que permita su clasificación como suelo de uso urbano discontinuo sobre el que pueda construirse un parque público.

Para realizar una comparación entre técnicas, que ayude a determinar cuál o cuáles de ellas son más sostenibles para el medio ambiente, es fundamental que el escenario en el que se estudien sea el mismo y los medios para llevar a cabo un análisis de cada técnica lo más similares posibles. Por ello, se ha llevado a cabo una selección de materiales tanto humanos (personal necesario para desarrollar los trabajos en cada técnica, como materiales (camiones, excavadoras, caliza, etc...), que sirvan para comparar todos los escenarios propuestos.

Para los escenarios se van a considerar lugares comunes donde se encuentran localizados los distintos materiales y maquinaria dependiendo de los procesos que se lleven a cabo para cada técnica.

- La distancia en donde se encuentra almacenada la maquinaria se considerará de 10 km.
- La distancia considerada desde la localización del suelo caso de estudio al vertedero más cercano es de 4km (vertedero del Estrellín).
- La biomasa generada con la Fitorremediación será llevada a COGERSA (16,7 km), donde será tratada para la generación de biogás.
- La caliza necesaria para hacer el Encalado se recogerá de un parque de minerales que se encuentra muy cerca del suelo a remediar, a 1 km.
- La tierra necesaria para rellenar el suelo descontaminado se encuentra a 5 km y el cemento necesario para llevar a cabo la S/S se tomó de un almacén situado en Tudela Veguín a 47,5 km del suelo que se desea remediar.

5.1 Definición del caso de estudio

El suelo contaminado que se toma como referencia, pertenece a una industria siderúrgica localizada en Avilés (Asturias) y mide aproximadamente 20 m².

El suelo posee una contaminación ligera por metales pesados en la capa que abarca los primeros 30 centímetros del terreno. Los metales pesados que sobrepasan los niveles de contaminación en dicho suelo son el Zn, Cu y Pb, llegando a sobrepasar los valores límite ampliamente. Esta contaminación proviene principalmente de la Industria siderúrgica que se encuentra colindando con la parcela y cuya contaminación se ha propagado de manera difusa, de ahí que dicha contaminación se haya concentrado en una capa más superficial del suelo.

Finalmente y dentro del marco de comparación que se venía explicando, se transformará el suelo de un tipo industrial ligeramente contaminado por metales pesados que se ha catalogado como, Corine 121 [EEA00], que se define como, "zona con pavimento artificial

(cemento, asfalto, alquitrán, u otros, (ej. Tierra compactada) son vegetación ocupan la mayor parte del área, en las que también aparecen edificios y/o vegetación”, a un suelo urbano discontinuo para uso residencial para todas las técnicas seleccionada, excepto para el caso de la ‘No actuación’, en el que no habrá transformación del suelo [EEA00].

5.1.1 Características de la zona de estudio

El estudio se adaptó a las características climatológicas del Principado de Asturias (Noroeste de España), destacando la Zona Atlántica, es decir, en el que predomina el clima Marítimo Templado. Éste está caracterizado por tener veranos e inviernos suaves, humedad alta y abundantes precipitaciones durante gran parte del año, y está influenciado por su proximidad a la ría de Avilés y su latitud [TOR10]

Los suelos asturianos se caracterizan por tener una profundidad moderada o baja, alto contenido orgánico en el horizonte superior y una acidez moderada o alta con pH alrededor de 4, excepto en el oriente de Asturias donde la mayoría de las rocas son básicas. [GUI85]

A continuación se muestran resumidos los valores medios de las variables climáticas de la zona. Los datos están tomados de la estación de El Cristo en Oviedo, que se tomarán a modo orientativo.

Temperatura media anual	12,9°C
Temperatura media de máximas	16,9°C
Temperatura media de mínimas	8,8°C
Temperatura máxima absoluta	31,5°C (agosto)
Temperatura mínima absoluta	-4,0°C (enero)
Horas de sol	1.759,4
Precipitación media anual	1.188,1mm
Duración media del período seco	1 a 3 meses
Precipitación meses de invierno (diciembre, enero y febrero)	30,3%
Precipitación meses de primavera (marzo, abril y mayo)	14,3%
Precipitación meses de verano (junio, julio y agosto)	23%
Precipitación meses de otoño (septiembre, octubre y noviembre)	32,4%

Tabla 11: valores medios de las variables climáticas obtenidas en la estación meteorológica e El Cristo, Oviedo [SAD11]

5.1.2 Características del suelo

A continuación se explican con más detalle las características del suelo necesarias para poder comparar todas las técnicas de remediación con un escenario común. No se hace necesario el

conocimiento exacto de los datos, pero sí es necesario tener datos de referencia en los que apoyarse para poder comparar dichas técnicas.

La contaminación del suelo especialmente por metales pesados parece ser virtualmente permanente. Los metales que se van acumulando en los suelos se pueden eliminar de varias maneras; por lixiviación, por erosión o por acumulación en plantas. La vida media de los metales en el suelo varía mucho de unos autores a otros siendo para [LIM77] las siguientes: Zn= 70 a 150 años, Cd=130 a 11000, Cu= 310 a 1500, Pb=74 a 5900. Otros autores como [BOW79] señalan que metales como Ag, Cu, Ni, Pb, Se, Zn, para un clima templado tardarían en limpiarse entre 1000-3000 años. Estos datos, revelan que es prácticamente imposible eliminar este tipo de contaminantes metálicos, de ahí la importancia de seleccionar una técnica adecuada que permita una descontaminación de este tipo de suelos [TOR10].

Los datos sobre la parcela que se seleccionó se extrajeron de informes sobre la zona. La profundidad a la que se extrajeron las muestras, como ya se ha mencionado anteriormente, fue de 30 cm y el tratamiento que se llevó a cabo para las mismas consistió en un secado a 40°C durante 72 horas y una posterior homogeneización. Después se cribaron dichas muestras, con un tamiz de malla de 2mm de diámetro procediendo seguidamente a realizar un análisis químico del material, ya que es en la fracción fina donde se concentra la mayor parte de los contaminantes.

El análisis químico se realizó con un espectrómetro de masas con fuente de plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS). Previamente a su introducción en el ICP-MS, 0,3 gr de muestra se someten a una digestión ácida con una mezcla ácida de HNO₃ concentrado, H₂O₂ y HF y se atacan en horno microondas hasta conseguir el licuado total de la muestra. Una vez finalizado el ataque los extractos se diluyen con HNO₃ al 1% y se miden en el ICP-MS mediante calibración con Rh como estándar interno. Las características que se destacan del suelo a tratar son las siguientes:

De las muestras de suelo que se extrajeron de la zona, se tomará como referencia la situada en la esquina superior derecha, a 2 metros de las lindes, a la que llamaremos Muestra 1 según se muestra en la *Figura 10*

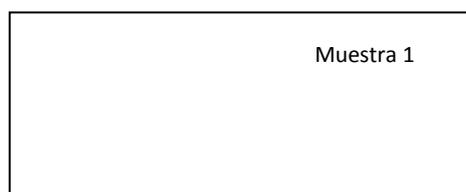


Figura 11: Localización de la muestra de suelo escogida en la parcela de las baterías de cok

Se ha seleccionado esta zona concreta debido a que era una zona sensiblemente más afectada por la contaminación de metales pesados, sobre todo por Pb, Cu y Zn.

Se realizó un análisis cualitativo y cuantitativo de los elementos de la tabla periódica detectándose la presencia de 14 metales pesados de los 20 descritos. La concentración permitida de cada metal en un suelo varía mucho como se muestra en la **Tabla 12**.

Según la legislación española, para declarar un suelo como contaminado, se deben de superar unos niveles genéricos de referencia que se establecen para cada comunidad autónoma. En el caso del Principado de Asturias no se han publicado todavía dichos niveles de referencia por lo que para el caso de estudio, se han utilizado los datos descritos por [TOR10] donde se especifican las concentraciones normales y máximas permitidas para algunos metales pesados.

Para el Al, que se encuentra en la corteza terrestre en concentraciones del orden de 4500 a 1000000 mg/Kg, sólo la fracción móvil y fácilmente intercambiable juega un importante papel en la fertilidad del suelo. Con pH ácido aumenta mucho su solubilidad, pudiendo ser tomado rápidamente por las plantas y crear un problema de toxicidad. En el caso del Fe no está considerado como metal potencialmente tóxico así que no hay, en la legislación española, límite máximo admisible en suelos.

En la muestra del suelo objeto de estudio se encuentran englobadas estas características edafológicas teniendo un suelo de carácter ácido con un pH de 5, que se ha supuesto, por ser próximo al pH típico de suelos ácidos de esta zona.

Según el informe consultado de este suelo, las muestras más contaminadas sobrepasan los límites máximos permitidos en el suelo para, Cu y Pb. En general el resto se mantiene dentro de los límites permitidos. En la **Tabla 12** se muestra una comparación de los metales pesados presentes en el suelo de estudio comparados con los límites máximos permitidos.

Concentración de metales pesados (mg/kg)		
Metales	Muestra 1	Límite máximo
Al	6141,2	-
Ti	110,49	-
V	24,25	150
Cr	16,77	50-80
Mn	859,83	1500
Fe	24451,9	-
Co	6,13	50
Ni	7,7	30-75
Cu	34,24	30-70
Zn	231,01	100-300
As	28,37	30
Cd	0,88	1-3
Sn	2,08	50
Pb	153,33	70-150

Tabla 12: Relación de metales pesados y la concentración considerada normal o excesiva en la muestra del suelo. [KAB01]

Los números señalados en rojo corresponden a los valores de los metales pesados que sobrepasan el límite máximo del suelo y que son Cu, Zn y Pb. El objetivo propuesto para el Cu, será reducir la concentración al límite más bajo del rango estipulado. La concentración de Zn se encuentra dentro de su rango máximo por lo que se fija el objetivo de reducir la concentración hasta un valor de 150 mg/kg ya que bajarlo hasta 100 mg/kg (límite inferior) llevaría un tiempo de actuación excesivo. Por último para el caso del Pb se reducirá su concentración hasta el límite superior marcado por [KAB01].

Otra característica importante que se destaca, es la propiedad en cuanto a textura del suelo, que en este caso se tomará como Franca y que cuyo porcentaje en arena, limo y arcilla se muestra a continuación.

	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)
Suelo franco	23-52	28-50	7-27

Tabla 13: Textura para suelos francos [USDA13].

No se disponen de datos de densidad y pH del suelo en estudio, por lo que se considera una densidad de 1.200 kg/m³ [TOR10] y un pH de 5, próximo a los valores típicos que pueden ser encontrados en la zona.

5.2 Objetivo y alcance

El objetivo principal del ACV coincide con el objetivo del documento y se ha mencionado al principio de este capítulo. Fundamentalmente en averiguar qué técnica/s de remediación para suelos ligeramente contaminados por metales pesados de las seleccionadas para realizar este trabajo, son las más sostenibles medioambientalmente hablando. Para poder realizar la comparación se estudia un suelo industrial contaminado por una industria siderúrgica que se encuentra en el entorno del centro de Asturias

En cuanto al alcance del ACV se parte de un suelo contaminado que hay que descontaminar. Básicamente el suelo objeto de estudio es de tipo industrial y con el ACV se pretende conseguir la transformación a un suelo de tipo urbano discontinuo con capacidad de alojar una zona ajardinada. El Análisis de Ciclo de Vida se aplicará hasta que el suelo se halla remediado, es decir, hasta que el suelo esté descontaminado o como mínimo estabilizado en lo que a sus contaminantes (metales pesados) se refiere.

Para lograr la descontaminación del suelo hay que poder comparar las técnicas de remediación seleccionadas adoptando una perspectiva temporal común que permita situar dichas técnicas en el mismo horizonte temporal.

De las técnicas utilizadas se debe escoger aquella que sea más restrictiva en cuanto a tiempo de remediación y que habrá que utilizar como referencia para la comparativa entre técnicas. Ésta será aquella técnica con la que se tarde más tiempo en remediar el suelo objeto de estudio. Para el caso que nos ocupa, la técnica de remediación que más tardaría en descontaminar el suelo, es decir, la que más tiempo tardaría en reducir las concentraciones de metales pesados hasta los valores propuestos. sería la Fitorremediación con *Melilotus officinalis*, cuya remediación finalizaría a los 77 años. Dado que el impacto ambiental de

ocupación de suelo está reflejado en el indicador Eco-indicador 99 y tiene una fuerte influencia en su resultado, a la hora de hacer homologables las comparativas entre técnicas entre sí, se toma como horizonte temporal común para todas el más extenso que corresponde a la fitorremediación.

Debido a las características de las técnicas explicadas, éstas producen en el suelo unos efectos que limitan el uso del mismo. En este caso se optará por la transformación a un suelo urbano discontinuo tomando como referencia la técnica de Estabilización/Solidificación dado que es la más restrictiva a tal efecto de entre las estudiadas ya que no permite un uso posterior agrícola o como zona boscosa. Dicha técnica como se explicaba en anteriores apartados provoca en los suelos una estabilización tras unirle al suelo un aglutinante que consiga inmovilizar los elementos deseados, esto hace que el suelo ya no sea apto para determinados fines, como por ejemplo el cultivo y es por ello que se tomará como referencia a la hora de establecer el marco de comparación entre técnicas la transformación del uso del suelo como urbano discontinuo.

A continuación, el esquema la cronología de los diferentes escenarios basándose en el horizonte temporal común de 77 años.

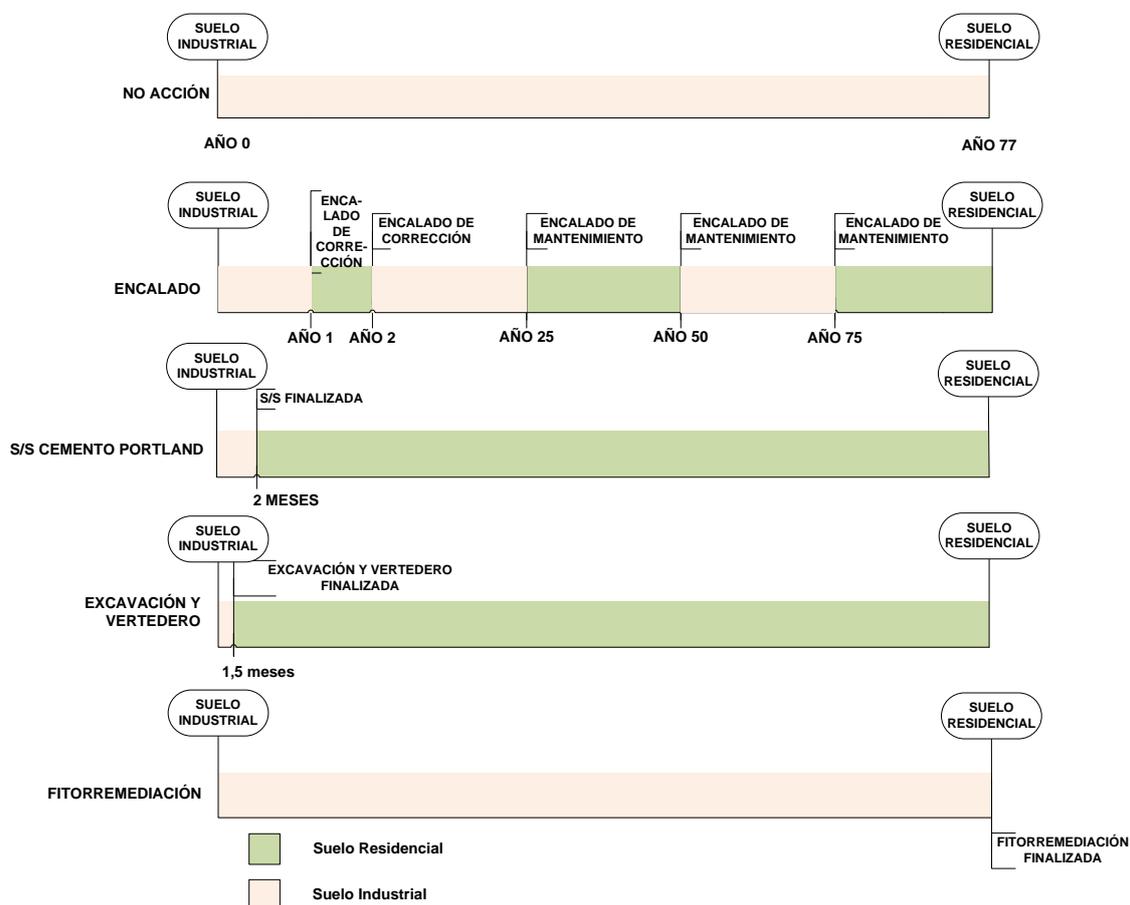


Figura 12: Horizonte temporal para las técnicas de remediación

5.3 Definición de la unidad funcional

Atendiendo a la definición de unidad funcional según la norma, esta se entendería como ‘La cuantificación de las funciones identificadas del producto. El propósito fundamental de la

unidad funcional es proporcionar una referencia a la cual se relacionan las entradas y salidas. Se necesita esta referencia para asegurar que los resultados del ACV son comparables

La norma también resalta que la unidad funcional dependerá del objetivo y el alcance del estudio y que deberá de estar claramente definida y ser medible.

Por tanto, para un LCA que analiza técnicas de remediación, es necesario definir una unidad equivalente con la que se pueda establecer comparación entre técnicas y así llegar a averiguar cuál puede ser la técnica más sostenible.

Para este tipo de estudios que se centran en remediación de suelos, se aplica generalmente como unidad funcional 'unidad volumen de suelo contaminado' [LEM09], [WIT11], [WIT11b] pero para el caso de este estudio se ha seleccionado una unidad de superficie por varios motivos. En primer lugar este estudio se fija en una contaminación superficial del suelo, que supone una contaminación que sólo afecta a la capa superior de suelo de 30cm. Otro motivo que deriva del anterior sería el hecho de que el suelo será tratado en superficie y se le aplicarán labores preparatorias similares para las distintas técnicas a comparar y esto hace que no tenga sentido el uso de unidades de volumen, puesto que la contaminación no se haya en profundidad.

Teniendo en cuenta las consideraciones anteriores se decide utilizar una unidad de superficie, como unidad funcional que será **"1 ha de suelo contaminado"**.

5.4 Límites del sistema

Los límites de los sistemas definen que procesos unitarios están incluidos en el análisis, que cargas ambientales deben ser estudiadas, así como el nivel de detalle. Se incluyen las infraestructuras necesarias, así como los procesos de obtención de los materiales e insumos.

En general no se ha incluido el transporte de operarios para el análisis y en cuanto al transporte por carretera del resto de vehículos seleccionados, se ha considerado que cumplen con la directiva Euro 4

Para todos los escenarios tras terminar con la correspondiente remediación se añadirá una capa de suelo capaz de soportar el crecimiento de un césped con intención de convertirlo en jardín, parque o similar.

El estudio utiliza principalmente datos del periodo 2004-2013 para su modelización. Como se ha comentado anteriormente, el horizonte temporal escogido para los escenarios es de 77 años por lo que la tecnología que se usaría para operaciones que tendrían lugar dentro de varios años podría esperarse que fuesen más eficientes. Sin embargo, dado que no se puede disponer de estimaciones lo suficiente fiables de dichas emisiones, se considera que utilizará las mismas tecnologías durante todo el periodo. Al ser éste un estudio comparativo y aplicarse dicha limitación a todos los escenarios, cabe pensar que el error cometido se compensará en gran medida.

En el caso de la Fitorremediación, se analizará hasta la producción de biogás extraído de la biomasa generada por las especie fitorremediadora *Melilotus officinalis*. Otras incertidumbres que se pueden destacar son: la ausencia de datos suficientes acerca de la extracción de metales por parte de la especie seleccionada en condiciones de campo y que por ello eleva el

error derivado de dicha estimación y la incertidumbre propia de una actividad que se basa en el crecimiento de seres vivos. También hay que tener en cuenta que para este estudio la biomasa generada para la producción de biogás como combustible está considerada sin incluir los impactos que su consumo pueda originar.

En el caso de excavación y transporte a vertedero, el límite se impone en el momento en el que la tierra contaminada es depositada en el vertedero, por lo tanto no se incluirían en los límites del sistema el tratamiento de esa tierra contaminada ni sus emisiones. Otras exclusiones son: las emisiones de la propia excavación, las partículas de polvo que se emiten a la atmósfera. También se omitirán las evaluaciones de riesgos y las pruebas de laboratorio.

En el caso de la Solidificación/Estabilización y el encalado el límite correspondería a la última etapa de la descontaminación que sería para ambos casos la colocación de material de relleno (tierra prístina) y los impactos que se deriven de esta etapa.

5.5 Metodología de evaluación de impacto seleccionada

En la fase del Ciclo de Vida que corresponde a la evaluación de impactos, se utilizará la metodología Eco-indicador 99, por su facilidad de interpretación y por ser ampliamente utilizada. Los resultados de encuentran normalizados y ponderados mediante los procedimientos establecidos por esta metodología.

5.6 Calidad de los datos

La calidad de los datos se basa en la precisión (medida, calculada o estimada), la integridad, la coherencia (uniformidad en la metodología utilizada) y la representatividad (período de tiempo, geografía y tecnología).

Para obtener una calidad adecuada, es necesario contar con datos fiables de las técnicas y combinarlos con datos actualizados de las bases de datos.

Los datos se han obtenido a partir de las siguientes fuentes:

- Datos obtenidos de bibliografía. Completan y contrastan los datos de las bases de datos. Se priorizaron los datos de instalaciones existentes y de capacidad equivalente. Los datos provenientes de estudios o prototipos de laboratorio fueron descartados (se ofrecen en el inventario como referencia).
- Datos procedentes de bases de datos de ICV actualizadas. Se manejó la base de datos de Ecoinvent,

Se utilizaron, siempre que estuviesen disponibles, datos de la mayor calidad.

5.7 Criterios de corte

Los criterios de corte permiten la exclusión de los materiales, la energía y los datos de emisiones con los siguientes criterios:

- Masa: si el proceso representa menos del 3% de la energía primaria total del inventario puede ser excluido, siempre y cuando el impacto ambiental no sea relevante.

- **Energía:** si el proceso representa menos del 3% de la energía primaria total del inventario puede ser excluido, siempre y cuando el impacto ambiental no sea relevante.
- **Relevancia ambiental:** supone que un proceso particular que cumpla con las condiciones anteriores, debido a las características especiales del material o de la forma de producción de la energía tiene un impacto ambiental en algunas de las categorías mayor del 5%. En tal caso no podrá ser excluido.

El tratamiento de los datos realizado en el Inventario de Ciclo de Vida se centra en asegurar que la suma de todos aquellos procesos o productos despreciados es inferior al 5%. Por lo tanto, y debido a estos criterios de corte, el riesgo de que los procesos omitidos puedan influir en las conclusiones finales es insignificante.

5.8 Software utilizado

Para realizar este Análisis de Ciclo de Vida se ha utilizado GaBi 4.4, que es un software desarrollado por Pe International GmbH [GABI 11a] y con acceso a unas determinadas bases de datos [GABI 11b], la más utilizada en este caso ha sido Ecoinvent 2.2.

6 Descripción de los escenarios

A continuación se procede describir los distintos escenarios propuestos para el desarrollo de las técnicas que se intentan comparar mediante ACV. En las tablas que se muestran para cada técnica, figuran detallados todos los procesos en cuanto a actividades, recursos y tiempo estimado para cada una de ellas. Finalmente las baterías de datos quedan representadas en forma de inventario de cada técnica. También se acompaña cada técnica con un esquema explicativo de los procesos que componen dichas técnicas.

La evaluación se realizó con el software GaBI. La unidad funcional seleccionada será 1 ha de suelo contaminado. La base de datos utilizada para realizar el inventario es Ecoinvent, porque está comúnmente aceptada en el ámbito europeo [SUE10]. Esto aseguró que el inventario fuera consistente y los procesos comparables entre sí. Algunos procesos fueron modelados por la autora como se menciona en las tablas de inventario.

6.1 Excavación y transporte a vertedero

Para llevar a cabo este tipo de técnica de remediación, hacen falta detallar los procesos que intervienen para que se pueda llevar a cabo.

El proceso consta de tres partes

1. Excavación: Para llevarla a cabo se utiliza una excavadora para extraer los 30cm más superficiales del suelo, lo que implica un volumen de excavación de 3000 m². Se estima que esta actividad tendrá una duración de 40 días tal y como se establece en el artículo *Biofuel or excavation* [SUE10].
2. Vertedero: Una vez completada la excavación, el suelo extraído se carga a un camión por medio de un cargador y se envía a un vertedero propiedad de la empresa a la que pertenece la parcela situado a 4 km de distancia. Dicho vertedero está dirigido a la deposición de material inerte procedente de la actividad siderúrgica y su uso es permitido debido a que las bajas concentraciones presentes de metales pesados no son superiores a las presentes en el material que habitualmente se deposita en él.
3. Relleno del lugar excavado: Tras llevar a cabo las labores de excavación y retirada del material contaminado, se restablecen los niveles de la parcela con tierra prístina, con objeto de su plantación posterior. Dicha tierra se considera que es traída en camión desde el desmonte de una obra civil próxima a 5 km de distancia.

A continuación se muestra el esquema de este proceso:

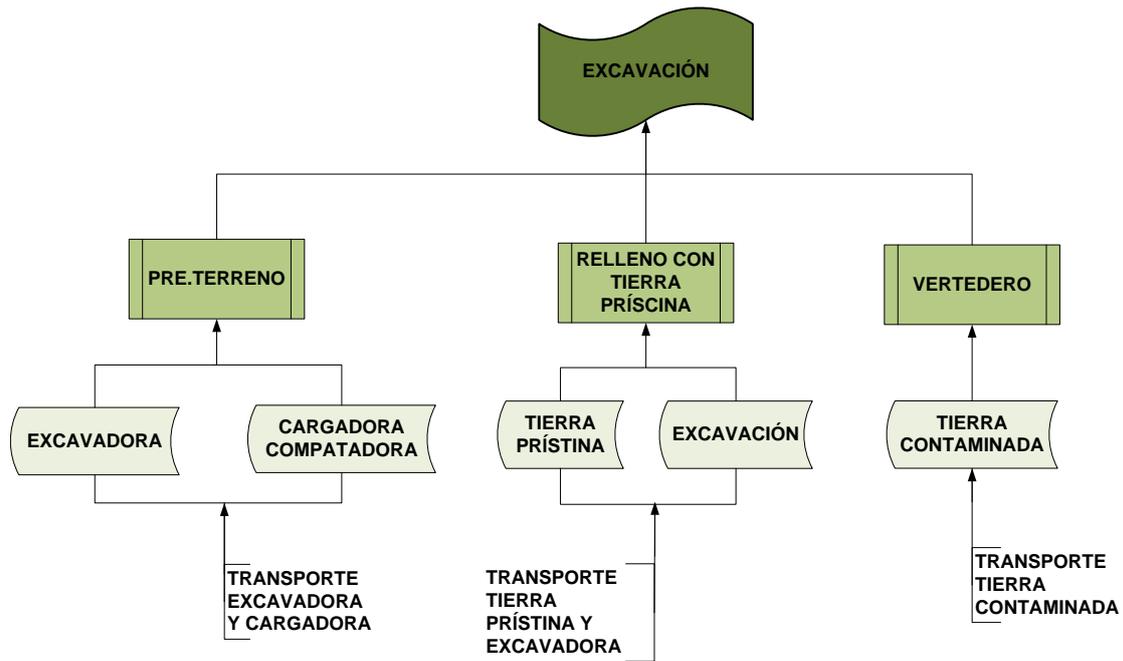


Figura 13: Esquema general del escenario Excavación y transporte a vertedero

Los datos de inventario utilizados en este escenario se detallan en la Tabla 14:

Proceso	Cantidad	Unidad	Fuente
EXCAVACIÓN			
Excavation, hydraulic digger	$Ud_Fun * Prof_Suelo=3000$	m3	[ECO07]
Excavation, skid-steer loader	$Ud_Fun * Prof_Suelo=3000$	m3	[ECO07]
Transport, lorry>32t, EURO4	$(Dis_maq*peso\ maq1)+(Dis_maq*peso\ maq2)=44$	tKm	[ECO07]
ENVÍO A VERTEDERO			
Transport, lorry >32t, EURO4	$Dis_Est* Prof_Suelo* Ud_Fun_ha* (Den_suelo/1000)=14400$	tKm	[ECO07]
Disposal, inert material, 0% water, to sanitary landfill	$Den_suelo* Ud_Fun * Prof_Suelo=3600000$	kg	[ECO07]
RELLENO DE MATERIAL EXCAVADO			
Soil	$Den_suelo* Ud_Fun * Prof_Suelo=3600000$	kg	[ECO07]
Transport, lorry>32t, EURO4	$(Den_suelo /1000)* Ud_Fun * Prof_Suelo* Dis_tierra=18000$	tKm	[ECO07]
Excavation, skid-steer loader	$Ud_Fun * Prof_Suelo=3000$	m3	[ECO07]
USO DEL SUELO			
Occupation, construction site	$Ud_Fun * 40/365=1096$	m2*yr	[ECO07]
Transformation, from	$Ud_Fun =10000$	m2	[ECO07]

Proceso	Cantidad	Unidad	Fuente
industrial area			
Transformation, to urban, discontinuously built	Ud_Fun =10000	m2	[ECO07]
Densidad del suelo (Den_suelo)=1200kg/ m ³			
Profundidad suelo (Prof_Suelo)=0.3m			
Distancia al parque de maquinaria (Dis_maq.)=4km			
Distancia al vertedero del Estrellín (Dis_Est.)= 4km			
Distancia almacén tierra (Dis_tierra)= 5km			
Peso excavadora hidráulica (peso maq1)=7,5 t			
Peso cargadora compactadora (peso maq2)=3,5 t			
Ud_Fun= 10000m ² (1ha)			

Tabla 14: Inventario de ciclo de vida para la Excavación y transporte a vertedero.

Como escenario alternativo se ha propuesto llevar la tierra contaminada a otro tipo de vertedero como ha sugerido Suer et al. en la bibliografía revisada [SUE10], ante la posibilidad de que la dicha tierra no fuera aceptada en el primer vertedero debido a su naturaleza orgánica. En el nuevo vertedero tratarán la tierra como un residuo orgánico común.

Este cambio de escenario implica una modificación de la variable ‘vertedero’ y puede ocasionar cambios sustanciales en los resultados del análisis, teniendo en cuenta que un vertedero sanitario exige una serie de tratamientos que impactarían en el medio ambiente de manera distinta que lo que ocurre en un vertedero de residuos inertes que contaría con otros procedimientos distintos en cuanto a disposición final de los residuos.

6.2 Encalado

Esta técnica tiene como objetivo alterar las condiciones de pH del suelo con el objetivo de llegar a estabilizar los contaminantes para impedir que éstos se hagan hidrosolubles, con el uso, en este caso, de caliza. A tal efecto, se pretende elevar el pH del suelo desde 5 hasta 7 cuando se considera que los metales presentes en el suelo de estudio serían inmovilizados.

El proceso sigue el siguiente esquema

1. Preparación del terreno: Consiste en labrar el terreno para permitir la adición de la caliza. Su duración se estima en 2 días según ha sido calculado con la base de precios para jardinería y paisajismo [PARJAP07].
2. Adición de la caliza: Aunque se puede llevar a cabo con caliza o con cal viva en este caso se opta por la primera opción debido a que es almacenada en el parque de materias primas de la empresa para su uso en el proceso siderúrgico. Como ya se ha explicado en el caso de estudio para una profundidad de 30cm y una textura del suelo franca, las cantidades de caliza o cal viva necesarias son las siguiente

	Caliza [tCaCO ₃ /ha]
Año 1	5
Año 2	7.5
Cada 25 años	4.084

Tabla 15: Cantidades de caliza y cal viva necesarias para encalar el suelo objeto de estudio

Como ya se ha explicado en el Estado del Arte, no es recomendable elevar el pH de un suelo en más de un punto al año para evitar problemas de bloqueo de nutrientes [URB02]. Por lo tanto, el primer año se encalará para elevarlo hasta pH 6 y el segundo hasta pH 7. [URB02]. Las cantidades de caliza para alcanzar el pH objetivo se detallan en la *Tabla 15*. También, para compensar los procesos de acidificación de suelo naturales comunes en la región donde se encuentra la parcela a estudio, se establecen tres encalados de mantenimiento a lo largo del horizonte temporal de la remediación, cada aproximadamente 25 años.

La caliza se distribuirá uniformemente con una abonadora centrífuga para cuyo modelado se utilizará el proceso de Ecoinvent *Fertiliser broadcaster*. El proceso se estima que durará 1 día [PARJAP07].

Relleno: Por último se procederá al relleno con tierra prístina mediante una excavadora cargadora. Duración estimada del proceso 1 día.

Dado que entre el año 0 y el año 1 no se podrá actuar sobre el suelo ya que quedaría en espera a que se realizase el segundo encalado, se establece una ocupación industrial para un año, mientras que una vez que se consigue el pH 7 tras el segundo encalado el suelo se transforma ya a urbano discontinuo. A su vez, en este momento se procede al relleno que es modelado igual que para el escenario de *Excavación y transporte a vertedero*.

Para los encalados de mantenimiento, dado que se realizarán a lo largo de 77 años se podría prever que la tecnología de los vehículos utilizados sería más eficiente y por lo tanto menos contaminante que los actuales. Sin embargo, dado que hacer una predicción a tan largo plazo no sería realista, estos encalados de mantenimiento se han modelado con maquinaria actual dando un resultado más desfavorable del que en principio podría esperarse.

En el siguiente esquema se resume la técnica de Encalado.

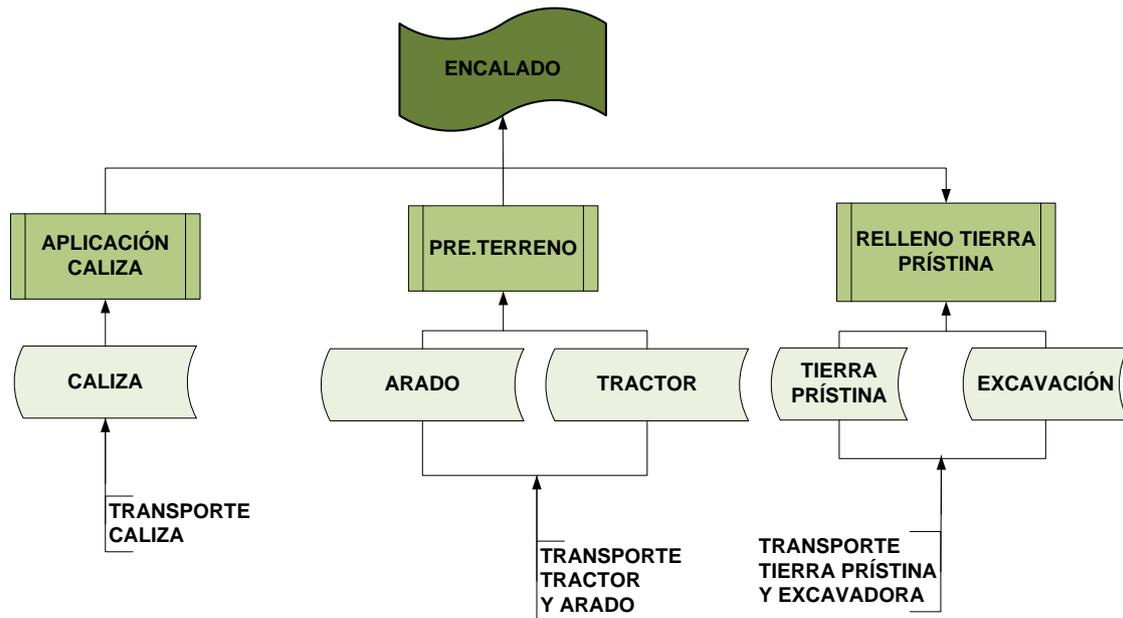


Figura 14: Esquema general para el Encalado

A continuación se muestran los datos de inventario para el Encalado.

Proceso	Cantidad	Unidad	Fuente
PREPARACIÓN DEL SUELO			
Tillage, harrowing, by rotary harrow	$Ud_Fun * num_encalado = 50000$	m2	[ECO07]
Tractor on road	$Dis_maq * num_encalado = 20$	Vkm	[ECO07]
APLICACIÓN DE CALIZA			
Lime, from carbonation, at regional	$CalDos_1 + CalDos_2 + 3 * CalDos_mant = 24750$	kg	[ECO07]
Fertilizing, by roadcaster	$Ud_Fun * num_encalado = 50000$	m2	[ECO07]
Transport, lorry > 32t, EURO4	$Dis_cal * (24750 / 1000) = 24.75$	tkm	[ECO07]
RELLENO			
Soil	$Den_suelo * Ud_Fun * Prof_Suelo = 3600000$	kg	[ECO07]
Transport, lorry > 32t, EURO4	$(Den_suelo / 1000) * Ud_Fun * Prof_Suelo * Dis_tierra = 18000$	tkm	[ECO07]
Excavation, skid-steer loader	$Ud_Fun * Prof_Suelo = 3000$	m3	[ECO07]
USO DEL SUELO			
Occupation, industrial area, vegetation	$Ud_Fun * 1 = 10000$	m2*yr	[ECO07]

Proceso	Cantidad	Unidad	Fuente
Transformation, from industrial area	Ud_Fun	m2	[ECO07]
Transformation, to urban, discontinuously built	Ud_Fun	m2	[ECO07]
Densidad del suelo (Den_suelo)=1200kg/ m ³			
Profundidad suelo (Prof_Suelo)=0.3m			
Número de encalados (num_encalado)=5			
Distancia al parque de maquinaria (Dis_maq.)=4km			
Distancia parque caliza (Dis_cal.)=1km			
Distancia almacén tierra (Dis_tierra)= 5km			
Ud Funcional (Ud_Fun)= 10000m ²			
Dosis de caliza necesaria el primer año(CalDos_1)=5000 kg			
Dosis de caliza necesaria el segundo año (CalDos_2)=7500 kg			
Dosis de caliza necesaria para el mantenimiento de pH (CalDos_mant)=4084 kg			

Tabla 16: Datos del inventario de ciclo de vida para el encalado

6.3 Estabilización y solidificación (S/S) con cemento Portland

Esta técnica tiene como objeto el solidificar parte del suelo mediante la adición de cemento Portland con objeto de que los metales pesados queden inmovilizados y no puedan migrar en el perfil del suelo. Dicha solidificación conlleva una excesiva compactación del terreno que excluye su utilización posterior como suelo agrícola o bosque.

La modelización de este escenario se ha diseñado mediante los siguientes pasos:

1. Preparación del terreno: Dado que se actúa sobre el perfil más superficial del terreno, esta preparación coincide con la realizada para los anteriores escenarios.
2. Aplicación del Cemento Portland: Se llevará a cabo con un cargador hidráulico y esparcidor. Es necesario dejar curar el cemento durante un periodo estimado de 28 días [ENV04]. Se considera que el cemento es traído desde la cementera de Tudela Veguín localizada a 48,7 km de distancia.
3. Adición de agua: Necesaria para que se produzca la unión entre el suelo y el cemento. Su adición se considera que será realizada con un difusor de purín enganchado a un tractor que permite una correcta distribución del agua.
3. Relleno: Por último, al igual que para los casos anteriores se procederá al relleno con tierra prístina mediante una excavadora cargadora. Esta fase se considera exactamente igual que para los anteriores escenarios *Excavación y transporte a vertedero* y *Encalado*.

Se estima que el proceso total de cementación es de 61 días incluyendo el aporte de agua y el curado del cemento. El uso del suelo se modela como 2 meses de ocupación como solar en construcción y posteriormente se incluye la transformación de industrial a urbano discontinuo como para los casos anteriores.

En la siguiente figura se muestran los procesos debidos a la S/S

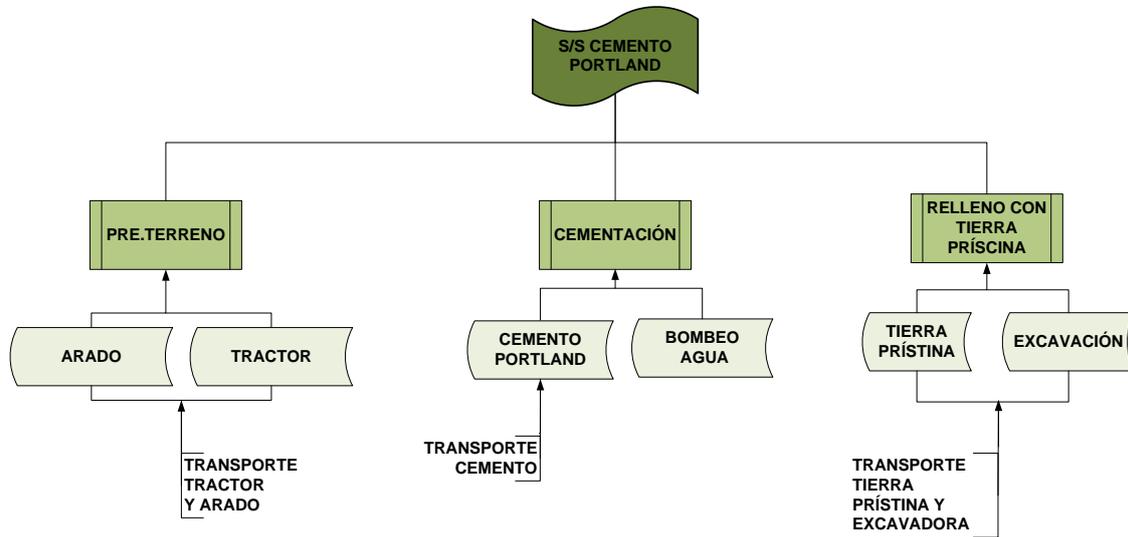


Figura 15: Esquema general S/S Cemento Portland

A continuación se muestra el inventario del escenario Estabilización/Solidificación con cemento portland (Tabla 17):

Proceso	Cantidad	Unidad	Fuente
PREPARACIÓN DEL SUELO			
Tillage, harrowing, by rotary harrow	Ud_Fun=10000	m2	[ECO07]
Tractor on road	Dis_maq=10	vkm	[ECO07]
CEMENTACIÓN			
cement, unspecified, at plant	529412	kg	[ECO07]
Water pumping	1164.7	m3	Propio
Transport, lorry>32t, EURO4	$529412 * (Dis_cem) / 1000 = 25782,3644$	tkm	[ECO07]
RELLENO			
Soil	$Den_suelo * Ud_Fun * Prof_Suelo = 3600000$	kg	[ECO07]
Transport, lorry>32t, EURO4	$(Den_suelo / 1000) * Ud_Fun * Prof_Suelo * Dis_tierra = 18000$	tkm	[ECO07]
Excavation, skid-steer	$Ud_Fun * Prof_Suelo = 3000$	m3	[ECO07]

Proceso	Cantidad	Unidad	Fuente
loader			
USO DEL SUELO			
Occupation, construction site	Ud_Fun*1=10000	m2*yr	[ECO07]
Transformation, from industrial area	Ud_Fun	m2	[ECO07]
Transformation, to urban discontinuously built	Ud_Fun	m2	[ECO07]
Densidad del suelo (Den_suelo)=1200kg/ m ³			
Profundidad suelo (Prof_Suelo)=0.3m			
Distancia a cementera (Dis_cem)=48,7 km			
Distancia al parque de maquinaria (Dis_maq.)=4km			
Distancia almacén tierra (Dis_tierra)= 5km			
Ud Funcional (Ud_Fun)= 10000m ²			
Dos_ceme=529412 kg			
Dos_agua=1164.7 m3			

Tabla 17: Datos del inventario de ciclo de vida para la S/S con cemento Portland

6.4 Fitorremediación

Para proceder a fitorremediar es necesario seguir una serie de procesos que se detallan a continuación.

1. Preparación del terreno: Dado que el melilotus solamente precisa de un laboreo de baja profundidad, la preparación del terreno se modela como un pase de azada manual tomado de la base de datos de ecoinvent [LOP13].

Abonado orgánico: Se considera que se utiliza un abono orgánico de purín de vacuno de leche. No se tienen en cuenta los recursos necesarios para obtener el purín como fertilizante, ya que éste se considera un residuo de otra producción (en este caso sería principalmente leche), por lo que los impactos generados para la obtención del purín han sido asignados íntegramente a dicha producción. Lo que sí se ha tenido en cuenta es el transporte del abono al terreno donde se lleva a cabo el cultivo. No se recoge específicamente en la base de datos de Ecoinvent el transporte en cisterna por carretera, por lo que se ha utilizado un camión medio.

La aplicación del abono se ha modelizado tomando el proceso de Ecoinvent “Difusión de purín por medio de cisterna de vacío”. En este proceso se incluyen las emisiones derivadas de la operación de la maquinaria y del bombeo del purín desde la fosa en granja, pero no las procedentes de la aplicación de purín en el suelo.

Para modelizar las emisiones derivadas de la aplicación de purín hemos tomados como base los datos de [DIN11]. Concretamente, se han utilizado los datos de la aplicación al

- suelo de la fracción líquida de estiércol de vacuno. En el artículo citado se miden las emisiones de CO₂, CH₄, N₂O y NH₃ derivadas de la aplicación de una tonelada de purín, y se expresan en kg de CO₂ equivalentes. Estos resultados se deben transformar de nuevo a emisiones de CO₂, CH₄, N₂O y NH₃, para que GaBi aplique los factores de conversión propios de la metodología Eco-indicator 99, que es la elegida para el proceso de caracterización. Para ello dividimos los resultados por los factores de conversión utilizados por el artículo. Por otra parte, teniendo en cuenta la densidad del purín, los datos se han convertido de emisiones por tonelada a emisiones por m³ [LOP13].
2. **Siembra:** Se ha tenido en cuenta el transporte de semillas al terreno. El proceso de siembra en sí se ha tomado de Ecoinvent. Para *Melilotus officinalis* se establece una densidad de siembra de 5 kg/ha dentro del rango determinado por la FAO para este cultivo [FAO13].
 3. **Crecimiento:** Dentro de este proceso se ha considerado la captación de CO₂ y la extracción de metales. El CO₂ se modeliza como la emisión negativa a la atmósfera de 24850 kg de CO₂ []. Los metales extraídos se modelizan a su vez como la emisión negativa al suelo de Pb, Cu y Zn según las tasas fitoextractivas experimentales obtenidas para el suelo en estudio. La única salida de este proceso es la biomasa.
 4. **Cosecha:** Se hará una siega del terreno y se añadirá forraje mediante hilarado. El forraje se transportará mediante un camión.[LOP13]
 5. **Transporte de biomasa para bioqás:** Se usará un camión para transportar la biomasa procedente de la cosecha.
 6. **Obtención de bioqás:** La cosecha de *Melilotus officinalis*, se procede a realizar una digestión anaerobia en un digestor propiedad de COGERSA a 16,7 km de distancia. Dicho digestor está ya en funcionamiento para la gestión de residuos sólidos urbanos luego simplemente se le carga puntualmente con toda la biomasa procedente de la cosecha. El digestor se modeliza con el proceso de la base de datos de ecoinvent modificado con las emisiones establecidas en [LUI13].
 7. **Reformado:** El bioqás producido en la planta de digestión anaerobia debe ser reformado para su posterior consumo por vehículos. Dicho reformado se considera que se realiza mediante el proceso conocido como reformado criogénico. Este proceso es modelado en base al consumo eléctrico y la planta es asemejada al proceso de ecoinvent planta química de separación con aire de acuerdo con el proceso descrito por [LUI13] y a su inventario. El impacto del bioqás reformado se contabiliza como el gas natural evitado en proporción 1 a 1.

En base a las tasas fitoextractivas y las extracciones de biomasa establecidas experimentalmente para el suelo tomado como referencia, se considera que para alcanzar los niveles de descontaminación propuestos se requieren 77 cosechas anuales, luego la ocupación de suelo se modeliza como la ocupación de pasto intensivo durante este periodo de tiempo.

Dada la mejora del suelo debida a las artes agrícolas no se considera necesario importar tierra vegetal como en los escenarios anteriores.

A continuación se muestra el diagrama seguido para el modelado de la fitoextracción:

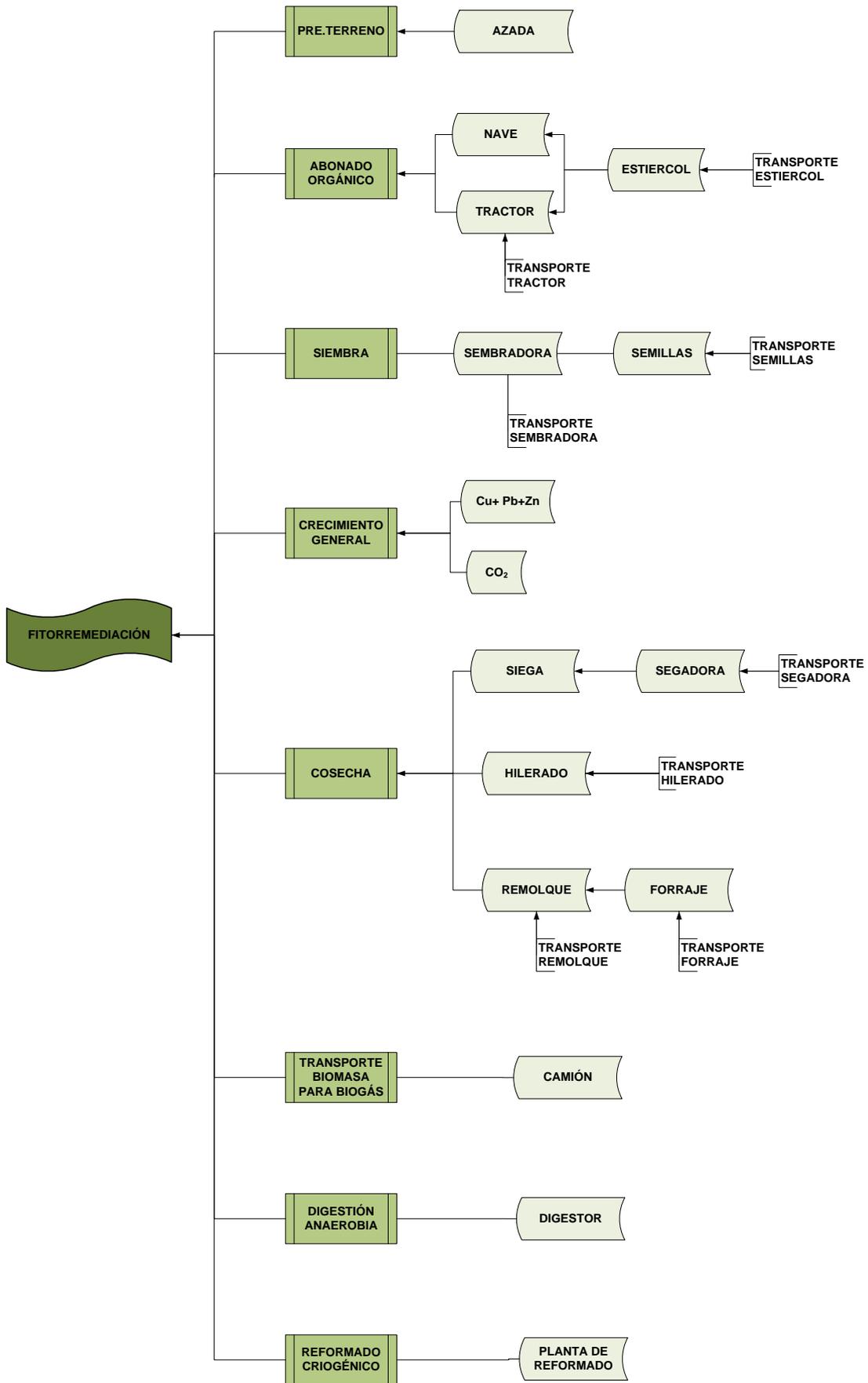


Figura 16: Esquema general de la Fitorremediación

A continuación se muestra el inventario utilizado para el modelado del escenario fitorremediación (Tabla 18):

Proceso	Cantidad	Unidad	Fuente
PREPARACIÓN (*Num_cose)			
Hoeing roller	Ud_Fun=10000	m ²	[ECO07]
ABONADO (*Num_cose)			
Difusión de purín con cisterna de vacío	32,8	m ³	propio
SEMBRADO (*Num_cose)			
Seeder	Ud_Fun=10000	m ²	[ECO07]
Transport, lorry 3.5-16t	Den_siem*Ud_Fun* Dis_store/1000	tkm	[ECO07]
clover seed IP, at regional storehouse	Den_siem*Ud_Fun	kg	[ECO07]
CRECIMIENTO (*Num_cose)			
Copper+II (Heavy metals to industrial soil)	Fito_Cu*Biom_cose/1000	kg	
Lead +II (Heavy metals to industrial soil)	Fito_Pb*Biom_cose/1000	Kg	
Zinc +II (Heavy metals to industrial soil)	Fito_Zn*Biom_cose/1000	kg	
Carbon dioxide (inorganic emissions to air)	-2.48E+04	kg	
COSECHA (*Num_cose)			
Self-loading trailer with cutter	43	m ³	[ECO07]
Rotary windrower,	Ud_Fun	m ²	[ECO07]
Rotary mower	Ud_Fun	m ²	[ECO07]
USO DEL SUELO			
Occupation, pasture and meadow, intensive	Ud_Fun*Num_cose	m ² *yr	[ECO07]
Transformation, from industrial area	Ud_Fun	m ²	[ECO07]
Transformation, to urban, discontinuously built	Ud_Fun	m ²	[ECO07]
TRANSPORTE DE BIOMASA (*Num_cose)			
Transport, lorry 20-28t, fleet average	Biom_cose* Dis_COGERSA/1000	tKm	[ECO07]

Proceso	Cantidad	Unidad	Fuente
DIGESTIÓN ANAEROBIA (*Num_cose)			
Biogás a partir de biomasa de fitorremediación	54491	Nm3	propio
REFORMADO CRIOGÉNICO (*Num_cose)			
Reformado criogénico de biogás	31498	Nm3	propio
Densidad de siembra (Den_siem) = 54 kg/ha			
Número de cosechas (Num_cose) = 77			
Distancia COGERSA (Dis_COGERSA)= 16.7km			
Distancia al centro de distribución de semillas (Dis_store)=10km			
Tasa fitoextractiva de cobre (Fito_Cu) =-9,75 E-06 mg/kg			
Tasa fitoextractiva de cobre (Fito_Pb)=-1,40E-06 mg/kg			
Tasa fitoextractiva de cobre (Fito_Pb)= -6,78E-05 mg/kg			
Ud Funcional (Ud_Fun_ha/Ud_Fun_m ²)= 1ha= 10000m ²			

Tabla 18: Datos del inventario de ciclo de vida para la Fitorremediación

Como se ha podido observar en este apartado, el escenario de referencia propuesto para el análisis de esta técnica consideraba que la biomasa generada mediante el crecimiento de la especie herbácea seleccionada fuera llevada al vertedero de COGERSA y aprovechada para producir biogás que finalmente se utilizaría como combustible para vehículos, en sustitución de los combustibles fósiles usados tradicionalmente.

Se propone un escenario alternativo que restrinja la posibilidad de que la biomasa pueda ser aprovechada y se opta por tratar la tierra contaminada como un residuo común que se procesará en un vertedero sanitario.

El parámetro modificado sería el siguiente:

- Destino final de la biomasa generada por la plantación de *Melilotus officinalis*: Se plantea para comprobar si el uso final de la biomasa produce cambios apreciables en la generación de impactos de la técnica de Fitorremediación.

Para este nuevo escenario se necesitará realizar un nuevo inventario que recoja los nuevos cambios propuestos:

Proceso	Cantidad	Unidad	Fuente
PREPARACIÓN (*Num_cose)			
Hoeing roller	Ud_Fun=10000	m ²	[ECO07]
ABONADO (*Num_cose)			
Difusión de purín con cisterna de vacío	32,8	m3	propio

Proceso	Cantidad	Unidad	Fuente
SEMBRADO (*Num_cose)			
Seeder	Ud_Fun=10000	m ²	[ECO07]
Transport, lorry 3.5-16t	Den_siem*Ud_Fun* Dis_store/1000	tKm	[ECO07]
clover seed IP, at regional storehouse	Den_siem*Ud_Fun	kg	[ECO07]
CRECIMIENTO (*Num_cose)			
Copper+II (Heavy metals to industrial soil)	Fito_Cu*Biom_cose/1000	kg	
Lead +II (Heavy metals to industrial soil)	Fito_Pb*Biom_cose/1000	Kg	
Zinc +II (Heavy metals to industrial soil)	Fito_Zn*Biom_cose/1000	kg	
Carbon dioxide (inorganic emissions to air)	-2.48E+04	kg	
COSECHA (*Num_cose)			
Self-loading trailer with cutter	43	m ³	[ECO07]
Rotary windrower,	Ud_Fun	m ²	[ECO07]
Rotary mower	Ud_Fun	m ²	[ECO07]
USO DEL SUELO			
Occupation, pasture and meadow, intensive	Ud_Fun*Num_cose	m ² *yr	[ECO07]
Transformation, from industrial area	Ud_Fun	m ²	[ECO07]
Transformation, to urban, discontinuously	Ud_Fun	m ²	[ECO07]

Proceso	Cantidad	Unidad	Fuente
built			
Biomasa producida (*Num_cose)= 56500 kg			
Transporte de bio_gan y bio_res			
Transport, lorry 20-28t, fleet average	Bio*Dis_gan/1000+Bio_res*Dis_COGERSA/1000=64900	tkm	
Biomasa total producida= (Bio)=56500kg			
Biomasa generada para forraje de ganado= (Bio_gan)=28250kg			
Biomasa que se tratará como residuo que se destina a vertedero COGERSA=(Bio_res)=3190000kg			
Distancia a la ganadería (Dis_gan)= 10km			
Densidad de siembra (Den_siem) = 54 kg/ha			
Número de cosechas (Num_cose) = 77			
Distancia COGERSA (Dis_COGERSA)= 16.7km			
Distancia al centro de distribución de semillas (Dis_store)=10km			
Tasa fitoextractiva de cobre (Fito_Cu) =-9,75 E-06 mg/kg			
Tasa fitoextractiva de cobre (Fito_Pb)=-1,40E-06 mg/kg			
Tasa fitoextractiva de cobre (Fito_Pb)=-6,78E-05 mg/kg			
Ud Funcional (Ud_Fun_ha/Ud_Fun_m ²)= 1ha= 10000m ²			

Tabla 19: Datos del inventario de ciclo de vida para la Fitorremediación sin tener en cuenta el aprovechamiento de la biomasa generada.

6.5 No actuación

Aunque la No actuación no es una tecnología de remediación en sí misma, se ha incluido este escenario a modo de situación de control para comparar el impacto ambiental ocasionado por las diferentes técnicas con la opción de no remediar.

Al dejar el suelo seguir su dinámica natural, se producirá una degradación lenta de los metales pesados (debido a su naturaleza no biodegradable), variando escasamente su concentración a lo largo del tiempo.

Esta opción se ha modelado bajo la premisa de que no se producirá variación alguna en los 77 años que dura el horizonte temporal a considerar y se establecerá un impacto por ocupación del suelo para zona industrial de la clase Corine 121 [EEA00], que incluye zonas industriales abandonadas donde los edificios aún están presentes siendo el caso que nos ocupa.

El inventario para esta opción se muestra a continuación:

Proceso	Cantidad	Unidad	Fuente
Occupation, industrial area	Ud_Fun *77	m ² *yr	[ECO07]
Ud Funcional (Ud_Fun)= 10000m ²			

Tabla 20: Datos del inventario de ciclo de vida para la 'No actuación'

7 Resultados

En este apartado se repasan los resultados de la valoración de impactos. Si se realiza la valoración utilizando Eco-indicador 99, ofrece los siguientes resultados:

7.1 Excavación y transporte a vertedero

La puntuación del indicador agregado de Eco-indicador 99 para el escenario Excavación y vertedero es de 6,36E3 Pt.

El impacto de este escenario viene determinado principalmente por la fase de envío a vertedero inerte del suelo removido (43% de los puntos totales) y del cambio de uso de suelo (44% de la puntuación total).

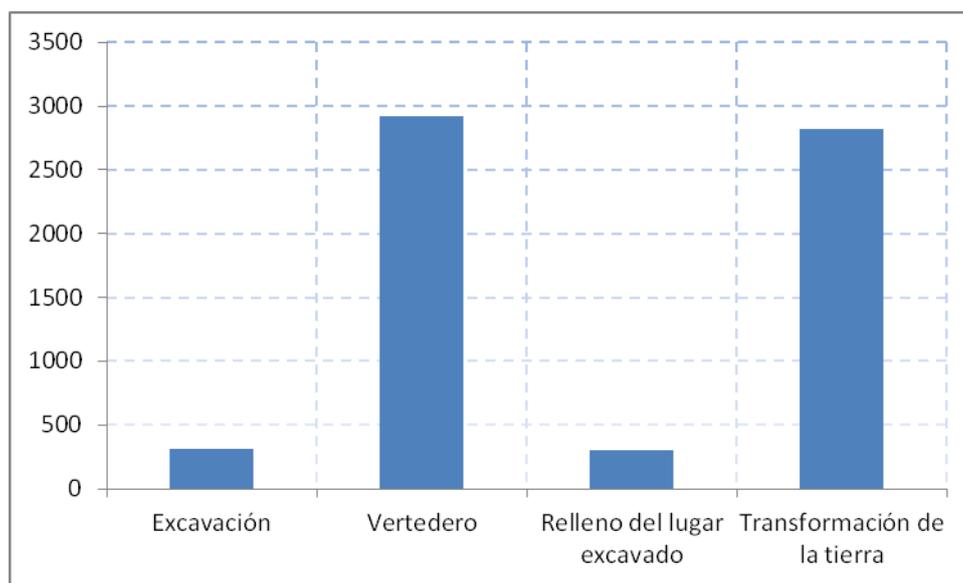


Figura 17: Impactos producidos por la Excavación y transporte a vertedero

Estos datos contrastan con el estudio de sensibilidad en el que se modeló el escenario con una disposición al vertedero sanitario de COGERSA a 16,7 km de distancia. En este caso, la puntuación total se multiplica por 5 (3,50E4 Pt) debido principalmente al fuerte impacto que ocasiona la disposición en vertedero sanitario donde numerosos tratamientos son necesarios con objeto de inertizar los residuos depositados. Cabe mencionar que el impacto ocasionado solamente por la deposición es de 3,16E4 puntos y supone el 90% del impacto total del escenario.

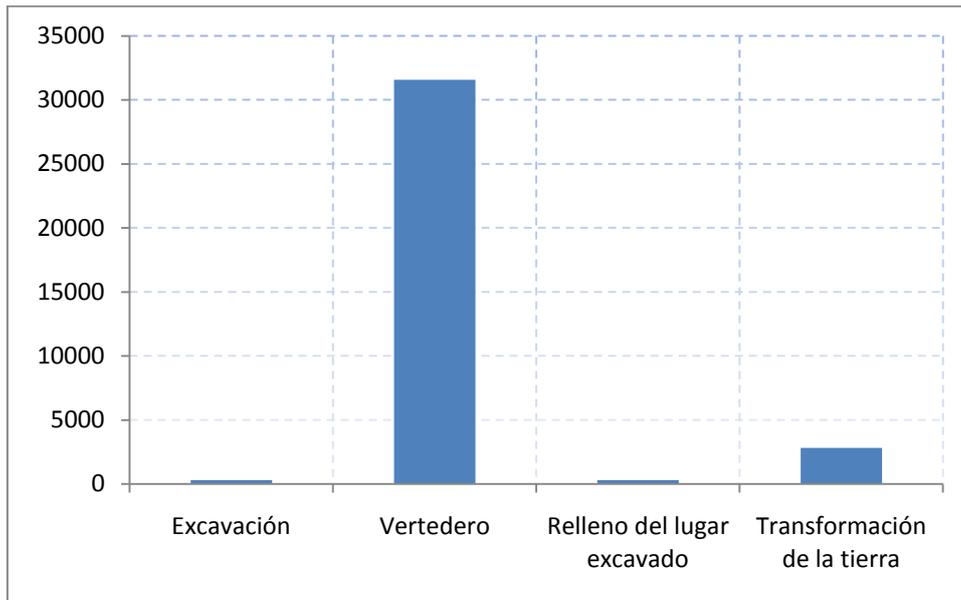


Figura 18: Impactos producidos por la Excavación y transporte a vertedero para el escenario alternativo propuesto para Excavación y transporte a vertedero

En el escenario en el que se dispone el suelo contaminado en vertedero inerte, el impacto según Eco-indicador 99 se encuentra homogéneamente repartido entre las 3 grandes categorías de impacto con predominio del impacto en la categoría de Calidad de ecosistema (2,86E3 comparado con 1,45E3 para Salud humana y 2,04E3 para consumo de recursos).

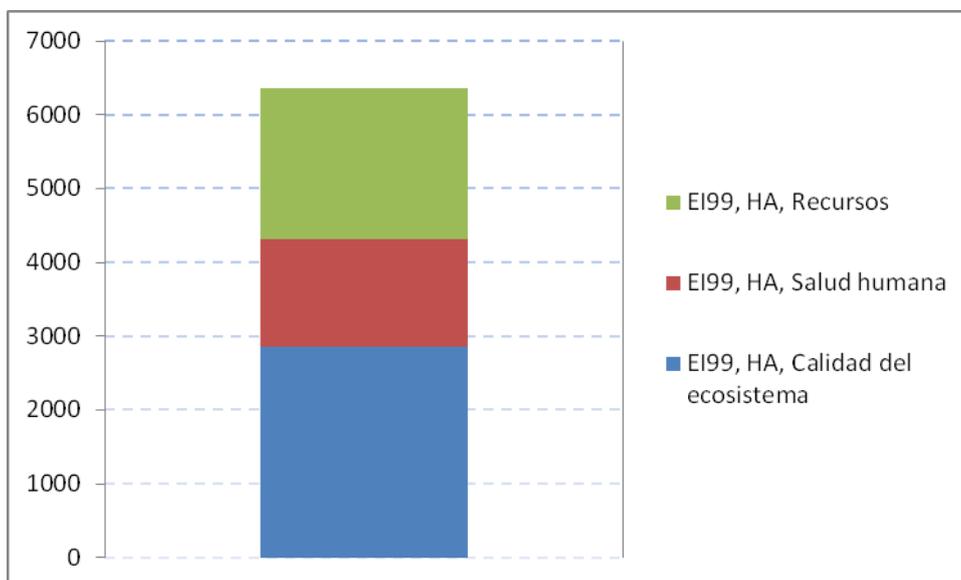


Figura 19: Impactos producidos por la Excavación y transporte a vertedero para las categorías principales de Eco- indicador 99

Sin embargo para el escenario que considera la deposición en vertedero sanitario dicha proporción cambia de manera dramática dominando el impacto sobre Salud humana (2,71E4 respecto a 4,88E3 para Salud humana y 3,00E3 para Agotamiento de recursos), debido principalmente a los efectos carcinógenos.

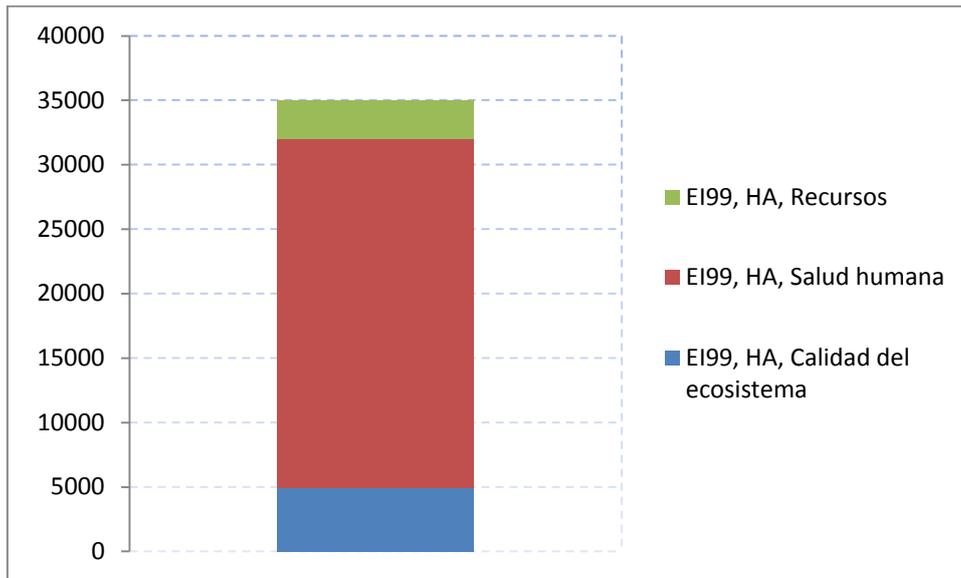


Figura 20: Impactos producidos por la Excavación y transporte a vertedero para las categorías principales de- indicador 99 para el escenario alternativo propuesto

7.2 Encalado

El indicador de impacto Eco-indicador 99 para el encalado da un resultado moderadamente perjudicial con 3,88E3 puntos para el indicador total agregado.

Dicho impacto se debe en mayor medida (un 90%) al impacto generado por el uso del suelo seguido por el relleno con tierra prístina (308 puntos). Por otro lado, la preparación del suelo y la aplicación de caliza tienen un impacto prácticamente nulo. Este resultado mitiga la incertidumbre generada por la estimación del número de encalados de mantenimiento a realizar a lo largo de todo el horizonte temporal de la remediación y la estimación del uso de la tecnología actual ya que se ha probado tener nula influencia.

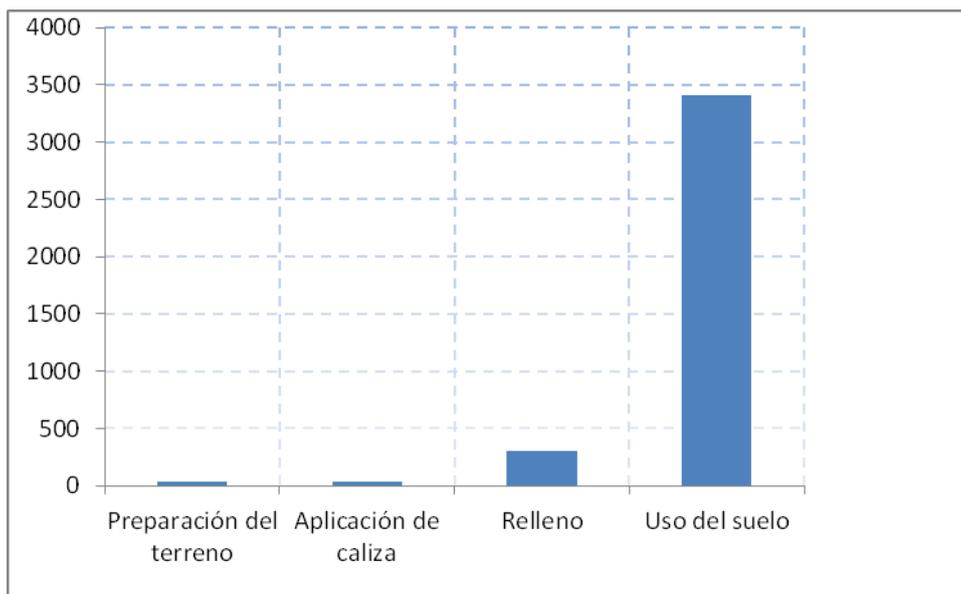


Figura 21: Impactos producidos por el Encalado

Como era esperable, la categoría de impacto más afectada es la de Calidad de ecosistema debido al impacto del uso del suelo con 3,43E3 Pt respecto a los 182 de Salud humana y los 165 de Agotamiento de recursos.

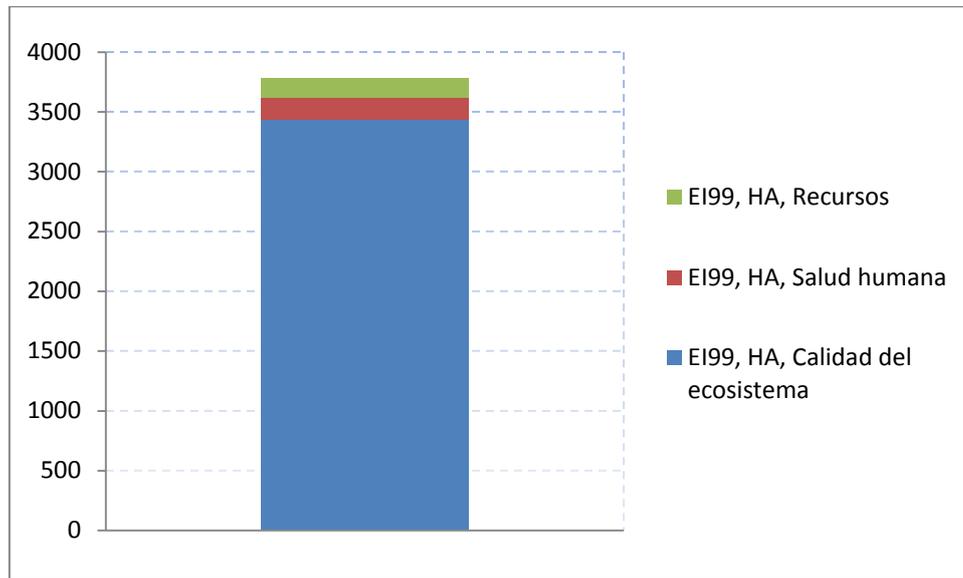


Figura 22: Impactos producidos por el Encalado para las categorías principales de Eco-indicador 99

7.3 Estabilización y solidificación (S/S)

La solidificación/estabilización con cemento Portland resulta tener un impacto de 1,35E4 Pt. En el indicador total agregado de Eco-indicador 99.

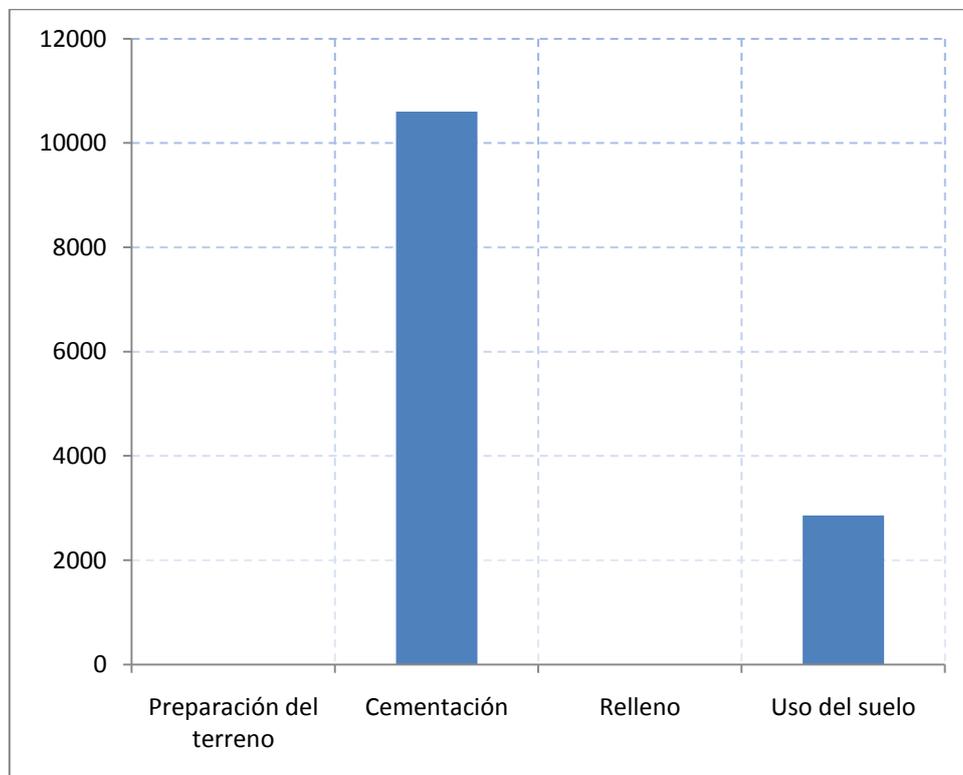


Figura 23: Impactos producidos por la S/S

Más del 78% del total de los puntos de impacto corresponden a la fase de cementación debido principalmente a la producción del cemento portland (8,18E3 Pt.) y al bombeo de agua (2,20E3 Pt). De nuevo el impacto debido al uso del suelo tiene un fuerte peso (2,85E3 Pt), mientras que el aporte de tierra vegetal y la preparación del suelo tienen una influencia prácticamente nula como ocurre para los escenarios de Excavación y transporte a vertedero y Encalado.

La categoría de impacto más afectada en este escenario es la de Salud humana con 6.90E3 Pt debido principalmente a los impactos de cambio climático y a los respirables generados durante la producción del cemento. La siguiente categoría más afectada es la Calidad de ecosistema con 3,80E3 Pt influenciados principalmente por el cambio de uso de suelo tal y como sucede en los escenarios anteriormente descritos. Finalmente, la categoría de Agotamiento de recursos puntúa con 2,70E3 Pt debidos en su práctica total al consumo de recursos fósiles para la producción de cemento.

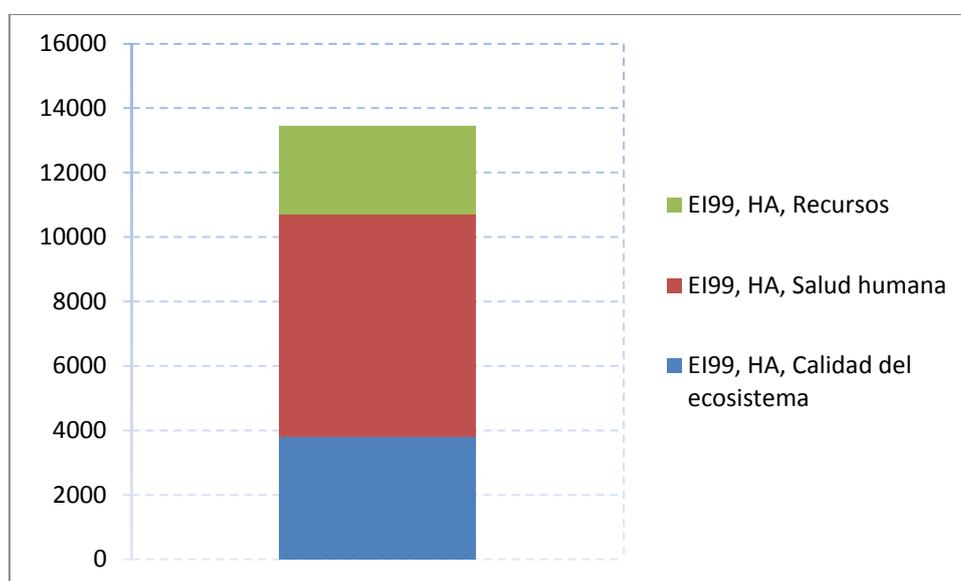


Figura 24: Impactos producidos por la S/S para las categorías principales de Eco- indicador 99

7.4 Fitorremediación

El escenario de fitorremediación con meliloto y aprovechamiento de biogás es el único de los estudiados con una puntuación negativa en el indicador agregado total de Eco-indicador 99. La puntuación total asciende a -2,68 E5 Pt lo que implica que dicha actuación sería beneficiosa para el medio ambiente según esta metodología de impacto.

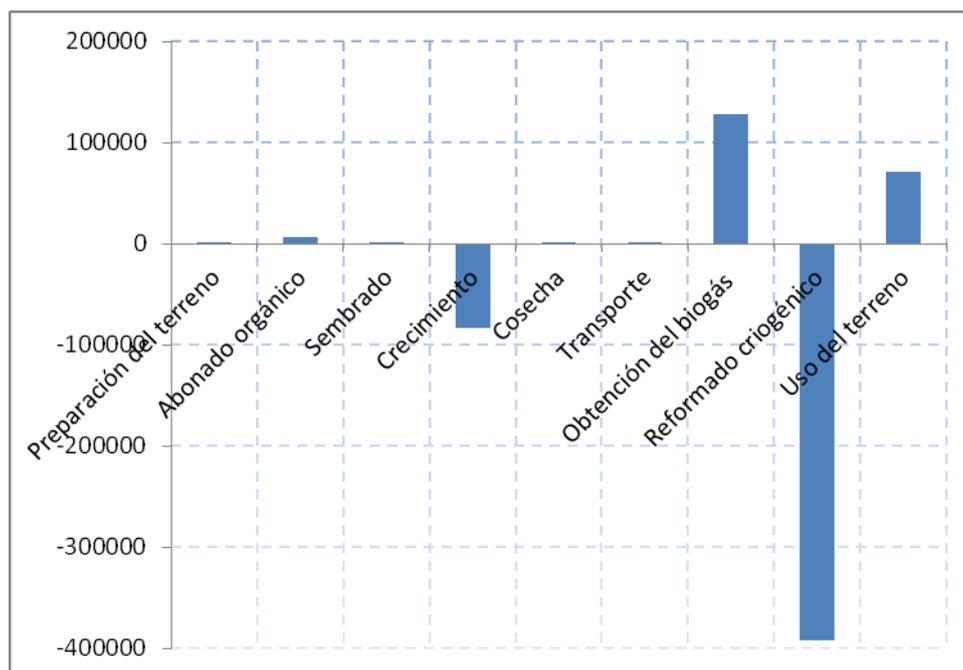


Figura 25: Impactos producidos por la Fitorremediación para las distintas etapas modelizadas

De entre las diferentes fases del escenario, la más influyente y la que determina el beneficio de la intervención es la producción de biogás reformado para su uso en vehículos. Este impacto beneficioso no proviene de la producción de biogás en sí, si no que se deriva de la evitación del gas natural convencional que debería ser producido para su uso en vehículos a motor (-4,40 E5 Pt). La producción de gas natural convencional tiene un impacto muy severo en el medio ambiente que supera ampliamente los impactos derivados de la generación de biogás mediante esta ruta de producción. Por otro lado, los impactos calculados para la fase de crecimiento general (-8,38 E4 Pt) también son negativos y por tanto beneficiosos para el medio ambiente debido a la extracción de metales del suelo y a la captura de CO₂ de la atmósfera durante el crecimiento de las plantas.

La fase con mayor impacto positivo, y por tanto perjudicial para el medio, es la obtención de biogás a partir de la biomasa procedente de fitorremediación (1,29E5 Pt). El impacto de la producción de biogás es debido principalmente al calor que es necesario introducir para el proceso que proviene de la combustión de gas natural en caldera (8,16E4 Pt) y a las emisiones al aire generadas durante la digestión anaerobia (4,43 E4 Pt).

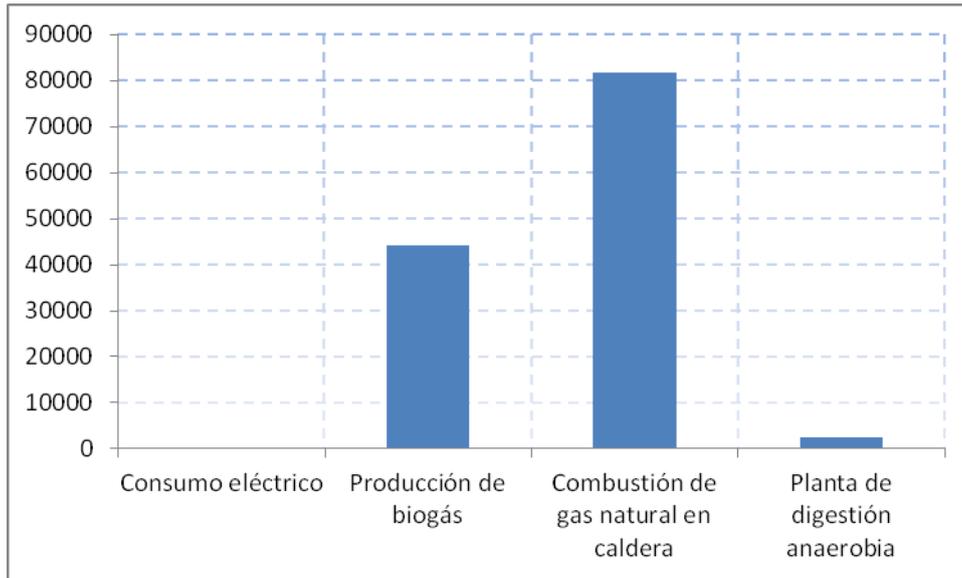


Figura 26: Impactos producidos en la etapa de obtención de biogás

Por otro lado, el impacto originado por el uso del suelo también es muy alto (7,05E4 Pt) debido principalmente al impacto de la ocupación del terreno por pasto intensivo.

En comparación con las fases anteriormente comentadas, el resto de impactos incluyendo todos los relacionados con las actividades agrícolas son de poca relevancia, destacándose únicamente el correspondiente al abonado orgánico con 5,93 E3 Pt debido al alto consumo energético derivado de la difusión de purín altamente diluido.

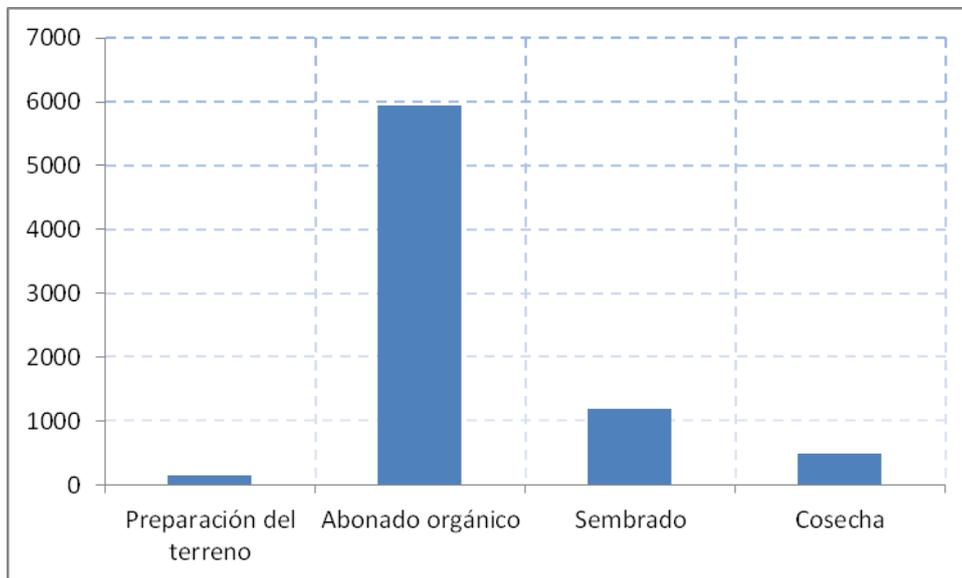


Figura 27: Impacto producido por la etapa de abonado con respecto al resto de etapas de la Fitorremediación

En lo referente a las categorías de impacto afectadas, si se atiende al impacto global la más notable es la de Agotamiento de recursos con -2,57E5 Pt seguida de Salud humana con -1,26E4 Pt y Calidad de ecosistema con 1,91E3 Pt.

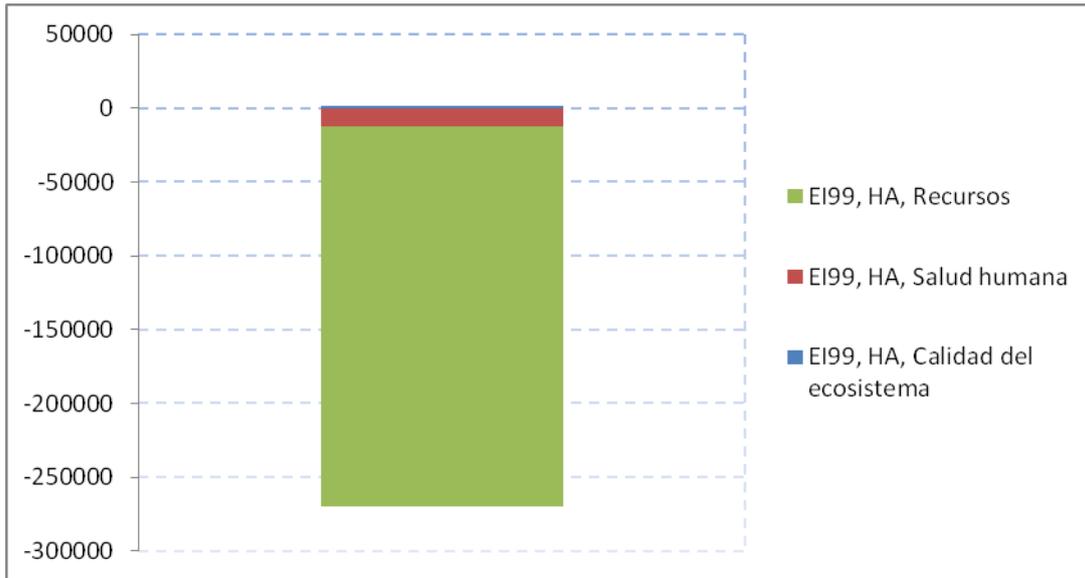


Figura 28: Impactos producidos por la Fitorremediación para las categorías principales de Eco-indicador 99

La puntuación de Agotamiento de recursos viene claramente dominada por la evitación de producción de gas natural convencional con $-3,47 \text{ E5 Pt}$ que mantienen el indicador en negativo a pesar de las altas puntuaciones positivas obtenidas en otras fases como en el consumo eléctrico del reformado criogénico ($1,53 \text{ E4 Pt}$), y el gas natural consumido en la caldera para la generación de calor para la digestión anaerobia ($7,09 \text{ E4 Pt}$).

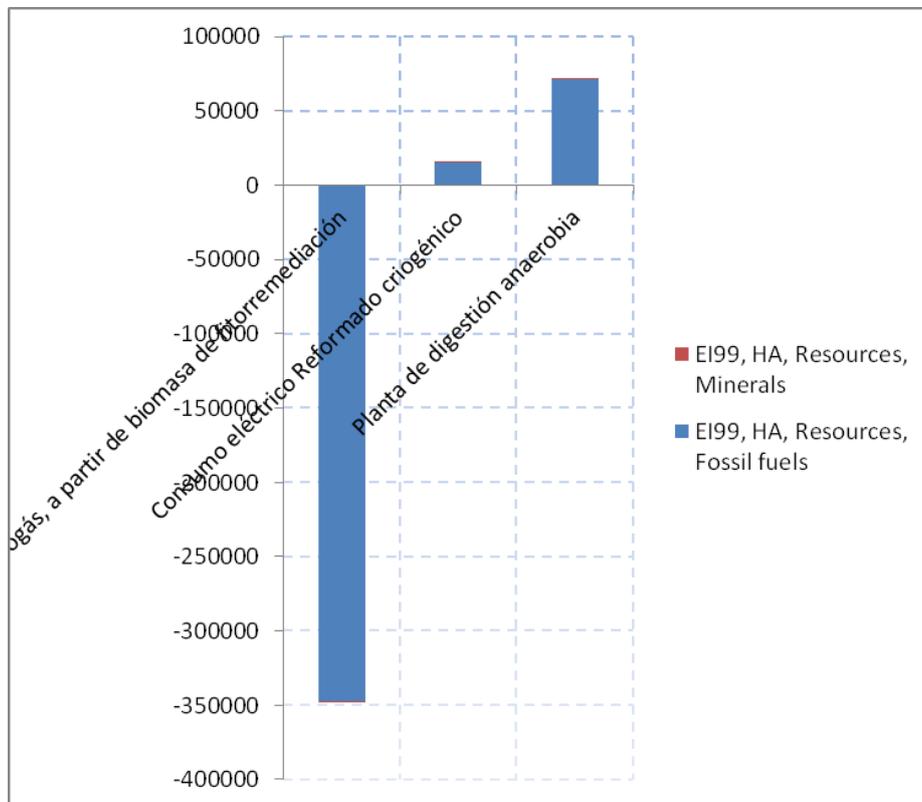


Figura 29: Impactos producidos por la Fitorremediación para los procesos relacionados con la obtención de biogás

La categoría de Salud humana también con puntuación negativa de nuevo viene determinada por la evitación de producción de gas natural convencional con un total de 8,76 E4 Pt, de los cuales en su gran mayoría provienen de la subcategoría de respiratorios inorgánicos. De nuevo, este impacto beneficioso supera ampliamente el producido en el resto de las fases del escenario donde destacan el consumo eléctrico del reformado criogénico y su influencia en la subcategoría de respirables inorgánicos (1,93E4 Pt) y la obtención de calor en caldera para el proceso de digestión anaerobia con un amplio impacto en la subcategoría de cambio climático (4,42E4 Pt). Dicha subcategoría también obtiene un impacto negativo como consecuencia de la captación de CO2 durante el crecimiento de los cultivos con una puntuación de -1,04E4 Pt.

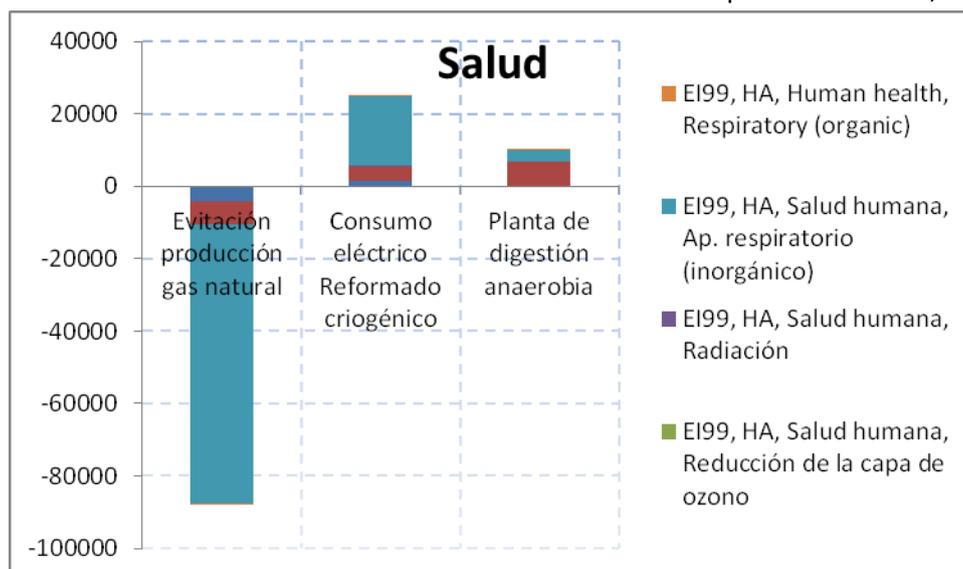


Figura 30: Impactos producidos por la Producción de gas natural el consumo eléctrico y la planta de digestión anaerobia

La categoría de Calidad de ecosistema es la única con puntuación positiva de entre las 3 que conforman Eco-indicador 99. Sin embargo, dicho resultado es consecuencia principalmente del impacto beneficioso producido por la extracción de metales pesados del suelo (-7,34E4 Pt) sobrepasado por el perjudicial ocasionado por la ocupación del terreno como pasto intensivo durante los 77 años necesarios para alcanzar los objetivos de descontaminación (6,78 E4 Pt).

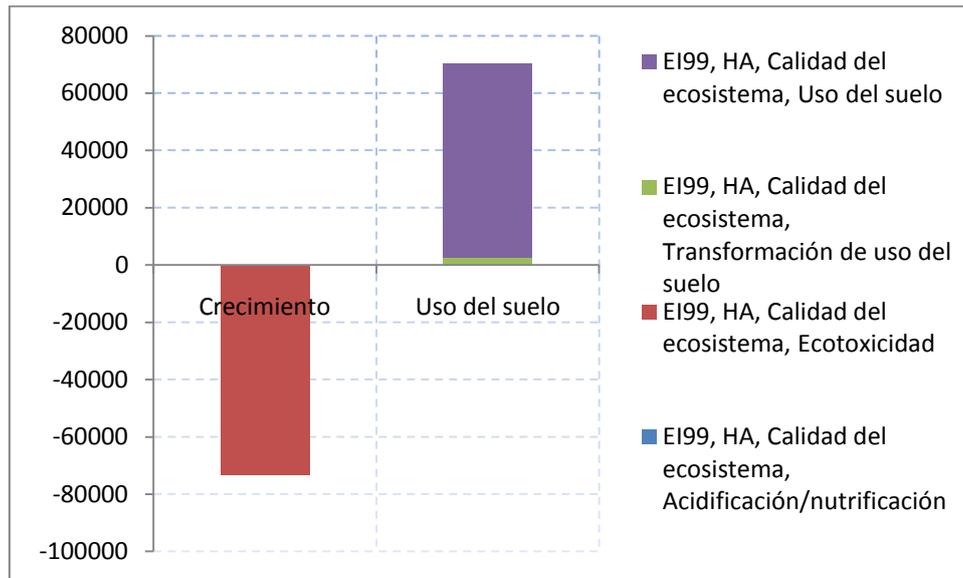


Figura 31: Impactos producidos por la Producción de gas natural el consumo eléctrico y la planta de digestión anaerobia

Los resultados del escenario alternativo que envía la producción de forraje a una explotación ganadera cercana y los residuos de corta al vertedero sanitario de COGERSA ponen de manifiesto que la sostenibilidad de la fitorremediación está íntimamente relacionada con el aprovechamiento posterior de la biomasa. El indicador total agregado arroja un resultado de 2,34 E4 Pt en contraste con el escenario de aprovechamiento para biogás.

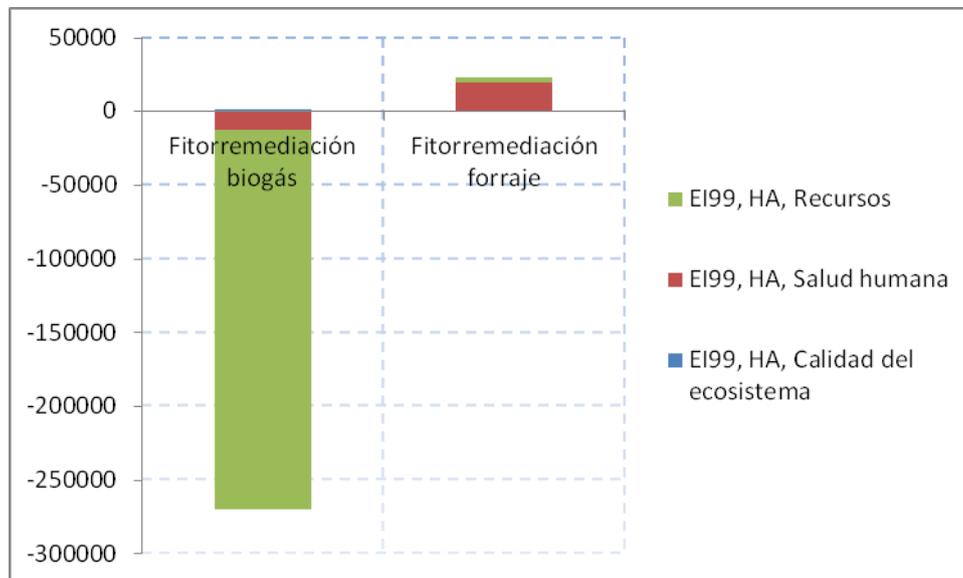


Figura 32: Comparativa de los Impactos producidos por la Fitorremediación con aprovechamiento final para biogás y para forraje

La gran diferencia es debida a que al tratar los deshechos de corta como un residuo obliga a enviar una gran proporción de material a vertedero sanitario con una puntuación de 2,79E4 Pt y además al no producir biogás reformado no se aprovecha el beneficio neto debido a la evitación de la producción de gas natural convencional.

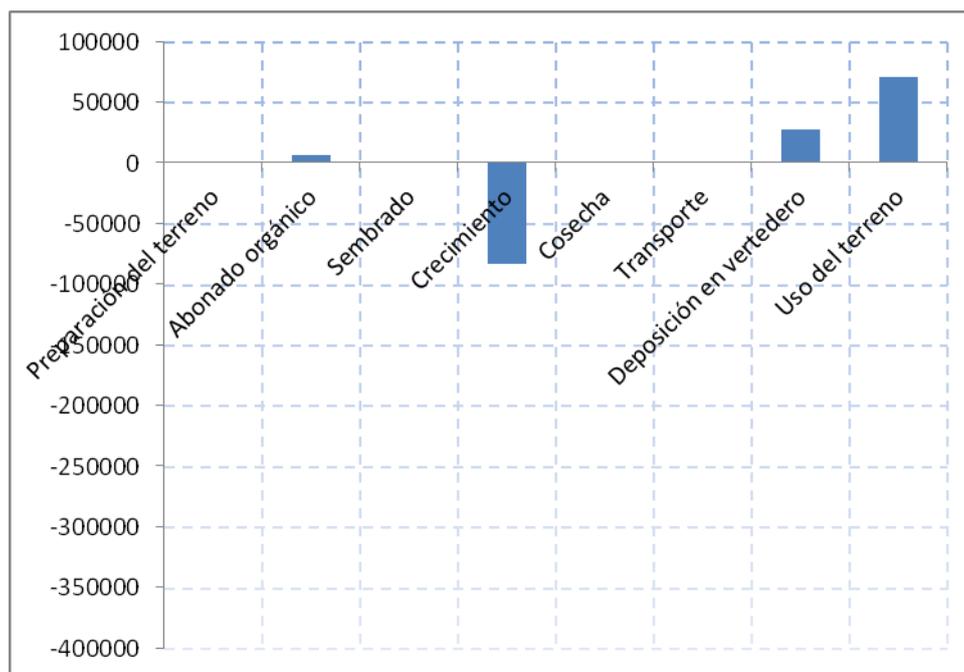


Figura 33: Impactos producidos para las diferentes fases de la Fitorremediación para pasto

Si se atiende a las categorías de impacto, el escenario sin aprovechamiento para biogás pasa a ser positivo en Agotamiento de recursos debido principalmente a que ya no se produce biogás por lo que el balance energético neto del escenario ya no es positivo y por consiguiente su beneficio ambiental. También torna a positivo el de Salud humana debido de nuevo a que ya no se contempla la evitación de producción de gas natural convencional y los impactos ocasionados por la disposición a vertedero sanitario como ya fue descrito para el escenario de Excavación y envío a vertedero.

7.5 No actuación

El impacto del escenario No actuación simplemente se ha modelado como área industrial durante todo el horizonte temporal a estudio de donde proviene todo el impacto.

El impacto agregado de acuerdo al método Eco-indicador 99 global fue de 5,03E4 Pt y consiste exclusivamente en impacto debido a la ocupación del terreno como suelo industrial. Esta cantidad viene influenciada por la categoría del Calidad del ecosistema.

7.6 Comparativa de resultados entre escenarios

A continuación se muestra una tabla con las puntuaciones del indicador total agregado de Eco-indicador 99:

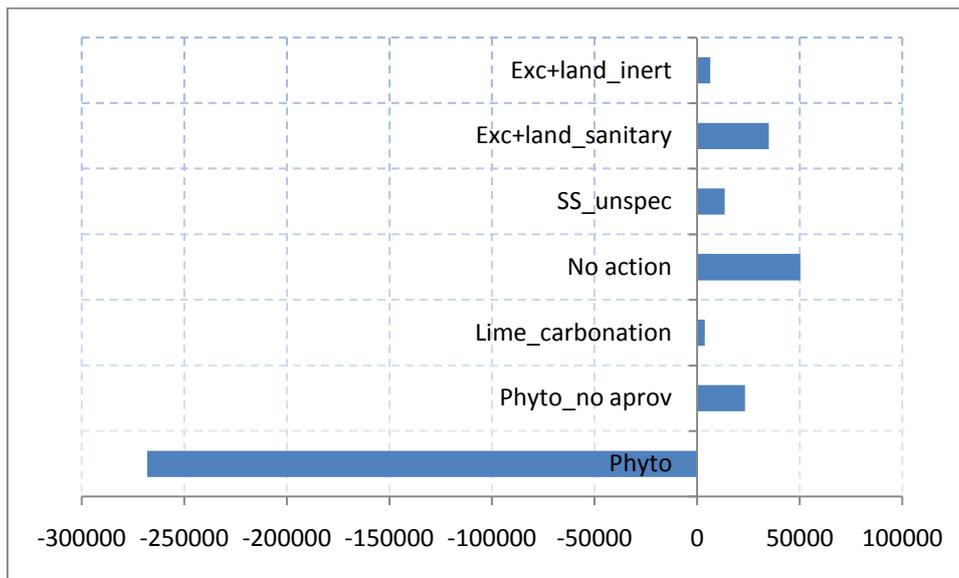


Figura 34: Impactos producidos para las diferentes técnicas estudiadas

Como puede verse en la Figura 34 de entre todos los escenarios el único que aporta beneficios netos al medio ambiente según este indicador es la Fitorremediación con aprovechamiento de la biomasa para biogás., mientras que el escenario más desfavorable es el llamado No actuación que fue incluido a modo de control para modelar el dejar el suelo tal y como está.

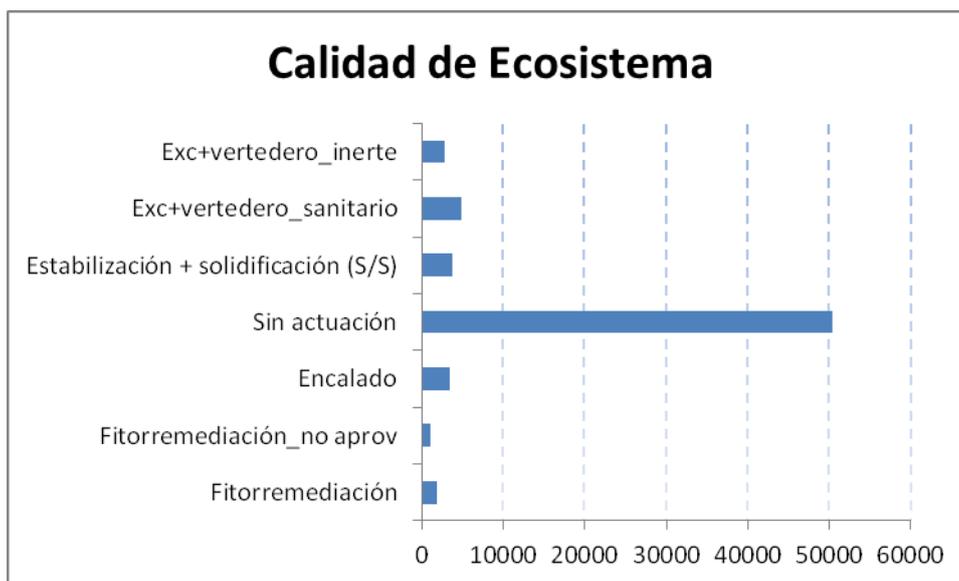


Figura 35: Comparativa de remediaciones para la categoría de Calidad de Ecosistema

Como puede apreciarse en la Figura 35 el impacto sobre el ecosistema neto es positivo y por lo tanto perjudicial para todos los escenarios propuestos.

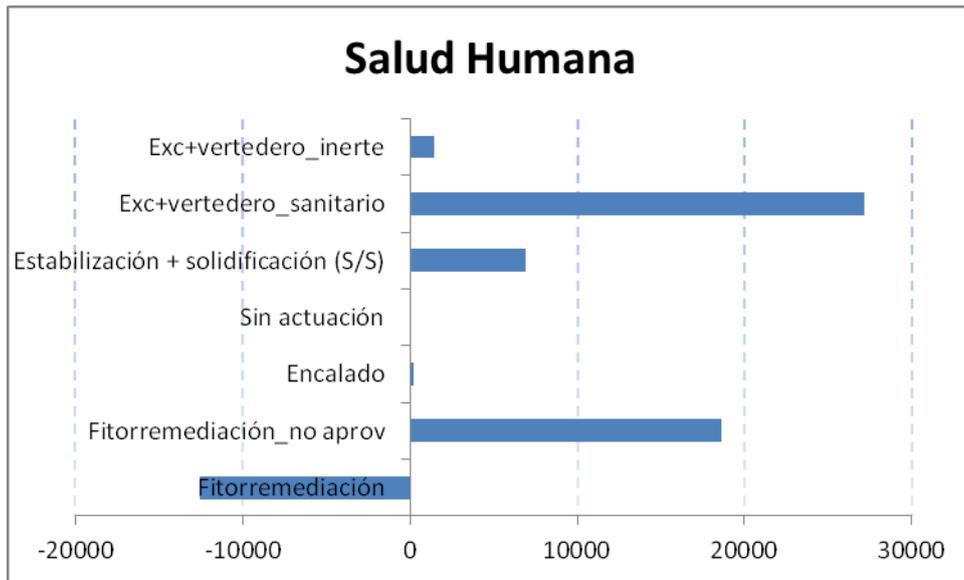


Figura 36: Comparativa de remediaciones para la categoría de Salud Humana

Las categorías de Salud humana y Agotamiento de recursos (Figura 36, Figura 37) reflejan el resultado del indicador total siendo negativas para la Fitorremediación con aprovechamiento para biogás y positivas en el resto de los casos.

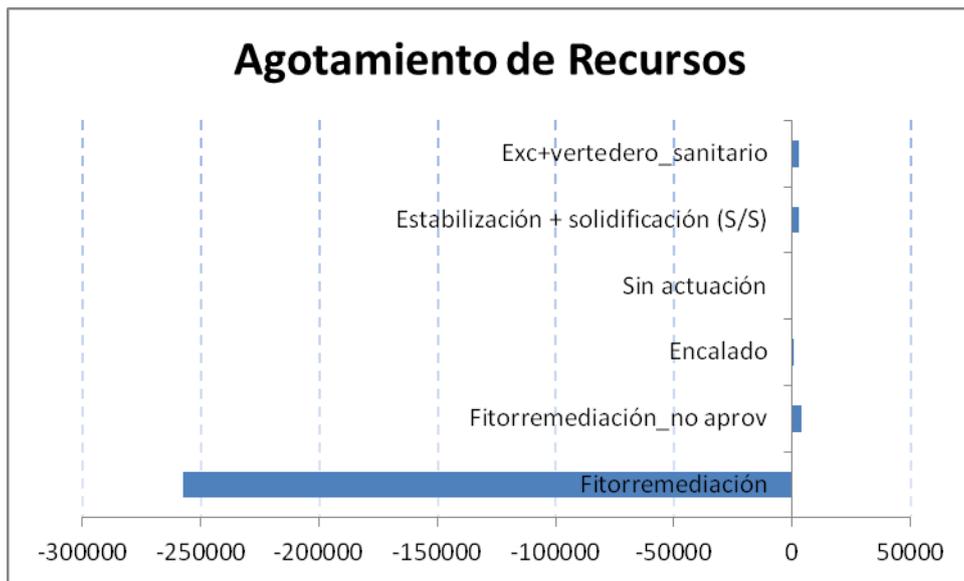


Figura 37: Comparativa de remediaciones para la categoría de Agotamiento de Recursos

8 Conclusiones

La necesidad de descontaminar suelos contaminados por metales pesados es creciente en la sociedad actual. La elección de la técnica que mejor se adecúe al caso que esté tratando es primordial para poder llevar a cabo esa descontaminación o remediación. Hay un amplio abanico de técnicas que se pueden usar para llevar a cabo una remediación de un suelo por metales pesados. Para poder elegir la mejor opción dentro del amplio abanico propuesto, hay que tener en cuenta entre otros factores, aquellos que atañen al medio ambiente para evitar que *'el remedio sea peor que la enfermedad'*, es decir, que sea más desfavorable ambientalmente la recuperación que la propia contaminación generada.

Como se ha visto en el capítulo de resultados, de entre todas las técnicas analizadas la Fitorremediación con aprovechamiento para biogás es la única tecnología que aporta beneficios netos al medio ambiente, debido principalmente a:

- La captación de CO₂: Es fijado por las plantas que forman parte del cultivo fitorremediador, por lo que además de no generarlo, se elimina del medio ambiente
- La remediación del suelo: esto se traduce en una eliminación de la contaminación por metales pesados debida a la acumulación de dichos metales por la planta.
- La sustitución del uso de gas natural convencional por el biogás producido en la digestión anaerobia

Sin embargo, como ha quedado patente en la variante del escenario de fitorremediación con aprovechamiento para pasto y envío a vertedero, el aprovechamiento posterior puede determinar la bondad de la técnica tornando ésta como insostenible.

Ya se ha comprobado que un cambio de escenario puede generar que la técnica de fitorremediación se convierta en una mala elección, de las peores de hecho, debido a los impactos negativos generados por los múltiples procesos necesarios para llevarla a cabo y concretamente en este caso debido a la disposición final de la biomasa.

Otra desventaja que hay que tener en cuenta en cuanto a la elección de la técnica de fitorremediación es el tiempo que se va a tardar en recuperar ese suelo contaminado ya que tienen que transcurrir muchos años (77), hasta que dicho suelo alcance los niveles de contaminación propuestos.

Tras el análisis de los resultados se ha comprobado que la peor opción de las planteadas en este trabajo, sin duda es la alternativa de *'No actuación'*, ya que ha sido la que peor puntuación ha recibido. Este resultado implica que a pesar de que casi todas las opciones de recuperación plantean un perjuicio para el medio ambiente, la remediación, independientemente de la técnica escogida es deseable, ya que su impacto siempre será inferior al de la no remediación.

Finalmente, a la hora de plantear los ACV han de tenerse siempre presente las limitaciones en la calidad de los datos, las simplificaciones a la hora de establecer los escenarios y decidir qué debe ser incluido y qué debe quedarse fuera, así como las limitaciones de las metodologías de evaluación de impacto ambiental. Dicha problemática infiere incertidumbres en los resultados obtenidos que son muy difíciles si no imposibles de cuantificar con exactitud. Por ello, muchos

autores establecen para un estudio comparativo de ACV unas diferencias mínimas en la puntuación para poder establecer que una opción es más beneficiosa sobre otra que varían según el contexto. A la vista de los resultados, la Fitorremediación con aprovechamiento para biogás es una opción claramente mejor que las otras, así como la No actuación puede decirse que es lo suficientemente más desfavorable que el resto de las opciones como para establecer que la remediación siempre es mejor opción. Sin embargo, entre ciertas técnicas como Excavación y envío a vertedero inerte comparada con el Encalado la diferencia ya no es lo suficientemente grande como para afirmar que una es más sostenible que la otra.

9 Líneas de actuación futura

Durante la realización del presente estudio de investigación se han detectado varias líneas de futuro de investigación que podrían ampliar y complementar lo que se ha estudiado:

- Las bases de datos consultadas a través del software seleccionado (GaBi) no están muy detalladas en general y en particular en cuanto a las técnicas y trabajos que podrían estar relacionados con la fitorremediación. Sería interesante por tanto, desarrollar en profundidad una base de datos que permitiera la consulta y el manejo de datos más concretos para poder realizar modelos más precisos y en definitiva poder realizar ACV más completos y realistas.
- Se podría ampliar el análisis de sensibilidad modificando los parámetros locales, con objeto de generalizar la validez de las conclusiones de este estudio.
- En consonancia con la línea de actuación anterior, cabría la posibilidad de ampliar los escenarios propuestos para el caso de estudio de la fitorremediación teniendo en cuenta un mayor número de especies vegetales así como diferentes posibilidades de aprovechamiento de la biomasa generada con dicha técnica.
- Aprovechando que el programa seleccionado para este estudio posee varios indicadores en los que basarse para la interpretación de resultados convendría realizar una comparativa entre los distintos indicadores para cada una de las técnicas, analizando con más detalle la diferencia de impactos que posee cada indicador.

10 Referencias

- [ADR01] Adriano, D.C., Trace elements in terrestrial environments. Biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals, Springer-Verlag, New York, 2001
- [ADR01b] Adriano, D.C., Trace elements in terrestrial environments. Biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals, Springer-Verlag, New York, 2001
- [AENOR06b] ISO14044 Gestión Ambiental. Analisis del Ciclo de Vida. Requerimientos, Madrid: AENOR, 2006.
- [AENOR06] ISO14040 Gestión Ambiental. Analisis del Ciclo de Vida. Principios y Marco de referencia.» Madrid: AENOR, 2006.
- [AZA04] Azapagic, A.. Life Cycle Thinking and Life Cycle Assessment (LCA). In: Sustainable Development in Practice: Case Studies for Engineers and Scientists. John Wiley & Sons, Chichester, p426-437, 2004
- [BAR02] P. Bardos, A. Lewis, S. Nortcliff, C. Matiotti, F. Marot, T. Sullivan, Review of decision support tools for contaminated land and their use in Europe, in: Austrian Federal Environment Agency on behalf of the Concerted Action 'Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies' (CLARINET), Vienna, Austria, 2002.
- [BAU04] Baumann, H. and A. M. Tillman. The Hitch Hiker's Guide to LCA - An orientation in life cycle assessment methodology and application. Lund, Sweden, Studentlitteratur, 2004
- [BER07] Bernal, M.P.; Clemente, R.; Vázquez, S.; Walker, D.J. Aplicación de la fitorremediación a los suelos contaminados por metales pesados en Aznalcóllar. Ecosistemas, 2, 68-82, <http://redalyc.uaemex.mx/pdf/540/54016208.pdf>. Acceso Mayo 2013.
- [BOW79] Bowen, H. J. M. (1979). Environmental chemistry of the elements / H. J. M. Bowen Academic Press, London ; New York 1979.
- [CER09] Cervantes, Antonio Marí, Aproximación a los riesgos derivados de la presencia de residuos mineros en saladares del entorno del Mar Menor: Dinámica de metales pesados y arsénico y su acumulación en plantas y moluscos. Departamento de Ciencia y Tecnología Agraria. Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica. Universidad Politécnica de Cartagena, 2009
- [CHA08] Chacón, J.. Historia ampliada y comentada del análisis de ciclo de vida (ACV). Con una bibliografía selecta". Revista de la Escuela Colombiana de Ingeniería. 37-70, Diciembre. 2008
- [CHE01] Chen, H.M., Zheng, C.R., Tu, C., Zhou, D.M., Studies on loading capacity of agricultural soils for heavy metals and its applications in China. Applied Geochemistry 16, 1397-1403, 2001

- [CON93] Consoli, F., D. Allen, et al. Guidelines for life-cycle assessment: a 'code of practice'. Pensacola, FL, Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC),1993
- [DIN11] DINUCCIO, E.; BERG, W.; BALSARI, P. Effects of mechanical separation on GHG and ammonia emissions from cattle slurry under winter conditions. *Animal Feed Science and Technology.*, 166, 532-538, 2011.
- [EEA00] Bossard M, Feranec J, Otahel J. CORINE land cover technical guide, addendum 2000. Copenhagen: EEA, <http://www.eea.europa.eu/publications/tech40add>; 2000.
- [ENV04] Environment Agency, Guidance on the use of Stabilisation/Solidification for the Treatment of Contaminated Soil, Science Report: SC980003/SR1, Septiembre 2004
- [EPA89] Risk reduction Engineering laboratory Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency, Stabilization/Solidification of CECLA and RCRA Wastes, Mayo 1989
- [EPA01] US Environmental Protection Agency, <http://www.epa.gov>, 2001, Acceso Abril 2013
- [ERD98] Erdmenger, Ch. "Instruments de Gestió Ambiental: una guia per a les autoritats locals", ICLEI, Alemania, 1998
- [FAI04] Faisal I. Khan, Tahir Husain, Ramzi Hejazi, An overview and analysis of site remediation technologies, Febrero 2004
- [FAO13] Food and Agriculture Organization of the United Nations, <http://www.fao.org/docrep/007/x7660s/x7660s0a.htm>, Acceso Junio 2013
- [GAL08] Galán, E., Romero, A., Contaminación de suelos por metales pesados. *Macla* 10, 48-60, 2008
- [GAR05] García, I., Dorronsoro, C., Contaminación por metales pesados. En: *Tecnología de Suelos*. Universidad de Granada. Departamento de Edafología y Química, 2005 Agrícola. <http://edafologia.ugr.es/conta/tema15/introd.htm> , Acceso Abril 2013
- [GUI85] Guitian F., Muñoz M.T., Carballas T.F., Alberto F.J., Suelos naturales de Asturias. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia. Santiago de Compostela, España. 122 pp, 1985
- [GOE09] Goedkoop, M., Effting, S., Collignon, M. "Anexo Eco-indicador'99. Método para evaluar el impacto ambiental a lo largo del Ciclo de Vida". Manual para diseñadores. PRé Consultants. IHOBÉ, Sociedad Pública Gestión Ambiental, 2009.

- [IMPACT2002+] IMPACT 2002+ LCIA methodology / Dr. Olivia Jolliet, Univ. of Michigan:<http://www.sph.umich.edu/riskcenter/jolliet/impact2002+.htm>
- [INE13] Instituto Nacional de Ecología <http://www.inecc.gob.mx/>, Acceso Abril 2013
- [KAB01] Kabata-Pendias, Alina, Trace elements in soils and plants. 3rd Edition. Florida: CRC Press Inc.,2001
- [LES07] P. Lesage, T. Ekvall, L. Deschênes, R. Samson, Environmental assessment of brownfield rehabilitation using two different life cycle inventory models. Part I. Methodological approach, Int. J. Life Cycle Assess. 12 (6),391–398, 2007.
- [LEM09] Gitte Lemming & Michael Z. Hauschild & Poul L. Bjerg , Life cycle assessment of soil and groundwater remediation technologies: literature review , Diciembre 2009.
- [LIM77] Limura, K.; Ito, H.; Chino, M.; Marishita, T. y Hiruta, H, Proc. Int. Sem. SEFMIA, Tokyo, 357-366, 1977
- [LOP13] López Rodríguez, Susana, Proyecto Fin de Carrera, Universidad de Santiago de Compostela, Estudio técnico comparativo con metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) de diez especies fitorremediadoras en suelos industriales siderúrgicos, Junio 2013
- [LUI13] Luiña Fernández, Rocío, Tesis Doctoral, Universidad de Oviedo, Aplicación de ACV al estudio ambiental del aprovechamiento energético de residuos para su utilización en el sector del transporte, 2013.
- [MOR10] Sérgio Alberto Morais, Cristina Delerue-Matos, A perspective on LCA application in site remediation services: Critical review of challenges,2010
- [NIE09] Niembro García, I, Energía y Exergía: Enfoques hacia la Sostenibilidad mediante el Análisis de Ciclo de Vida. Universidad Politécnica de Cataluña, 2009.
- [ORT07] Ortiz, I., Sanz, J., Dorado, M., Villar, S., Informe de vigilancia tecnológica: técnicas de recuperación de suelos contaminados. Consejería de Educación de la Comunidad de Madrid, 2007
- [PARJAP07] Base de Precios Paisajismo, PARJAP-COIFT, 2007
- [PEN04] Pennington D., Potting J., Finnveden G., Lindeijer E., Jolliet O., Ryedberg T., Rebitzer G., “Life Cycle Assessment part 2: Current impact assessment practice”, Environ Int, 30, pp. 721 – 739, 2004
- [PEU05] Peuke, Andreas D.;Rennenberg, Heinz, Phytoremediation. Molecular biology, requirements for application, environmental protection, public attention and

- feasibility. EMBO reports 6 (6), 497-501, 2005
- [PRE08] PRé Product Ecology Consultants. "SimaPro 7. Database Manual. Methods library". Mayo 2008.
- [SAA09] Saad, Isabel; Castillo, Jorge Iván; Rebolledo, Daniela. Fitorremediación: estudio de inteligencia tecnológica competitiva. SinncO, 2009
- [SAD11] Sociedad asturiana de estudios económicos e industriales <http://www.sadei.es/>. Acceso Marzo 2013.
- [SPA05] Sparks, D.L., Toxic metals in the environment: The role of surfaces. Elements 1, 193-197, 2005
- [SPOLD93] Society for the Promotion of LCA Development (SPOLD), The LCA Sourcebook, 1993.
- [SUE10] Pascal Suer, Yvonne Andersson-Sköld ,Biofuel or excavation?,Life cycle assessment (LCA) of soil remediation options, Diciembre 2010.
- [TOR10] Torrado, Noemí,Proyecto Fin de Máster, Universidad de Oviedo, Análisis de ciclo de vida de la fitorremediación en vertederos industriales ,2010
- [URB02] Urbano Terrón, Pedro, Fitotecnia, Ingeniería de la producción vegetal, 2002
- [USDA13] United States Department of Agriculture (USDA), <http://www.usda.gov/wps/portal/usda/usdahome>, Acceso Abril 2013
- [USDOE97] United States Environmental Protection Agency, Solidification/Stabilization Use at Superfund Sites, Diciembre 1997.
- [VIG12] Miguel Ángel Vigil Berrocal (Universidad de Oviedo),Francisco Manuel Marey Pérez , (Universidad de Santiago de Compostela), Gemma Marta Martínez Huerta, Fernando Rodríguez Pérez (Universidad de Oviedo),Análisis de sostenibilidad en proyectos de fitorremediación de suelos contaminados por metales pesados, 2012.
- [WIT11] N. Witters , R.O. Mendelsohn, S. Van Slycken, N. Weyens, E. Schreurs , E. Meers , F. Tack c, R. Carleer , J. Vangronsveld Phytoremediation, a sustainable remediation technology?Conclusions from a case study. I: Energy production and carbon dioxide abatement, Septiembre 2011
- [WIT11b] N. Witters, R. Mendelsohn, S. Van Passel, S. Van Slycken, N. Weyens, E. Schreurs, E. Meers, F. Tack, B. Vanheusden, J. Vangronsveld, Phytoremediation, a sustainable remediation technology? II: Economic assessment of CO2 abatement through the use of phytoremediation crops for renewable energy production, Diciembre 2011.