



UNIVERSIDAD DE OVIEDO

PROGRAMA DE DOCTORADO en MINERÍA, OBRA CIVIL, MEDIO AMBIENTE
y DIRECCIÓN de PROYECTOS

TESIS DOCTORAL

**SISTEMA DE AYUDA A LA DECISIÓN PARA EL
DISEÑO DE PROYECTOS DE FITORREMEDIACIÓN
DE SUELOS INDUSTRIALES**

AUTOR: Miguel Ángel Vigil Berrocal

**DIRECTORES: Manuel Francisco Marey Pérez
Gemma Marta Martínez Huerta**

MARZO, 2017



RESUMEN DEL CONTENIDO DE TESIS DOCTORAL

1.- Título de la Tesis	
Español/Otro Idioma: SISTEMA DE AYUDA A LA DECISIÓN PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES	Inglés: DECISION SUPPORT SYSTEM FOR DESIGN OF PHYTOREMEDIATION PROJECTS ON INDUSTRIAL CONTAMINATED LAND

2.- Autor	
Nombre: MIGUEL ANGEL VIGIL BERROCAL	DNI/Pasaporte/NIE: [REDACTED]
Programa de Doctorado: Minería, obra civil, medio ambiente y dirección de proyectos	
Órgano responsable: EXPLOTACION Y PROSPECCION DE MINAS	

RESUMEN (en español)

Una de las principales consecuencias de las actividades industriales es la aparición de bolsas de suelos contaminados, cuya existencia constituye un problema ambiental de gran magnitud dados los riesgos que representan para la salud humana y los ecosistemas, junto con los problemas derivados de la reducción del stock de suelo, un recurso no renovable y base de la cadena trófica. De entre los distintos tipos de contaminación existentes, se distinguen los suelos contaminados por metales pesados, cuya característica diferencial es su altísima persistencia originada por su no biodegradabilidad, que en la práctica implica que su descontaminación solamente pueda alcanzarse mediante la aplicación de técnicas de recuperación de suelos. Las técnicas convencionales son eficientes para la eliminación de los riesgos a la salud y a los ecosistemas, pero generalmente tienen un alto coste económico e implican la posterior inhabilitación del suelo para alojar usos agrícolas, al destruir la estructura y biodiversidad edáficas. Como contraposición a las técnicas convencionales, en los años 90 apareció la fitorremediación, una técnica barata que aprovecha la capacidad de determinadas plantas para extraer los metales y acumularlos en sus tejidos cosechables, de forma que a medida que son retirados se va disminuyendo la concentración de metales en el suelo.

A pesar de las ventajas que esta técnica proporciona, desde su aparición aún no ha sido posible su salto desde el ámbito científico a la técnica, principalmente debido a los largos plazos de remediación necesarios y al desconocimiento existente sobre esta técnica fuera de los ámbitos académicos.

Para facilitar la aplicación de esta técnica, a lo largo de esta tesis doctoral se ha desarrollado un nuevo Sistema de Ayuda a la Decisión (SAD) que permite seleccionar las fitotecnologías más adecuadas para la descontaminación de suelos industriales contaminados por metales pesados desde una perspectiva holística, no empleando únicamente criterios técnicos sino también económicos, sociales y principalmente ambientales, tomando la sostenibilidad como criterio clave en el proceso de toma de decisiones.



Este SAD se ha diseñado tras una extensa revisión de la bibliografía científica relevante y tras analizar las lagunas que presentan los actuales SADs para fitorremediación, así como aquellos otros que podrían emplearse para la selección de fitotecnologías aunque no estén específicamente dirigidos a las mismas.

Por otro lado, se proponen 3 herramientas que facilitan el empleo de la metodología SAD propuesta. Se presenta una nueva metodología para la estimación de los plazos de fitorremediación de suelos contaminados a partir de datos provenientes de bibliografía. También se desarrolla una nueva base de datos de fitotecnologías denominada PHYTOMETAL, que facilita la aplicación del SAD propuesto y que está dirigida a permitir la estimación de los plazos de fitorremediación con el método anteriormente mencionado. Así mismo, tras establecer la importancia ambiental del aprovechamiento de la biomasa de fitorremediación, se han desarrollado radios de búsqueda que permiten establecer las distancias máximas ambientalmente viables, particularizadas para distintos tipos de vías, a las que se puede enviar la biomasa de fitorremediación para su valorización.

Finalmente, la metodología SAD y las herramientas desarrolladas son validadas mediante un caso de aplicación en el Principado de Asturias.

RESUMEN (en Inglés)

Soil pollution is a major consequence of industrial activities and causes serious damage to human health and the ecosystems. Moreover, it reduces the pristine soil stocks, a non-renewable resource and the basis of the trophic chain. Among all kinds of soil pollutants, heavy metals are distinguished as they are highly persistent due to their non-biodegradability features, which in practical terms requires the use of remediation techniques to achieve decontamination. Conventional remediation techniques are efficient in reducing human health and ecosystem related risks, but they represent high expenditures and the destruction of the edaphic structure and biodiversity, preventing further agricultural use. In contrast to such techniques, phytoremediation, a low cost technique that uses the capacity of certain plants to extract and accumulate at their harvestable parts heavy metals from soil, arose over the 90's as an environmentally friendly technology.

In spite of all the advantages that phytoremediation can provide, it has failed in stepping from the academic domain into the commercial ground, mainly due to the required long remediation periods and the lack of awareness about this technique from the professionals involved in soil remediation.

In order to promote the use of phytoremediation, this doctoral thesis is devoted to develop a new Decision Support Tool (DST) that allows the selection of the most suitable phytotechnologies to remediate heavy metal-polluted industrial soils according to technical, economic, social and especially environmental criteria, using sustainability as the key factor to the decision process. This DST has been designed after an extensive review of scientific sources and by analyzing the main gaps in knowledge of the existing specific DSTs for phytoremediation and those ones that could be used for that purpose.

Also, three tools are proposed to facilitate the DST use: A new method for the



estimation of phytoremediation periods from bibliographic data is proposed. Also, a new database of phytotechnologies called PHYTOMETAL has been developed, that allows the phytoremediation-period calculations with the former methodology and some other stages of the proposed DST. Moreover, after establishing the importance of biomass valorization for the sustainability of phytoremediation projects, it was developed a set of radius that reflects the maximum environmentally viable distances regarding the type of road used, that biomass from phytoremediation can be sent to valorization.

Finally, the DST methodology and the developed tools were validated using a case in Asturias, Spain.

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

A mis chicas, Carlota, Valentina y Ainhoa.

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

AGRADECIMIENTOS

Tras años de arduo trabajo es justo, aunque difícil, reconocer a todas aquellas personas que directamente e indirectamente han contribuido a la realización de esta tesis doctoral, por lo que espero no dejarme a nadie en el tintero.

En primer lugar, debo agradecer toda la ayuda y apoyo que me han prestado mis directores Manuel Marey y Gemma Martínez, que con su guía y consejo han llevado a buen término este trabajo.

Por otro lado, debo hacer especial mención a Francisco Ortega, mi mentor, jefe y amigo, por haber confiado en mí para unirme al Grupo de Investigación de Ingeniería de Proyectos y servir como guía y apoyo de mis destinos profesionales desde ya mi último año de carrera, los cuales creo que por el momento no han sido ni heterodoxos ni previsibles.

También me resulta imprescindible reconocer la ayuda que me han prestado el resto de miembros de API, muy especialmente a Rocío, Joaquín y Valer, que siempre han estado disponibles para echarme una mano cada vez que lo necesité, y no fueron pocas.

Igualmente, me gustaría dedicarle este trabajo a todos aquellos que han contribuido indirecta pero activamente a que haya sido capaz de terminar esta tesis, mi familia y amigos, que siempre han estado ahí cuando los necesité y que han ido conformando a lo largo de los años mi tesón, resiliencia y forma de ver la vida. Mención especial a mis padres, sin cuyo apoyo incondicional y consejo a lo largo de toda mi vida no habría llegado a escribir estas palabras, y a mis hijas, por el tiempo que les he tenido que robar para realizar este trabajo.

Finalmente, quiero reconocerle la enorme contribución prestada a Ainhoa, mi compañera de viaje, que además de darle sentido a mi vida ha visto incrementada su ya apretada carga de trabajo para cubrir las obligaciones familiares que no podía atender mientras se elaboraba esta tesis.

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

ACRÓNIMOS Y ABREVIATURAS

ACB	Análisis Coste-Beneficio
ACE	Análisis Costo-Efectividad
ACV	Análisis de Ciclo de Vida
BBDD	Base de Datos
BCF	Factor de bioconcentración-Bioconcentration Factor
CCAA	Comunidad Autónoma
DALYs	Disability Adjusted Life Years (Años de Vida de Incapacidad)
DAP	Declaración Ambiental de Producto
DSS	Decision Support System
DST	Decision Support Tool
EICV	Evaluación del Impacto en el Ciclo de Vida
GNS	Gas Natural Sintético
GRO	Gentle Remediation Options
ICV	Inventario de Ciclo de Vida
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
LCA	Life Cycle Assessment (ACV en inglés)
MCDA	Multicriteria Decision Analysis
MDM	Método d Decisión Multicriterio
MDT	Modelo Digital del Terreno
MF	Masa Fresca
MS	Masa Seca
MTD	Mejor Técnica Disponible
NGR	Nivel Genérico de Referencia
OGM	Organismos Genéticamente Modificados
PDF	Potentially Disappeared Fraction (Fracción de especies potencialmente desaparecidas)
RCP	Reglas de Categoría de Producto
RD	Real Decreto

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

RD	Real Decreto
SAD	Sistema de Ayuda a la decisión
SS	Suelo Seco
TF	Índice de Translocación-Translocation Factor
UE	Unión Europea
UF	Unidad Funcional
USDA	United States Department of Agriculture
USEPA	United States Environmental Protection Agency
VAN	Valor Actual Neto

RESUMEN

Una de las principales consecuencias de las actividades industriales es la aparición de bolsas de suelos contaminados, cuya existencia constituye un problema ambiental de gran magnitud dados los riesgos que representan para la salud humana y los ecosistemas, junto con los problemas derivados de la reducción del stock de suelo, un recurso no renovable y base de la cadena trófica. De entre los distintos tipos de contaminación existentes, se distinguen los suelos contaminados por metales pesados, cuya característica diferencial es su altísima persistencia originada por su no biodegradabilidad, que en la práctica implica que su descontaminación solamente pueda alcanzarse mediante la aplicación de técnicas de recuperación de suelos. Las técnicas convencionales son eficientes para la eliminación de los riesgos a la salud y a los ecosistemas, pero generalmente tienen un alto coste económico e implican la posterior inhabilitación del suelo para alojar usos agrícolas, al destruir la estructura y biodiversidad edáficas. Como contraposición a las técnicas convencionales, en los años 90 apareció la fitorremediación, una técnica barata que aprovecha la capacidad de determinadas plantas para extraer los metales y acumularlos en sus tejidos cosechables, de forma que a medida que son retirados se va disminuyendo la concentración de metales en el suelo.

A pesar de las ventajas que esta técnica proporciona, desde su aparición aún no ha sido posible su salto desde el ámbito científico a la técnica, principalmente debido a los largos plazos de remediación necesarios y al desconocimiento existente sobre esta técnica fuera de los ámbitos académicos.

Para facilitar la aplicación de esta técnica, a lo largo de esta tesis doctoral se ha desarrollado un nuevo Sistema de Ayuda a la Decisión (SAD) que permite seleccionar las fitotecnologías más adecuadas para la descontaminación de suelos industriales contaminados por metales pesados desde una perspectiva holística, no empleando únicamente criterios técnicos sino también económicos, sociales y principalmente ambientales, tomando la sostenibilidad como criterio clave en el proceso de toma de decisiones.

Este SAD se ha diseñado tras una extensa revisión de la bibliografía científica relevante y tras analizar las lagunas que presentan los actuales SADs para fitorremediación, así como aquellos otros que podrían emplearse para la selección de fitotecnologías aunque no estén específicamente dirigidos a las mismas.

Por otro lado, se proponen 3 herramientas que facilitan el empleo de la metodología SAD propuesta. Se presenta una nueva metodología para la estimación de los plazos de fitorremediación de suelos contaminados a partir de datos provenientes de bibliografía. También se desarrolla una nueva base de datos de fitotecnologías denominada PHYTOMETAL, que facilita la aplicación del SAD propuesto y que está dirigida a permitir la estimación de los plazos de fitorremediación con el método

anteriormente mencionado. Así mismo, tras establecer la importancia ambiental del aprovechamiento de la biomasa de fitorremediación, se han desarrollado radios de búsqueda que permiten establecer las distancias máximas ambientalmente viables, particularizadas para distintos tipos de vías, a las que se puede enviar la biomasa de fitorremediación para su valorización.

Finalmente, la metodología SAD y las herramientas desarrolladas son validadas mediante un caso de aplicación en el Principado de Asturias.

ABSTRACT

Soil pollution is a major consequence of industrial activities and causes serious damage to human health and the ecosystems. Moreover, it reduces the pristine soil stocks, a non-renewable resource and the basis of the trophic chain. Among all kinds of soil pollutants, heavy metals are distinguished as they are highly persistent due to their non-biodegradability features, which in practical terms requires the use of remediation techniques to achieve decontamination. Conventional remediation techniques are efficient in reducing human health and ecosystem related risks, but they represent high expenditures and the destruction of the edaphic structure and biodiversity, preventing further agricultural use. In contrast to such techniques, phytoremediation, a low cost technique that uses the capacity of certain plants to extract and accumulate at their harvestable parts heavy metals from soil, arose over the 90's as an environmentally friendly technology.

In spite of all the advantages that phytoremediation can provide, it has failed in stepping from the academic domain into the commercial ground, mainly due to the required long remediation periods and the lack of awareness about this technique from the professionals involved in soil remediation.

In order to promote the use of phytoremediation, this doctoral thesis is devoted to develop a new Decision Support Tool (DST) that allows the selection of the most suitable phytotechnologies to remediate heavy metal-polluted industrial soils according to technical, economic, social and especially environmental criteria, using sustainability as the key factor to the decision process. This DST has been designed after an extensive review of scientific sources and by analyzing the main gaps in knowledge of the existing specific DSTs for phytoremediation and those ones that could be used for that purpose.

Also, three tools are proposed to facilitate the DST use: A new method for the estimation of phytoremediation periods from bibliographic data is proposed. Also, a new database of phytotechnologies called PHYTOMETAL has been developed, that allows the phytoremediation-period calculations with the former methodology and some other stages of the proposed DST. Moreover, after establishing the importance of biomass valorization for the sustainability of phytoremediation projects, it was developed a set of radius that reflects the maximum environmentally viable distances regarding the type of road used, that biomass from phytoremediation can be sent to valorization.

Finally, the DST methodology and the developed tools were validated using a case in Asturias, Spain.

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

ÍNDICE

1 INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. JUSTIFICACIÓN	3
1.2. OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN.....	4
1.3. METODOLOGÍA Y ESTRUCTURA DE LA TESIS DOCTORAL	5
2 ESTADO DEL ARTE.....	9
2.1. INTRODUCCION.....	11
2.2. PROBLEMÁTICA DE LOS SUELOS CONTAMINADOS POR METALES PESADOS.....	11
2.3. ASPECTOS LEGALES DE LOS SUELOS CONTAMINADOS.....	14
2.3.1. Legislación Comunitaria	14
2.3.2. Legislación Nacional Española	15
2.3.3. Legislación del Principado de Asturias	18
2.4. REMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR METALES PESADOS.....	19
2.4.1. Aspectos Generales	19
2.4.2. Técnicas de remediación de bajo impacto	23
2.4.2.1. Biotransformación de metales	23
2.5. FITORREMIACIÓN.....	24
2.5.1. Aspectos Generales	24
2.5.2. Técnicas/estrategias fitorremediadoras	24
2.5.2.1. Fitoestabilización.....	25
2.5.2.2. Fitovolatilización	25
2.5.2.3. Fitodegradación.....	26
2.5.2.4. Rizofiltración.....	26
2.5.2.5. Fitoextracción	26
2.5.3. Ventajas e inconvenientes de la fitorremediación de metales pesados	27
2.5.4. Problemática de la velocidad en la fitorremediación	28

2.5.4.1.	Parámetros que afectan a la velocidad de fitoextracción.....	30
2.5.4.2.	Optimización de la velocidad de fitorremediación.....	32
2.5.4.3.	Modelización de la velocidad de fitorremediación.....	34
2.5.5.	Problemática de la gestión de la biomasa procedente de la fitorremediación de metales pesados	36
2.5.5.1.	Compostaje.....	37
2.5.5.2.	Bioetanol.....	38
2.5.5.3.	Biodiésel	40
2.5.5.4.	Biogas.....	40
2.6.	LA SOSTENIBILIDAD COMO FACTOR DECISIVO PARA LA FITORREMEDIACIÓN.....	44
2.7.	ANÁLISIS DE LA EVOLUCIÓN DE LA TÉCNICA EN EL ÁMBITO CIENTÍFICO	49
2.7.1.	Hitos en la investigación en fitorremediación de suelos contaminados por metales pesados	49
2.8.	SISTEMAS DE AYUDA A LA DECISIÓN (SAD) EXISTENTES PARA FITORREMEDIACIÓN.....	58
2.8.1.	Factores a considerar para la selección de técnicas de remediación de suelos	59
2.8.1.1.	Objetivos de la remediación	59
2.8.1.2.	Gestión del riesgo	59
2.8.1.3.	Viabilidad e idoneidad técnica	60
2.8.1.4.	Satisfacción de los stakeholders	60
2.8.1.5.	Sostenibilidad de la solución	61
2.8.2.	PhytoDSS	61
2.8.3.	Árbol de decisión para fitorremediación de la USEPA.....	63
2.8.4.	Sistema de Ayuda a la Decisión para la selección de biomasa en tierras marginales-REJUVENATE	71
2.8.5.	Greenland Decision Support Tool	79

Fase 1: Viabilidad.....	80
Fase 2: Valoración	81
Calculadora de Costes	81
Fase 3: Análisis técnico y selección de técnica GRO	82
2.8.6. Desafíos a resolver de los SAD existentes	85
2.9. BASES DE DATOS EXISTENTES DE ESPECIES FITORREMIADORAS 87	
2.10. HERRAMIENTAS PARA LA VALORACIÓN AMBIENTAL DE LA FITORREMIACIÓN: ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA.....	89
2.10.1. Concepto del ACV	89
2.10.2. Normativa aplicada al Análisis del Ciclo de Vida	90
2.10.3. Fases del ciclo de vida.....	90
2.10.3.1. Definición de objetivos y alcance.....	91
2.10.3.2. Definición de la unidad funcional	92
2.10.3.3. Asignación de impactos de un ACV.....	92
2.10.3.4. Análisis de inventario.....	93
2.10.3.5. Evaluación del impacto.....	94
3 METODOLOGÍA SAD.....	109
3.1. INTRODUCCIÓN.....	111
ETAPA 1: CONSIDERACIONES PREVIAS	113
E1.1. VIABILIDAD DE LA TÉCNICA DE FITORREMIACIÓN PARA EL TRATAMIENTO DE LA PARCELA EN ESTUDIO	113
E1.2. DEFINICIÓN DEL PROBLEMA Y DE LOS OBJETIVOS GENERALES DEL PROYECTO	115
ETAPA 2: BÚSQUEDA DE FITOTECNOLOGÍAS VIABLES.....	118
E2.1. COMPILACIÓN DE LA LISTA PRELIMINAR DE ESPECIES CANDIDATAS.....	118
E2.2 CRIBADOS DE LISTAS DE PLANTAS	118
E2.2.1. Cribado por requisitos del proyecto.....	118
E2.2.2. Cribado por viabilidad legal	119
E2.2.3. Cribado por viabilidad fisiológica.....	119
E2.2.4. Cribado por velocidad de fitorremediación	119

SECUENCIA DE PASOS DE LA ETAPA 2	120
ETAPA 3: BÚSQUEDA DE OPORTUNIDADES DE GESTIÓN DE LA BIOMASA.....	126
E3.1 VALORIZACIÓN DENTRO DE LA PARCELA	126
E3.2 VALORIZACIÓN EXTERNA	127
E3.3 NO VALORIZACIÓN.....	127
E3.4 GENERACIÓN DE LA LISTA DE SISTEMAS DE FITORREMEDIACIÓN 128	
E3.5 PRE-ANÁLISIS DE VIABILIDAD.....	128
SECUENCIA DE PASOS DE LA ETAPA 3	129
ETAPA 4: VALORACIÓN DE ALTERNATIVAS	136
E4.1 VALORACIÓN AMBIENTAL	136
E4.1.1 Unidad Funcional	137
E4.1.2 Horizonte temporal.....	137
E4.1.3 Unidades de trabajo	138
E4.1.4 Límites del sistema	138
E4.1.5 Asignación de impactos de un ACV	140
E4.1.6 Evaluación del impacto	140
E4.1.7 Calidad de los datos.....	140
E4.1.8 Criterios de corte.....	141
E4.1.9 Análisis de sensibilidad	141
E4.2 VALORACIÓN ECONÓMICA	142
E4.2.1 Horizonte temporal.....	142
E4.2.2 Costes económicos a considerar	142
E4.2.2.1 Costes asociados con el inicio del proyecto	142
E4.2.2.2 Costes asociados con el mantenimiento de los cultivos	143
E4.2.2.3 Costes asociados con el cosechado o corta de la biomasa remediadora	143
E4.2.2.4 Costes asociados a la gestión de la biomasa de fitorremediación 143	
E4.2.2.5 Calidad de los datos.....	143
E4.2.3 Ingresos del proyecto.....	144

E4.2.4	Indicador de rentabilidad económica	145
E4.3	VALORACIÓN TÉCNICA	145
E4.4	DECISIÓN MULTICRITERIO	146
	SECUENCIA DE PASOS DE LA ETAPA 4	148
	ETAPA5: DISEÑO CONCEPTUAL	151
E5.1	DISEÑO PRELIMINAR.....	151
E5.2	ANÁLISIS DE ACEPTACIÓN DE LA PROPUESTA POR PARTE DE LOS STAKEHOLDERS DEL PROYECTO	151
E5.3	VIABILIDAD OPERATIVA	152
	SECUENCIA DE PASOS DE LA ETAPA 5	152
4	IMPLEMENTACIÓN DE HERRAMIENTAS PARA LA APLICACIÓN DEL SAD .	155
4.1.	INTRODUCCIÓN.....	157
4.2.	METODOLOGÍA DE PREDICCIÓN DE PLAZOS DE REMEDIACIÓN A PARTIR DE REVISIONES BIBLIOGRÁFICAS	158
4.2.1.	Determinación de las tasas de acumulación.....	159
4.2.1.1.	Diferencia entre concentraciones de metal en el suelo.....	159
4.2.1.2.	Diferencia entre tipos de clima.....	160
4.2.1.3.	Diferencia entre tipos de suelo	162
4.2.1.4.	Determinación del valor más cercano.....	164
4.2.2.	Modelización temporal de la fitorremediación	167
4.3.	NUEVA BASE DE DATOS DE ESPECIES FITORREMIADORAS: PHYTOMETAL.....	169
4.3.1.	Búsqueda de especies fitorremiadoras de metales pesados para su inclusión en PHYTOMETAL.....	170
4.3.2.	Estructura de la base de datos PHYTOMETAL	182
4.3.2.1.	Caracterización a nivel de especie	182
4.3.2.2.	Caracterización a nivel de caso tabulado	187
4.3.2.3.	Calidad de la información contenida en los casos tabulados	187
4.4.	DEFINICIÓN DE RADIOS DE BÚSQUEDA DE INSTALACIONES DE APROVECHAMIENTO PARA PROYECTOS DE FITORREMIACIÓN DE METALES PESADOS APOYADA EN BASES DE DATOS DE ACV	189
4.4.1.	Desarrollo metodológico	190

4.4.1.1.	Modelización	191
4.4.1.2.	Metodología de análisis de impacto de ciclo de vida	195
4.4.1.3.	Unidad funcional	195
4.4.1.4.	Simulación de consumos de combustible en el MDT	195
4.4.1.5.	Impactos ambientales excluyendo el transporte	196
4.4.2.	Análisis de distancia para la producción de Biodiésel	197
4.4.3.	Análisis de distancia para la producción de Bioetanol	199
4.4.4.	Análisis de distancia para la producción de Biogás	201
4.4.5.	Análisis de distancia para la producción de Compost.....	203
4.4.6.	Resumen gráfico de los resultados	205
5	VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA.....	209
5.1	INTRODUCCIÓN	211
5.2	DESCRIPCIÓN DE LA PARCELA EN REMEDIACIÓN.....	211
5.3	VALIDACIÓN DEL SISTEMA DE AYUDA A LA DECISIÓN	214
	ETAPA 1: CONSIDERACIONES PREVIAS.....	214
E1.1	VIABILIDAD DE LA TÉCNICA DE FITORREMEDIACIÓN PARA EL TRATAMIENTO DE LA PARCELA EN ESTUDIO.....	214
E1.2	DEFINICIÓN DEL PROBLEMA Y DE LOS OBJETIVOS GENERALES DEL PROYECTO.....	216
	ETAPA 2: BÚSQUEDA DE FITOTECNOLOGÍAS VIABLES.....	219
E2.1.	COMPILACIÓN DE LA LISTA PRELIMINAR DE ESPECIES CANDIDATAS.....	219
E2.2.	CRIBADOS DE LISTAS DE PLANTAS.....	219
E2.2.1	Cribado por requisitos del proyecto	219
E2.2.2	Cribado por viabilidad legal	220
E2.2.3	Cribado por viabilidad fisiológica	220
E2.2.4	Cribado por velocidad de fitorremediación	222
	ETAPA 3: BÚSQUEDA DE OPORTUNIDADES DE VALORIZACIÓN.....	241
E3.1.	VALORIZACIÓN DENTRO DE LA PARCELA	241
E3.2.	VALORIZACIÓN EXTERNA	242
E3.3.	NO VALORIZACIÓN.....	244

E3.4.	GENERACIÓN DE LA LISTA DE SISTEMAS DE FITORREMEDIACIÓN	246
E3.5.	PRE-ANÁLISIS DE VIABILIDAD	247
ETAPA 4: VALORACIÓN DE ALTERNATIVAS		248
E4.1	VALORACIÓN AMBIENTAL	248
E4.1.1.	Unidad Funcional	248
E4.1.2.	Horizonte temporal.....	248
E4.1.3.	Límites del sistema	249
E4.1.4.	Descripción de los escenarios e Inventario Ambiental.....	249
E4.1.5.	Evaluación del Impacto en el Ciclo de Vida.....	269
E4.2	VALORACIÓN ECONÓMICA.....	271
E4.2.1.	Escenario 1: Cultivo de <i>Melilotus officinalis</i> con aprovechamiento de biogás en Tineo	271
E4.2.2.	Escenario 2: Cultivo de <i>Melilotus officinalis</i> con disposición de la biomasa en vertedero de residuos sólidos urbanos de Serín.....	274
E4.2.3.	Escenario 3: Cultivo de <i>Zea mays</i> con aprovechamiento de biogás en Tineo	275
E4.2.4.	Escenario 4: Cultivo de <i>Zea mays</i> con disposición de la biomasa en vertedero de residuos inertes de gestión privada.....	276
E4.2.5.	Escenario 5: Cultivo de <i>Zea mays</i> con aprovechamiento como bioetanol en Torrelavega	277
E4.2.6.	Escenario 6: Cultivo de <i>Zea mays</i> con aprovechamiento como compost en Serín.....	279
E4.2.7.	Escenario 7: Cultivo de <i>Brassica rapa</i> con aprovechamiento de biogás en Tineo	280
E4.2.8.	Escenario 8: Cultivo de <i>B. rapa</i> con disposición de la biomasa en vertedero de residuos inertes de gestión privada.....	282
E4.2.9.	Escenario 9: Cultivo de <i>Brassica rapa</i> con aprovechamiento como compost en Serín.....	283
E4.3	GRADO DE CUMPLIMIENTO DE OBJETIVOS DE PROYECTO	284
E4.4	VALORACIÓN MULTICRITERIO DE LAS ALTERNATIVAS	284
ETAPA 5: DISEÑO CONCEPTUAL		291
E5.1	DISEÑO PRELIMINAR.....	291

E5.2	ANÁLISIS DE ACEPTACIÓN DE LA PROPUESTA POR PARTE DE LOS <i>STAKEHOLDERS</i> DEL PROYECTO	291
E5.3	VIABILIDAD OPERATIVA.....	292
	FINAL DEL SAD.....	292
6	CONCLUSIONES Y LÍNEAS DE FUTURO	293
6.1.	CONCLUSIONES	295
6.1.1.	Objetivo principal: Desarrollo de un nuevo Sistema de Ayuda a la Decisión	295
6.1.2.	Objetivo intermedio: Analizar las causas por las que los SADs existentes no son eficaces para la promoción de la aplicación de la fitorremediación en el ámbito comercial	295
6.1.3.	Objetivo intermedio: Identificar aquellas fitotecnologías más prometedoras para ser empleadas en la remediación de suelos	297
6.1.4.	Objetivo intermedio: Diseñar y compilar una base de datos susceptible de ser empleada por el SAD de una forma eficiente.....	297
6.1.5.	Objetivo intermedio: Desarrollar una herramienta que permita considerar de una forma eficiente para la toma de decisiones la componente temporal en el contexto legal actual.	297
6.1.6.	Objetivo intermedio: Implementación de metodologías que permitan la valoración de la idoneidad de fitotecnologías para un caso dado	298
6.1.7.	Objetivo intermedio: Implementación de metodologías que permitan incorporar la variable ambiental de una forma rigurosa y eficiente en el nuevo SAD.	298
6.2.	LÍNEAS DE FUTURO.....	299
7	BIBLIOGRAFÍA	302
8	PUBLICACIONES A PARTIR DE ESTA TESIS DOCTORAL	331
9	ANEXOS	381
	ÍNDICE DE ANEXOS.....	383
	ANEXO I: DESCRIPCIÓN DE LAS CLASES AGROLÓGICAS	385
	ANEXO II: MATRIZ DE DISTANCIAS ENTRE TEXTURAS USDA	389
	ANEXO III: TABLA DE DISTANCIAS ENTRE TIPOS DE CLIMA KÖPPEN	391
	ANEXO IV: LISTA COMPLETA DE GÉNEROS FITORREMIADORES DE METALES PESADOS.....	393

ANEXO V: RECTAS DE REGRESIÓN DE LAS APARICIONES EN LAS
REFERENCIAS CIENTÍFICAS DE LAS ESPECIES FITORREMEDIADORAS MÁS
PROMETEDORAS.....395

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

Ilustración 1: Diagrama conceptual de la tesis doctoral.....	7
Ilustración 2: Procesos que controlan la movilidad y toxicidad de los metales pesados en los suelos.....	14
Ilustración 3: Estrategias de fitorremediación.....	25
Ilustración 4: Correlaciones lineales entre concentración de Zn y Cd en el suelo y la acumulación en las partes aéreas de Brassica juncea.....	36
Ilustración 5: Equivalencias energéticas del biogás respecto a otras fuentes de energía	42
Ilustración 6: Tratamiento según el uso final del biogás.	43
Ilustración 7: Los tres pilares del desarrollo sostenible	44
Ilustración 8: Gestión y reducción del riesgo.....	60
Ilustración 9: Captura de pantalla de PhytoDSS con algunos de los parámetros necesarios a rellenar	62
Ilustración 10: Árbol de decisión para la compilación de fitotecnologías candidatas de USEPA	65
Ilustración 11: Diagrama de selección de tecnología de fitorremediación "Remedy Selection Decision Tree" de USEPA.....	66
Ilustración 12: Diagrama de selección entre fitoestabilización y fitoextracción "Soil/sediment decision tree" de la USEPA.....	68
Ilustración 13: Etapas del SAD REJUVENATE	72
Ilustración 14: Estructura de Greenland DST.....	80
Ilustración 15: Contaminant matrix de Greenland DST	81
Ilustración 16: Nivel de detalle de la BBDD de LID <i>Technical Guidance Manual for Puget Sounds. Sampling of Plant Species Studied for Phytoremediation</i>	87
Ilustración 17: Nivel de detalle de la BBDD del <i>Technical / Regulatory Guidance Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance and Decision Trees, Revised</i>	88
Ilustración 18. Límites del Sistema en un análisis de ciclo de vida.....	90
Ilustración 19. Etapas en la realización de un ACV	91
Ilustración 20: Diagrama de flujo del inventario del ciclo de vida.....	94
Ilustración 21: Elementos obligatorios y opcionales del EICV, conforme a la ISO 14042	95

Ilustración 22: Esquema de las relaciones entre intervenciones ambientales, impactos de efectos intermedios "midpoints", impactos de efectos finales "endpoints" y áreas de protección	98
Ilustración 23: Esquema de estrategia para la selección de EICV	101
Ilustración 24: Relación entre los parámetros del inventario ambiental, las categorías de impacto midpoint, y las categorías endpoint de ReCiPe	106
Ilustración 25: Etapas del SAD	112
Ilustración 26: Árbol de determinación de la viabilidad de la fitorremediación para la parcela en estudio	114
Ilustración 27: Matriz Influencia/Impacto.....	116
Ilustración 28: Diagrama de flujo de la primera fase de las Etapas 1 y 2 del SAD	121
Ilustración 29: Diagrama de flujo de la segunda fase de las Etapas 1 y 2 del SAD	123
Ilustración 30: Diagrama de flujo de la tercera fase de las Etapas 1 y 2 del SAD .	125
Ilustración 31: Diagrama de flujo de la primera fase de la Etapa 3 del SAD	130
Ilustración 32: Diagrama de flujo de la segunda fase de la Etapa 3 del SAD.....	132
Ilustración 33: Diagrama de flujo de la tercera fase de la Etapa 3 del SAD	134
Ilustración 34: Límites del sistema para la valoración ambiental de fitotecnologías	140
Ilustración 35: Diagrama de flujo de la secuencia de pasos de la Etapa 4 del SAD	149
Ilustración 36: Secuencia de pasos de la Etapa 5 del SAD	153
Ilustración 37: Diagrama de relaciones Laguna de conocimiento-SAD-Herramientas	158
Ilustración 38. Mapa mundial de la clasificación climática de Köppen-Geiger.....	161
Ilustración 39: Triángulo USDA. Fuente edafologia.net	163
Ilustración 40: Captura ejemplo de caracterización de distancia edáfica entre suelo a estudio y caso candidato	164
Ilustración 41: Algoritmo de cálculo para la estimación del nº de cosechas requeridas para alcanzar la remediación del suelo	168
Ilustración 42: Número de referencias por año devueltas por SCOPUS a la consulta phytoremediation AND heavy metals.....	171
Ilustración 43: Recta de regresión indicando el interés creciente para la fitorremediación del <i>Medicago sativa</i>	177

Ilustración 44: Estructura de PHYTOMETAL	182
Ilustración 45: Temperatura mínima soportable para cada zona de rusticidad	186
Ilustración 46: Representación gráfica de los radios de búsqueda de instalaciones de valorización respecto a disposición en vertedero inerte	206
Ilustración 47: Representación gráfica de los radios de búsqueda de instalaciones de valorización respecto a disposición en vertedero sanitario.....	207
Ilustración 48: Contexto geográfico de la parcela en remediación.	211
Ilustración 49: Diagrama de flujo de viabilidad de la fitorremediación	215
Ilustración 50: Matriz impacto/influencia para el caso de aplicación.....	217
Ilustración 51: Estimación de la evolución temporal de la concentración del Pb con <i>Zea mays</i> en el suelo en estudio	232
Ilustración 52: Estimación de la evolución temporal de la concentración del Pb con <i>Brassica rapa</i> en el suelo en estudio	236
Ilustración 53: Estimación de la evolución temporal de la concentración del Pb con <i>Melilotus officinalis</i> en el suelo en estudio	240
Ilustración 54: Representación gráfica del Escenario 1.....	251
Ilustración 55: Representación gráfica del Escenario 2.....	251
Ilustración 56: Concepto de la modelización del balance de carbono para el <i>M. officinalis</i> con aprovechamiento para biogás.....	254
Ilustración 57: Inputs y Outputs del proceso de digestión anaerobia.....	255
Ilustración 58: Proceso del reformado criogénico del biogás	260
Ilustración 59: Diagrama de flujo de la fase de aprovechamiento mediante producción de GNS.....	262
Ilustración 60: Diagrama de flujo del escenario de <i>Zea mays</i> con aprovechamiento de bioetanol.....	266
Ilustración 61: Indicador ReCiPe para cada escenario analizado.....	270
Ilustración 62: Calendario de plantación y siembra de las especies valoradas	291

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Comparativa (ventajas y desventajas) de las técnicas de remediación in situ y ex situ.	20
Tabla 2: Comparativa (ventajas y desventajas) de las técnicas de remediación según el tipo de tratamiento	22
Tabla 3: Comparativa de costes de varias técnicas de remediación de suelos	28
Tabla 4: Tiempo estimado de descontaminación con varias especies para un suelo contaminado por Cd en Lommel	29
Tabla 5: Concentraciones límite de metales pesados para materias primas orgánicas de productos fertilizantes (RD 824/2005).....	38
Tabla 6: Debilidades y fortalezas del SAD PhytoDSS	63
Tabla 7: Debilidades y fortalezas del Árbol de decisión para fitorremediación de USEPA	71
Tabla 8: Set de indicadores SuRF-UK	76
Tabla 9: Valoración de la capacidad de los Indicadores de SuRF-UK para distinguir entre fitotecnologías	77
Tabla 10: Debilidades y fortalezas del SAD Rejuvenate:	79
Tabla 11: Debilidades y fortalezas de Greenland DST	85
Tabla 12: Ejemplos de términos utilizados en la Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (ISO 14044:2006)	97
Tabla 13: Factores de caracterización de ReCiPe	103
Tabla 14: Perspectivas de aproximación al daño en el medio ambiente	107
Tabla 15: Matriz de pesos propuesta en función de los intereses prioritarios de la intervención	147
Tabla 16: Matriz de pesos propuesta para perspectiva de fitoextracción	148
Tabla 17: Matriz de pesos propuesta para perspectiva de fitoatenuación	148
Tabla 18: Clasificación de partículas del suelo por tamaño.....	163
Tabla 19: Tabla de puntuaciones para la aplicación del método cualitativo de categorización de la proximidad entre los casos candidatos y el suelo en estudio	165
Tabla 20: Tabla de caracterización de la fiabilidad de la elección del método cualitativo	166
Tabla 21: Géneros de especies fitorremediadoras de aparición más frecuente en fuentes científicas	172

Tabla 22: Especies fitorremediadoras que aparecen en un mayor número de ocasiones en la literatura científica.....	174
Tabla 23: Pendientes de las rectas de regresion de la evolución de las especies más frecuentemente tratadas por la literatura científica	177
Tabla 24: Clasificación de las especies más prometedoras.....	180
Tabla 25: Usos soportados por cada Clase Agrológica	184
Tabla 26: Procesos Ecoinvent utilizados para el análisis del transporte	192
Tabla 27: Combustible evitado y factor de equivalencia para cada aprovechamiento analizado.....	193
Tabla 28: Resultados de consumo de combustible.....	196
Tabla 29: Resultados de Impacto ambiental excluyendo el transporte de biomasa (ReCiPe H,A)	196
Tabla 30: Distancias máximas ambientalmente viables para el envío de la biomasa para el aprovechamiento como biodiésel comparado con la disposición en vertedero inerte	197
Tabla 31: Distancias máximas ambientalmente viables para el envío de la biomasa para el aprovechamiento como biodiésel comparado con la disposición en vertedero sanitario	198
Tabla 32: Distancias máximas ambientalmente viables para el envío de la biomasa para el aprovechamiento como bioetanol comparado con la disposición en vertedero inerte	199
Tabla 33: Distancias máximas ambientalmente viables para el envío de la biomasa para el aprovechamiento como bioetanol comparado con la disposición en vertedero sanitario	200
Tabla 34: Distancias máximas ambientalmente viables para el envío de la biomasa para el aprovechamiento como biogás comparado con la disposición en vertedero inerte	201
Tabla 35: Distancias máximas ambientalmente viables para el envío de la biomasa para el aprovechamiento como biogás comparado con la disposición en vertedero sanitario	202
Tabla 36: Distancias máximas ambientalmente viables para el envío de la biomasa para el aprovechamiento como compost comparado con la disposición en vertedero inerte	203
Tabla 37: Distancias máximas ambientalmente viables para el envío de la biomasa para el aprovechamiento como compost comparado con la disposición en vertedero sanitario	204

Tabla 38: valores medios de las variables climáticas obtenidas en la estación meteorológica de El Aeropuerto de Asturias.....	212
Tabla 39: Concentraciones de metales en el suelo comparados con los NGR del Principado de Asturias.....	213
Tabla 40: Parámetros físicos del suelo	213
Tabla 41: Índices de Rusticidad para especies consideradas en la lista preliminar	221
Tabla 42: Casos tabulados para el Pb en PHYTOMETAL para <i>Zea mays</i>	223
Tabla 43: Diferencias calculadas entre los casos tabulados y la situación en estudio para <i>Zea mays</i>	227
Tabla 44: Casos ganadores para la especie <i>Zea mays</i>	230
Tabla 45: Rendimiento en biomasa en ensilado del <i>Zea mays</i>	230
Tabla 46: Rendimiento en biomasa (masa seca) del <i>Zea mays</i>	231
Tabla 47: Productividad por ha de grano del <i>Zea mays</i>	231
Tabla 48: Valores de entrada al algoritmo recurrente para <i>Zea mays</i>	231
Tabla 49: Estimación de cosechas necesarias para alcanzar la concentración objetivo de Pb con <i>Zea mays</i>	232
Tabla 50: Casos tabulados para el Pb en PHYTOMETAL para <i>Brassica rapa</i>	233
Tabla 51: Diferencias calculadas entre los casos tabulados y la situación en estudio para <i>Brassica rapa</i>	234
Tabla 52: Caso ganador para la especie <i>Brassica rapa</i>	234
Tabla 53: Rendimiento en masa seca por ha de <i>Brassica rapa</i>	235
Tabla 54: Estimación de cosechas necesarias para alcanzar la concentración objetivo de Pb con <i>Brassica rapa</i>	235
Tabla 55: Casos tabulados para el Pb en PHYTOMETAL para <i>Melilotus officinalis</i>	237
Tabla 56: Diferencias calculadas entre los casos tabulados y la situación en estudio para <i>Melilotus officinalis</i>	238
Tabla 57: Caso ganador para la especie <i>Melilotus officinalis</i>	238
Tabla 58: Rendimiento en masa seca por ha de <i>Melilotus officinalis</i>	239
Tabla 59: Estimación de cosechas necesarias para alcanzar la concentración objetivo de Pb con <i>Melilotus officinalis</i>	239
Tabla 60: Opciones de valorización para cada especie en la Etapa 3.....	241
Tabla 61: Instalaciones de valorización de biomasa inicialmente exploradas	242

Tabla 62: Tabla de instalaciones de valorización candidatas categorizadas como viables o no viables	246
Tabla 63: N° de cosechas (estimación probable) para alcanzar la concentración objetivo para las 3 especies consideradas	248
Tabla 64: Necesidades nutricionales de <i>Melilotus officinalis</i> y procesos ecoinvent empleados para la modelización	252
Tabla 65: Composición estimada del biogás producido	256
Tabla 66: Entradas y salidas para el proceso de digestión anaerobia	257
Tabla 67: NPK estimado para el digerido	258
Tabla 68: Necesidades de NPK mineral para la segunda cosecha en delante de <i>M. officinalis</i>	258
Tabla 69: Fertilizante mineral evitado por Nm ³ de biogás producido	259
Tabla 70: Entradas y salidas del reformado criogénico.....	261
Tabla 71: Necesidades nutricionales de <i>Zea mays</i>	263
Tabla 72: Necesidades nutricionales del <i>Zea mays</i> a partir de la segunda cosecha (con recirculación de digerido).....	263
Tabla 73: CO ₂ secuestrado en el suelo para los escenarios propuestos de <i>Zea mays</i>	264
Tabla 74: Necesidades nutricionales de <i>Brassica rapa</i>	268
Tabla 75: Fertilizante mineral a añadir para <i>B. rapa</i> con recirculación de digestato a partir de la segunda cosecha y fertilizante mineral evitado	268
Tabla 76: CO ₂ capturado para los escenarios de <i>B. rapa</i>	269
Tabla 77: Resultados ordenados de la valoración ambiental para cada sistema fitorremediador	271
Tabla 78: Tabla de costes por unidad funcional para el escenario de <i>M. officinalis</i> con aprovechamiento para biogás	273
Tabla 79: Tabla de costes por unidad funcional para el escenario de <i>M. officinalis</i> con disposición en vertedero.....	274
Tabla 80: Tabla de costes por unidad funcional para el escenario de <i>Z. mays</i> con aprovechamiento para biogás	275
Tabla 81: Tabla de costes por unidad funcional para el escenario de <i>Z. mays</i> con disposición en vertedero.....	277
Tabla 82: Tabla de costes por unidad funcional para el escenario de <i>Z. mays</i> con aprovechamiento para bioetanol	278

Tabla 83: Tabla de costes por unidad funcional para el escenario de <i>Z. mays</i> con aprovechamiento para compost.....	279
Tabla 84: Tabla de costes por unidad funcional para el escenario de <i>B. rapa</i> con aprovechamiento para biogás.....	281
Tabla 85: Tabla de costes por unidad funcional para el escenario de <i>B. rapa</i> con disposición en vertedero	282
Tabla 86: Tabla de costes por unidad funcional para el escenario de <i>B. rapa</i> con aprovechamiento para compost.....	283
Tabla 87: Estimación del grado de cumplimiento de objetivos para el periodo de referencia de 20 años	284
Tabla 88: Tabla resumen de indicadores de valoración para todos los escenarios	285
Tabla 89: Indicadores de valoración normalizados para todos los escenarios	286
Tabla 90: Puntuaciones de la valoración multicriterio aplicando la matriz de pesos para perspectiva de fitoextracción y de fitoatenuación	287
Tabla 91: Puntuaciones multicriterio para cada prioridad.....	287
Tabla 92: Ranking comparativo de cada indicador multicriterio por prioridad.....	289
Tabla 93: Ranking comparativo de cada indicador multicriterio propuesto (fitoextracción y fitoatenuación)	290

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

1 INTRODUCCIÓN

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

1.1. JUSTIFICACIÓN

Uno de los efectos colaterales de la actividad industrial es la aparición de bolsas de suelo contaminado. Solamente en la Unión Europea, se estima que existen hasta 2,5 millones de parcelas contaminadas, de las cuales más de 340.000 están declaradas como emplazamientos contaminados confirmados y que representan un riesgo potencial para la salud humana, el agua o los ecosistemas (JRC EC, 2014). Es conocido que la mayor parte de estos suelos presentan cantidades de metales pesados que pueden considerarse como excesivas, originados principalmente por las actividades industriales y agrícolas. Al contrario que sucede con los contaminantes orgánicos que son biodegradables, los metales pesados son altamente persistentes y se acumulan en el ecosistema. Cuando superan un determinado umbral de concentración, constituyen un riesgo medioambiental y para la salud humana (Moreno-Jiménez et al., 2011).

El suelo es un recurso natural no renovable de gran valor, dado que es el substrato que sustenta la vida y que representa numerosas funciones esenciales tales como:

- Provisión de nutrientes, agua y soporte físico para el crecimiento vegetal y por lo tanto para la base de la cadena trófica.
- Constituye un agente regulador del ciclo hidrológico distribuyendo y almacenando el agua dulce continental.
- Sirve como hábitat de la biodiversidad edáfica.
- Proporciona materias primas y soporte para las actividades humanas.

Por lo tanto, la recuperación de estos suelos contaminados constituye un imperativo no solamente ambiental sino legal, que se refleja tanto en las diferentes legislaciones actuales, las cuales exigen la realización de acciones o trabajos destinados a extraer, controlar, contener o reducir los contaminantes en un área determinada (Diez, 2008).

Si bien las técnicas convencionales de remediación de suelos son eficaces como mecanismo para la reducción y eliminación del riesgo inherente a la presencia de contaminantes, tras la remediación los suelos pierden su estructura y los ecosistemas edáficos son destruidos. Como consecuencia pierden la capacidad de alojar vida salvaje o de servir para la producción agrícola.

Como contraposición a estas técnicas, en los años 90 aparece la fitorremediación como una tecnología de bajo impacto que aprovecha la capacidad de determinadas plantas para extraer los metales y acumularlos en sus tejidos cosechables, de forma que al retirarse se va disminuyendo la concentración de metal en el suelo de forma paulatina hasta reducirla a niveles tolerables. Es ya conocido que esta técnica comporta notables beneficios, principalmente derivados de sus menores impactos ambientales y costes económicos en comparación con las técnicas tradicionales de remediación de suelos, y la investigación científica al respecto es muy profusa.

Por otro lado, la legislación española en materia de recuperación de suelos contaminados favorece este tipo de técnicas al establecer específicamente en su RD 9/2005, de 14 de enero que se da prioridad a aquellas técnicas de remediación que no requieran excavación del suelo (*in situ*).

Sin embargo, la fitorremediación es una tecnología que aún no ha penetrado en los circuitos comerciales. Una de las razones para que esta tecnología no haya salido aún del ámbito científico es la dificultad de su puesta en aplicación debida al desconocimiento de la misma por parte de los agentes implicados en la remediación de suelos, especialmente en materia de los resultados que se van a obtener o de qué fitotecnologías deben ser aplicadas para cada caso.

Por otro lado, al encontrarse inmersa en el contexto de la recuperación de suelos contaminados, la selección de una fitotecnología no se puede limitar a aplicar criterios técnicos o agronómicos, sino que también debe tener en cuenta un amplio rango de factores tales como la situación legal de la parcela (presente y futura), los intereses de los *stakeholders* implicados, así como los costes económicos y ambientales asociados, lo que impide que dicha selección sea un asunto evidente, y requiera de especial consideración.

1.2. OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN

Con objeto de impulsar la utilización de esta tecnología en el campo de la ingeniería, esta tesis doctoral tiene como **objetivo fundamental** el desarrollo de un **Sistema de Ayuda a la Decisión (SAD)** que permita la selección de las fitotecnologías más adecuadas para la recuperación de suelos industriales contaminados por metales pesados, dirigido a ser empleado en las fases de planificación de este tipo de proyectos.

Para su consecución esta investigación pretende alcanzar los siguientes **objetivos intermedios**:

1. Analizar las **causas** por las que los SADs existentes no son eficaces para la promoción de la aplicación de la fitorremediación en el ámbito comercial.
2. Identificar aquellas **fitotecnologías** más prometedoras para ser empleadas en la recuperación de suelos contaminados por metales pesados.
3. Diseñar y compilar una **base de datos** susceptible de ser empleada por el SAD de una forma eficiente.
4. Desarrollar una **herramienta** que permita considerar de una forma eficiente para la toma de decisiones la **componente temporal** en el contexto legal actual.
5. **Desarrollar metodologías de valoración** que permitan discriminar de entre todas las fitotecnologías localizadas, aquellas soluciones más adecuadas para un contexto dado desde un punto de vista holístico, que considere no

únicamente criterios técnicos, sino también sociales, ambientales y económicos.

6. Implementación de metodologías que permitan incorporar la **variable ambiental** de una forma rigurosa y eficiente en el nuevo SAD.

1.3. METODOLOGÍA Y ESTRUCTURA DE LA TESIS DOCTORAL

Se parte de un Estado del Arte que tiene por objeto el establecimiento del estado actual de la técnica, así como la extracción del conocimiento necesario, tanto el existente como el ausente, para la realización del SAD. Dicho estado del arte se realiza aplicando una filosofía finalista y sus conclusiones se ven reflejadas en el desarrollo metodológico propuesto en el **CAPÍTULO 3: METODOLOGÍA SAD**. Posteriormente se procede a la validación del SAD a través de un caso de aplicación en el **CAPÍTULO 5: VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA**.

La estructura por capítulos de la presente tesis doctoral y el contenido de cada uno de ellos se describen a continuación:

El **CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN** está dedicado a la presentación de esta tesis doctoral, junto con la definición del objeto de la misma, y a la descripción de los pasos dados para alcanzarlo.

El **CAPÍTULO 2: ESTADO DEL ARTE** está dedicado al análisis de la técnica con objeto de determinar las siguientes cuestiones:

1. Aplicabilidad de la tecnología para la remediación de suelos industriales contaminados por metales pesados.
2. Estudio del tratamiento dado a la técnica por parte del ámbito científico, e identificación de las causas que previenen de su transición desde la ciencia a la técnica.
3. Revisión de los SADs actualmente existentes, tanto los específicos para fitorremediación como aquellos dirigidos a la remediación tradicional de suelos pero que son susceptibles de ser empleados para la selección de fitotecnologías. Este punto tiene por objeto tanto el aprovechar el conocimiento que pueden aportar al nuevo SAD, como detectar lagunas de conocimiento en los mismos.
4. Revisión de las Bases de Datos existentes en la actualidad sobre fitotecnologías.

El **CAPÍTULO 3: METODOLOGÍA SAD** se dedica a presentar y describir un nuevo SAD desarrollado durante la presente tesis doctoral, susceptible de ser empleado en las fases de planificación de proyectos.

El **CAPÍTULO 4: IMPLEMENTACIÓN DE HERRAMIENTAS PARA LA APLICACIÓN DEL SAD** está dedicado al Implementación de las herramientas

metodológicas que dan respuesta a las necesidades del capítulo anterior. Las herramientas metodológicas desarrolladas serán:

1. Metodología de predicción de plazos de remediación
2. Desarrollo de una Base de Datos propia de fitotecnologías denominada PHYTOMETAL
3. Definición de los radios de búsqueda de instalaciones de aprovechamiento de la biomasa procedente de proyectos de fitorremediación.

El **CAPITULO 5: VALIDACIÓN DEL SAD** aplica el SAD a un caso de estudio en el Principado de Asturias.

El **CAPITULO 6: CONCLUSIONES Y LÍNEAS DE FUTURO** establece un análisis de cómo las lagunas de conocimiento han sido resueltas y sugiere futuras líneas de investigación a seguir en el tópico de esta investigación.

Para terminar, la Ilustración 1 muestra la interrelación entre cada uno de los capítulos propuestos:

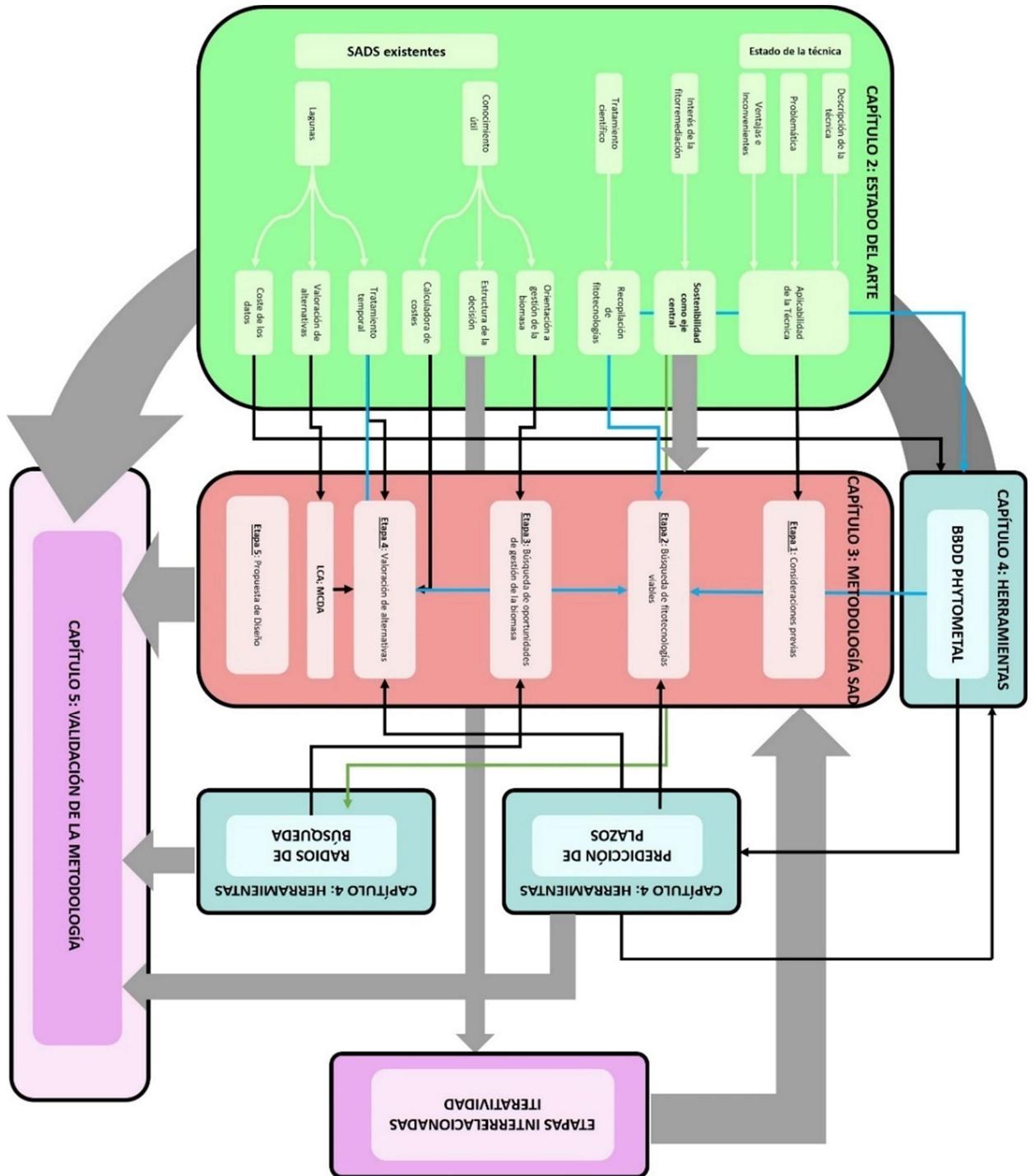


Ilustración 1: Diagrama conceptual de la tesis doctoral

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

2 ESTADO DEL ARTE

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

2.1. INTRODUCCION

Este capítulo está dedicado a presentar las potenciales contribuciones que la fitorremediación puede aportar a la problemática de los suelos contaminados por metales pesados. Así mismo, se definen los requisitos que precisaría un Sistema de Ayuda a la Decisión (SAD) para su utilización en el proceso de toma de decisiones de este tipo de suelos contaminados.

La primera parte de este capítulo se destina a definir la problemática de los suelos contaminados por metales pesados y a presentar las técnicas existentes para su remediación llegando hasta la fitorremediación, eje central de esta tesis doctoral, que se analiza en mayor detalle. A partir de dicho punto, se establecen los rangos de empleabilidad de la técnica, y aquellas desventajas de la misma, poniendo especial foco en aquellas problemáticas que previenen de su aplicación en los proyectos de remediación de suelos.

La segunda parte de este capítulo se dedica a analizar las aproximaciones existentes a los problemas definidos en la primera parte, inicialmente desde el ámbito científico, realizando una revisión bibliográfica de las publicaciones científicas que abordan los aspectos relevantes para el diseño de un SAD de este tipo, para después hacer un estudio de las soluciones propuestas desde el ámbito técnico, repasando los SADs existentes hasta la fecha, tanto los específicos para fitorremediación como aquellos que podrían asimilarse para este uso.

Finalmente, se realiza una revisión de las bases de datos de especies fitorremediadoras existentes en la actualidad y de las herramientas de valoración ambiental, más concretamente del Análisis de Ciclo de Vida (ACV).

2.2. PROBLEMÁTICA DE LOS SUELOS CONTAMINADOS POR METALES PESADOS

Según Madri+d (2007), se define la contaminación del suelo como *“una degradación química que provoca la pérdida parcial o total de la productividad del suelo como consecuencia de la acumulación de sustancias tóxicas en unas concentraciones que superan el poder de amortiguación natural del suelo y que modifican negativamente sus propiedades”*. Dicha acumulación viene generalmente causada por las actividades humanas, principalmente las agrícolas y las industriales, aunque también puede ser debida a procesos edáficos naturales en los que se liberan elementos químicos contenidos en las rocas y se acumulan en el suelo alcanzando niveles tóxicos. Los contaminantes químicos presentes en suelos más habituales son los hidrocarburos derivados del petróleo, disolventes, pesticidas, plomo y otros metales pesados.

Los metales pesados pertenecen a un grupo de elementos químicos inorgánicos que presentan cierta toxicidad, y que comúnmente se encuentran presentes en los suelos contaminados por actividades industriales. 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 (Macholz, 1987). Estos elementos, que pasan de la roca madre al suelo por meteorización aportan una cantidad insignificante de contaminantes en relación con los metales procedentes de las actividades humanas directas o indirectas (Galán y Romero, 2008). 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 pirita 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. También, 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 foco del que proviene la contaminación, pudiendo ser ésta **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 como aire y 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.

En materia de suelos contaminados, no se debe únicamente prestar atención al contenido total de un elemento en el suelo, sino que también debe atenderse a la forma o especie química bajo la que se encuentra (Mulligan, 2001). La especiación influye notablemente tanto en su distribución en el suelo como en su solubilidad, movilidad en el mismo, biodisponibilidad y toxicidad (Madri+d, 2007).

El comportamiento de los metales en el suelo está altamente condicionado por el pH y el potencial redox del mismo, junto con otras propiedades físico-químicas, que determinan la retención de los metales mediante procesos de precipitación, complejación y adsorción. Por otro lado, los organismos presentes en el suelo como plantas y microorganismos también interactúan con éstos a través de mecanismos de extracción, biosorción, bioacumulación, estabilización, biotransformación y biomineralización (Lloyd et al., 2000). Los procesos que controlan la movilidad y toxicidad de los metales pesados en los suelos se muestran en la Ilustración 2:

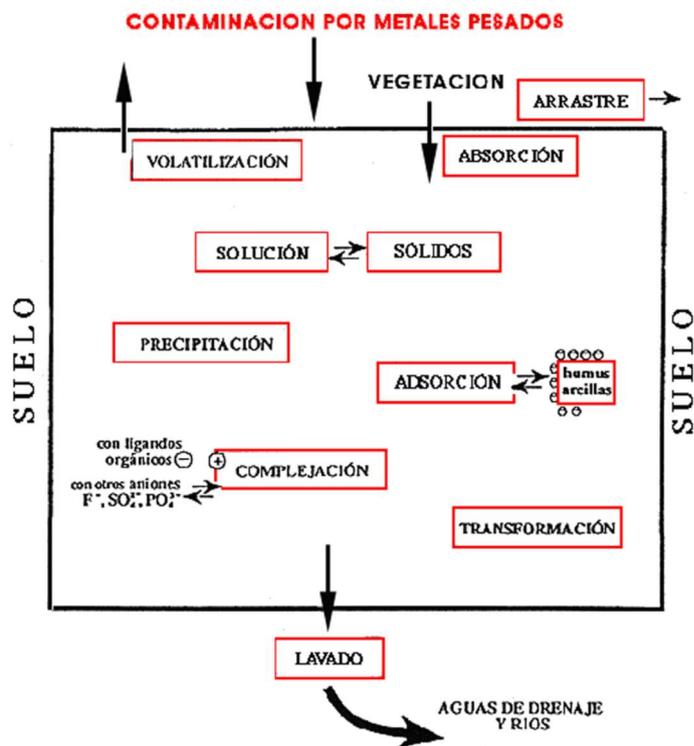


Ilustración 2: Procesos que controlan la movilidad y toxicidad de los metales pesados en los suelos (García, 2005 a través de Lobo, 2013).

2.3. ASPECTOS LEGALES DE LOS SUELOS CONTAMINADOS

Este apartado tiene por objeto la revisión de la legislación aplicable en materia de suelos contaminados.

Esta revisión se presentará mostrando los diversos niveles de aplicación, partiendo de la legislación comunitaria para llegar a la específica en el Principado de Asturias.

2.3.1. Legislación Comunitaria

Dentro los instrumentos jurídicos de los que dispone la Unión Europea (UE), las Directivas son de especial importancia para el objeto de esta tesis doctoral dado que son el instrumento más habitual utilizado por la UE para regular el derecho ambiental en su territorio. Éstas obligan a los Estados Miembros a alcanzar unos determinados resultados, estableciendo un marco general con una serie de principios y objetivos. De ese modo, los Estados Miembros deben adaptar este marco general a su propia legislación en un plazo determinado, e indicar las medidas para alcanzar los objetivos de la Directiva (transposición).

La Unión Europea planteó por primera vez la protección del suelo a través del *Sexto programa de Acción Comunitario en Materia de Medio Ambiente* (Decisión

1600/2002/CEE), donde se reconocía la importancia de los suelos y la necesidad de frenar su degradación. A raíz de la misma, se procedió a la elaboración de la *Estrategia Temática para la Protección del Suelo* (European Commission, 2006) del 22 de septiembre de 2006, que ponía especial énfasis en la prevención de la contaminación, la erosión, la degradación del suelo, la ocupación de terrenos y los riesgos hidrogeológicos con objeto de proteger los suelos a lo largo de sus territorios.

Dicha Estrategia fue plasmada posteriormente en la *Propuesta de Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo*, COM (2006) 232, en la que se establecía un marco para la protección el suelo, y que tenía por objeto modificar la *Directiva 2004/35/CE*. Sin embargo, al no alcanzarse un acuerdo entre los estados miembros en relación a dicha Directiva, se ha abandonado hasta la fecha dicha iniciativa.

Por lo tanto, se puede establecer que actualmente la UE carece de legislación específica en materia de protección de suelos (Rosique, 2016).

2.3.2. Legislación Nacional Española

La primera norma legal dedicada a proteger eficazmente los suelos contra la contaminación, así como a identificar y caracterizar los ya contaminados fue la *Ley 10/1998, de 21 abril de Residuos*. Esta ley está dedicada a regular los aspectos ambientales de los suelos contaminados, y dispone que el Gobierno, con la colaboración de cada comunidad autónoma debe establecer los criterios y estándares para la evaluación de los riesgos que pueden afectar a la salud humana y al medio ambiente atendiendo a la naturaleza y a los usos de los suelos. Deja en manos de las comunidades autónomas (CCAA) el aplicar dichos criterios y estándares con objeto de declarar, delimitar e inventariar los suelos contaminados presentes en sus territorios, así como establecer una lista de prioridades de actuación en función del riesgo que un suelo presente para la salud humana y para el medio ambiente.

En esta ley aparece la definición de suelo contaminado como “*todo aquel cuyas características físicas, químicas o biológicas han sido alteradas negativamente por la presencia de componentes de carácter peligroso de origen humano, en concentración tal que comporte un riesgo para la salud humana o el medio ambiente, de acuerdo con los criterios y estándares que se determinen por el Gobierno*”.

Por otro lado, dicha ley incluye el mandato al Gobierno de redactar una lista de actividades potencialmente contaminantes del suelo, y se establecen determinadas obligaciones por parte de los titulares de las actividades y los propietarios de las fincas en las que tenga o haya tenido lugar alguna de las actividades señaladas.

A la *Ley 10/1998*, de 21 de abril, se le da cumplimiento mediante el *Real Decreto 9/2005*, de 14 de enero. Este decreto precisa la definición de suelo contaminado de la citada Ley y hace referencia a la presencia de sustancias químicas de carácter

peligroso y de origen humano que pueden alterar las características químicas, físicas o biológicas del suelo que conllevan un riesgo susceptible de resultar en daños para la salud humana y el medio ambiente que debe ser debidamente cuantificado. En este Decreto se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes al suelo y se definen los criterios y estándares para decidir si un suelo está contaminado.

El RD 9/2005, de 14 de enero, define las actividades potencialmente contaminantes del suelo como *“aquellas actividades de tipo industrial o comercial en las que, ya sea por el manejo de sustancias peligrosas, o ya sea por la generación de residuos, pueden contaminar el suelo”*. La lista de estas actividades se establece en su Anexo I y se establece también la obligación a los titulares de estas actividades a remitir al órgano competente de la comunidad autónoma correspondiente un informe preliminar de situación para cada uno de los suelos afectados, así como informes periódicos de situación con el contenido y periodicidad que determinen las CCAA.

Así mismo, este Decreto define el Nivel Genérico de Referencia (NGR) como *“la concentración de una sustancia contaminante en el suelo que no conlleva un riesgo superior al máximo aceptable para la salud humana o los ecosistemas”*. Los NGR constituyen el parámetro básico para la evaluación de la contaminación del suelo, y los criterios para su cálculo se recogen en su Anexo VII.

Cuando se estudia el riesgo ambiental asociado a la presencia de sustancias peligrosas en el suelo debe determinarse el sujeto a proteger de dicho riesgo, al no suponer el mismo peligro la presencia de una determinada concentración de metal en el suelo para un ser humano que por ejemplo para un anélido. Es por esta razón por la que el RD diferencia entre el riesgo ambiental para la salud humana y para los ecosistemas.

En el caso de la protección a la salud humana, la actividad que se desarrolla sobre el suelo condiciona las diferentes vías en que un contaminante entra en contacto con el receptor, por lo que se establece la necesidad de distinguir entre distintos usos del suelo. Se establece que para una determinada concentración de contaminante en el suelo, cuanto mayor número de vías existan para que dicha sustancia penetre en el organismo mayor riesgo existirá, por lo que para asegurar las mismas condiciones de seguridad, las concentraciones aceptables de dicho contaminante variarán en función del uso del suelo. Se definen por tanto tres tipos de usos del suelo ordenados de menos a más restrictivo:

- Uso industrial del suelo: aquel que tiene como propósito principal el de servir para el desarrollo de actividades industriales, excluidas las agrarias y ganaderas.
- Uso urbano del suelo: aquel que tiene como propósito principal el de servir para el desarrollo de las actividades de construcción de viviendas, oficinas,

equipamientos y dotaciones de servicios, y para la realización de actividades recreativas y deportivas.

- Otros usos del suelo: aquellos que, no siendo ni urbano ni industrial, son aptos para el desarrollo de actividades agrícolas, forestales y ganaderas.

De este modo, el RD 9/2005, de 14 de enero, establece que *“un suelo será declarado como contaminado cuando se determinen riesgos inaceptables para la protección de la salud humana o, en su caso, de los ecosistemas, debido a la presencia en éste de alguna de las sustancias contaminantes recogidas en los anexos V y VI o de cualquier otro contaminante químico”*.

El RD 9/2005, de 14 de enero, dedica su Artículo 7 a la regulación de la descontaminación de suelos y consta de los siguientes puntos:

1. La declaración de un suelo como contaminado obligará a la realización de las actuaciones necesarias para proceder a su recuperación ambiental en los términos y plazos dictados por el organismo competente.
2. El alcance y ejecución de las actuaciones de recuperación será tal que garantice que la contaminación remanente, si la hubiera, se traduzca en niveles de riesgo aceptables de acuerdo con el uso del suelo.
3. La recuperación de un suelo contaminado se llevará a cabo aplicando las mejores técnicas disponibles en función de las características de cada caso. Las actuaciones de recuperación deben garantizar que materializan soluciones permanentes, priorizando en la medida de lo posible las técnicas de tratamiento *in situ* que eviten la generación, traslado y eliminación de residuos.
4. Siempre que sea posible, la recuperación se orientará a eliminar los focos de contaminación y a reducir la concentración de los contaminantes en el suelo. En el caso de que por razones justificadas de carácter técnico, económico o medioambiental no sea posible esa recuperación, se podrán aceptar soluciones de recuperación tendentes a reducir la exposición, siempre que incluyan medidas de contención o confinamiento de los suelos afectados.

5. Los suelos contaminados perderán esta condición cuando se realicen en ellos actuaciones de descontaminación que, en función de los diferentes usos, garanticen que aquellos han dejado de suponer un riesgo inadmisibles para el objeto de protección designado, salud humana o ecosistemas. En todo caso, un suelo dejará de tener la condición de contaminado para un determinado uso una vez exista y sea firme la resolución administrativa que así lo declare, previa comprobación de la efectividad de las actuaciones de recuperación practicadas.

Por tanto, mediante este artículo la reglamentación da prioridad a las técnicas en las que se destruyan o extraigan los contaminantes del suelo y que no requieran de la excavación del mismo (MMA, 2007).

La Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados deroga la Ley 10/1998, de 21 de abril. Si bien mantiene el régimen jurídico que ya está en vigor, establece una nueva definición de suelo contaminado como *“aquel cuyas características han sido alteradas negativamente por la presencia de componentes químicos de carácter peligroso procedentes de la actividad humana, en concentración tal que comporte un riesgo inaceptable para la salud humana o el medio ambiente, de acuerdo con los criterios y estándares que se determinen por el Gobierno, y así se haya declarado mediante resolución expresa”*.

Por otro lado, matiza determinadas cuestiones de la Ley anterior. En materia de suelos contaminados, la Ley 10/1998, para los casos en los que no era posible determinar quién había sido el causante de la contaminación, eran los poseedores los obligados a sufragar la recuperación del suelo, por ejemplo arrendatarios o usufructuarios, y subsidiariamente los propietarios del suelo. Con la ley actual se reconoce el derecho que asiste al responsable subsidiario, cuando éste hubiera llevado a cabo actuaciones de recuperación del suelo, para reclamar los costes en los que hubiera incurrido, al causante de la contaminación.

Finalmente, esta Ley contempla la posibilidad de descontaminar los suelos de forma voluntaria, proceso que contará con la intervención de la Administración, a quien corresponderá aprobar el proyecto de recuperación y verificar que su contenido se ha llevado a la práctica correctamente.

2.3.3. Legislación del Principado de Asturias

Ya la Ley 10/1998 otorga un papel preponderante a las CCAA en materia de suelos contaminados al dejar en sus manos la autoridad para declarar un suelo como contaminado. Además, aunque el Gobierno se reserva el derecho a fijar los criterios y estándares para dicha declaración, el Artículo 27 de dicha ley exige su consulta previa a las CCAA. Para el caso concreto de los metales pesados, las CCAA aún tienen una mayor influencia legislativa ya que el Anexo VII delega en las mismas la necesidad de definir sus propios NGR para metales, basados en las concentraciones

existentes en los suelos de zonas no contaminadas y de características geológicas similares, por lo que son las CCAA las que establecen los umbrales de contaminación por metales pesados, en función del uso del suelo, dentro de su territorio.

La mayoría de las CCAA ya han ido conformando su marco legislativo para adaptarlo a la legislación nacional y se destaca a continuación la legislación en el Principado de Asturias:

Resolución de 20 de marzo de 2014, de la Consejería de Fomento, ordenación del Territorio y Medio Ambiente, por la que se establecen los niveles Genéricos de Referencia para metales pesados en suelos del Principado de Asturias.

2.4. REMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR METALES PESADOS

2.4.1. Aspectos Generales

La remediación de suelos se define como aquella operación unitaria, o series de operaciones unitarias que tienen por objeto reducir la toxicidad, movilidad o volumen de una sustancia peligrosa o contaminante presente en el suelo mediante su eliminación o la alteración de su composición química (EPA, 2001).

Tradicionalmente, la gestión de los suelos contaminados se ha limitado a su destrucción mediante su excavación y disposición en un vertedero controlado. Alternativamente, han aparecido las técnicas de remediación de suelos mediante la aplicación de tratamientos diseñados para aislar o destruir las sustancias contaminantes, alterando su estructura química mediante procesos químicos, térmicos o biológicos.

Las técnicas de remediación actuales pueden ser clasificadas atendiendo a varios criterios:

Según el lugar donde se aplica la técnica remediadora se habla de tecnologías (Madri+d, 2007):

- *In situ*: Se realizan en el mismo lugar donde está presente la contaminación, de tal manera que los contaminantes son removidos sin necesidad de excavar el suelo.
- *Ex situ*: Son técnicas que requieren la excavación previa del suelo para su posterior tratamiento, ya sea en el mismo lugar (tratamiento on-site) o en instalaciones externas que requieren el transporte del suelo contaminado (tratamiento off-site)

Las ventajas e inconvenientes de estos tipos de técnicas se muestran en la Tabla 1:

Tabla 1: Comparativa (ventajas y desventajas) de las técnicas de remediación in situ y ex situ (Instituto Nacional de Ecología, 2013-Modificado).

	VENTAJAS	DESVENTAJAS
IN SITU	<p>El suelo puede ser tratado sin la necesidad de procesos de transporte y excavación.</p> <p>Reducción del coste del proceso.</p>	<p>Se requieren tiempos de tratamiento mayores.</p> <p>La heterogeneidad de las características del suelo deben ser tenidas en cuenta, lo que puede dificultar la labor.</p> <p>Es difícil evaluar la efectividad del proceso.</p>
EX SITU	<p>Rapidez en el tratamiento</p> <p>El suelo puede homogenizarse y se pueden tomar muestras fácilmente.</p>	<p>El suelo debe ser excavado y transportado.</p> <p>Los costes aumentan.</p> <p>Riesgo de contacto con el contaminante por manipulación y exposición.</p>

Por otro lado, las técnicas de remediación de suelos también pueden clasificarse según el principio que consigue el control del contaminante. En este caso se habla de:

- Tratamientos biológicos: Emplean las actividades metabólicas de organismos vivos como plantas, bacterias, etc., para extraer, degradar o transformar los contaminantes en productos inocuos.
- Tratamientos fisicoquímicos: son los que emplean propiedades físicas y/o químicas de los contaminantes o del medio contaminado para destruir, segregarse o contener la contaminación.
- Tratamientos térmicos: Emplean el calor para conseguir la volatilización, incineración, descomposición o fundición de los contaminantes en el suelo.

La Tabla 2 muestra las ventajas e inconvenientes que presentan las técnicas de remediación en virtud del tipo de tratamiento:

Tabla 2: Comparativa (ventajas y desventajas) de las técnicas de remediación según el tipo de tratamiento (Instituto Nacional de Ecología, 2013-Modificado).

	VENTAJAS	DESVENTAJAS
TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS	Pueden mejorar las condiciones del medio ambiente	Tratamientos largos en el tiempo
	Se consigue la destrucción del contaminante	Necesidad de evaluación de la toxicidad de productos y/o intermediarios
	No es necesario un tratamiento posterior	El suelo debe permitir el crecimiento microbiano
	Coste bajo	
TRATAMIENTOS FISICOQUÍMICOS	Periodos de tiempo corto	Los residuos que se generan deben ser tratados, lo que conlleva un aumento del coste
	Equipos sencillos que no gastan mucha energía	Los fluidos de extracción aumentan la movilidad de los contaminantes (necesidad de sistemas de recuperación)
	Coste medios	
TRATAMIENTOS TÉRMICOS	Periodos de tiempo muy cortos	Mano de obra elevada Equipos complejos y con elevado gasto de energía

Dentro de estas clasificaciones se incluyen numerosas técnicas cuya aplicabilidad varía en función de los objetivos de la remediación y el tipo de contaminación que presenta el suelo.

2.4.2. Técnicas de remediación de bajo impacto

Estas técnicas, que son más conocidas por su denominación inglesa “*gentle remediation options*” (GRO), hacen referencia a aquellas tecnologías de recuperación de suelos cuya aplicación implica una ganancia neta, o al menos no una reducción, de la funcionalidad del suelo al mismo tiempo que resultan eficaces en el control de los riesgos ambientales inherentes al suelo contaminado (Cundy et al., 2013). Estas técnicas surgen en contraposición a las tecnologías convencionales de gestión de los riesgos ambientales de suelos que se centran en la contención, confinamiento y eliminación de los compuestos contaminantes presentes.

Las GRO abarcan las técnicas de tratamiento biológico, también conocidas como biorrecuperación, que consisten en la degradación de contaminantes orgánicos o la disminución de otros contaminantes inorgánicos como los metales pesados por medio de la actividad biológica natural de microorganismos o plantas, mediante reacciones que forman parte de sus procesos metabólicos (Madri+d, 2007). La aplicación de este tipo de técnicas para la recuperación de suelos contaminados por metales pesados se restringe principalmente a dos técnicas: la biotransformación con microorganismos que se describe a continuación, y la fitorremediación que, por ser objeto de esta tesis, se presenta en mayor detalle más adelante.

2.4.2.1. Biotransformación de metales

Los compuestos inorgánicos como los metales no pueden ser degradados ni destruidos por parte de microorganismos al contrario que sucede para los compuestos orgánicos tóxicos. Por lo tanto, estas técnicas están dirigidas en su lugar a controlar su especiación y transformación a formas más o menos tóxicas mediante mecanismos de oxidación, reducción, metilación, dimetilación, formación de complejos, biosorción y acumulación intracelular (Alexander, 1994)

Algunos microorganismos tienen la capacidad de adherir y concentrar metales pesados en las soluciones acuosas de sus tejidos de forma que pueden mantenerse inmovilizados y evitar o mitigar la lixiviación de éstos. Este proceso es conocido como biosorción y se ha descrito su empleabilidad para el tratamiento de metales como Cr, Ni, Mo, Cd, Cu, Co y Zn (Beech and Cheung, 1995; Bridge et al., 1999; Sayer and Gadd, 2001; White and Gadd, 1998).

Otros microorganismos tienen la capacidad de inmovilizar metales pesados mediante su reducción a un estado redox más bajo, formando especies metálicas menos bioactivas. Por ejemplo, las bacterias reductoras de sulfato del género *Desulfovibrio* sp. Pueden reducir Cr(IV) o Se(IV) en suelo (De Luca et al., 2001; Lloyd et al., 1999,

2001; Lovley and Phillips, 1992; Smith and Gadd, 2000) así como inmovilizarlos in situ (Uhrie et al., 1996). También, bacterias anaerobias reductoras de sulfato pueden ser usadas para inmovilizar metales como el Zn, Cd, y el Cu (Madri+d, 2007).

Finalmente, los hongos también pueden ser empleados en biorremediación, como por ejemplo los que producen oxalato cálcico que les permite secuestrar metales como el Cd, Mn, Cu, Co, Sr y Zn (Gadd, 1999; Sayer et al., 1999; White et al., 1997).

La biotransformación de metales es una técnica con gran potencial debido principalmente a que permite reutilizar el suelo con fines agrícolas, tiene un coste reducido y un bajo impacto ambiental. Sin embargo, hasta la fecha estas técnicas no están lo suficientemente desarrolladas y se mantienen aún a escala laboratorio. Hasta la fecha no se conocen los mecanismos que controlan el crecimiento y la actividad de los microorganismos en ambientes contaminados, por lo que no hay garantías de su funcionamiento en condiciones reales (Madri+d, 2007).

Al contrario de la biorremediación, la fitorremediación es una técnica emergente que está más desarrollada y cuyos resultados en parcelas piloto ya arrojan unos resultados lo suficientemente prometedores como para saltar a la escala real. Dado que esta técnica es el objeto de esta tesis doctoral, se procede a presentarla con mayor detalle.

2.5. FITORREMEDIACIÓN

2.5.1. Aspectos Generales

La fitorremediación es una GRO que se define como aquella técnica de recuperación de suelos contaminados que emplea plantas y microorganismos asociados a su sistema radicular, para reducir las concentraciones o efectos tóxicos de los contaminantes en el medio ambiente (Greipsson, 2011).

Esta técnica puede ser empleada para la extracción de metales pesados, radionúclidos así como contaminantes orgánicos, como por ejemplo hidrocarburos aromáticos, bifenilos policlorinados y pesticidas.

2.5.2. Técnicas/estrategias fitorremediadoras

La fitorremediación emplea para conseguir sus objetivos seis técnicas o estrategias que se detallan a continuación y que se resumen gráficamente en la Ilustración 3:

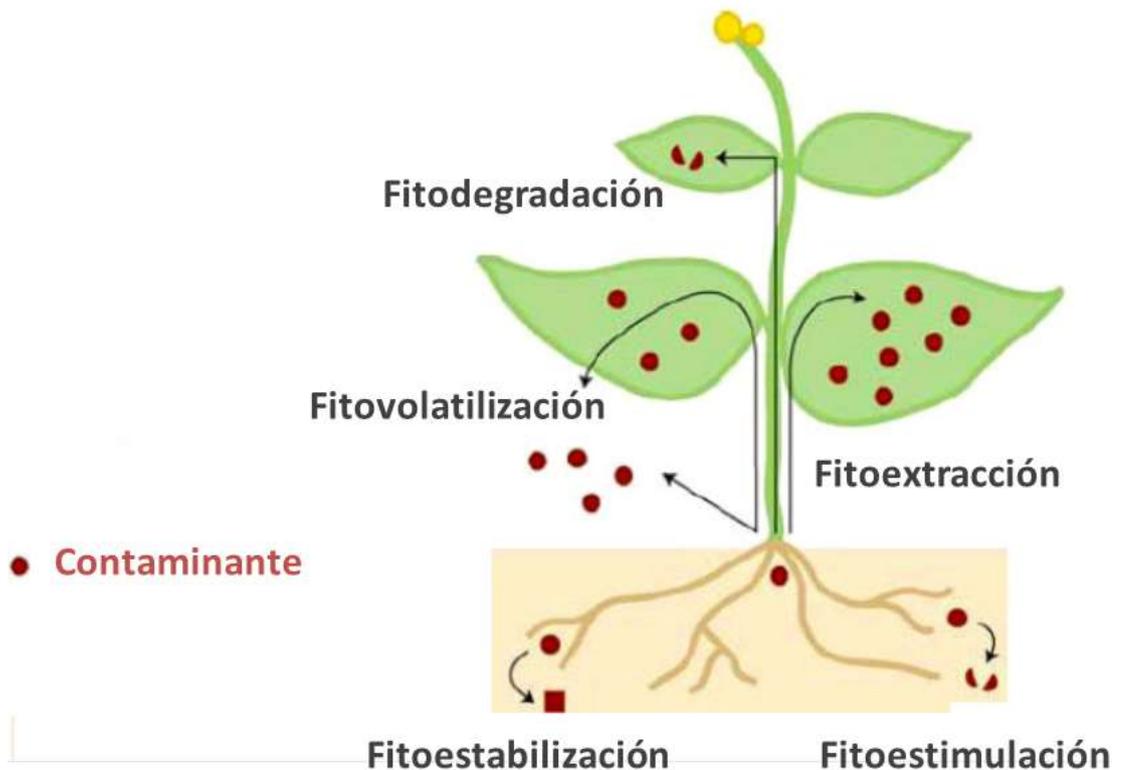


Ilustración 3: Estrategias de fitorremediación (modificado a partir de iGECE, 2010)

2.5.2.1. Fitoestabilización

También conocida como fitoinmovilización, es el uso de ciertas plantas para reducir la movilidad y biodisponibilidad de los contaminantes en el suelo, y evitar su migración a cursos subterráneos de agua, o su acceso a la cadena alimentaria (Erakhrumen, 2007). Algunas plantas son capaces de inmovilizar los metales a través de procesos de sorción por parte de las raíces, precipitación, complejación o reducción de la valencia metálica en la rizosfera.

La fitoestabilización limita la acumulación de metales pesados en la biota y minimiza su lixiviación a estratos inferiores del suelo. Sin embargo, la fitoestabilización no constituye una solución permanente dado que los metales permanecen en el suelo, por lo que en la actualidad se emplea únicamente como una estrategia para inactivar contaminantes potencialmente tóxicos (J. Vangronsveld et al., 2009).

2.5.2.2. Fitovolatilización

La fitovolatilización se define como la captura de contaminantes del suelo por las plantas, su conversión en forma volátil, y su liberación a la atmósfera en forma gaseosa. Esta técnica puede emplearse para contaminantes orgánicos y algunos metales como el Hg y el Se. No obstante, esta técnica presenta el problema de que

el metal volatilizado, sublime y vuelva depositarse en el suelo, por lo que su eficacia está en entredicho (Padmavathiamma and Li, 2007).

2.5.2.3. Fitodegradación

La fitodegradación consiste en la degradación de los contaminantes orgánicos del suelo por parte de enzimas como la dehalogenasa y la oxigenasa presentes en sus raíces. De esta forma, las plantas pueden acumular los compuestos orgánicos y degradarlos en especies no tóxicas mediante su actividad metabólica sin precisar la presencia de microorganismos rizosféricos (Vishnoi and Srivastava, 2008). Esta técnica está limitada a la remediación de suelos contaminados por compuestos orgánicos y no es aplicable para metales pesados debido a su no biodegradabilidad.

2.5.2.4. Rizofiltración

La rizofiltración consiste en la absorción de metales disueltos en aguas contaminadas mediante su filtración por parte de las raíces de las plantas. Esta técnica se restringe a la remediación de aguas contaminadas y no es efectiva para el caso de los suelos contaminados.

2.5.2.5. Fitoextracción

La fitoextracción, también llamada fitoacumulación, se refiere a la habilidad de algunas plantas para absorber contaminantes desde el suelo a sus raíces, y traslocarlos a las partes aéreas de la planta. Para que las plantas sean capaces de extraer los contaminantes, éstos deben estar disueltos en el agua del suelo y entrar en contacto con las raíces a través de los mecanismos de transpiración de la planta.

Una vez que la sustancia química es tomada, la planta puede almacenar el contaminante y/o sus sub-productos en la biomasa de la planta vía lignificación (mediante un enlace covalente en la lignina de la planta), o secuestrada en las vacuolas celulares de los tejidos aéreos.

La fitoextracción está considerada como la principal y más importante técnica de fitorremediación para la recuperación de suelos contaminados por metales pesados (Cluis, 2004; (Cherian and Oliveira, 2005; Milić et al., 2012) así como la que mayores visos tiene de saltar a la explotación comercial (Sun et al., 2011). Su eficiencia depende de varios factores, como la biodisponibilidad de los metales en el suelo, las propiedades del suelo, la forma molecular (especiación) en que los metales pesados se encuentran, así como de las características fisiológicas de la planta utilizada.

Junto con una adecuada adaptación a las características edafoclimáticas del suelo en remediación, para que una planta sea buena fitoextractora idealmente debe cumplir las siguientes características (Ali et al., 2013) :

- Alta productividad en biomasa, especialmente de las partes aéreas o cosechables.
- Sistema radical extendido y denso.
- Alta capacidad de acumulación de metales en sus tejidos
- Tolerancia a la presencia de concentraciones elevadas de metales en suelo
- Capacidad de traslocar los metales desde las raíces a las partes aéreas
- Resistente a plagas y enfermedades
- Que su cultivo y cosechado sean sencillos
- Que no sea apetecible para los herbívoros presentes en la zona para evitar la entrada de los metales acumulados en la cadena trófica (baja palatabilidad).

Las plantas con conocida capacidad fitoextractora se suelen clasificar en 2 grupos fundamentales:

- Hiperacumuladores, que son especies capaces de acumular inusuales cantidades de metales, de al menos 1.000mg de metal por kg de masa seca (MS) de planta.
- Plantas con alta productividad en biomasa, ya que la acumulación en valor absoluto de metales en sus tejidos es proporcional a la biomasa producida.

2.5.3. Ventajas e inconvenientes de la fitorremediación de metales pesados

El empleo de esta técnica para la recuperación de suelos contaminados por metales pesados presenta numerosas ventajas con respecto a la utilización de tecnologías convencionales que se resumen a continuación:

1. Goza de una dimensión estética y es ampliamente aceptada por el público general (Ali et al., 2013).
2. Sus costes de instalación y mantenimiento son muy inferiores a los de las técnicas convencionales (Tabla 3):
3. Permite el uso agrícola tras la remediación
4. Mediante el establecimiento de una capa vegetal, la fitorremediación permite mejorar las condiciones edáficas del suelo al incrementar la materia orgánica del suelo y la actividad microbiana, reducir la erosión y proteger el horizonte más superficial de la luz solar directa (Cameselle et al., 2013).
5. En determinadas condiciones, al tiempo que se recupera el suelo se generan retornos económicos mediante la venta del material vegetal cosechado o de los metales captados por la planta (fitominería).

Tabla 3: Comparativa de costes de varias técnicas de remediación de suelos (modificado a partir de Glass, 1999)

Proceso	Coste (US \$/t)
Vertedero	100–500
Vitrificación	75–425
Tratamiento químico	100–500
Electrocinética	20–200
Fitoextracción	5–40

Sin embargo, esta técnica no está exenta de desventajas a la hora de la su implementación. Las principales limitaciones que dificultan la utilización de esta tecnología son:

1. Los largos plazos previstos para la descontaminación (Dickinson et al., 2009; Fumagalli et al., 2014).
2. La incapacidad de la mayoría de las especies de plantas para la absorción de más de uno o dos metales (Doumett et al., 2008).
3. Precisa del aporte de inputs económicos de forma periódica para las labores de plantación y cosecha.
4. Existencia de riesgo de que los metales se incorporen a la cadena trófica mediante el pastoreo de animales si no se evita su acceso a la parcela en remediación
5. La incapacidad de las plantas de extraer aquellos metales alejados de la rizosfera (ITRC, 2009).
6. La gestión de la biomasa enriquecida en metales pesados después de la recolección.

De entre todas las desventajas de la técnica anteriormente presentadas destacan dos, los largos plazos de remediación y la gestión de la biomasa cosechada, por lo que a continuación se procede a tratarlos con mayor detalle.

2.5.4. Problemática de la velocidad en la fitorremediación

Numerosos estudios muestran los largos periodos de descontaminación como una de las principales desventajas de la fitorremediación como tecnología de recuperación de suelos contaminados por metales pesados (Ali et al., 2013; Michel Mench et al., 2010; J. Vangronsveld et al., 2009). No obstante, como es previsible no

todas las especies presentan las mismas tasas de fitoextracción y por lo tanto, precisan de la misma cantidad de tiempo para reducir los niveles de un determinado metal hasta una concentración aceptable que permita considerar el suelo en cuestión como descontaminado. Por ejemplo, en una comparativa realizada en un antiguo campo de maíz en la región de Lommel (Bélgica) que presentaba unas concentraciones medias de 5mg de Cd/kg se probaron varias especies y asumiendo un decrecimiento lineal de la concentración de metales se estimaron los siguientes tiempos para reducir la concentración del metal hasta el nivel de referencia de 2 mg Cd/kg (Morel, 2004). Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 4:

Tabla 4: Tiempo estimado de descontaminación con varias especies para un suelo contaminado por Cd en Lommel

Especie	Tiempo de descontaminación (años)
Maíz	188
Colza	234
Girasol	117
Tabaco	58
Chopo	144
Sauce	67

Estos largos periodos de remediación hacen que la tecnología sea considerada a menudo como inviable en numerosos casos:

- Cuando se precisa que el suelo sea utilizado en un corto lapso de tiempo, caso frecuente cuando se desea que éste sea desarrollado urbanísticamente o cuando presenta un riesgo inminente para la salud de las personas o ecosistemas.
- Cuando el plazo de descontaminación sea un imperativo legal.

Otro problema práctico a la hora de manejar la variable tiempo en los proyectos de fitorremediación es la dificultad para predecir la velocidad en que las plantas utilizadas van a extraer los metales en cuestión, lo que requiere de la cuantificación de la capacidad de las plantas para extraer y almacenar en sus tejidos los metales pesados del suelo.

La eficiencia de la fitoextracción se suele expresar por medio de dos indicadores:

El **Factor de Bioconcentración** (cuyas siglas en inglés son *BCF-Bioconcentration Factor*) muestra la eficiencia con que una planta acumula metales en sus tejidos que provienen del suelo presente en su ámbito radicular. Se calcula mediante la expresión (Zhuang et al., 2007):

Ecuación 1

$$BCF = C_{tejidos} / C_{suelo}$$

Donde el término $C_{tejidos}$ es la concentración del metal objetivo en los tejidos cosechables de la planta, y C_{suelo} es la concentración del mismo metal en el suelo.

Por otro lado, el **Factor de Translocation** (cuyas siglas en inglés son *TF-Translocation Factor*) indica la eficiencia que tiene la planta para translocar el metal acumulado en las raíces hasta las partes aéreas de la planta. Se calcula mediante la expresión (Padmavathiamma and Li, 2007):

Ecuación 2

$$TF = C_{aéreas} / C_{raíces}$$

Donde $C_{aéreas}$ es la concentración del metal en las partes aéreas de la planta y $C_{raíces}$ es la concentración del metal en las raíces.

Finalmente, la capacidad fitorremediadora de metales se suele expresar mediante la llamada **tasa de fitoextracción** o **tasa de acumulación**, que expresa la cantidad de metal que es capaz de almacenar la planta en sus partes cosechables y viene generalmente expresada en mg Metal/kg MS de la planta.

2.5.4.1. Parámetros que afectan a la velocidad de fitoextracción

La tasa de fitoextracción de metales pesados es función tanto de la habilidad de la planta para absorber y acumular los metales como de la cantidad de biomasa producida. A parte de los factores que afectan al crecimiento de la planta, que coinciden con los de crecimiento vegetal para cualquier práctica agrícola, los siguientes parámetros locales afectan a la tasa de absorción de los metales por parte de sus raíces.

Factores climáticos

Las condiciones climáticas, principalmente temperatura y precipitación, juegan un rol directo en la producción de biomasa e indirecto en las concentraciones de metales.

Por ejemplo, Hammer and Keller, (2002) Y Hammer (1997) midieron el crecimiento de *Salix viminalis* durante 3 meses en idénticas condiciones de suelo en Les Abattes, Dornach y Caslano, y para cada localización, plantaron el *Salix* en campo y en invernadero. Por un lado, se encontró que para la región de Les Abattes la tasa de crecimiento fue muy inferior debido a que las temperaturas medias fueron inferiores y a que la precipitación fue superior. Sin embargo, por otro lado Splunder et al. (1996) se encontró con que las sequías aumentaban la longitud radicular y la profundidad a la que llegaban, aumentando de dicha manera la capacidad de éstas para extraer metales del suelo.

Factores edáficos

Las características del suelo (principalmente pH, porcentaje de carbono, porcentaje de arcilla, disponibilidad de nutrientes, nivel freático y grado de compactación) son responsables de la fertilidad del suelo y por lo tanto tienen un alto impacto en el crecimiento vegetal. Además, el tipo de suelo influye en el desarrollo radicular tal y como se ha explicado en el anterior apartado. Por ejemplo, Danforsr, et al. (1998) mostró que el desarrollo radicular de árboles y arbustos del género *Salix* varía en función de la textura del suelo que hace ascender por capilaridad el agua del suelo disponible para la planta, de manera que si la textura es arenosa, el agua está débilmente retenida y asciende permitiendo que las raíces no tengan que alcanzar gran profundidad, mientras que si la textura del suelo es más arcillosa, se necesita mayor fuerza de succión forzando a las raíces a penetrar a mayor profundidad.

Además, es destacable que los suelos contaminados suelen estar degradados en un sentido más amplio, y junto con la presencia de excesivas concentraciones de metales, éstos frecuentemente son pobres en nutrientes, presentan una baja capacidad de retención de agua, y presentan también una alta heterogeneidad de propiedades biológicas, físicas y químicas que no favorecen ni el crecimiento ni la extracción de metales.

Por otro lado, las características del suelo también tienen influencia en la especiación de los metales presentes en el suelo, tanto en la matriz del suelo como en disolución, la cual influencia a la capacidad de la planta para extraer los metales. Por ejemplo, en los trabajos de Hammer and Keller (2002), el alto contenido en carbono del suelo combinado con un pH alto y un elevado contenido en arcillas resultó en bajas cantidades de Cd, Zn y Cu soluble en comparación con los casos de Dornach y Caslano

Toxicidad de los contaminantes

Numerosos suelos contaminados no presentan elevadas concentraciones de un solo metal, sino que contienen altas cantidades de varios metales y otros compuestos orgánicos que son tóxicos para muchas plantas, y afectan negativamente la

capacidad de éstas para extraer el metal objetivo. Por otro lado, cabe mencionar que todos los metales, incluso los objetivos de la intervención, si se encuentran en concentraciones suficientemente altas no solamente limitan la capacidad de las plantas para su extracción, sino que comprometen seriamente la viabilidad de la supervivencia de las mismas. Por ejemplo, se ha encontrado que la presencia de Cu en el suelo reduce la eficiencia de fitoextracción para la mayoría de las plantas (McBride and Martínez, 2000) y que en general, concentraciones en suelo por encima de 15 o 20 mg/kg o en solución entre 0,02 y 0,06 mg/L resultan letales (Sauerbeck, 1989), (Påhlsson, 1989).

Biodisponibilidad de los metales

El que los metales se encuentren en forma no biodisponible reduce el potencial de fitoextracción, resultando en que una baja biodisponibilidad aumenta el número de años necesarios para la descontaminación de un suelo. Como se verá en el apartado siguiente, es frecuente el uso de aditivos que hacen migrar a los metales a la fracción biodisponible para aumentar la velocidad de recuperación de suelos.

2.5.4.2. Optimización de la velocidad de fitorremediación

Gran parte del esfuerzo investigador en fitorremediación está dedicado a la búsqueda de técnicas y mecanismos que aceleren la extracción de los metales por parte de las plantas. Para dicho fin, se presentan 4 vías fundamentales de mejora con objeto de optimizar la velocidad de fitorremediación:

1. Identificación y selección genética de nuevas especies y variedades con alto potencial fitoextractor.
2. Aplicación de ingeniería genética con objeto de desarrollar plantas transgénicas de alto potencial fitoextractor.
3. Empleo de prácticas agrícolas o silvícolas destinadas a la optimización las tasas de fitoextracción y/o la productividad en biomasa.
4. Manipulación rizosférica mediante la selección de raíces, tratamiento con enmiendas, e inoculación con bacterias y hongos seleccionados.

La fitoextracción inducida por agentes químicos es la técnica de optimización de la velocidad de fitorremediación más profundamente investigada debido a que busca emplear plantas no hiperacumuladoras, pero con mayor rendimiento de biomasa. Se fundamenta en que generalmente solo una parte de la concentración total de metales en el suelo está en una forma fitodisponible, principalmente como iones libres, en forma soluble o absorbida por componentes inorgánicos en las zonas de intercambio catiónico. La utilización de estos inductores consiste en la adición de compuestos químicos que aumentan la solubilidad de los metales haciendo a éstos más fácilmente adquiribles por la planta. Los inductores más frecuentes en fitoextracción son los agentes quelantes como el Ácido Etildiaminotetraacético (EDTA), el Ácido Hidroxietil-etilendiamino triacético y el Ácido Dietileno-triamino pentacético (EDDS).

También es habitual la utilización de acidificantes del suelo como ácidos orgánicos tales como el ácido cítrico y el nitriloacetato.

Sin embargo, el uso de estos agentes no está exento de problemas que deben ser tenidos en cuenta antes de planificar utilizarlos a gran escala. Por ejemplo, se ha encontrado que el EDTA es tóxico para algunas plantas y que altas dosis de este ácido inhiben el desarrollo micorrícico de arbustos (Dirilgen, 1998), (Grčman et al., 2001). Por otro lado, el EDTA es difícilmente degradable tanto por medios químicos, fotónicos o biológicos (Nörtemann, 1999), por lo que presenta una alta persistencia incluso años después de su adición. Además, la aplicación en campo de agentes quelantes puede tener como consecuencia la lixiviación incontrolada de metales en disolución al incrementar la labilidad de éstos en el suelo, aumentando la posibilidad de que éstos lleguen hacia las partes inferiores del perfil del suelo e incluso a las corrientes de agua subterráneas. Para solventar este problema, algunos autores proponen sustituir los agentes quelantes por ácidos húmicos exógenos que al tiempo que estabilizan los metales en su estructura, aumentan la fitodisponibilidad evitando su movilidad ambiental (Clemente and Bernal, 2006)(Evangelou et al., 2004).

Otra vía para reducir los tiempos de recuperación que ha sido profusamente probada es la selección y reproducción de cultivares mejorados, utilizando la diversidad genética disponible dentro de las especies para realizar cruzamientos y combinar los rasgos necesarios para el éxito de los procesos de fitorremediación, buscando principalmente mayores tasas de producción de biomasa e incrementar la acumulación de metales en los tejidos de la planta. Sin embargo, hasta la fecha siempre se han encontrado limitaciones que actualmente se pueden solventar gracias a las oportunidades que ofrece la ingeniería genética. La biotecnología hoy día permite transferir directamente los genes más convenientes de una especie a otra y salvar las limitaciones que impone la incompatibilidad sexual entre taxones.

Mediante la ingeniería genética, es posible manipular la capacidad de la planta para tolerar, acumular y/o metabolizar contaminantes, y para crear una planta ideal para la fitorremediación de suelos contaminados por metales pesados (Bhargava et al., 2012). Actualmente, la mayor parte de los esfuerzos investigadores se centran en aumentar las concentraciones de metalotioneínas o fitoquelatinas en las células de las plantas con objeto de mejorar tanto la resistencia como la acumulación y traslocación hacia las partes cosechables de los metales pesados en especies de rápido crecimiento. Ya se han conseguido varios ejemplos exitosos a escala laboratorio como por ejemplo el aumento de la resistencia al Cd por plantas de tabaco, el aumento de la capacidad de la *Brassica juncea* de acumular Cd tras la "sobreexpresión del gen bacteriano del glutatión sintetasa". No obstante, es importante establecer que el uso de Organismos Genéticamente Modificados (OGM) para la fitoextracción aún no está generalizado dada la oposición que este tipo de organismos presenta ante la opinión pública.

2.5.4.3. Modelización de la velocidad de fitorremediación

Dada la relativa novedad que representan las tecnologías de fitorremediación y los largos periodos de descontaminación, la ausencia de experiencias de campo dificulta la predicción de los tiempos necesarios para la descontaminación de los suelos con esta técnica. Como consecuencia, se hace preciso acudir a modelos que presentan mayor o menor precisión para estimar cuánto tiempo llevará completar un ciclo completo de remediación de los suelos contaminados por metales pesados.

Existen numerosas publicaciones que modelizan la fitoextracción. Inicialmente, los modelos propuestos buscaban su modelización a nivel microscópico tratando de explicar los mecanismos que permiten a las plantas extraer y acumular cantidades de metales que exceden sus necesidades como micronutrientes. Ya en 1999 (Brennan and Shelley, 1999) publican un modelo físico dinámico que intenta predecir plazos de descontaminación para un suelo tratado con *Zea mais*. Por otro lado, (Gonnelli et al., 2000) propone otro modelo matemático para utilizar la velocidad de remediación como método de selección de tecnologías fitorremediadoras. En 2003, (Zhao et al., 2003) mostró que la concentración de Zn y Cd en los brotes de *Thalaspia caerulescens* y la concentración de Zn y Cd en el suelo se correlacionan mediante una recta logarítmica que permite predecir la tasa de fitoextracción de esta planta respecto a la concentración del metal en el suelo.

Modelo *PhytoDSS*

Entre los años 2000 y 2007 se desarrolla ***PhytoDSS*** (Brett Robinson et al., 2003b), el primer SAD para la fitorremediación en forma de herramienta informática. Los modelos en que se apoya este SAD están basados en el principio de que los metales son absorbidos y se mueven a través de la planta impulsados por el mecanismo de la transpiración, luego establece que la cantidad de metales (M) que una planta adquiere es proporcional a la tasa de transpiración (T) para un periodo de tiempo (t):

Ecuación 3

$$M \propto \int_0^t T dt$$

Por otro lado, todo agua que es absorbida por la planta debe antes pasar a través del suelo que rodea a la raíz, y durante este tiempo, únicamente una fracción del metal presente en el suelo estará disuelto y por tanto disponible para ser tomado por la planta, luego la cantidad de metal (M) tomada por la planta es también proporcional a la concentración del metal (C) disuelta (Brett Robinson et al., 2003a).

El modelo implementado en ***PhytoDSS*** que describe la disminución de concentración de metales presenta la siguiente expresión:

Ecuación 4

$$\Delta[M]_z = \frac{1}{\rho_z} \int_0^{\tau} R_z T C \Phi dt$$

Donde:

- $\Delta[M]_z$ representa la reducción de la concentración del metal en el suelo a la profundidad z en mg/kg.
- ρ_z es la densidad aparente del suelo (g/cm^3) a la profundidad z .
- t es el tiempo en días.
- R_z es la fracción de densidad radicular (peso de las raíces a profundidad z /peso total de las raíces).
- T es el consumo de agua (L/día).
- C es la concentración de metal disuelto en el suelo (mg/L).
- Φ es el factor de absorción radicular para el metal objetivo.

Posteriormente al modelo de Robinson, numerosos modelos han sido propuestos para predecir la tasa de fitoextracción y la evolución de la concentración de metales en suelo. Sin embargo, la mayor parte de estos han sido desarrollados con el objeto de aumentar su precisión y en su mayoría, son específicos para unas condiciones concretas. Ejemplos notables de estos modelos se encuentran descritos en (Yadav and Mathur, 2006), (Japenga et al., 2007), (Maxted et al., 2007), (Verdilloo and Homae, 2008), (Guala et al., 2011) y (Chen et al., 2012).

Modelo recurrente de predicción de la evolución de metales en suelo

(Hong-Ming Liang et al., 2009) desarrolló un modelo recurrente que permite predecir a escala de planificación el número de cosechas necesarias para alcanzar la descontaminación de un suelo utilizando la técnica de la fitoextracción.

Este modelo se basa en un estudio sistemático de la literatura científica de donde se extrajeron tasas de fitoextracción para diferentes especies y metales pesados y se correlacionaron con la concentración del metal en suelo. Se encontró una alta correlación entre las concentraciones de Zn y Cd en las partes aéreas de la planta y el suelo, estableciendo una relación lineal entre ellas, tal y como puede verse en la Ilustración 4:

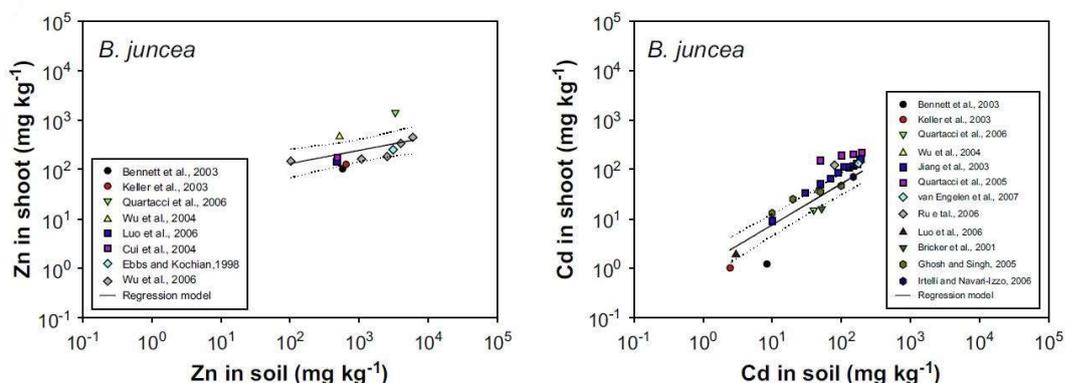


Ilustración 4: Correlaciones lineales entre concentración de Zn y Cd en el suelo y la acumulación en las partes aéreas de *Brassica juncea*

Posteriormente, en base a la concentración de metal acumulado en las partes aéreas de la planta se predice la cantidad esperada de metal que puede ser retirada del suelo para una cosecha. Con una estimación del rendimiento de la biomasa para un caso concreto se calcula la cantidad de metal extraído del suelo por unidad de superficie, y le aplica un modelo recursivo que va estableciendo de forma lineal la disminución de la concentración del metal en el suelo para cada cosecha. De este modo, este modelo predice de una forma aproximada el número de cosechas necesarias para alcanzar la descontaminación, lo que le permite comparar con qué especies se conseguiría antes alcanzar los objetivos de descontaminación.

Comparado con el modelo anterior, éste aporta una estimación de los periodos necesarios de fitorremediación más adecuada para trabajar a escala de planificación ya que no precisa de la consecución de numerosos datos de campo.

2.5.5. Problemática de la gestión de la biomasa procedente de la fitorremediación de metales pesados

La fitoextracción de metales pesados implica la remoción del material vegetal encargado de absorber los metales contaminantes y su transporte fuera de la parcela. Por lo tanto, comporta la generación de un gran volumen de material con un cierto contenido en metales pesados que precisa de una correcta gestión con objeto de minimizar los riesgos ambientales que pueda ocasionar aguas abajo de la remediación.

La estrategia de la Unión Europea en gestión de residuos (DGMA, 2000) establece una jerarquía de operaciones de gestión de residuos:

1. Prevenir la generación del residuo
2. Reciclado y reutilización
3. Eliminación definitiva y óptima.

Dentro de la última opción de gestión, se destaca la valorización del residuo que permite el *“aprovechamiento de los recursos contenidos en los residuos sin poner en peligro la salud humana y sin utilizar métodos que puedan causar perjuicios al medio ambiente” (Ley 10/1998)*.

Para la biomasa originada a partir de la fitorremediación únicamente se presentan 2 opciones posibles, la valorización de la misma, o su vertido controlado. Es evidente que la valorización supone un método preferible al evitarse los impactos ambientales asociados al vertido al tiempo que se genera algún tipo de retorno.

Por otro lado, (Vigil et al., 2015) analizó para un caso concreto la influencia que tiene la valorización de la biomasa procedente de fitorremediación en la sostenibilidad de la intervención mediante técnicas de Análisis de Ciclo de Vida (ACV), llegando a la conclusión de que en caso de no realizarse algún tipo de aprovechamiento y procederse a su disposición en vertedero, sería improbable que la fitorremediación proporcionara ventajas ambientales respecto a otras técnicas de remediación de suelos.

Por lo tanto, se hace evidente que la valorización sería la primera opción a considerar a la hora de gestionar la biomasa generada en los proyectos de fitorremediación de metales pesados.

A continuación, se procede a presentar distintas tecnologías de valorización susceptibles de ser empleadas para el tratamiento de la biomasa procedente de fitorremediación. Estas tecnologías han sido seleccionadas por estar ampliamente probadas y establecidas como opciones de aprovechamiento de biomasa. Es importante mencionar que ésta no constituye una lista extensiva, si bien conforma una colección representativa de las más importantes, que en el futuro puede ser ampliada.

2.5.5.1. Compostaje

El proceso de compostaje se define como una *“descomposición biológica y estabilización de la materia orgánica, bajo condiciones que permitan un desarrollo de organismos termofílicos como consecuencia de una producción biológica de calor, que da lugar a un producto final estable, libre de patógenos y semillas de malas hierbas y que aplicado al terreno produce un beneficio” (Álvarez de la Puente, 2013)*.

El compost puede ser empleado en actividades agrícolas como fertilizante, sustrato de cultivo o enmienda orgánica, o también puede ser empleado para la restauración de suelos o recubrimiento de vertederos (Navarro et al., 1995).

Cuando el compost es utilizado como fertilizante debe reunir una serie de características tanto físicas como químicas y biológicas, que conforman su aptitud como fertilizante y cuyo cumplimiento le permiten ser comercializado.

Para el caso de la utilización de la biomasa de fitorremediación para compost, es de vital consideración el contenido en metales pesados que se aporta a la mezcla, cuyos límites legales en España vienen legislados por el *Real Decreto 824/2005 sobre productos fertilizantes*. Dicha norma fija los límites de contenido en metales pesados que los productos elaborados con materias primas de origen orgánico, animal o vegetal no podrán superar para su empleo en la elaboración de productos fertilizantes como el compost. Dichas concentraciones pueden consultarse en la Tabla 5 donde:

- Clase A: Productos fertilizantes cuyo contenido en metales pesados no superan ninguno de ellos los valores de la columna A.
- Clase B: Productos fertilizantes cuyo contenido en metales pesados no superan ninguno de ellos los valores de la columna B.
- Clase C: Productos fertilizantes cuyo contenido en metales pesados no superan ninguno de ellos los valores de la columna C.

Tabla 5: Concentraciones límite de metales pesados para materias primas orgánicas de productos fertilizantes (RD 824/2005)

Metal pesado	Límites de concentración		
	Sólidos mg/kg de materia seca		
	Líquidos: mg/kg		
	Clase A	Clase B	Clase C
Cadmio	0,7	2	3
Cobre	70	300	400
Níquel	25	90	100
Plomo	45	150	200
Zinc	200	500	1.000
Mercurio	0,4	1,5	2,5
Cromo (total)	70	250	300
Cromo (VI)	0	0	0

2.5.5.2. Bioetanol

El bioetanol o alcohol etílico, es el etanol que se obtiene como resultado de la fermentación alcohólica de los azúcares que componen la biomasa vegetal.

Principalmente se usan tres tipos de productos para la obtención del bioetanol:

- Azúcares, provenientes de la caña o la remolacha.
- Cereales con alto contenido en almidón que es transformado en azúcares que posteriormente son fermentados como los anteriores.
- Biomasa lignocelulósica para la transformación de su celulosa y hemicelulosa en azúcares y su posterior fermentación.

La producción de etanol emplea principalmente 3 tecnologías:

- Fermentación directa
- Hidrólisis-fermentación
- Gasificación-biosíntesis

La fermentación directa es la tecnología más empleada para la obtención de etanol a partir de sustratos azucarados, y su proceso consiste en tres etapas: pretratamiento de la biomasa, fermentación y destilación del etanol. Esta tecnología está limitada al uso de materia prima de tipo azucarado dado que los microorganismos que intervienen en ella no son capaces de fermentar directamente ni el almidón ni la celulosa.

La hidrólisis-fermentación en cambio, sí admite el empleo de biomasa de tipo amiláceo o lignocelulósico a través del uso de ácidos diluidos, ácidos concentrados o enzimas que rompen los enlaces que mantienen unidos a los azúcares liberándolos y fermentándolos posteriormente.

La gasificación-biosíntesis consiste en someter a la biomasa lignocelulósica a muy altas temperaturas, entre 700 y 1.000°C transformando la biomasa en un gas sintético compuesto principalmente por hidrógeno molecular, monóxido de carbono, dióxido de carbono y metano. Posteriormente, el monóxido de carbono y el hidrógeno molecular son transformados a etanol a través de la acción de bacterias (fermentación), o mediante el uso de catalizadores químicos siguiendo un proceso conocido como “*proceso Fisher-Tropsch*” (Lusquiños, 2013).

Consideraciones en el uso de biomasa procedente de fitorremediación en la producción de bioetanol

Hasta la fecha la investigación relativa a establecer la viabilidad del uso de biomasa procedente de fitorremediación para la producción de bioetanol es muy escasa, aunque algunos autores por han obtenido ya resultados positivos al respecto (Kim et al. 2010; Dhiman et al. 2016).

2.5.5.3. Biodiésel

El biodiésel se define en la Directiva Europea 2009/28/EC relativa al fomento del uso de biocarburantes, como un éster metálico, o metiléster, producido a partir de aceite vegetal o animal de calidad similar al gasóleo, para su empleo como carburante (Luiña, 2013).

El biodiésel, junto con los aceites vegetales y los ésteres etílicos derivado de aceites o grasas, es un biocarburante para motores diésel que se emplea como sustitutivo del petrodiesel. Éste puede emplearse puro, recibiendo la denominación B100, o como es más habitual en mezcla con petrodiesel. Las mezclas más habituales son:

- B100: 100% biodiésel
- B70: 70% biodiesel + 30% petrodiesel
- B50: 50% biodiesel + 50% petrodiesel
- B30: 30% biodiesel + 70% petrodiesel
- B10: 10% biodiesel + 90% petrodiesel

Tipos de materias primas (aceites)

El biodiésel puede producirse a partir de cualquier aceite de origen vegetal o animal. Los aceites vegetales más habituales para la producción de biodiésel son: el aceite de colza, el de semilla de girasol, el de soja y el de palma. Alternativamente, se han encontrado otras especies susceptibles de su producción (Mata et al., 2010):

- *Camelina sativa*
- *Crambe abyssinica*
- *Pogianus sp.*
- *Brassica carinata*
- *Cynara cardunculus*
- *Jatropha curcas*

Consideraciones en el uso de biomasa procedente de fitorremediación en la producción de biodiésel

Hasta el momento no existen evidencias concluyentes de que el empleo de biomasa procedente de fitorremediación, con elevado contenido en metales, afecten a la producción de biodiesel ni a la calidad de éste, e incluso algunos trabajos promueven ya la idea de utilizar este tipo de biomasa para su producción (Shi and Cai 2009; Tian et al. 2015; Li et al. 2015).

2.5.5.4. Biogas

Según IDAE, (2007), “*la digestión anaerobia es un proceso biológico en el que la materia orgánica, en ausencia de oxígeno, y mediante la acción de un grupo de*

bacterias específicas, se descompone en productos gaseosos (biogás) (CH_4 , CO_2 , H_2 , H_2S , etc.), y el digestato, que es una mezcla de productos minerales (N, P, K, Ca, etc.) y compuestos de difícil degradación”.

Este proceso puede aplicarse, entre otros, a residuos ganaderos, agrícolas, y a los residuos de las industrias de transformación de éstos, tales como biomasa, residuos agrícolas, purines, etc. Estos residuos se pueden tratar cada uno de forma independiente o en mezcla con otros, en cuyo caso se suele referir al proceso como co-digestión.

Características del biogás

La composición del biogás depende fundamentalmente del sustrato digerido y del tipo de tecnología utilizada. A continuación, se muestra unos rangos de composición típica:

- 50-70% de metano (CH_4)
- 30-40% de dióxido de carbono (CO_2)
- $\leq 5\%$ de hidrógeno (H_2), ácido sulfídrico (H_2S), y otros gases

El potencial calorífico del biogás es de aproximadamente la mitad del gas natural. Por ejemplo, el de un biogás con un contenido en metano del 60% ronda las 5.500 kcal/Nm³.

La Ilustración 5 muestra las equivalencias energéticas del biogás respecto a otras fuentes de energía (IDAE, 2007):

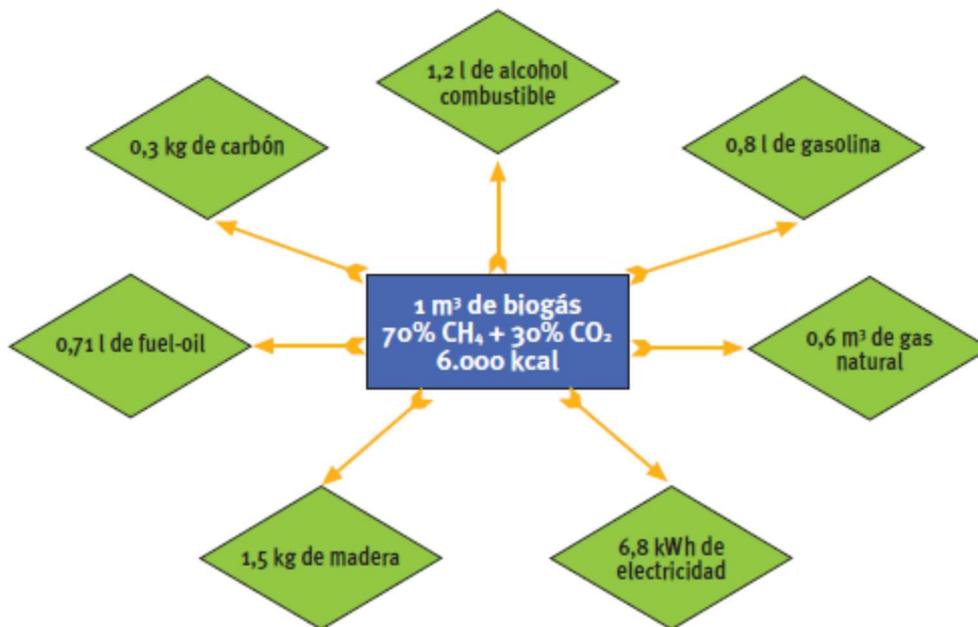


Ilustración 5: Equivalencias energéticas del biogás respecto a otras fuentes de energía (IDAE, 2007)

Usos del biogás

Al tratarse de un combustible gaseoso, el biogás puede emplearse de una manera similar al gas natural. Ejemplos de usos típicos del biogás son:

- Combustión en caldera para generar calor o electricidad
- Uso en motores o turbinas para generación eléctrica.
- Empleo en pilas de combustible previa limpieza de contaminantes
- Inclusión en la red de transporte de gas natural una vez ha sido reformado
- Combustible de automoción
- Materia prima para la síntesis de productos de elevado valor añadido como el metanol o el gas natural licuado

El metano representa la fracción combustible del biogás, luego dependiendo del uso final que se le dé, el resto de compuestos presentes como el agua, H_2S , compuestos orgánicos volátiles, etc., se comportan como impurezas que deben ser retiradas mediante el proceso de reformado.

Por ejemplo, si se pretende inyectar el gas a la red de gas natural, previamente el CO_2 presente debe ser eliminado para aumentar el poder calorífico, así como el H_2S y el agua presentes para evitar problemas por corrosión en las tuberías de suministro.

Uso final	Eliminación de agua	Eliminación del CO ₂	Eliminación del H ₂ S
Producción térmica en caldera (biogás)	1	0	0-1-2
Producción de electricidad en motores estacionarios (biogás)	1 ó 2	0-1-2	1 ó 2
Combustible de vehículos o para turbinas (metano 96%)	2	2	2
Gas natural para calefacción (metano 96%)	2	2	2
Pila de combustible (metano 96%)	2	2	2

Ilustración 6: Tratamiento según el uso final del biogás. (0= no tratamiento, 1= tratamiento parcial, 2=tratamiento elevado). (IDAE, 2007)

Tipos de materias primas para la producción de biogás

El sustrato que se introduce en el digestor puede ser muy variado ya que este proceso se emplea principalmente para la puesta en valor de residuos orgánicos. De ese modo, es frecuente el empleo de:

- Residuos ganaderos y animales
- Residuos hortofrutícolas
- Cultivos energéticos
- Residuos de la industrias lácteas y aceiteras
- Lodos de depuradora

Consideraciones en el uso de biomasa procedente de fitorremediación en la producción de biogás

La información existente relativa a las consecuencias de utilizar biomasa con altos contenidos en metales pesados para la producción de biogás es muy limitada. Es conocido que la presencia de metales en la digestión afecta a las enzimas responsables de la "rotura" de las partículas de biomasa. Según Marchai, (1992) algunos metales resultan tóxicos para los organismos responsables de la digestión anaerobia, incluso aunque se encuentren presentes en bajas concentraciones, debido a que los iones metálicos inactivan los grupos funcionales de sus enzimas inhibiendo la digestión. Por otro lado, experimentos en digestión de lodos de depuradora contaminados con metales muestran que la presencia de algunos metales siempre causa reducciones en el rendimiento en biogás, en mayor medida el Cr y seguido del Ni, Cu y Zn (Wong and Cheung, 1995). Sin embargo, otros estudios realizados por (Singhal and Rai 2003; Verma et al. 2007) que emplearon

como sustrato plantas que habían sido utilizadas para fitorremediar efluentes industriales se encontraron con rendimientos en biogás mayores que con las plantas de control que habían crecido en sustratos no contaminados. Es por esta razón que aunque se considera probado que la presencia de metales afecta de algún modo a la producción de biogás, ésta no puede considerarse por el momento de forma concluyente (Witters et al., 2012b).

2.6. LA SOSTENIBILIDAD COMO FACTOR DECISIVO PARA LA FITORREMEDIACIÓN

La definición de desarrollo sostenible con mayor aceptación es la propuesta por el informe Bruntland (1987) que lo define como “*la capacidad de satisfacer las necesidades de la actual generación sin sacrificar la capacidad de futuras generaciones de satisfacer sus propias necesidades*”. Tanto en esta definición, como en los posteriores desarrollos del concepto, la sostenibilidad no se considera exclusivamente desde un punto de vista medioambiental, sino que abarca 3 aspectos que a su vez están interrelacionados entre sí, por lo que se habla de sostenibilidad medioambiental, sostenibilidad social y sostenibilidad económica, precisándose la satisfacción de estos tres aspectos para poder establecer que un producto o servicio pueda ser calificado como sostenible.

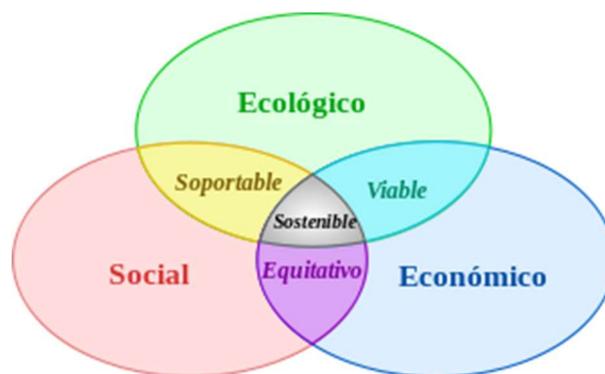


Ilustración 7: Los tres pilares del desarrollo sostenible (Drèo a través de Wikipedia)

A partir de la pasada década, la sostenibilidad ha empezado a aparecer como un factor a tener en cuenta en la toma de decisiones en materia de remediación de suelos contaminados y varias iniciativas han tenido lugar para su uso como factor de decisión. Onwubuya (2013) define la remediación sostenible como aquella remediación que alcanza los objetivos de reducción de riesgo ambiental del presente, mientras considera y minimiza los impactos ambientales, sociales y económicos del presente y del futuro. Según este autor, la remediación ideal es aquella que elimina o minimiza los riesgos de una forma segura y oportuna, y maximiza los elementos clave de la sostenibilidad (social, económica y ambiental) durante su implementación.

Según SuRF-UK (2010) la aplicación de los principios de remediación sostenible trae los siguientes beneficios:

- Maximizar el valor proporcionado por los trabajos de remediación al optimizar el ratio coste/beneficio.
- Ahorros económicos al evitar trabajos de remediación insostenibles o innecesarios.
- Gestión eficiente de los riesgos a la salud humana y al medio ambiente asociados con la contaminación presente en el suelo.
- Minimización del impacto de los trabajos de remediación en el medio y las comunidades vecinas.
- Demuestra compromiso con el desarrollo sostenible.
- Proporciona impactos positivos en la reputación empresarial y relaciones públicas.
- Hace más riguroso el proceso de toma de decisiones

Las técnicas convencionales de remediación pueden recuperar los suelos en cortos periodos de tiempo mientras que conllevan notables aspectos negativos. Por ejemplo, las propiedades edáficas del suelo pueden verse afectadas de forma irreversible ya que se elimina toda la biodiversidad presente, así como destruye la estructura edáfica. Como resultado, tras la remediación el suelo no permite un aprovechamiento agrícola (Vangronsveld and Cunningham, 1998). Además, las tecnologías convencionales conllevan grandes costes económicos por hectárea haciendo la remediación aún más insostenible (Masciandaro et al., 2014). Por otro lado, otros problemas prácticos pueden aparecer durante los trabajos de remediación como en el caso de la excavación del suelo, al no poder reemplazarlo por otro suelo limpio debido a la falta de disponibilidad del mismo, o a la emisión de gases de efecto invernadero causados por el uso de maquinaria pesada y otros procesos de gran consumo energético (Witters et al., 2012b). En contraposición a estas técnicas aparece la fitorremediación, que presenta unos costes económicos y cargas ambientales mucho más reducidas, por lo que puede considerarse una técnica sostenible, aunque consideraciones de corte ambiental también deben de tenerse en cuenta, principalmente la gestión *a posteriori* de la biomasa generada. Es importante destacar también que la fitoextracción encaja con las preferencias establecidas en el RD 9/2005, de 14 de enero que prima aquellas técnicas de remediación en las que se destruyan o extraigan los contaminantes del suelo y que no requieran de la excavación del mismo, lo que implica un gran interés para las administraciones en el empleo de esta tecnología.

La principal desventaja de la fitorremediación frente a las técnicas convencionales son los prolongados periodos necesarios para alcanzar la descontaminación, que generalmente se cuentan en décadas. Por ejemplo, las estimaciones mostradas en la Tabla 4 llegan a los 188 años. Además del tiempo que la propiedad debe esperar por el terreno para ser descontaminado, se une el problema de la necesidad de

realizar aportaciones económicas en mayor o menor medida durante todo el periodo, lo que precisaría de la voluntad de 6 o 7 generaciones, cuyo mantenimiento es difícil que pueda asegurarse al inicio del proyecto.

Sin embargo, es importante establecer que simples cambios regulativos podrían acortar significativamente estos plazos. La legislación actual prima la remoción o eliminación del contaminante, por lo que los NGRs están basados en concentraciones totales de metal en el suelo. Si se atiende en su lugar a la fracción biodisponible del metal, es decir, aquella parte en la que el metal está disuelto en agua y en una forma fácilmente asimilable para la planta, los periodos de remediación se reducen notablemente pasando de décadas a años (Jaco Vangronsveld et al., 2009). Algunas investigaciones ya apuntan a este hecho, mostrando que es posible eliminar la fracción biodisponible de los metales en suelos contaminados en unos pocos años (Herzig et al., 2005; 2007; 2008). Cabe destacar que la fracción biodisponible está considerada como el principal riesgo de movilización de contaminantes del suelo a la cadena alimentaria y aguas subterráneas (Karlaganis, 2001), por lo que si la legislación se dirigiese en esta dirección, al tiempo que se controlarían los riesgos ambientales de los suelos contaminados, se promovería el empleo de la fitorremediación aprovechando sus numerosas ventajas. Rosique (2016) en una reciente tesis doctoral que revisa el estado de la legislación actual respecto a la gestión de los residuos y suelos contaminados provenientes de la minería metálica llega a similares conclusiones, al establecer que el tratamiento jurídico actual necesita de una *“clara actualización y dinamización que asegure su confluencia con el nivel de conocimientos científicos y técnicos”*. Según dicha autora, la normativa debería asumir aspectos fundamentales como la biodisponibilidad, entre otros, en lugar de únicamente prestar atención a la concentración total del contaminante.

Con el marco legislativo actual, se hace evidente que desde un punto de vista estrictamente técnico las técnicas de remediación convencionales son más efectivas a la hora de alcanzar la descontaminación de un suelo, por lo que se puede establecer que la fitorremediación es únicamente competitiva respecto a dichas técnicas si se tiene a la sostenibilidad como eje central de las decisiones.

A su vez, tal y como fue mencionado en el apartado anterior, la valorización de la biomasa generada puede condicionar la bondad ambiental de estas técnicas, por lo que se debe primar su aprovechamiento por encima de la disposición de la misma. Se hace evidente por lo tanto que la consideración de la componente ambiental en los proyectos pasa por adoptar una perspectiva holística que no considere únicamente los impactos de cultivo, sino todas las implicaciones tanto aguas arriba como aguas abajo de la plantación o siembra. De este modo, se estima más correcto dejar de hablar de cultivo remediador, para introducir el concepto de **sistema fitorremediador**, entendiéndose éste como *el conjunto de todas las actividades necesarias para la fitorremediación del suelo hasta la gestión final de la biomasa*

producida. De este modo, se define el sistema fitorremediador como una 3-tupla **cultivo-transporte-gestión de la biomasa**, permitiendo una valoración ambiental, técnica, social y económica más rigurosa.

Debido a la necesidad de acceso radicular por parte de la planta y a las bajas velocidades de remoción de metales del suelo, la fitorremediación de metales pesados a través de la estrategia de fitoextracción está restringida a emplazamientos con una profundidad de contaminación de menos de 30-40 cm, con bajas concentraciones de metal para poder lograr la descontaminación en un período de tiempo razonable.

Por ejemplo, los suelos que sufren contaminación por emisiones industriales difusas a menudo producen este tipo de condiciones, que además, tienden a propagarse sobre vastas superficies, donde la descontaminación mediante tecnologías convencionales sería inasumible tanto económica como medioambientalmente, constituyendo un caso típico de suelo candidato a la remediación por medio de esta técnica.

Por otro lado, la tipología de casos candidatos a la fitorremediación podría aumentarse si se orienta ésta como una técnica transitoria hasta que se implemente algún otro tipo de remediación, es decir, no buscando la descontaminación total del suelo, sino mantenerlo “ocupado” durante un cierto periodo de tiempo. Es en este contexto donde el concepto de fitoatenuación introducido en (Meers et al., 2010) cobra relevancia. La **fitoatenuación** propone que el fin de la descontaminación por medio de plantas pase a un segundo plano, orientando su utilización hacia la reducción de los riesgos ambientales inherentes a las altas concentraciones de metales presentes, y a proporcionar un uso alternativo del suelo. Esta nueva orientación pretende utilizar plantas para proporcionar algún tipo de retorno a la propiedad del terreno al tiempo que, aunque lentamente, dichas plantas van reduciendo paulatinamente la concentración del contaminante. De este modo, en lugar de buscar plantas hiperacumuladoras, o especies con altas productividades por hectárea, se utilizan plantas que puedan ser valorizadas o comercializadas de algún modo y si es posible, presenten altas tasas de extracción de metales. Los cultivos agrícolas destinados a alimentación animal o humana están en principio excluidos dados los riesgos de que los metales entren la cadena trófica, por lo que las investigaciones orientadas hacia la aplicación de la fitoatenuación han utilizado principalmente especies energéticas como *Miscanthus* (Cheng et al., 2015a) maíz (Cheng et al. 2015b; Meers et al. 2010) y chopo (Shim et al., 2013). Además de especies energéticas, podrían ser de potencial interés las productoras de fibras para su uso industrial o textil, y muy especialmente las especies forestales. Estas últimas tienen un alto potencial debido a que su utilización exige también largos periodos de tiempo, pero bajos aportes económicos a lo largo de todo el ciclo productivo, más adecuados para proyectos de fitoatenuación que otros cultivos agrícolas que exigen de trabajos anuales de cultivo, fertilización, recolección, etc.

Existen ya numerosas investigaciones relacionadas con la utilización de especies forestales para proyectos de fitorremediación, sin embargo, éstas analizan principalmente la captura de los metales por parte de las hojas de los árboles, cuya gestión es altamente compleja al ir éstas desprendiéndose de forma estacional en las especies caducifolias y de forma paulatina en las perennifolias, por lo que tras su caída en el suelo, los metales serían devueltos de nuevo al suelo. Además, dada la lentitud de crecimiento se suelen hacer los ensayos con plantones cuyas tasas de extracción y crecimiento pueden no ser representativas de las que se obtendrían durante la etapa adulta de la planta. En su lugar, sería conveniente conocer en qué grado los metales acumulados son inmovilizados en los tejidos leñosos una vez el árbol alcanza su turno de corta, lo que permitiría realizar estimaciones de la cantidad total de metales que podrían ser extraídos del suelo y por tanto predecir plazos de descontaminación. Por otro lado, el uso de especies forestales presentaría una ventaja añadida debido a su uso final, ya que la gestión posterior de la biomasa se facilitaría en numerosos casos cuando, por ejemplo, la madera fuese utilizada con fines estructurales o como materia prima de la industria de mobiliario, al reducirse notablemente el riesgo de reintroducción de los metales en el ecosistema.

2.7. ANÁLISIS DE LA EVOLUCIÓN DE LA TÉCNICA EN EL ÁMBITO CIENTÍFICO

La fitorremediación aun a día de hoy ha conseguido de una forma muy limitada saltar de la escala laboratorio a la escala real. Dicho de otra forma, podría establecerse que la tecnología se encuentra aún dando el paso desde la ciencia a la técnica.

Por lo tanto, para analizar correctamente la evolución de la fitorremediación se atiende a la misma desde dos vertientes:

- La **científica**, a través de una revisión cronológica de la bibliografía científica hasta la fecha, focalizada en los tópicos de interés para el desarrollo de esta tesis doctoral.
- La **técnica**, a través de un análisis de los SADs existentes en fitorremediación.

2.7.1. Hitos en la investigación en fitorremediación de suelos contaminados por metales pesados

Se puede decir que el interés sobre la fitorremediación de metales pesados nace aproximadamente en 1995 con la publicación del trabajo *Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants* (Salt et al., 1995) en el que se presentó la tecnología y su tres principales variantes: Fitoextracción, rizofiltración y fitoestabilización. Como es natural, las primeras investigaciones fueron dedicadas a la difusión de la técnica, a hipotetizar sobre sus posibles aplicaciones y a promover su uso. Así mismo, Raskin (1995) empieza a tomar medidas cuantitativas de la acumulación de metales en plantas. En esta publicación ya se aportan tasas de fitoextracción para el plomo, cromo, cadmio, níquel y zinc en *Brassica juncea*.

Ya en 1996, se publican los primeros trabajos que están dirigidos a la optimización de la recuperación. Raskin (1996) fue ya el primero en proponer la idea de utilizar plantas modificadas genéticamente para obtener mayores tasas de extracción. Para poner en práctica la mejora genética dirigida a mejorar las posibilidades de recuperación de suelos, se hace imprescindible comprender los mecanismos de absorción y almacenamiento de metales por parte de las plantas y la investigación básica en este tema se empieza a dirigir por esta vía. Ow (1996) publica un *review* en el que se describen todos los avances hasta la fecha en dicha línea. Paralelamente, es en este año cuando también la investigación en el tema se empieza a dirigir en la vía de su aplicación para resolver problemas concretos, buscando especies, principalmente cultivos comunes, que sirvan para descontaminar un determinado suelo. Huang and Cunningham (1996) realizan una búsqueda selectiva de especies y cultivares para extraer plomo de un caso práctico. Se miden en igualdad de condiciones la acumulación de este metal en brotes y raíz de las siguientes plantas: *Triticum aestivum*, *Thlaspi rotundifolium*, *Thlaspi caerulescens*.

Brassica juncea, *Ambrosia artemisiifolia* L. y *Zea mays*, resultando esta última como la más prometedora.

En 1997 se comienza a explorar la opción de añadir agentes quelantes con objeto de aumentar la solubilidad de los metales en el suelo y así poder aumentar las tasas de fitoextracción de las plantas. Huang et al. (1997) observa como la tasa de acumulación de plomo en *Zea mays* y el *Pisum sativum* se multiplica hasta por 20 veces tras la adición de EDTA. Este autor, además, testó la utilización como quelantes del HEDTA, DTPA, EGTA y EDDHA aunque con peores resultados. En este año también se explora la utilización de la tecnología para la descontaminación de suelos con cadmio y zinc. Ebbs et al. (1997) midió la fitoextracción de *Brassica juncea*, *B. napus*, *B. rapa*, *Thlaspi caerulescens*, *Agrostis capillaris* y *Festuca rubra*, encontrando los mejores resultados en las especies del género *Brassica*.

En 1998 se empieza a investigar el uso de arbóreas para la recuperación de suelos contaminados por metales pesados. Johnson et al. (1998) midió el contenido en cadmio y zinc en diferentes órganos (hojas, tallos y raíces) de ejemplares desarrollados bajo condiciones de laboratorio de *Populus deltoides* y *Pinus tada*.

En (1999) Robinson et al. aplican por primera vez la fitoextracción para suelos contaminados por níquel. En este año además, se inicia la investigación sobre las interacciones entre el suelo, la concentración de metales y el desarrollo de las plantas fitorremediadoras. Por ejemplo, Schwartz et al. (1999) estudia el desarrollo radical del *Thlaspi caerulescens* en suelos con altas concentraciones de zinc, cadmio y plomo. Por otro lado, en este año se publica el primer modelo integral de absorción y acumulación de metales en los tejidos vegetales. Brennan and Shelley (1999) desarrollan un modelo físico dinámico que simula la extracción y translocación de plomo en una planta de maíz. Además, este modelo ya permite predecir plazos de remediación y contaminación residual tras el tratamiento, con objeto de servir de ayuda a la hora de elegir la tecnología de fitoextracción más adecuada para un caso concreto. También, en esta época se empiezan ya a sugerir aplicaciones concretas de la tecnología como Prasad and De Oliveira Freitas (1999) que proponen su uso para la recuperación de suelos con minerales de tipo serpentina y zonas afectadas por actividades mineras. Igualmente, se empieza a investigar la utilización de plantas del género *Salix* para su uso en fitorremediación, que serán uno de los géneros más ampliamente utilizados para fitoextracción (Punshon and Dickinson, 1999).

En el año 2000, se investigan nuevos compuestos para su incorporación en suelos con el objeto de aumentar las tasas fitoextractivas. Kayser et al. (2000) estudia la utilización de Nitriloacetato (NTA) y azufre elemental. Este año también se empieza a investigar el posible impacto causado por la fitorremediación en los ecosistemas locales en donde se practique. Pawlowska et al. (2000) analizó los efectos que produce la fitoextracción con *Silene vulgaris*, *Thlaspi caerulescens* y *Zea mays* en hongos micorrícicos encontrando que tanto la cantidad como la composición del mix

de especies micorrícicas se ven fuertemente afectados tanto por la especie seleccionada como por las prácticas agronómicas utilizadas. Por otro lado, este año se incluye el cobalto dentro de la lista de los metales fitoextraíbles en suelos. Malik et al. (2000) probó la utilización de *Brassica juncea*, *Alyssum murale* y *Nyssa sylvatica* encontrando estas últimas dos especies como adecuadas para tal efecto. Finalmente, ya con miras a la aplicación de la tecnología en campo, Gonnelli et al. (2000) desarrolla un modelo matemático a partir de los datos in vitro de extracción y crecimiento que se realizan como paso previo para la selección de las plantas más adecuadas, que pretende prever los tiempos de recuperación, número de cosechas necesarias y concentración resultante de metales.

En el año 2001 se empieza a investigar sobre el uso de hongos micorrícicos con objeto de aumentar las tasas de fitoextracción. Davies Jr. et al. (2001) midieron la acumulación de Cr trivalente y Cr divalente en plantas de la especie *Helianthus annuus* en las que un grupo fue inoculado con la micorriza arbuscular *Glomus intraradices* y otro se dejó a modo de control. Los autores encontraron que las micorrizas aumentaron la capacidad de los girasoles para tolerar y acumular Cr. También este año se empezó a investigar el efecto de la temperatura radical en las tasas de fitoextracción. Baghour et al. (2001) cubrió 4 grupos de plantas de patata con distintos tipos de plástico que mantenían las raíces a diferentes temperaturas y dejó uno libre a modo de control, para posteriormente medir la acumulación de varios metales. Las temperaturas medias radicales que se obtuvieron fueron de 16 (control), 20, 23, 27 y 30 °C. Aun tratándose de plantas tuberculosas, los metales se distribuyeron en todos los órganos de la planta excepto para el caso del arsénico, aunque la mayor concentración se localizó en el sistema radical. Como resultado, la acumulación del grupo que se encontraba a 27° C fue notablemente mayor postulando la inclusión del control térmico de las raíces como método de optimización de la fitoextracción de contaminantes. Dentro de la estrategia de búsqueda de nuevas especies adecuadas para la fitoextracción de metales, parte de la investigación publicada se dirige a la búsqueda de plantas que crecen espontáneamente en suelos metalíferos. Schwartz et al. (2001) buscó nuevas hiperacumuladoras de zinc en una fundición abandonada cuyo suelo presentaba concentraciones muy elevadas de este metal. Por otro lado, la investigación continuó este año buscando y analizando los aspectos de la técnica más relevantes a la hora de su aplicación en condiciones reales en campo. Angle et al. (2001) establecieron que era necesario profundizar en varios aspectos prácticos para cada especie y caso concreto como la influencia de la labor del suelo en el pH y disponibilidad de nutrientes y metales para la planta, y la optimización de los productos fitosanitarios a utilizar desde el punto de vista extractivo. Este año también, se propone por primera vez la utilización de agentes quelantes naturales como alternativa a los artificiales. Shenker et al. (2001) estudia la opción de potenciar la fitorremediación de suelos contaminados por cadmio con phytosiderophoros por las especies *Triticum aestivum* y *Hordeum vulgare*.

En el año 2002 avanza la investigación en busca de nuevas técnicas para aumentar las tasas de fitoextracción. Por ejemplo, Deng et al. (2002) analizaron la posibilidad de aplicar campos eléctricos al suelo con objeto de aumentar la biodisponibilidad de los metales, aunque concluyeron que dicha tecnología no era viable. Por otro lado, en esta época ya se empieza a plantear que es más idónea la utilización de plantas de alta biomasa y crecimiento rápido en detrimento de las hiperacumuladoras que por lo general son de crecimiento lento. Shen et al. (2002) estudian la eliminación de Plomo en suelo por parte de varias especies de crecimiento rápido en China. Este año también, se empieza a explorar la utilización de arbustos para la fitorremediación de metales. Sahi et al. (2002) analiza de manera satisfactoria el uso del arbusto *Sesbania drummondii* para la remediación de suelos contaminados por Plomo.

En el año 2003 la investigación con vistas a trasladar la tecnología aún en fase experimental a escala comercial da un gran salto. B. Robinson et al. (2003) desarrolla un SAD con objeto de predecir el efecto de la fitoextracción en la concentración de metales en suelo y su distribución así como una metodología para la evaluación de su viabilidad económica mediante la comparación de lo que ocurriría si o bien no se remedia el suelo, o si se aplica la **Mejor Técnica Disponible** (MTD). Esta publicación vino ligada al lanzamiento del primer y único hasta la fecha software para la selección de las plantas más adecuadas para la remediación de un suelo contaminado, llamada **PhytoDSS** que se basaba en los modelos aquí descritos. En sus conclusiones se identifica el tiempo de remediación como la principal barrera para la difusión comercial de la tecnología aunque lo considera salvable si se combina con un aprovechamiento económico de algún tipo como el forestal. Por otro lado, otros autores continúan avanzando para dar el paso a la fase comercial como Li et al. (2003) que publican los resultados previos del desarrollo de una tecnología comercial de fitoextracción de níquel, así como las consideraciones tanto técnicas como económicas de ésta. Paralelamente, este año la investigación básica avanza en la línea de analizar cómo las condiciones edáficas afectan a la tasa de fitoextracción, como por ejemplo (Angle et al., 2003) que estudia cómo la humedad del suelo modifica la acumulación de Níquel por parte de *Alyssum murale* y *Berkheya coddii* y de Zinc por *Thalaspis caerulescens*.

En el año 2004 se puede destacar el artículo de Sas-Nowosielska et al. (2004) en el que por primera vez se aborda con profundidad el problema de la disposición de la biomasa rica en metales procedente de la fitorremediación. En este *paper* se analizan los pros y contras de la incineración, envío a vertedero, compostaje, pirolisis, compactación y extracción líquida concluyendo que la incineración en una fundición sería la más adecuada desde un punto de vista económico y ambiental.

En el año (2005) Li et al. comienza a estudiar el efecto que tienen las sucesivas cosechas en el tiempo en la acumulación de Ar y la eficiencia fitoextractora del *Pteris vittata*, encontrando que posteriores cosechas son más eficientes que la primera. En este año también se continúa estudiando qué se puede hacer con la biomasa

obtenida como residuo de la fitorremediación; Keller et al. (2005) investigaron en laboratorio la posibilidad de aplicarle tratamientos térmicos a la biomasa rica en metales. En su estudio sometieron a hojas de *Thalaspis caerulescens* y *Salix vitaminalis* con altas concentraciones de Cd y Zn a los tratamientos térmicos de gasificación e incineración y estudiaron la posibilidad de recuperar los materiales volatilizados. Concluyeron que la gasificación es un mejor método para la recuperación de metales y que la incineración o co-incineración es también una opción viable para la gestión de la biomasa. Siguiendo la línea anterior, Ghosh and Singh (2005) publican un *review* en el que se condensa la investigación existente hasta ese entonces relativa a la utilización de la biomasa residual procedente de la fitorremediación. Este año también es relevante para el desarrollo de la técnica en tanto a que por primera vez se cuestiona la sostenibilidad de la fitorremediación y se sugiere que ésta también conlleva unos ciertos impactos y riesgos que deben ser adecuadamente valorados (Angle and Linacre, 2005).

En el año (2006) Yadav and Mathur desarrollan un nuevo modelo en el que se tiene en cuenta la dinámica de los contaminantes en la rizosfera. Dicho modelo consta de tres módulos, y en el último de éstos se predice el tiempo necesario para la recuperación del suelo bajo diferentes condiciones locales.

La investigación en la fitorremediación de metales pesados destaca en el año 2007 por dos aspectos fundamentales. En primer lugar se avanza en la modelización de los procesos que tienen lugar en la fitoextracción y por otro la investigación avanza con objeto de trasladar la tecnología a la fase comercial. Japenga et al. (2007) proponen un nuevo modelo basado en experimentos propios donde se mezclaba suelo contaminado con suelo similar no contaminado, con el objeto de simular las condiciones que las plantas se encontrarían a medida que la concentración de metales se fuese reduciendo debido a las sucesivas cosechas. Sus resultados muestran que la concentración de metal en suelo y la acumulación en planta sigue una relación logarítmica lineal que puede servir para predecir la evolución temporal de ambas magnitudes. No obstante, cabe destacar que los propios autores establecen sus reservas de la precisión que se podría alcanzar a la hora de extrapolar dichas rectas logarítmicas desde experimentos piloto en invernadero a condiciones reales. También Audet and Charest (2007) realizan una extensa revisión bibliográfica de las tasas de fitoextracción y los rendimientos de biomasa para varias especies. Al confrontar estos datos con las concentraciones de metal en suelo se encontraron que en efecto la acumulación de metales en planta está positivamente correlacionada con la concentración en suelo, mientras que el crecimiento de la planta está negativamente correlacionado para la mayoría de los metales testados. Por su parte, Macted et al. (2007) propuso otro modelo predictivo de fitoextracción específico para la eliminación de Cd y Zn en suelos utilizando la hiperacumuladora *Thalaspis caerulescens*.

En el año 2008 se continúa avanzando en la utilización de plantas de alta producción en biomasa en lugar de hiperacumuladoras. Hernández-Allica et al. (2008) prueba varias especies con capacidad de acumular metales encontrando en experimentos hidropónicos tasas muy altas de acumulación de Pb en *Zea mais* cult. Ranchero, de Zn en *Brassica napus* cult. Karat y de Cd en *Cynara cardunculus* cult. Peralta. Por otro lado, las investigaciones orientadas a la predicción de las tasas de acumulación de metales en plantas a través de modelos continuaron siendo llevadas a cabo con el objetivo principal de estimar el tiempo de descontaminación de suelos para casos concretos. Verdillo and Homae (2008) desarrollaron un modelo para estimar la tasa de acumulación de Cadmio y Zinc por parte de *Barbarea verna* y *Spinacia oleracea* aplicando modelos lineales de isotermas de adsorción. Durante la fase de validación de dicha investigación se encontró que dicho modelo proporcionó predicciones fiables para la remediación de Pb, mientras que los resultados para el Cb no fueron concluyentes.

En el año (2009) H.-M. Liang et al. avanzan en las metodologías de selección de especies para la remediación de suelos mediante un sistema que pretende predecir el factor de bioconcentración (BCF) a través de la aplicación de modelos lineales jerárquicos a datos obtenidos sistemáticamente de la literatura científica. Dichos modelos proporcionan una relación lineal entre el BCF y la concentración de metal en suelo que posteriormente es aplicada a un algoritmo recurrente que permite predecir el número de cosechas, y por extensión el tiempo necesario, para reducir en una proporción requerida la concentración de metales en suelo. En este año se publica un extenso e influyente *review* sobre los avances de la técnica haciendo énfasis en los resultados obtenidos en las limitadas experiencias de campo realizadas hasta la fecha (J. Vangronsveld et al., 2009). Tras una extensa discusión se establece que el uso de hiperacumuladores se recomienda para condiciones locales en las que puedan aparecer posibles problemas de fitotoxicidad por ser éstas menos sensibles a tales factores. También se recomienda su uso para casos en los que los metales acumulados pueden ser reciclados a posteriori. Por otro lado, también se establece la profundidad a la que se encuentran los metales como factor de selección de especies ya que a partir de 20-30cm se recomienda el uso de arbóreas por tener un sistema radical más profundo. Dentro de este grupo son recomendados especialmente el uso de ejemplares del género *Salix* y del género *Populus* por las positivas experiencias reportadas con éstos. Este paper también aporta los primeros resultados que arrojan las experiencias en campo relativas a fitoextracción en Europa. En dichos resultados se confirma la idoneidad del *Thalaspis caerulescens* para la recuperación de suelos contaminados por Zn y Cd. Los resultados de las experiencias de campo también confirmaron la idoneidad de las especies del género *Salix*, de la *Nicotiana tabacum* y del *Zea mays* para el tratamiento de suelos contaminados por Cd. Esta publicación también repasa el conocimiento relativo a los aspectos económicos de la fitorremediación estableciendo por un lado que, la fitorremediación es una técnica más barata que las actuales tecnologías convencionales como por ejemplo la excavación y envío a vertedero, y

por otro, que es posible obtener rendimientos económicos a partir de la biomasa generada como la producción energética, la recuperación de metales mediante fitominería o los retornos que el suelo descontaminado puede proveer en el futuro.

En el año (2010) Meers et al. introducen el concepto de “Fitoatenuación” presentado en el Apartado 2.6,. Por otro lado, este paper una vez más hace hincapié en el hecho de que la viabilidad de los proyectos de fitorremediación pasa por conseguir un retorno económico de algún tipo que, o bien cubra todos los gastos de ésta en el tiempo, o que al menos contribuya a su sostenibilidad económica. Este año también se publica otro influyente *review* en el que se resumen los resultados de la iniciativa europea COST Action 859. M. Mench et al. (2010) repasa todos los conceptos y conocimientos en la materia y después los analiza en conjunto con los resultados obtenidos durante 5 años de investigación entre 2004 y 2009 dedicada al análisis de los mecanismos básicos de la fitorremediación y al estudio de su aplicación a escalas real y comercial en el que se incluyen numerosos estudios a nivel de campo. Este estudio, recalca que la principal barrera que se encuentra la fitorremediación para su paso a la escala comercial son los largos periodos de recuperación. No obstante, establece que la legislación sobre suelos contaminados actual se basa en concentraciones totales de metales en suelo, menos adecuada que una que considerara la fracción biodisponible más orientada al riesgo ecológico y humano. De realizarse este cambio en la orientación de la legislación, los tiempos de remediación se reducirían notablemente y la fitoextracción sería una técnica más atractiva. También establece que el uso de hiperacumuladores no suele ser adecuado en detrimento de plantas con alta producción de biomasa debido a que generalmente los primeros son de crecimiento lento y de baja productividad másica que no les hace viables para su uso agrícola. Por otro lado, también establece que los retornos económicos de la fitorremediación son generalmente favorables (conversión energética de biomasa, recuperación de metales valiosos...) aunque éstos deben ser optimizados dado que en muchos casos las tecnologías necesarias para llevarlos a cabo no están fácilmente disponibles y suele haber una falta de infraestructura que ligue de forma óptima el proceso de producción de biomasa con el aprovechamiento. Por otro lado, también se establece que a la hora de seleccionar las plantas adecuadas, tanto los factores pre-cosecha como los pos-cosecha deben ser correctamente evaluados. Por ejemplo, el uso de una sola especie en régimen de monocultivo agrícola presenta numerosos perjuicios ambientales que deben ser considerados y en ocasiones rotaciones de cultivos u otras prácticas agrícolas serían más adecuadas. Además, se muestra cómo a la hora de analizar la viabilidad ambiental de la técnica, todo el ciclo de vida de las plantas y la evolución de los ecosistemas afectados por la fitorremediación deberían ser evaluados. Otro paper publicado en 2010 analiza la viabilidad económica de la fitorremediación de metales. Thewys et al. (2010) muestra como la fitoextracción de Cd con cultivos energéticos es económicamente viable. Finalmente, en este año se avanza en las metodologías de selección para plantas fitorremediadoras mediante una comparativa de los parámetros típicos para caracterizar el potencial fitoextractor de una planta: Factor

de bioconcentración (BCF), Índice de translocación (IT), Índice de tolerancia y Acumulación de metal en los tejidos.

En el año 2011 se avanza en la investigación sobre la valorización de la biomasa procedente de fitorremediación de metales mediante el trabajo de Šyc et al. (2011) que analiza la transferencia de los metales presentes en la biomasa procedente de fitorremediación hacia los productos de gasificación, resultando que con la excepción del Cd, todos los metales testados (Cu, Ni, Pb y Zn) se transfieren en gran proporción. Este mismo año, Guala et al. (2011) propone un modelo no lineal predictivo de la tasa de fitoextracción que pretende servir de base para un sistema de ayuda a la decisión (SAD). Dicho modelo permite predecir la reducción esperada de biomasa en función del aumento de la concentración de metales pesados en los tejidos de las plantas con objeto de establecer la tasa máxima extraíble para un caso concreto. Finalmente, este año también Rahman et al. (2011) analiza la conveniencia de utilizar estimuladores de fitoextracción, como los agentes quelantes, a través de un evaluación de los impactos ambientales debidos a su adición.

En el año 2012 se avanza en la modelización de la acumulación de metales en plantas. Chen et al. (2012) proponen modelos de declive lineales y exponenciales con objeto de predecir la relación entre el contenido de Cd en planta y su peso seco. Por otro lado, la sostenibilidad de la técnica es profundamente analizada este año en los trabajos publicados por Witters et al. El primer artículo (Witters et al., 2012a) analiza varias especies de rápido crecimiento utilizables para la fitorremediación de un suelo ligeramente contaminado por Cd en la región de Campine, en Bélgica. Dicho estudio aplica un Análisis de Ciclo de Vida a varios cultivos de rápido crecimiento (*Salix*, *Zea mais* y *Brassica napus*) y analiza la huella de carbono de su cultivo y cosecha junto con las posibles rutas de conversión en energética de su biomasa teniendo en cuenta las implicaciones marginales de las altas concentraciones de metal. Como resultado, se obtiene que la digestión anaeróbica del ensilado de maíz presenta los mejores rendimientos tanto en producción neta energética como en captura de CO₂. Complementando a la anterior publicación, los mismos autores presentan en la segunda parte de su estudio un análisis económico de la captura de CO₂ del mismo caso (Witters et al., 2012b). Como resultado se obtiene que la captura de CO₂ proporciona unos beneficios que fluctúan entre 55 y 501€ por hectárea, Dichos retornos se obtendrían utilizando las mismas especies y rutas de conversión energética en terrenos donde la fitorremediación no sea necesaria, pero estos datos pueden ser utilizados para análisis económicos comparativos más rigurosos de la fitorremediación respecto a otras tecnologías de remediación.

En el año 2013 se avanza en la investigación sobre el aprovechamiento de la biomasa procedente de fitorremediación. Delplanque et al. (2013) analizaron la distribución de los metales presentes en la biomasa en los productos finales de la combustión. Se incineraron muestras de biomasa del género *Salix* que se habían desarrollado en suelos contaminados por Zn y Cd y que habían

conseguido reducciones netas de los metales en suelo tras varios ciclos de cosechas. Posteriormente la biomasa era introducida en una planta de incineración de biomasa para su posterior conversión energética. Como resultado se obtuvo que los metales migran en mayor proporción hacia las cenizas volantes por lo que se precisaría la instalación de sistemas de depuración de gases. Por otro lado, dichas concentraciones en gas fueron comparadas con las obtenidas para muestras de biomasa que habían sido producidas en suelos libres de contaminación por metales obteniendo similares resultados, lo que confirma que la biomasa procedente de fitorremediación puede ser aprovechada para la generación de energía eléctrica.

La investigación en fitorremediación de suelos pesados en el año 2014 se ha caracterizado principalmente por dos líneas novedosas que muestran gran proyección. Por un lado ha habido numerosas publicaciones dedicadas al estudio de la fitoextracción asistida por microorganismos, destacando el trabajo de Phieler et al. (2014), que analiza las posibles estrategias a emplear para utilizar las asociaciones simbióticas mutuamente beneficiosas de la planta fitoextractora con micorrizas, bacterias promotoras del crecimiento o bacterias endofíticas. Además de este artículo, a lo largo de este año se han publicado muchas otras referencias en esta vía como (Babu et al. 2014, Neagoe et al. 2014 y Curaqueo et al. 2014), y también se destaca en esta línea el trabajo de Haslmayr et al. (2014), que propone una guía de buenas prácticas para establecer medidas de promoción de la fitorremediación con microorganismos a partir de los resultados obtenidos en el proyecto UMBRELLA. Por otro lado, es conveniente destacar en la investigación publicada en este año los numerosos trabajos encaminados hacia el uso de plantas arbóreas para la remediación de suelos. Hosseinzadeh and Hashemi (2014) intenta establecer la capacidad del *Acer velutinum* para la remediación de suelos contaminados por Zn en experimentos de laboratorio. Investigaciones similares fueron publicadas por ejemplo por Jakovljević et al. (2014) para comprobar la capacidad fitorremediadora del *Populus nigra*. Cabe decir que la evaluación de árboles para su uso en fitorremediación no es una novedad ya que lleva realizándose desde varios años atrás, sin embargo, hasta la fecha la investigación venía limitándose a cultivos en laboratorio con plantones de corta edad, cuyas tasas de extracción podrían no ser representativas de las que tuviesen ejemplares adultos, y es en 2014 cuando aparecen 2 publicaciones con una nueva orientación. Alagić et al. (2014) se dedica al apeo de árboles adultos de los géneros *Tilia* y *Betula* que han crecido en suelos contaminados en Serbia, y a comparar la concentración de los metales en suelo con los de las diversas partes de la planta. Zhao et al. (2014) por su parte realizó un experimento similar en China con árboles de rápido crecimiento que habían crecido de forma espontánea en una zona contaminada por metales pesados.

En el año 2015, se continúa con las investigaciones sobre el empleo de arbóreas para fitorremediación de metales en suelos, destacándose el trabajo de Luo et al.

(2015) que analiza distintos tipos de aprovechamiento del árbol de rápido crecimiento *Eucalyptus globulus* con objeto de optimizar sus capacidades fitorremediadoras, y el trabajo de Gebrehawaria et al. (2015) que analiza la capacidad de fitoextraer Cr hexavalente a partir de la corteza de *Koelreuteria bipinnata*. Zárubová et al. (2015) continuaron profundizando en el empleo de especies arbóreas para la fitorremediación de metales pesados realizando un seguimiento de un turno de corta de 4 años de *Salix* y *Populus* con objeto de analizar qué partes de la planta acumulan los metales en mayor proporción, encontrando que la mayor extracción en valor absoluto se realiza por parte de los tejidos más antiguos del árbol, como el cambium, en detrimento de las partes más jóvenes, como la albura, que presentan mayores tasas de acumulación. Este hecho abre la puerta a optimizar la capacidad fitorremediadora de los cultivos energéticos arbóreos mediante turnos de corta más largos. Por otro lado, experimentaciones realizadas por Lai (2015) encontraron una correlación entre la tasa de transpiración foliar de la planta *Impatiens walleriana* y su capacidad de acumulación de Cd en diferentes órganos. Estos resultados permiten visitar los modelos desarrollados por B. Robinson et al. (2003), también basados en la tasa de transpiración, aunque éstos se basaban en suposiciones y no en evidencias científicas.

A lo largo del año 2016, y el breve lapso recorrido hasta la fecha de 2017, la investigación en este campo, a los efectos de esta tesis doctoral, se caracteriza por el interés que presenta la valorización de la biomasa procedente de fitorremediación. Por un lado, Dilks et al. (2016) publica un *review* que compila toda la información producida hasta la fecha en materia de valorización de este tipo de biomasa mediante pirólisis, de forma que sugiere cómo optimizar todos los parámetros de la cadena de valor para obtener los mayores rendimientos y mejores calidades de producto obtenido en función del tipo de cultivo. Por otro lado, Gonsalvesh (2012) profundizó en esta vía investigando la aplicabilidad de la técnica *slow pyrolysis* para la valorización de biomasa de *Nicotiana tabacum* rica en metales pesados consiguiendo la obtención de biochars (carbones vegetales para enmiendas de suelo) y carbones activados con alto valor añadido. Finalmente, se destaca la publicación de Dhiman et al. (2016), en la que se testea la valorización de biomasa de *Brassica napus* procedente de fitorremediación de metales mediante sacarificación para producir bioetanol.

2.8. SISTEMAS DE AYUDA A LA DECISIÓN (SAD) EXISTENTES PARA FITORREMEDIACIÓN

Para recuperar un suelo contaminado, generalmente existen varias técnicas de remediación posibles que a su vez pueden ser aplicadas de diferentes maneras y con una variedad de intensidades, lo que obliga a tener en consideración un gran número de opciones para seleccionar el sistema de recuperación más adecuado. Es por esta razón que se hace necesario contar con herramientas que permitan tomar decisiones

informadas de manera sistemática y transparente, que permitan no solamente seleccionar cuál es la técnica más conveniente para un caso concreto (si existe), sino comunicar de una forma clara y no tendenciosa las razones que han llevado a dicha elección. Es en este contexto en el que nacen los Sistemas de Ayuda a la Decisión para la selección de técnicas de remediación de suelos.

Un SAD es un sistema que proporciona un método estructurado, generalmente interactivo y flexible, para asistir al proceso de toma de decisiones en la identificación y solución de un problema complejo, mal estructurado o no estructurado. Más concretamente en el campo ambiental, es empleado para comparar diferentes posibles soluciones a un problema cuyos impactos no se clasifican en una misma área de impacto y por lo tanto no son directamente comparables (Matthies et al., 2007). Es importante matizar que el propósito de los SAD es simplemente asistir en la toma de decisiones y no tomarlas directamente, en cuyo caso se conocen como Sistemas Expertos. Los SAD empleados en el campo de la remediación de suelos tienen al menos una de las siguientes funciones (CLARINET, 2002):

- Traducir resultados de especialistas a una forma legible para decisores no expertos.
- Realizar análisis técnicos con objeto de ahorrar costes en mano de obra o en contrataciones de especialistas
- Asegurar que los análisis realizados durante el proceso de toma de decisiones se han realizado de forma reproducible y transparente

2.8.1. Factores a considerar para la selección de técnicas de remediación de suelos

La selección del sistema de remediación de un suelo contaminado se basa en varios factores y criterios que deben ser tenidos en cuenta (Bardos et al., 2002).

2.8.1.1. Objetivos de la remediación

Generalmente, los proyectos de remediación de suelos se realizan por una o varias de las siguientes razones:

- Para proteger la salud humana y el medio ambiente.
- Para posibilitar el desarrollo de nuevo del terreno contaminado
- Para reparar los efectos de trabajos de remediación o proyectos de desarrollo que hayan tenido lugar en la parcela con anterioridad,
- Para cumplir con obligaciones legales.

2.8.1.2. Gestión del riesgo

Debido a la presencia de contaminantes en el suelo, existe una cierta posibilidad (o riesgo) de que estos contaminantes entren en contacto con algún receptor causándole un daño. Por lo tanto, el riesgo es el resultado de la combinación de dos

factores, la probabilidad de que se produzca la exposición y sus consecuencias. En el contexto de los suelos contaminados, el riesgo se presenta mediante tres agentes, la fuente, el receptor y el camino que conecta las sustancias tóxicas con el receptor.



Ilustración 8: Gestión y reducción del riesgo (Nathanail et al. (2002) a través de Bardos et al. (2002))

2.8.1.3. Viabilidad e idoneidad técnica

Una tecnología viable es aquella que cumple los objetivos técnicos y ambientales propuestos para la intervención. De entre todas las técnicas viables, la elección de la más adecuada puede venir determinada por alguno o varios de los siguientes factores:

1. **Sistema de gestión de riesgos aplicado**, es decir, si se pretende controlar la fuente de la contaminación (por ejemplo extrayendo el contaminante), el camino del contaminante (reduciendo o eliminando la posibilidad de que éste entre en contacto con el receptor).
2. Los **contaminantes presentes** en el suelo, refiriéndose tanto a la naturaleza del contaminante como a su concentración y distribución física en el suelo.
3. **Tipo de remediación** requerida, basándose en las limitaciones de la parcela a recuperar
4. **Localización**, referida a si la recuperación tendrá lugar *in situ* o *ex situ*.
5. **Estrategia general de la remediación**, que considera factores tales como la aplicación de una o varias tecnologías de remediación, la opción de primar los resultados a corto plazo sobre el largo plazo, el empleo de la menor cantidad de recursos posible, etc.
6. Factores relativos a la **implementación** de la tecnología, como los trabajos de ingeniería civil necesarios, los permisos de obra, la verificación del cumplimiento de los objetivos, el mantenimiento posterior de la parcela, etc.
7. **Legado** esperado de la contaminación, es decir, si se pretende destruir o extraer los contaminantes, o si solamente se requiere su estabilización.

2.8.1.4. Satisfacción de los stakeholders

Además de la propiedad de la parcela en remediación, o del responsable de su contaminación si éste es un organismo diferente, existen numerosos stakeholders (implicados) que también pueden tener gran influencia a la hora de determinar la técnica de remediación más adecuada. Los más habituales se resumirían en:

- Usuarios de la parcela
- Agentes financieros
- Vecinos colindantes
- Organizaciones ecologistas y grupos de presión locales
- Otros especialistas técnicos e investigadores

Cada stakeholder puede tener su propio criterio e intenciones que puede terminar en conflictos de intereses entre ellos. El sistema de remediación idóneo pues, debe ser una solución equilibrada entre las necesidades de todos ellos, sin incumplir los requisitos del proyecto y sin perjudicar injustamente a ningún implicado. A tal efecto, es importante buscar consenso entre los stakeholders del proyecto e implicarlos activamente en el proceso de toma de decisiones.

2.8.1.5. Sostenibilidad de la solución

En principio, la remediación de suelos constituye en sí misma una solución sostenible ya que está dirigida a mantener e incluso ampliar la cantidad de un recurso limitado como es el suelo, y previene la dispersión de contaminantes en el aire, suelo y cursos acuáticos. Sin embargo, es necesario considerar que la propia remediación no está exenta de causar sus propios impactos ambientales, sociales y económicos, por lo que éstos deben ser evaluados para asegurar que no sobrepasan a los beneficios del proyecto.

Consecuentemente, la técnica seleccionada debe ser aquella que, cumpliendo los objetivos establecidos para la remediación, cause el menor impacto ambiental, social y económico, e idealmente, que incluso dichos impactos sean beneficiosos. Dado que los diferentes parámetros deben ser considerados en conjunto y que, además, constituyen una combinación de factores cualitativos y cuantitativos, el proceso de decisión debe incluir alguna medida que permita su evaluación global, como por ejemplo los Análisis de Costo-Beneficio, los Análisis de Decisión Multicriterio, los Análisis de Ciclo de Vida y los Análisis de Costo-Efectividad (Onwubuya et al., 2009).

Desde los ámbitos académicos y los normativos se han intentado proporcionar SADs, o al menos metodologías de valoración de alternativas para asistir al proceso de toma de decisiones en este tipo de proyectos. A continuación, se procede a describir los SAD que existen en la actualidad aplicables para la selección de tecnologías de fitorremediación.

2.8.2. PhytoDSS

PhytoDSS es una aplicación software creada en el año 2000 por el Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, y que posteriormente continuó siendo desarrollada por el HortResearch de Palmerston en Nueva Zelanda entre los años 2001 y 2004 y por el Swiss Federal Institute of Technology de Zurich entre los años 2005 y 2007.

Este SAD intenta evaluar para cada caso concreto la viabilidad del empleo de tecnologías fitorremediadoras para la gestión de suelos contaminados por metales pesados empleando variables medioambientales y económicas. A partir de parámetros edafoclimáticos, la herramienta calcula las necesidades diarias de agua de los cultivos empleados, las cantidades de metales que son extraídos, y el volumen de lixiviados producidos. Este SAD permite para vastas zonas vegetadas, modelizar el crecimiento vegetal, la traslocación de metales entre suelo y planta y los costes e ingresos relacionados con el proyecto de fitorremediación.

Junto con la modelización de la fitoextracción basada en el fenómeno de la transpiración descrita en el Apartado 2.5.4.3, la aplicación realiza un Análisis de Costo-Efectividad (ACE) de la fitorremediación en comparación con otras técnicas de remediación de suelos.

PhytoDSS emplea unos modelos teóricos mecanicistas cuyo uso precisa disponer de numerosos datos climáticos; parámetros edafológicos tales como textura, porosidad, infiltración y densidad; datos de los metales en el suelo como concentración, solubilidad y distribución espacial; datos del cultivo empleado como su tasa de transpiración, producción y profundidad de las raíces (Ilustración 9).

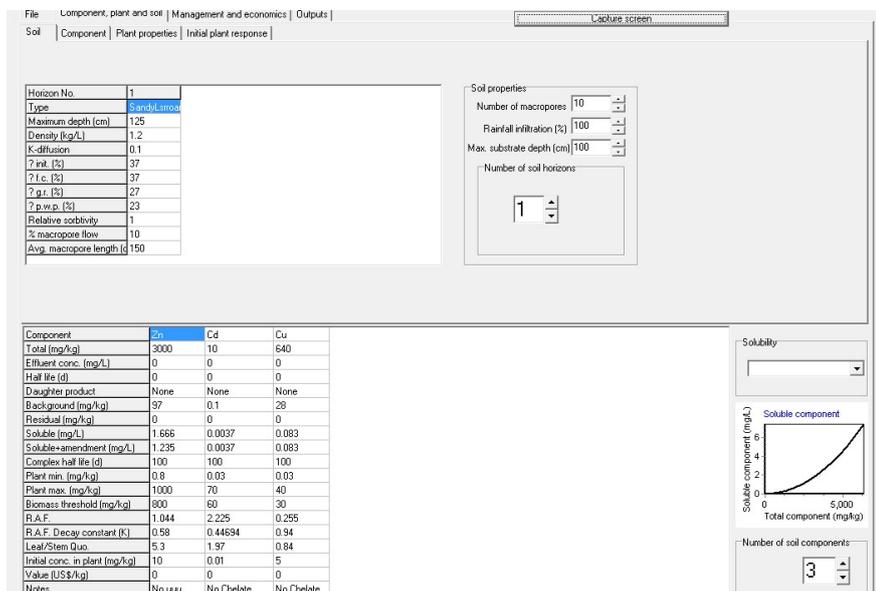


Ilustración 9: Captura de pantalla de PhytoDSS con algunos de los parámetros necesarios a rellenar

Aunque este modelo ha sido empleado para valorar la evolución de los metales en el suelo en algunas publicaciones (Robinson et al., 2007) y (Cano-Reséndiz et al., 2011), se carece de estudios que validen sus resultados, principalmente debido a que exigiría un seguimiento a lo largo de numerosos años, por lo que su grado de precisión es desconocido. Por otro lado, la gran cantidad de parámetros necesarios

para su correcta configuración hacen que su uso sea complejo y en ocasiones imposible debido a la ausencia de datos disponibles.

Sus modelizaciones pueden resultar útiles como apoyo a estudios científicos para un número limitado de posibilidades, pero su uso a nivel de planificación resultaría demasiado costoso por el amplio número de especies (y por lo tanto parámetros) a manejar, ya que carece de una base de datos que proporcione todos los datos requeridos, por lo que la consideración de cada especie nueva exige de un alto input en materia búsqueda y recopilación de información.

A continuación, la Tabla 6 resume las principales debilidades y fortalezas que presenta PhytoDSS como SAD para la fitorremediación:

Tabla 6: Debilidades y fortalezas del SAD PhytoDSS

Debilidades	Fortalezas
Antiguo	Permite realizar predicciones de plazos y costes
Intensivo en búsqueda de datos	Específico para la fitorremediación
Inflexible en su utilización	Unívoco, mismo resultado para mismos inputs
Incertidumbre en las predicciones de plazo	
No considera la gestión a posteriori de la biomasa	
Carece de base de datos propia	

2.8.3. Árbol de decisión para fitorremediación de la USEPA

El documento de la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos, cuyo acrónimo en inglés es USEPA, editó en el año 1999 la primera guía de evaluación de proyectos de recuperación de suelo con tecnologías fitorremediadoras, titulado “*Phytoremediation Decision Tree*”, que incluía un árbol de decisión con objeto de asistir a los reguladores en la determinación de si la fitorremediación era una tecnología candidata para la recuperación de un suelo concreto.

Dicho documento fue actualizado en el año 2001 con el lanzamiento del “*Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance Document*” y la última versión se editó en el año 2009 bajo el título de “*Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance and Decision Trees, Revised*”.

Esta última revisión ya refleja los avances científico-técnicos que se produjeron durante la pasada década y está dirigido no solo a los reguladores sino también a los profesionales susceptibles de poner en práctica las técnicas fitorremediadoras, constituyendo una guía metodológica para la concepción y ejecución de este tipo de proyectos.

Este documento proporciona una metodología de la planificación de los proyectos de fitorremediación en la que se describen numerosos aspectos prácticos a tener en cuenta como:

1. Cualificación requerida por parte del equipo de proyecto
2. Indicaciones sobre cómo realizar la evaluación preliminar del suelo
3. Metodología de selección de la fitotecnología más adecuada
4. Indicaciones sobre cómo realizar el diseño e implementación de la fitotecnología
5. Indicaciones sobre cómo realizar el mantenimiento y monitorizar la reducción de los contaminantes en el suelo

Parte de este documento puede considerarse que constituye en sí mismo un SAD e incorpora dos árboles de decisión, uno para asistir en el proceso de selección de especies fitorremediadoras y otro para determinar si el suelo en estudio es un candidato adecuado a ser remediado mediante este tipo de técnicas.

La primera consideración a la hora de decidir si un suelo debe ser fitorremediado es la constatación de la existencia de plantas con capacidad remediadora capaces de sobrevivir y desarrollarse en el mismo. A tal efecto, la USEPA proporciona el primer árbol de decisión que tiene como resultado la generación de una lista de plantas candidatas susceptibles de ser empleadas para la fitorremediación, a partir de las condiciones edafoclimáticas de la parcela y del tipo de contaminación del suelo. Tal y como puede verse en la Ilustración 10 este árbol va reduciendo la lista de especies descritas como fitorremediadoras siguiendo cinco pasos:

1. Especies que están en bases de datos de fitorremediación y que ya se encuentran presentes en la parcela en estudio
2. Especies que están en bases de datos de fitorremediación, que no encuentran presentes en la parcela en estudio pero que son adecuadas para la parcela en estudio.
3. Híbridos o especies similares a las especies identificadas como candidatas en los puntos 1 y 2.

4. Especies que no están descritas como fitorremediadoras pero que actualmente crecen en la parcela o en la región.
5. Organismos genéticamente modificados (OGM) diseñadas específicamente para su empleo en proyectos de fitorremediación.

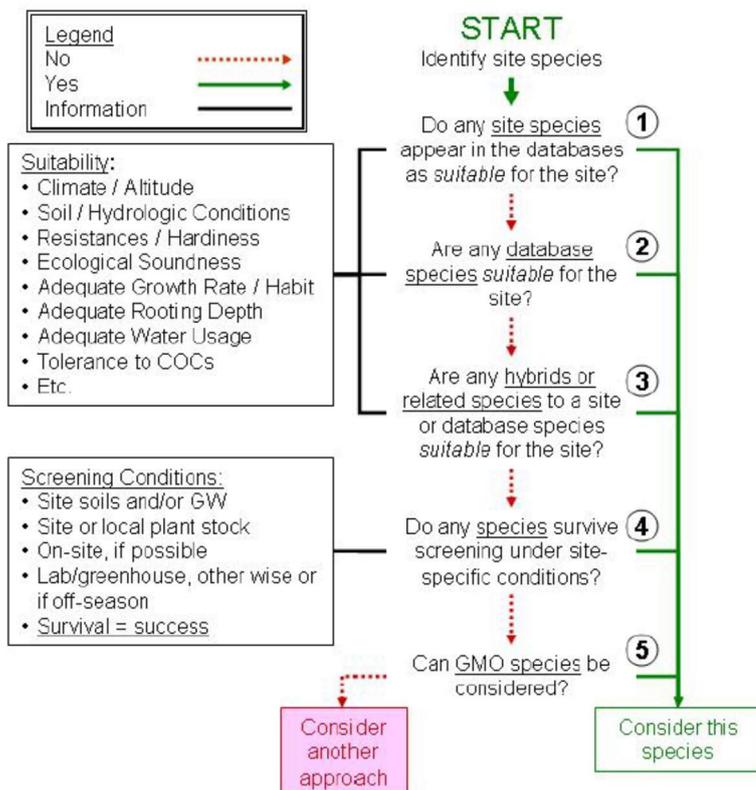


Ilustración 10: Árbol de decisión para la compilación de fitotecnologías candidatas de USEPA

Es importante destacar que cuando estas guías hablan de idoneidad de una especie, no solamente se refieren a aspectos de crecimiento y extracción de los contaminantes en el suelo, sino que también evalúan aspectos ecológicos como evitar especies agresivas que puedan dañar el ecosistema local, o la promoción del uso de especies autóctonas en contraposición de candidatas foráneas.

El siguiente árbol de decisión que se encuentra en este documento es el llamado “*Remedy Selection Decision Tree*” (Ilustración 11) que asiste en la selección de la fitotecnología a partir de la siguiente información:

- Contaminantes presentes y sus propiedades químicas
- Medio sobre el que se ejerce el impacto, así como su localización y extensión
- Evaluación de la exposición tras la remediación y riesgos aceptables

REMEDY SELECTION DECISION TREE

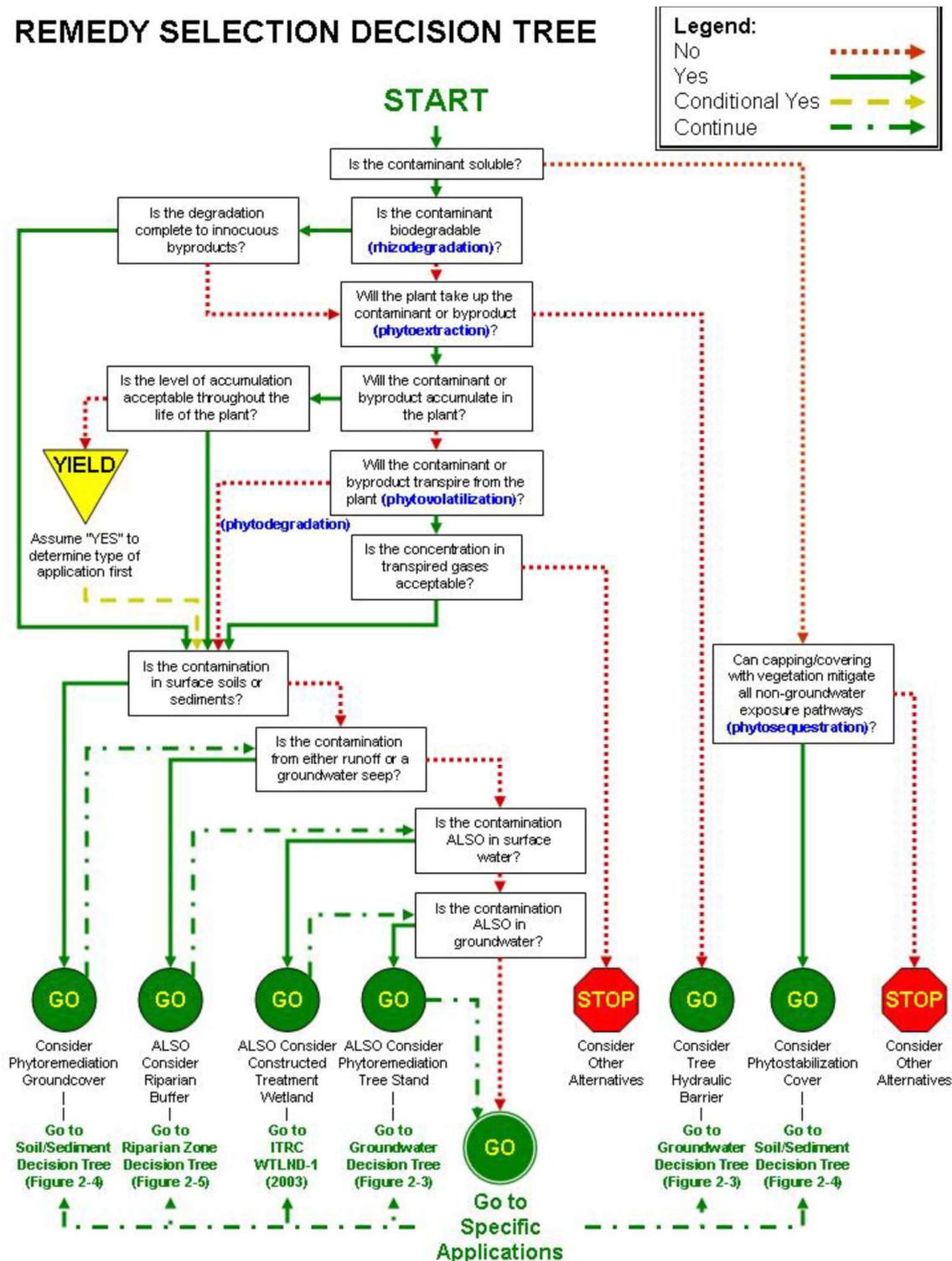


Ilustración 11: Diagrama de selección de tecnología de fitorremediación "Remedy Selection Decision Tree" de USEPA

Si el resultado del “*Remedy Selection Decision Tree*” recomienda emplear la fitoestabilización o la fitoextracción, el SAD se dirige al tercer árbol de decisión que a su vez está dividido en 3, uno para zonas ribereñas, otro para aguas subterráneas y otro para suelos y sedimentos. Este último, de aplicación para el alcance de esta tesis, se muestra a continuación (Ilustración 12):

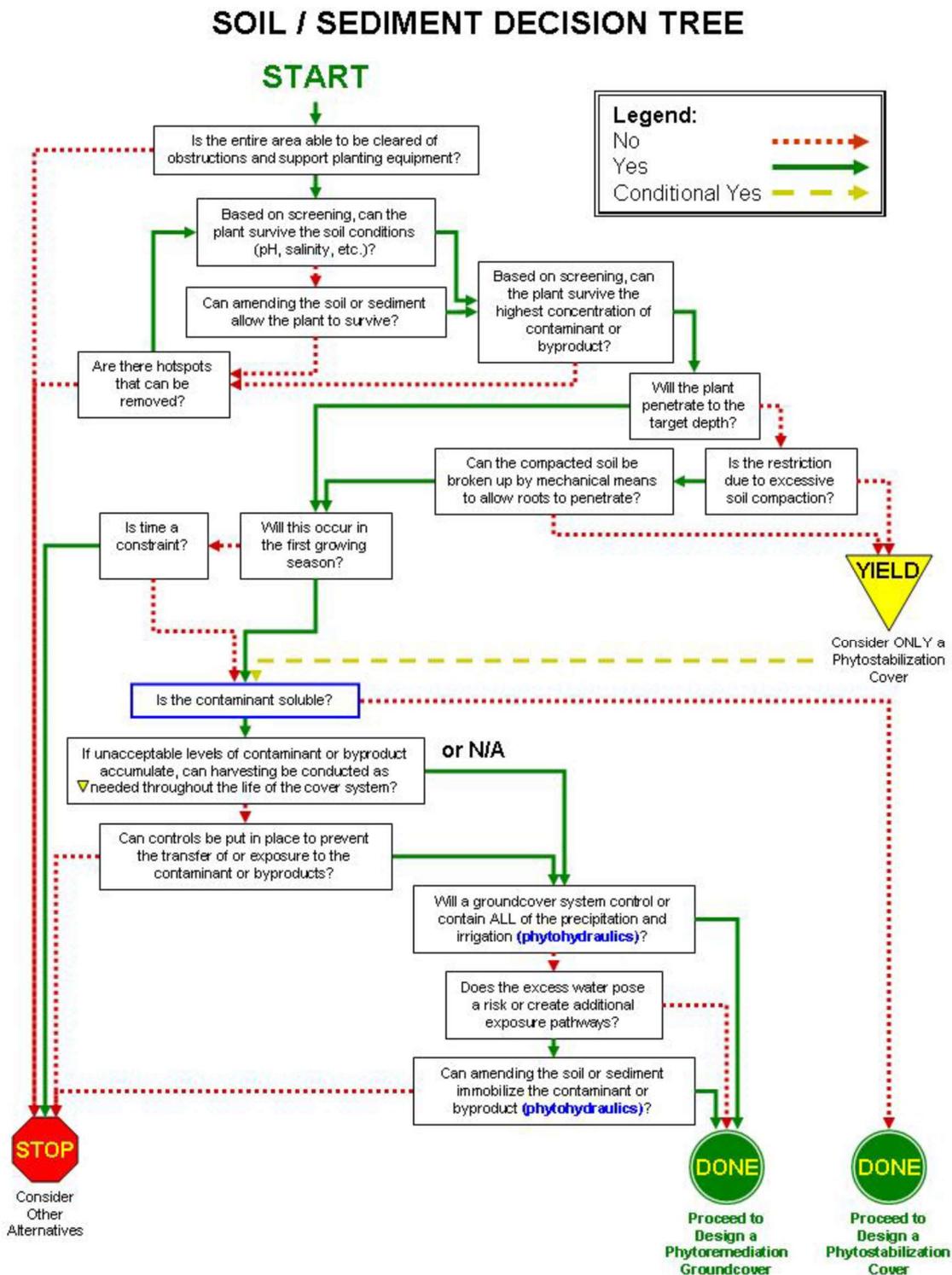


Ilustración 12: Diagrama de selección entre fitoestabilización y fitoextracción "Soil/sediment decision tree" de la USEPA

Este árbol de decisión ya incluye en el análisis aspectos locales de la como:

- Tamaño y geometría de la parcela
- Hidrología local y posibles tomas de agua para riego
- Estado agronómico del suelo.
- Localización y extensión de los contaminantes
- Condiciones microclimáticas
- Porte y productividad de biomasa de las especies candidatas, así como su tolerancia a los contaminantes presentes y a las condiciones edafológicas del suelo.

El Árbol de decisión de la USEPA permite asegurarse en un principio que la fitorremediación es una técnica viable para el suelo en cuestión, para posteriormente proporcionar una metodología de selección de especies estructurada que intenta no dejar fuera del proceso ninguna especie potencialmente adecuada. El primer árbol de decisión de este SAD representa un buen inicio a la hora de seleccionar una lista de posibles especies para la fitorremediación de un suelo contaminado. Los parámetros edafoclimáticos que maneja de idoneidad, son adecuados a la hora de valorar si un cultivo va a salir adelante en una particular situación, conceptos comunes en principio con la capacidad fitorremediadora, ya que en general, es esperable que un cultivo sano que se desarrolla en las condiciones adecuadas tendrá una mayor tasa de fitoextracción y una mayor producción de biomasa. Para la compilación de dicha lista preliminar de especies candidatas este sistema carece de base de datos propia, sino que indica un número de BBDD a las que se puede acudir. Es importante destacar que dichas bases de datos no presentan un formato común y su empleo directo para este tipo de proyectos es muy complejo ya que se limitan a constatar la existencia de investigaciones sobre el empleo de una o varias especies para la remediación de unos determinados contaminantes. Además, estas investigaciones se han realizado en condiciones y con fines muy heterogéneos que no permiten su comparación directa, lo que limita su utilidad a ser meramente informativa. Por otro lado, el empleo de este árbol siguiendo la secuencia tal y como está definida podría resultar en la exclusión de especies/variedades adecuadas. Por ejemplo, asume que una especie que ya crece de forma espontánea en la parcela es preferible respecto a otras que podrían de igual modo desarrollarse adecuadamente en ésta. Esta aproximación podría ocasionar en proyectos de fitoextracción que se descartasen especies con mayor potencial extractor (mayor tasa de fitoextracción y/o producción de biomasa) en detrimento de otras que simplemente ya crezcan en la parcela o sus inmediaciones de forma espontánea. Por otro lado, denota un cierto sesgo ideológico al relegar a la última posibilidad la consideración del empleo de organismos genéticamente modificados, cuando numerosas referencias señalan a éstos como la opción más viable para el futuro de la tecnología (Bhargava et al., 2012). Siempre y cuando la legislación lo permita, los transgénicos pueden ser una opción muy interesante en caso de precisar reducidos tiempos de remediación y para situaciones alejadas del ámbito agrario o natural como suelos urbanos o industriales,

donde no hay riesgo de contaminación de otros cultivos ni su empleo no está percibido como dañino por la opinión pública (Gaskell, 2000).

Posteriormente, este SAD muestra criterios a tener en cuenta a la hora de realizar la elección de entre la lista inicial de plantas. Estos son ecológicos, promoviendo el uso de especies autóctonas; legales y económicos, proporcionando una lista de costes que deben ser previstos. Finalmente, también considera la necesidad de satisfacer los intereses de los stakeholders del proyecto y enumera típicas situaciones a tener en cuenta. Es en este momento cuando el proceso de toma de decisiones se vuelve más subjetivo ya que no indica ni criterios específicos de valoración ni metodologías de selección, por lo que la decisión final viene muy determinada por las decisiones personales del analista. De este modo, el proceso de toma de decisiones se vuelve opaco, de difícil comunicación para terceros y altamente dependiente de las preferencias del equipo de proyecto. Además, es importante resaltar que los proyectos de fitorremediación tienen una justificación principalmente ambiental, ya que precisamente su ventaja junto con su bajo coste respecto a otros sistemas de remediación de suelos convencionales son sus menores afecciones ambientales, lo que obliga a considerar la valoración de estos aspectos de una forma rigurosa y sistemática que permita distinguir el rendimiento ambiental de las opciones propuestas con la menor ambigüedad e incertidumbre posible.

Para terminar, este SAD no considera la modelización de los plazos de remediación hasta el final del proceso, por lo que deja este factor como secundario ya que únicamente se realizaría para la opción ya seleccionada como parte de la propuesta de diseño. Este hecho hace que el sistema no sea finalista ya que deja el criterio temporal fuera de la selección. Asimismo, los modelos propuestos son únicamente válidos para contaminantes orgánicos, pero no son aplicables en forma alguna para metales pesados.

A continuación la Tabla 7 muestra las principales fortalezas y debilidades que presenta el Árbol de decisión de la USEPA como SAD para la fitorremediación:

Tabla 7: Debilidades y fortalezas del Árbol de decisión para fitorremediación de USEPA

Debilidades	Fortalezas
Excesivamente técnico.	Metodología en forma de árbol de decisión de fácil uso
Tratamiento cualitativo de las BBDD de plantas.	Específico para fitorremediación
Ausencia de criterios de valoración de alternativas	Provisión de guías técnicas
No permite predecir plazos de descontaminación (de metales pesados)	
Lineal	

2.8.4. Sistema de Ayuda a la Decisión para la selección de biomasa en tierras marginales-REJUVENATE (Andersson-Sköld et al., 2014)

En el año 2013 se lanzó un SAD bajo el paraguas del proyecto REJUVENATE para la gestión sostenible de suelos degradados.

REJUVENATE fue un proyecto financiado por la Unión Europea con objeto de desarrollar estrategias para la gestión de los riesgos de suelos degradados mediante la producción de biomasa. A lo largo de este proyecto se encontraron claras sinergias entre la producción de biomasa en tierras marginales y la recuperación de éstas, especialmente mediante el empleo de las técnicas de fitorremediación.

Uno de los resultados de este proyecto fue la elaboración de un SAD para la selección de la biomasa que, si bien no está dirigido específicamente a la fitorremediación, sí la engloba e incluye algunos de sus planteamientos que podrían en parte ser utilizados para la selección de técnicas fitorremediadoras, por lo que se procede a describirlo a continuación.

Este SAD consta de 4 pasos interconectados que son aplicados de forma iterativa hasta alcanzar la solución final:

1. Idoneidad del cultivo: Donde se considera una paleta de posibles cultivos que pueden ser aprovechados en la región a estudio, y que tienen un

“mercado” potencial local. El resultado de este paso es una lista de plantas candidatas.

2. Idoneidad de la parcela: Donde se analiza con mayor detalle si las condiciones locales de la parcela permiten el establecimiento de los cultivos preseleccionados en el paso 1.
3. Valor: Donde a través de un análisis coste-beneficio se establece si la inversión es rentable (desde un sentido amplio, que incluya consideraciones sociales y ambientales, no estrictamente económico).
4. Riesgo: Se analizan los riesgos que pueden aparecer en el proyecto.

Los 4 pasos son representados en el diagrama de flujo de la Ilustración 13:

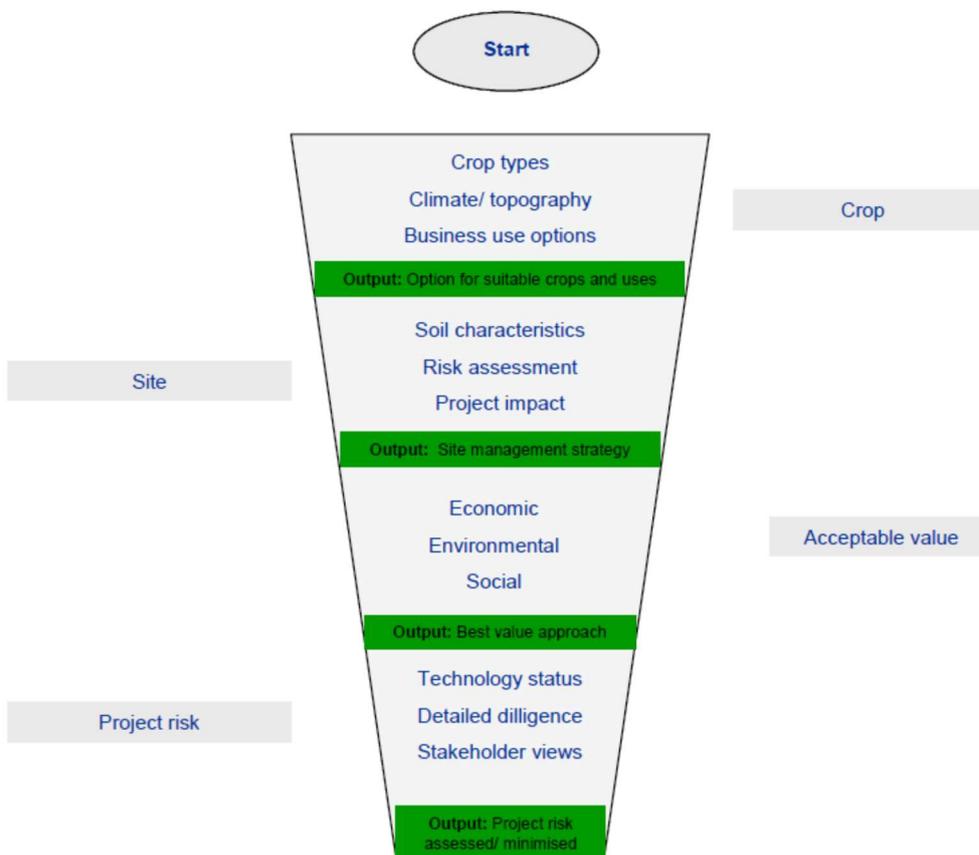


Ilustración 13: Etapas del SAD REJUVENATE

La primera fase, tipo de cultivo, consta de 4 pasos secuenciales:

1. Propuesta de base de datos de cultivos que pueden cumplir los objetivos establecidos para la parcela (base de datos inicial).
2. Cribado de la base de datos inicial dejando únicamente aquellos que pueden desarrollarse adecuadamente bajo las condiciones climatológicas locales.
3. Cribado de especies que no puedan desarrollarse correctamente para las condiciones topográficas de la parcela.
4. Usos posibles de la biomasa, donde se eliminan de la lista de especies candidatas aquellas cuya biomasa no pueda ser aprovechada de algún modo, tanto dentro de la propia parcela como fuera de ella.

La segunda fase de este SAD considera la gestión del suelo contaminado desde la perspectiva de la producción de biomasa por un lado, y desde la existencia de opciones de valorización por otro.

En esta etapa se determinan 3 aspectos clave en la selección del sistema de remediación más adecuado: la determinación de los cultivos más adecuados para el caso concreto, las opciones de valorizarlos en la propia parcela, y finalmente la posibilidad de valorizar la biomasa en algún otro lugar.

Esta fase consta de cinco pasos:

1. Refinamiento de la base de datos de plantas candidatas comprobando su adaptabilidad a las condiciones edáficas de la parcela en remediación.
2. Gestión del riesgo ambiental para el catálogo de soluciones propuestas, descartando aquellas que presenten riesgos intolerables, como por ejemplo acceso de los contaminantes a la cadena trófica, o proponiendo medidas para evitarlos.
3. Impacto de la intervención. Este paso tiene como objeto el valorar los impactos que las soluciones en estudio tienen, para posteriormente incorporar dicha valoración en la selección final.
4. Construcción de instalaciones. Este paso considera la viabilidad de las diferentes alternativas de aprovechamiento de la biomasa que pueden realizarse en la parcela (si existe alguna), como infraestructuras, requisitos de servicios, etc., que sirve para descartar aquellas que no sean viables.
5. Impactos de la construcción de las instalaciones. Este paso valora los impactos de la construcción de las instalaciones, y tiene como resultado una lista refinada de opciones de valorización de la biomasa viables para el caso en estudio.

Esta fase da como resultado una lista de posibles soluciones que incluyen las especies vegetales que pueden crecer en el suelo, los distintos regímenes de manejo que éste debe tener y las posibilidades de aprovechamiento de dichos cultivos.

La tercera fase del SAD Rejuvenate se denomina “Gestión del Valor” y tiene por objeto analizar el valor de las opciones resultantes de la segunda fase tanto desde un punto de vista de costes, como desde el punto de vista de la sostenibilidad (ambiental, social y económica).

La fase Gestión del Valor consta de tres fases: viabilidad económica, viabilidad financiera y análisis de sostenibilidad.

Para terminar, la última fase del SAD se denomina “**Gestión de los riesgos del proyecto**” y está dedicada a valorar la viabilidad de la solución seleccionada en la anterior fase para constituir un proyecto real e identificar los contratiempos que su redacción y ejecución podría encontrar. Esta fase consta de tres pasos:

1. Consideración de las opiniones de los *stakeholders* y búsqueda de su aprobación para el proyecto.
2. Grado de desarrollo de la tecnología propuesta
3. Propuesta detallada que incluye un plan de negocio y financiero.

Tal y como se ha indicado al comienzo de esta sección, este SAD es iterativo en todas sus fases, de tal forma que si por ejemplo la opción seleccionada en la tercera fase por ser la que mayor valor aporta al proyecto resultase que tiene unos riesgos de proyecto inasumibles en la cuarta, el sistema volvería a la tercera fase de nuevo a buscar la siguiente de mayor valor, y testearía sus riesgos para comprobar que fuesen asumibles o, en caso contrario, volver a la tercera fase para comenzar de nuevo, y así hasta encontrar la solución final.

Rejuvenate es un SAD que ha sido concebido como un marco para la toma de decisiones que pueda encajar en los sistemas legislativos europeos relativos al uso del suelo, por lo que es muy amplio y capaz de adaptarse a un amplio rango de posibilidades.

Este SAD contempla todos los aspectos identificados como relevantes en la toma de decisiones para los proyectos de remediación de suelos, dado que:

- Es específico para cada caso
- Contempla y valora diferentes soluciones
- Es iterativo, permitiendo alcanzar la solución óptima mediante sucesivas aproximaciones al problema

Sin embargo, Rejuvenate ha sido planteado como una herramienta para la puesta en valor de terrenos degradados mediante el aprovechamiento de biomasa y no busca la recuperación de suelos contaminados, lo que le dota de un sesgo inicial importante al no estar orientado a la consecución de los mismos objetivos.

El punto de partida de Rejuvenate es la búsqueda de un mercado de biomasa, para posteriormente establecer qué especies vegetales pueden satisfacer el mismo. Como consecuencia, su toma de decisiones únicamente considera aquellas especies que pueden ser aprovechadas, en detrimento de aquellas que puedan remediar el suelo en estudio. Una vez compila una lista de plantas “viables”, de forma similar a como sucede con el Árbol de decisión de USEPA, realiza un cribado sistemático para descartar aquellas que no puedan adaptarse a las condiciones edafoclimáticas de la zona en primera instancia, y posteriormente examinar las condiciones específicas del suelo en estudio. Al igual que ocurre con el resto de SADs, desde un punto de vista de la fitorremediación la selección de plantas es un proceso muy costoso ya que la Base de Datos que presenta en su Anexo I únicamente presenta una colección muy limitada de especies con referencias respecto a su empleabilidad para la fitorremediación, lo que obliga a la búsqueda, consulta y proceso de otras fuentes de información.

Por otro lado, dada su clara orientación hacia el aprovechamiento de la biomasa, deja fuera aquellas opciones que impliquen el vertido de la misma. Es importante destacar que desde un punto de vista de la sostenibilidad el vertido es la opción menos adecuada, pero podría ser la única opción para fitorremediar un suelo.

La fase de gestión de valor procede a evaluar la viabilidad financiera de cada opción con objeto de cribar aquellas que no son económicamente rentables. Sin embargo, aunque una de las ventajas de la fitorremediación respecto a otras técnicas convencionales es su bajo coste, es importante recordar que el principal fin de la fitorremediación es la minimización de los impactos de la remediación e incluso la provisión de beneficios netos para el medioambiente, luego en el contexto de la selección de fitotecnologías no se deberían eliminar aquellas opciones que presenten una rentabilidad económica relativa pero que potencialmente puedan proporcionar mejoras ambientales. Por otro lado, la valoración de la sostenibilidad se apoya principalmente en el set de indicadores (SuRF-UK, 2011), desarrollados para la valoración de alternativas en proyectos de recuperación y redesarrollo de suelos. Este set de indicadores para la valoración de la sostenibilidad de remediación suelos contaminados proporciona 15 categorías de indicadores que reflejan factores ambientales, sociales y económicos específicos del ámbito de la remediación de suelos, y se basan en 6 principios:

1. Protección de la salud humana y el medio ambiente.
2. Empleo de prácticas laborales seguras.
3. Toma de decisiones consistente, clara y reproducible.
4. Transparencia en la toma de decisiones
5. Buen gobierno y participación de los stakeholders
6. Basado en evidencias científicas

El set de indicadores se resume en la Tabla 8:

Tabla 8: Set de indicadores SuRF-UK

Indicadores Sociales		Indicadores Económicos		Indicadores Ambientales	
SOC1	Salud y Seguridad humanos	ECON1	Costes y beneficios económicos directos	ENV1	Aire
SOC2	Ética e igualdad	ECON2	Costes y beneficios económicos indirectos	ENV2	Suelo
SOC3	Vecindario y localidad	ECON3	Empleo y Capital humano	ENV3	Aguas superficiales y subterráneas
SOC4	Comunidades y participación de la comunidad	ECON4	Costes y beneficios económicos inducidos	ENV4	Ecología
SOC5	Incertidumbres y evidencias	ECON5	Vida útil del proyecto y flexibilidad	ENV5	Recursos naturales y Residuos

Si bien este set es muy amplio y cubre todo el espectro de la valoración de la sostenibilidad y, además, resulta de gran utilidad para distinguir entre tecnologías de remediación, su aplicabilidad para diferenciar entre fitotecnologías es muy restringida, ya que solamente en muy limitados casos otorgarían puntuaciones distintas entre 2 especies vegetales. A continuación, la Tabla 9 presenta cada uno de los indicadores del set SuRF-UK y una valoración de su capacidad para distinguir entre 2 especies vegetales:

Tabla 9: Valoración de la capacidad de los Indicadores de SuRF-UK para distinguir entre fitotecnologías

Código indicador	Nombre indicador	Capacidad de discriminación
SOC1	Salud y Seguridad humanos	Muy baja
SOC2	Ética e igualdad	Nula
SOC3	Vecindario y localidad	Muy baja/Nula
SOC4	Comunidades y participación de la comunidad	Nula
SOC5	Incertidumbres y evidencias	Nula
ECON1	Costes y beneficios económicos directos	Media/Alta
ECON2	Costes y beneficios económicos indirectos	Baja/Nula
ECON3	Empleo y Capital humano	Baja/Nula
ECON4	Costes y beneficios económicos inducidos	Nula
ECON5	Vida útil del proyecto y flexibilidad	Baja/Media
ENV1	Aire	Baja
ENV2	Suelo	Baja

Código indicador	Nombre indicador	Capacidad de discriminación
ENV3	Aguas superficiales y subterráneas	Nula
ENV4	Ecología	Alta
ENV5	Recursos naturales y Residuos	Alta

Tal y como muestra la Tabla 9 únicamente los costes y beneficios económicos directos y los indicadores ambientales son relevantes a la hora de distinguir entre 2 tecnologías. Por otro lado, en ambos casos la distinción entre fitotecnologías exige de un análisis cuantitativo ya que su valoración no es directa dado que a simple vista por ejemplo, no se puede establecer que las emisiones al aire de CO₂ de un cultivo de avena son superiores a las de un cultivo de arroz, o que sus costes difieren de forma notable. Rejuvenate ya prevé esta posibilidad y sugiere que puede ser necesario en ciertos casos el empleo de técnicas cuantitativas como el Análisis de Ciclo de Vida (ACV), aunque únicamente se limita a mencionarla. La técnica ACV está considerada actualmente como la más adecuada para la valoración de las cargas ambientales de un servicio como la fitorremediación. Sin embargo, su empleo exige de analistas cualificados y además precisa de la asunción de determinadas aproximaciones y decisiones muy condicionadas por las preferencias del analista y las características del estudio, dificultando notablemente la comparabilidad entre resultados.

A continuación, la Tabla 10 resume las principales debilidades y fortalezas del SAD REJUVENATE:

Tabla 10: Debilidades y fortalezas del SAD Rejuvenate:

Debilidades	Fortalezas
No específico para fitorremediación	Iterativo, permite varios niveles de detalle Consistente con sistemas legislativos
No orientado a descontaminación sino a producción de biomasa	Orientado a la gestión final de la biomasa
Metodologías de valoración semicuantitativas o cualitativas	Proporciona metodologías de valoración de alternativas
No unívoco	Amplio, considera numerosos aspectos del proceso de toma de decisiones en remediación de suelos

2.8.5. Greenland Decision Support Tool

La herramienta Greenland DST nace en 2015 como colofón a los resultados obtenidos durante el proyecto del VII Programa Marco de la Unión Europea GREENLAND (FP7-KBBE-266124), destinado a testar y fomentar el empleo de técnicas de remediación de bajo impacto (Gentle Remediation Options-GRO) para el saneamiento y recuperación de terrenos contaminados por metales pesados. Adicionalmente, dentro de los resultados de este proyecto se incluyen unas guías de apoyo al diseño e implementación de estrategias GRO y el aquí descrito SAD, que pretenden servir de apoyo a planificadores, consultores, legisladores, profesionales, científicos y otros grupos de interés en su toma de decisiones.

Greenland DST está implementado en un formato Excel y está dividido en 3 fases, diseñadas para encajar en las etapas de valoración de alternativas de técnicas de recuperación de suelos de los marcos regulatorios de los países de la Unión. La estructura en 3 fases puede verse en la Ilustración 14 donde al terminar cada fase se debe decidir si se pasa a la siguiente (procedimiento Sí/No) exigiendo mayores esfuerzos para su utilización a medida que se progresa.

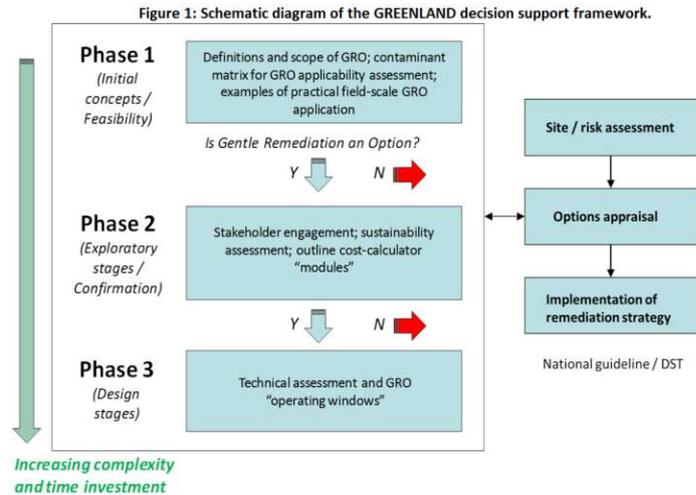


Ilustración 14: Estructura de Greenland DST

Fase 1: Viabilidad

La primera fase está dedicada a establecer si para el caso en estudio el empleo de GROs es viable. La orientación del SAD en este punto sigue una filosofía "informativa" proporcionando información estructurada al decisor para que saque sus propias conclusiones. Para ello la hoja Excel consta de 3 pestañas:

- En una se establece una serie de 8 preguntas tales como "¿La parcela requiere un desarrollo a corto plazo?" o "¿La parcela se desarrolla para un uso final de bajo impacto como generación de biomasa o provisión de parques públicos, etc.?" Para cuya respuesta se establece si el empleo de GROs para este caso es potencialmente viable o improbable.
- Otra pestaña muestra casos de aplicación práctica de la fitoextracción, fitoestabilización y estabilización/fitoexclusión *insitu*.
- Finalmente, la última pestaña informa sobre el tipo de GRO aplicable en función del metal o metales problemáticos para el caso en consideración. Esta información viene condensada en una tabla denominada **Contaminant matrix** y se muestra a continuación (Ilustración 14):

Contaminant	GRO	Phytoextraction (stripping of bioavailable metal(loid))	Phytostabilisation (including aided phytostabilisation)	In situ immobilisation / phytoexclusion
Arsenic		✓✓*	✓**	✓**
Cadmium		✓✓	✓✓	✓✓
Chromium		-	✓	✓✓
Copper		✓✓	✓	✓✓
Lead		✓	✓	✓✓
Nickel		✓✓	✓✓	✓✓
Zinc		✓✓	✓	✓

Ilustración 15: Contaminant matrix de Greenland DST

Fase 2: Valoración

Tras identificar en la Fase 1 la viabilidad potencial del empleo de técnicas GRO para la parcela en estudio, la Fase 2 está dirigida a valorar de una forma semicuantitativa los beneficios e impactos del empleo de estas técnicas para el caso en cuestión, así como identificar los stakeholders más relevantes para el proyecto.

La valoración de los beneficios/impactos se realiza a partir de 2 módulos diferenciados, el análisis de sostenibilidad de la remediación y el análisis de costes.

Análisis de sostenibilidad de la remediación

El análisis de sostenibilidad considera los 3 pilares clásicos de la misma; sostenibilidad social, ambiental y económica. Su valoración se realiza en 2 niveles, uno semicuantitativo, apoyado por los sets de indicadores de SuRF-UK, y otro cuantitativo, con la salvedad del caso de la sostenibilidad social que únicamente cuenta con la valoración semicuantitativa.

Greenland DST recomienda emplear de esta lista aquellos que se consideren relevantes para cada caso a valorar y procesarlos mediante algún sistema de Análisis Multicriterio que permita establecer un ranking de todas las opciones valoradas y ordenarlas de menos a más apropiadas.

En caso de estimarse que la valoración semicuantitativa no es suficiente, se recomienda acudir al segundo nivel en el que la valoración se realiza de forma cuantitativa, más precisa. Para la valoración de la sostenibilidad ambiental se recomienda emplear el ACV. Para la valoración de segundo nivel de la sostenibilidad económica se recomienda acudir a la realización de un Análisis Coste-Beneficio (ACB).

Calculadora de Costes

Este SAD incluye una calculadora de costes con objeto de valorar las implicaciones económicas directas del empleo de las GRO. Este módulo fue desarrollado *ad hoc* para este proyecto a partir de revisiones bibliográficas y otras fuentes, y posteriormente fue afinado a partir de su implementación para los casos

demostrativos del proyecto GREENLAND. Ha sido desarrollado para ser de fácil utilización por lo que está planteado como una guía y no constituye un presupuesto de la futura intervención.

La calculadora consta de dos partes, una en la que se le alimenta de datos y otra que realiza y muestra los cálculos.

Los datos a introducir contemplan los siguientes gastos/ingresos:

- Descripción del suelo (uso, densidad, distancias a proveedores y compradores,...).
- Descripción de los contaminantes (profundidad, concentraciones iniciales y objetivo, etc)
- Descripción general del cultivo (turnos de rotación, densidad de plantación, productividad en biomasa esperada,...)
- Costes asociados al inicio del proyecto como la obtención de permisos y la preparación de la parcela.
- Costes inherentes al cultivo en sí mismo como la adquisición de los plantones o semillas, las actividades de mantenimiento y recolección, etc.
- Costes relacionados con la gestión a posteriori de la biomasa o beneficios esperados por la venta de la misma.

Finalmente, la pestaña que muestra los resultados agrupa los ingresos y gastos de la intervención y presenta una previsión del cashflow del proyecto actualizado de forma anual para el horizonte temporal del proyecto.

Fase 3: Análisis técnico y selección de técnica GRO

Al llegar a este punto del SAD ya se espera que el empleo de técnicas GRO sea viable para la parcela en remediación. Esta fase está dedicada por un lado a discriminar entre las posibles técnicas GRO cuáles serían viables para el caso y para proporcionar unas guías metodológicas para la implementación de los sistemas de remediación de suelos.

A través de 5 preguntas específicas para el suelo en remediación, el SAD estima si es un candidato viable para las tres técnicas principales; fitoextracción, fitoestabilización e inmovilización/fitoexclusión. Las preguntas son las siguientes:

- pH del suelo
- Clima imperante en la parcela en remediación
- Diversidad relativa y densidad de las especies vegetales que están actualmente presentes en el suelo
- Tipo de suelo
- Profundidad al que se encuentran los contaminantes objetivo

Esta fase, también asiste al proceso de toma de decisiones aportando unas guías técnicas en los siguientes ámbitos:

Diseño e implementación de los GRO. En este apartado se proporciona información sobre cómo realizar los estudios previos al salto a escala real.

Selección de especies vegetales, cultivares y enmiendas al suelo. En este apartado se describen de forma somera varios casos en los que técnicas GRO, incluyendo la estabilización con enmiendas al suelo, fueron utilizadas, indicando qué especies y compuestos pueden ser empleados.

Uso seguro de la biomasa. Este apartado describe varias experiencias a escala laboratorio que fueron realizadas para testear la viabilidad de varias técnicas de gestión/aprovechamiento de la biomasa rica en metales pesados procedente de la fitorremediación.

Indicadores de éxito y métodos. Este apartado describe diferentes indicadores para monitorizar que se alcancen los objetivos del proyecto. Además, proporciona los resultados de varias experiencias de su uso e indicaciones de los métodos a emplear para su cálculo y obtención.

Guía para la participación de los stakeholders del proyecto. Este apartado proporciona información específica sobre los procesos participativos en los proyectos de recuperación de suelos y su adaptación para los proyectos GRO, basados en bibliografía y en experiencias propias, proporcionando algunas recomendaciones para la realización de este tipo de procesos.

El sistema aquí descrito presenta en esencia una estructura de tipo informativo que se basa en proporcionar información de interés para los decisores al ritmo conveniente durante las etapas habituales de la toma de decisiones en los estadios iniciales de los proyectos de remediación de suelos contaminados.

Para ciertos aspectos de la toma de decisiones es de gran utilidad dado que permite de una forma sencilla definir la viabilidad de emplear algún tipo de técnica de bajo impacto para la remediación de un suelo a partir de una limitada colección de parámetros sencillos de adquirir durante el proceso de planificación de un proyecto de remediación de suelos. Del mismo modo permite discriminar entre los distintos tipos de fitorremediación cuál es más adecuado para un caso dado.

Por otro lado, proporciona una metodología para la gestión de los distintos stakeholders adaptada para el contexto de la fitorremediación basada en los estudios más modernos al respecto ((Reed et al., 2009; REVIT, 2007; World Bank, 2012), al tiempo que es compatible con los principios metodológicos de participación de stakeholders de mayor aceptación como los conocidos como "*Bellagio principles*", lo que facilita en gran medida su implementación. En este caso su formato informativo

resulta de gran utilidad ya que la gestión de los stakeholders de un proyecto puede resultar altamente subjetivo y específico para cada caso, por lo que no resultaría práctico desarrollar una metodología fija con la que se corriesen riesgos claves como la inadecuada identificación de algún *stakeholder* importante.

La calculadora de costes constituye una plantilla de gran utilidad para la valoración económica directa de la intervención, si bien su empleo exige al decisor de disponer de numerosos datos tecno-económicos como rendimientos, costes de mantenimiento e implementación, etc. No obstante, si bien dicha necesidad de aportar los datos económicos podría verse como una debilidad, el único modo de atajarla sería mediante la provisión de valores medios que podrían quedarse desfasados muy rápidamente y limitarían geográficamente su utilidad, al restringir su aplicabilidad al contexto en el que fueron desarrollados.

La valoración de la sostenibilidad de las opciones barajadas se sustenta en el set de indicadores de SuRF-UK específicos para la remediación de suelos. Junto a las críticas realizadas al mismo para el SAD anterior, se puede añadir que se deja en el aire el modo en que deben ser valorados, lo que trae como consecuencia que para cada caso el analista elija el criterio más adecuado, lo que puede acarrear desconfianza en el proceso al considerarlo tendencioso. Si bien es cierto que se abre la puerta a realizar esta valoración de forma cuantitativa a través de metodologías como el ACV, al igual que sucede para el Rejuvenate DST, Greenland DST no da más indicaciones al respecto.

Finalmente, la utilización de Greenland como SAD para la fitorremediación se encuentra con la dificultad añadida de la ausencia de información relevante sobre las especies y cultivares que pueden ser utilizadas. Únicamente se aportan algunas referencias científicas en las que se expone cómo algunas especies han sido estudiadas. Sin embargo, esta información resulta insuficiente dado que no aporta mayor información sobre en qué condiciones se han realizado dichas investigaciones y qué tasas de fitoextracción se pueden prever. De este modo, si se pretende plantear una intervención de tipo fitoextractor no se podría aportar una orientación sobre los plazos necesarios para alcanzar las concentraciones objetivo de los contaminantes de interés.

A continuación, la Tabla 11 muestra las principales debilidades y fortalezas de Greenland DST como SAD para la fitorremediación:

Tabla 11: Debilidades y fortalezas de Greenland DST

Debilidades	Fortalezas
No decisor, meramente informativo	Análisis previo de viabilidad de la fitorremediación
Valoración no unívoca	Calculadora de costes completa
No proporciona BBDD	Guía metodológica para la participación de stakeholders
No permite selección de especies para fitorremediación	Consistente con marcos regulatorios
	Proporciona metodologías de valoración de alternativas

2.8.6. Desafíos a resolver de los SAD existentes

Los 4 SADs que podrían emplearse para la fitorremediación presentan 2 claras orientaciones:

1. Aquellos con orientación ingenieril como PhytoDSS y el Árbol de decisión de la USEPA que están desarrollados para la obtención de un resultado concreto, bien sea un análisis temporal y económico en el primer caso o una selección de una o varias plantas susceptibles de ser empleadas para la remediación en el SAD de USEPA.
2. Por otro lado, Rejuvenate y Greenland constituyen SADs de tipo normativo, es decir, están orientados a proporcionar un marco para el proceso de toma de decisiones que le permita mantenerse integrado en los marcos legislativos correspondientes.

Es evidente que ambas orientaciones presentan sus ventajas e inconvenientes que pueden resumirse en que esencialmente los primeros adolecen de falta de perspectiva sociopolítica al concentrarse en dar una solución exclusivamente técnica a un problema de naturaleza poliédrica, y por lo tanto no tienen en cuenta todos los factores importantes en la toma de decisiones. Por otro lado, los normativos presentan dificultades para proporcionar un resultado claro e incontestable ya que uno de sus preceptos es la flexibilidad, con objeto de permitirles dar solución a un rango de situaciones amplio y heterogéneo.

Por lo tanto, el proceso de toma de decisiones se vería muy beneficiado si dispusiese de un SAD que pudiese proporcionar respuestas claras y unívocas, al mismo tiempo que se mantuviese integrado en los marcos regulatorios y considerase de forma adecuada todos los aspectos sociales, económicos y ambientales pertinentes.

Por otro lado, una crítica común a los 4 SAD presentados es la falta de datos que permitan tener en cuenta durante la toma de decisiones los plazos de remediación. Tal y como fue expuesto anteriormente, los largos plazos de descontaminación del terreno son uno de las principales barreras que se encuentra esta técnica para su implementación. Para realizar dichas predicciones es necesario contar con datos de campo a partir de experiencias piloto en la parcela, llevando implícitas notables incertidumbres sobre su precisión. Sin embargo, previamente en la etapa de planificación, ya se necesita contar con algún tipo de estimación de dichos plazos con objeto de tenerlos en cuenta durante la toma de decisiones, lo que obliga al empleo de modelizaciones. El proceso de decisión en fitorremediación es intensivo en búsqueda y recopilación de datos, luego es conveniente minimizar los esfuerzos necesarios mediante la consideración inicial de la viabilidad de las propuestas, de forma que no se realicen esfuerzos en vano buscando datos para opciones que al final no sean consideradas como viables o adecuadas. A ese respecto, es de gran utilidad la filosofía iterativa Rejuvenate, que establece una consideración de las opciones en varios niveles de complejidad, de forma que las valoraciones más complejas se realicen tras una preselección. Extensivamente, es importante asegurarse al inicio del proceso que el suelo en remediación es un candidato viable para ser tratado con este tipo de técnicas ya que la fitorremediación de metales pesados es únicamente aplicable para una pequeña fracción de los suelos contaminados existentes.

La selección final de la planta no debe únicamente basarse en criterios de descontaminación o agronómicos, sino que debe tener consideraciones sociales, económicas y principalmente ambientales. Es en este punto en el que se debe poner especial énfasis, tal y como se dijo anteriormente, dado que la principal justificación para el empleo de esta técnica, con sus numerosas desventajas respecto a otras, viene derivado de sus beneficios ambientales, luego debe ser éste el criterio que prime sobre el resto.

2.9. BASES DE DATOS EXISTENTES DE ESPECIES FITORREMIEDIADORAS

No todas las especies vegetales presentan la suficiente capacidad fitoextractora para un determinado metal pesado como para poder considerarse aptas para proyectos de fitorremediación, por lo que el primer paso en el proceso de selección de este tipo de tecnologías suele ser la compilación de una lista que contenga aquellas especies susceptibles de ser empleadas en el proyecto de recuperación.

A lo largo de esta investigación se han estudiado las BBDD que contienen información relevante sobre especies fitorremediadoras de metales pesados. Sin embargo, dado el estado de desarrollo de la técnica, actualmente el número de BBDD genéricas disponibles es limitado, y se listan a continuación:

- *LID Technical Guidance Manual for Puget Sounds. Sampling of Plant Species Studied for Phytoremediation.* (<http://www.superorg.net/archive/proposal/plant%20species%20phyto.pdf>). Esta publicación en su Anexo 6 lista una serie de especies con capacidad fitorremediadora reportada en fuentes científicas, tanto de contaminantes orgánicos como inorgánicos susceptibles de ser empleadas en la localidad de Puget Sound, en el Estado de Washington en EEUU. Categoriza 43 especies según el contaminante que es capaz de extraer, pero no aporta mayor información de las tasas de fitoextracción esperables. La Ilustración 16 sirve para mostrar el nivel de detalle que aporta:

<i>Stellaria calycantha</i> Northern starwort	Cadmium	Uptake/ Accumulation	Low sprawling perennial. A number of varieties are common in the NW, including, <i>S. longifolia</i> (Long-leaved starwort) and <i>S. longipes</i> (Long-stalked starwort). A recent study on Vashon Island indicated uptake and accumulation of cadmium (Institute for Environmental Research and Education, 2003).
<i>Stenotaphrum secundatum</i> St. Augustine grass	Hydrocarbons	Rhizodegradation	Perennial grass often used in lawns; coarse-textured. Decreases TPH and PAHs in soils (McCutcheon & Schnoor, 2003).

Ilustración 16: Nivel de detalle de la BBDD de *LID Technical Guidance Manual for Puget Sounds. Sampling of Plant Species Studied for Phytoremediation*

- *Technical / Regulatory Guidance Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance and Decision Trees, Revised* (ITRC, 2009). Esta guía metodológica presentada en el apartado anterior proporciona en su Apéndice B una lista con numerosas plantas con capacidad fitoextractora de metales pesados (Ilustración 17). Para cada contaminante se muestra una colección de casos en donde ya se informa de la cantidad acumulada por la planta, así como la referencia de donde ha sido extraída.

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

Cu	Ryegrass (<i>Lolium perenne</i>)	PE, PS	Accumulated up to 50 mg/kg in shoots and 94 mg/kg in roots	Otabbong 1990
Cu	Alfalfa (<i>Medicago sativa</i>)	PE, PS	Bound 3.4 mg/g tissue from groundwater	Tiemann et al. 1998
Cu	Reed (<i>Phragmites</i> spp.)		Accumulated up to 38 mg/kg in plant tissue	Kadlec and Knight 1996

Ilustración 17: Nivel de detalle de la BBDD del Technical / Regulatory Guidance Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance and Decision Trees, Revised

- *Phytorem*. Esta BBDD ha sido desarrollada por la Agencia Medioambiental Canadiense (*Environment Canada*) e incluye 775 plantas con conocida capacidad de extraer 19 elementos metálicos (Environment Canada, 2003). Esta BBDD únicamente puede conseguirse mediante petición expresa a la Agencia Canadiense, y se limita a proporcionar para cada contaminante, orgánico o inorgánico, una lista de referencias científicas en las que se ha reportado algún tipo de investigación referida a la fitorremediación del mismo.
- *Crop Based Systems for Sustainable Risk Based Land Management for Economically Marginal Degraded Land: Short Guide for Decision Support Tool* (REJUVENATE, 2013). En el Apéndice 1 de este documento se muestra una lista muy limitada de referencias en las que se describen casos de aplicación clasificadas según el tipo de estrategia fitorremediadora a la que hacen referencia.
- El Apéndice 2 de las hojas de referencia de *Greenland DST* (GREENLAND, 2014) proporciona una lista de especies y cultivares susceptibles de ser empleadas para la fitorremediación de metales, sin aportar más información adicional

Las BBDDs anteriormente mencionadas han sido redactadas tras un proceso de revisión bibliográfica de artículos científicos que publican estudios empíricos con una o unas pocas especies. Sin embargo, más listados de plantas fitorremediadoras se pueden encontrar en artículos publicados en otras revistas. Las siguientes dos referencias se destacan a continuación:

- (Ali et al., 2013) y (Michel Mench et al., 2010) proporcionan listas con 23 y 21 especies respectivamente de reportada capacidad fitorremediadora junto con su tasa de acumulación de metal pesado y la referencia de donde se obtiene. No obstante, no menciona las condiciones en las que se obtuvieron dichas tasas tales como la concentración de metal en el suelo.

Si bien todas estas BBDDs muestran de forma categórica si una determinada especie tiene capacidades fitorremediadoras científicamente demostradas para un determinado metal, tanto estas BBDDs genéricas como los artículos científicos de las que emanan presentan la información de forma muy heterogénea, debido a que han sido redactadas para presentar muy variados tipos de información científica y procesos naturales. Por ejemplo, algunas referencias muestran experimentaciones dirigidas a calcular las tasas de fitoextracción que presenta una determinada especie para uno o varios metales, mientras que otras están dirigidas a estudiar la influencia que tiene un determinado agente quelante en la dinámica de los metales en el suelo.

Es por esta razón que, en general, las distintas referencias muestran datos de diferente naturaleza, lo que dificulta, y en ocasiones imposibilita, la utilización de la información en ellas contenida.

2.10. HERRAMIENTAS PARA LA VALORACIÓN AMBIENTAL DE LA FITORREMIEDIACIÓN: ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA

Tal y como se estableció en el Apartado 2.6, la elección de la fitorremediación por delante de otras técnicas de remediación para la descontaminación de un suelo responde principalmente a criterios ambientales.

Aunque la fitorremediación, al igual que el resto de técnicas denominadas “*gentle remediation*”, se percibe generalmente como una tecnología sostenible, como toda actividad agrícola puede causar numerosos impactos ambientales, principalmente debido a la cosecha (von Blottnitz y Curran, 2007), la aplicación de fertilizantes y pesticidas, las emisiones directas (Suer y Andersson-Sköld, 2011), y la gestión de la biomasa (Vigil et al., 2015). Por lo tanto, desde un punto de vista medioambiental, antes de optar por una técnica u otra es muy importante comprobar de una forma rigurosa que la tecnología que se proyecta emplear sea lo más respetuosa posible con el medio, independientemente de la percepción que se tenga de la misma.

Para la valoración de la sostenibilidad ambiental de cualquier actividad, producto o servicio se destaca de entre todas las técnicas de análisis de impacto ambiental el Análisis de Ciclo de Vida (ACV), dado que trata los aspectos ambientales e impactos ambientales potenciales a lo largo de todo el ciclo de vida de un producto, desde la adquisición de la materia prima, pasando por la producción, uso, tratamiento final, reciclado, hasta su disposición final (Finnveden et al., 2009). Esta metodología es presentada a continuación.

2.10.1. Concepto del ACV

El ACV es una metodología que se emplea para evaluar los impactos medioambientales de un determinado producto, proceso o actividad. Según la norma UNE-EN-ISO 14040:2006 Gestión ambiental. Análisis de ciclo de vida. Principios y marco de referencia, el ACV se define como “*la recopilación y evaluación de las entradas, salidas y los impactos ambientales potenciales de un sistema producto a través de su ciclo de vida*” (ISO, 2006a). Un ACV por lo tanto debe analizar tanto la extracción de materias primas como la producción, transporte, distribución, uso, reciclaje y disposición final del producto generado (Chacón Vargas, 2008).

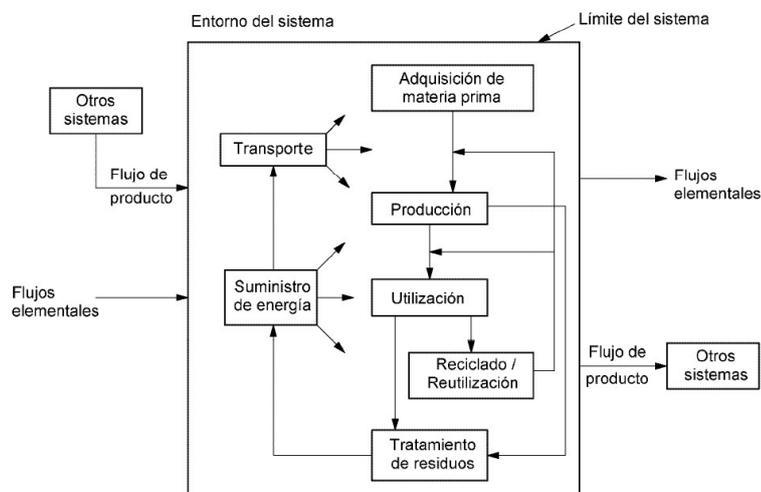


Ilustración 18. Límites del Sistema en un análisis de ciclo de vida (Luiña Fernández, 2013)

2.10.2. Normativa aplicada al Análisis del Ciclo de Vida

La redacción y aplicación del ACV se encuentra actualmente normalizada por la *International Organization for Standardization* (ISO) a través de dos normas principales:

- ISO 14040 (2006). Gestión Ambiental—Análisis de Ciclo de Vida—Principios y Marco de Referencia. Esta norma define el marco legal, principios y necesidades básicas para realizar un estudio de ACV
- ISO 14044 (2006). Gestión Ambiental- Analisis del Ciclo de Vida- Requerimientos.

2.10.3. Fases del ciclo de vida

Según la metodología propuesta en la norma ISO 14040, un estudio de ACV consta de cuatro fases fundamentales:

- Objetivos y alcance del estudio
- Análisis del inventario
- Análisis del impacto
- Interpretación de los resultados

Cabe destacar que estas fases no son necesariamente secuenciales, sino que se deben aplicar de forma iterativa, empezando desde un nivel a grandes rasgos que se va incrementando en nivel de detalle (Ilustración 19).

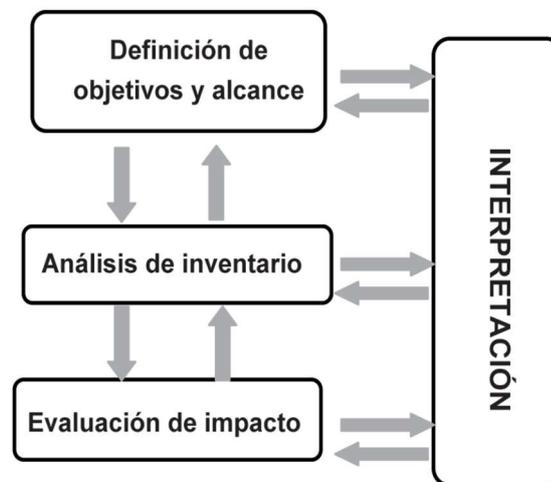


Ilustración 19. Etapas en la realización de un ACV (Luiña, 2013)

Las cuatro fases se describen en mayor detalle a continuación.

2.10.3.1. Definición de objetivos y alcance

Al tratarse el ACV de una técnica de modelado, ésta debe ser entendida como una simplificación que permita hacer entendible para una determinada audiencia una realidad compleja. Los modelos deben ser desarrollados de tal forma que las simplificaciones y asunciones empleadas no tergiversen los resultados a obtener. Por lo tanto, el análisis debe definir cuidadosamente el campo de aplicación en el que actúa, así como describir y justificar las elecciones tomadas, como por ejemplo:

- Justificación de por qué se realiza el ACV y a qué se pretende que dé respuesta
- Definición precisa del producto, proceso o servicio, descripción de su ciclo de vida y de la función que cumple
- Definición de la base para la comparación si el objetivo del estudio es comparar varios productos, procesos o servicios (unidad funcional)
- Suposiciones y limitaciones
- Calidad requerida de los datos
- Audiencia a la que se dirige el estudio

Por otro lado, un ACV completo puede resultar en una tarea tan extensa que incluso puede ser inviable, por lo que es de vital importancia definir con claridad los límites del sistema en estudio donde se refleje de forma inequívoca qué se queda dentro del sistema y qué se queda fuera, determinándose de esta manera qué procesos unitarios deben ser incluidos dentro del ACV. Habitualmente, la definición de los límites del sistema se ve influenciada por aspectos tales como las hipótesis

planteadas, los criterios escogidos de exclusión, los datos disponibles y el tipo de destinatario del estudio.

2.10.3.2. Definición de la unidad funcional

Según la ISO 14040, se define la 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”*. También, se define sistema en esta norma como el *“conjunto de procesos unitarios conectados material y energéticamente que realizan una o más funciones definidas”*.

Matemáticamente, la unidad funcional es empleada como aquella entidad a la que se refieren las entradas y salidas del sistema, de tal forma que sea posible la comparación con las entradas y salidas de otro sistema, en caso de realizarse un análisis comparativo. De tal forma, se alcanza el llamado **flujo de referencia**, que se define como la “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 unidad funcional seleccionada por tanto, debe ser cuantificable, medible de forma fiable y en caso de llevarse a cabo un análisis comparativo, debe garantizar la equivalencia de funciones entre los productos o servicios comparados.

2.10.3.3. Asignación de impactos de un ACV

Frecuentemente, los procesos no dan como lugar un solo producto, sino que junto al producto principal objeto del proceso productivo, se obtienen otros secundarios que pueden ser valorizados de alguna forma, denominándose éstos como co-productos. No deben confundirse estos últimos con los residuos, que son materiales sin valor que aparecen de forma colateral a la obtención del producto principal.

En un ACV los flujos de materia y energía, junto con las emisiones al medioambiente se deben asignar tanto al producto principal, como a los posibles co-productos generados, siguiendo procedimientos claramente establecidos que deben ser documentados y justificados (AENOR, 2006a).

Dicha asignación puede llevarse a cabo siguiendo varios métodos, aunque es importante dejar claro que la norma ISO establece la siguiente jerarquía a la hora de emplearlos:

1. La asignación se debe evitar en la medida de lo posible. Preferentemente, se emplearán las siguientes técnicas alternativas:

- La división del proceso de dos o más subprocesos a los que se refieran las entradas y las salidas.
 - La extensión de los límites del sistema mediante su ampliación hasta contener las funciones de los co-productos.
2. En caso de que la asignación sea inevitable, ésta se debe llevar a cabo preferentemente de forma que refleje las relaciones físicas existentes entre los co-productos y el producto principal. A tal efecto se pueden emplear magnitudes físicas como masa, volumen, energía, exergía, número de unidades, composición química o proteínas.
 3. Si no es posible concretar una relación física, entonces la asignación puede realizarse en base al valor económico de cada producto/co-producto.

2.10.3.4. Análisis de inventario

El análisis del inventario es la fase más exigente en tiempo y esfuerzo del ACV. Es en este paso donde se recogen los datos de entradas y salidas de cada proceso del sistema, y se cuantifican los consumos de energía y materias primas, las emisiones a la atmósfera y los cursos acuáticos, así como los residuos sólidos y cualquier otro vertido.

Esta fase se compone de tres pasos fundamentales:

1. Definición en detalle del sistema en estudio. Este paso continúa la descripción preliminar realizada en la definición de los objetivos y alcance del estudio, y concreta el sistema así como todos los subsistemas interrelacionados con objeto de facilitar la recogida de los datos. Comúnmente, se construyen diagramas de flujo que permiten identificar corrientes y relaciones entre los subsistemas.

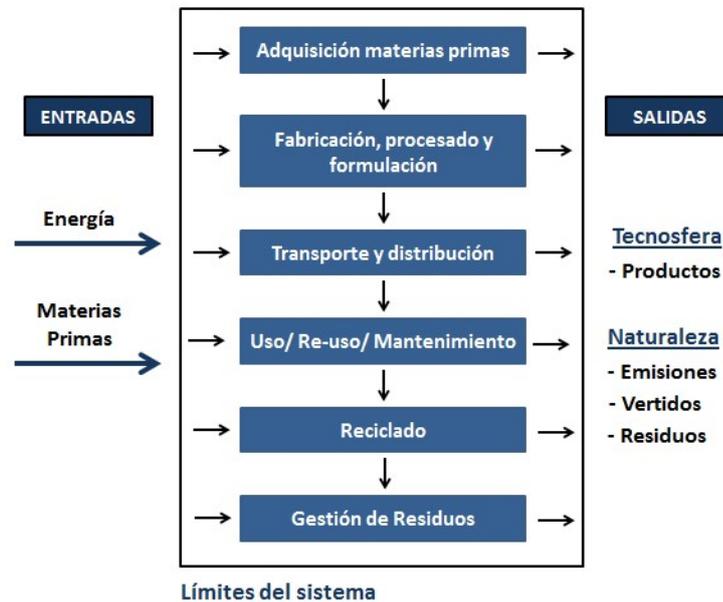


Ilustración 20: Diagrama de flujo del inventario del ciclo de vida (Luiña, 2013)

Recogida de los datos. Se distinguen dos tipos de datos en base a su origen:

- Foreground. Se refiere a los datos que específicamente se recogen para el modelo en estudio, con objeto de describir en detalle un proceso productivo concreto.
 - Background. Se refiere a los datos genéricos para la producción de materiales, energía, etc. estos datos se recogen de la literatura y de las bases de datos de ACV
2. Normalización de los datos refiriéndolos a la unidad funcional, y realización de los inventarios parciales de los subsistemas establecidos.

2.10.3.5. Evaluación del impacto

La Evaluación del Impacto en el Ciclo de Vida (EICV) consiste en la caracterización y análisis de las cargas ambientales identificadas en el inventario ("Guidelines for Life-Cycle Assessment," 1994) con el objetivo de convertir los datos del inventario en información ambiental más relevante (Tillman and Baumann, 2004). La información ambiental una vez procesado el EICV representa el impacto sobre el medio ambiente del bien o servicio analizado en diferentes categorías de impacto, como calentamiento global, eutrofización, acidificación, agotamiento de recursos, etc.

Esta fase se compone de tres pasos obligatorios según la ISO 14040/44 (Ilustración 21):

- Selección de las categorías relevantes de impacto, indicadores y caracterización de modelos.
- Asignación de los resultados de impacto (clasificación)
- Cálculo de los resultados de los indicadores escogidos (caracterización)

Opcionalmente, se pueden incluir los siguientes pasos:

- Normalización. Se divide el indicador en cada categoría por un valor de referencia con objeto de mostrar la importancia relativa de cada indicador de categoría.
- Ponderación. Se establecen factores que otorgan importancia relativa a las distintas categorías de impacto para poder sumarlas y obtener un impacto ponderado en forma de un único índice total del sistema (Cambara, 2012). La aplicación de este paso es muy controvertida y de hecho la norma no permite su uso en declaraciones públicas de impacto comparativas, ya que no se basa en aspectos científicos, sino en cuestiones subjetivas.

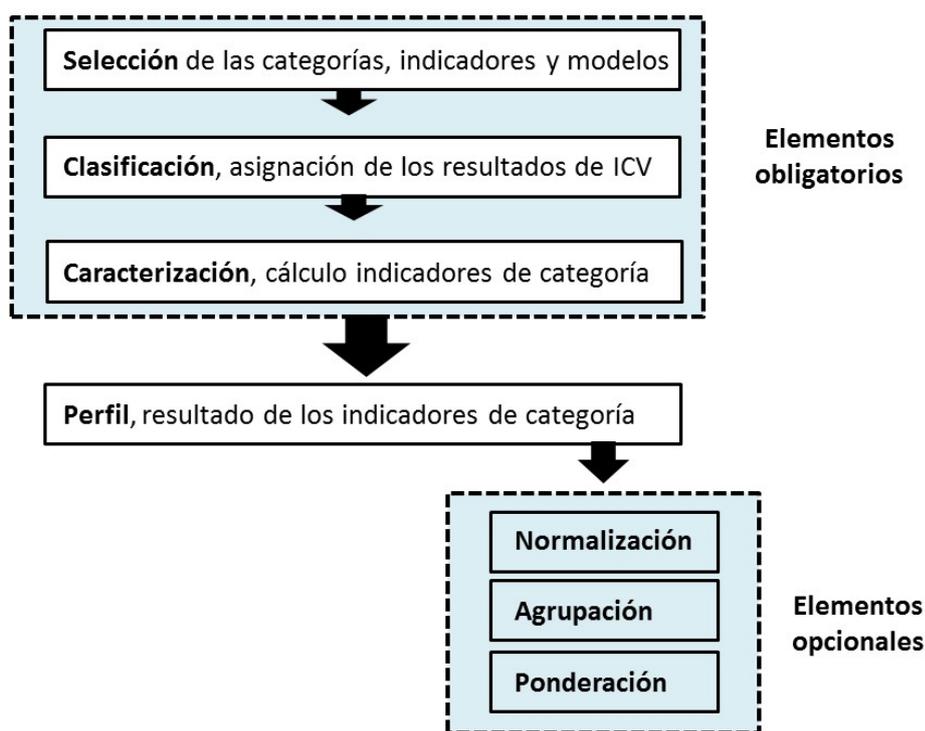


Ilustración 21: Elementos obligatorios y opcionales del EICV, conforme a la ISO 14042 (Dosier científico EGO La Revolución Invisible)

Tipos de indicadores empleados en ACV

Durante la redacción de un ACV, se evalúan los impactos producidos a lo largo de todo el ciclo vida de un producto a partir de las emisiones y recursos consumidos que han sido previamente recogidos en el Inventario de Ciclo de Vida (ICV). Dichos impactos generalmente consideran tres áreas de protección:

- Salud humana
- Medio ambiente
- Uso de recursos naturales

Los impactos a su vez se agrupan en Categorías de impacto, que son clases que representan asuntos ambientales de interés. Las categorías que habitualmente se encuentran en estos estudios son Cambio Climático, Reducción de la capa de Ozono, Eutrofización, Acidificación, Toxicidad humana, Partículas inorgánicas respirables, Radiación ionizante, Ecotoxicidad, Formación fotoquímica de ozono, Uso del suelo y Agotamiento de recursos naturales.

De ese modo, los datos recogidos durante la fase de Inventario son asignados a cada una de las categorías de impacto correspondientes y procesados utilizando diferentes modelos de caracterización, con objeto de obtener una representación cuantitativa denominada Indicador.

Con objeto de clarificar los conceptos relativos a la Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV) se presenta la Tabla 12:

Tabla 12: Ejemplos de términos utilizados en la Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (ISO 14044:2006)

Término	Ejemplo
Categoría de impacto	Cambio Climático
Resultados del ICV	Cantidad de gases de efecto invernadero por unidad funcional
Modelo de caracterización	Modelo de línea de base de 100 años del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático
Indicador de categoría	Radiación infrarroja (W/m ²)
Factor de caracterización	Potencial de calentamiento global (GWP100) para cada gas de efecto invernadero (kg CO ₂ -equivalentes/kg gas)
Resultado de indicador de categoría	Kg CO ₂ -equivalentes por unidad funcional
Categorías finales	Arrecifes de coral, bosques, cultivos

A la hora de clasificar y caracterizar los indicadores se distinguen dos enfoques:

- Los orientados al problema (*Midpoints*)
- Los orientados al daño final (*Endpoints*)

Un indicador midpoint está directamente relacionado con el mecanismo ambiental al que está asociado y al parámetro recogido en el Inventario, mientras que los endpoints se refieren al resultado final consecuencia de dicho mecanismo y se apoya de midpoints para su cálculo.

En general, los indicadores midpoint llevan asociada una menor incertidumbre debido a que solamente una pequeña parte del mecanismo ambiental precisa de ser modelado, mientras que los endpoints se basan en suposiciones y extrapolaciones por lo que sus resultados son menos fiables. A su vez, los indicadores endpoint son más intuitivos y fáciles de entender e interpretar que los midpoints (Goedkoop, 2010).

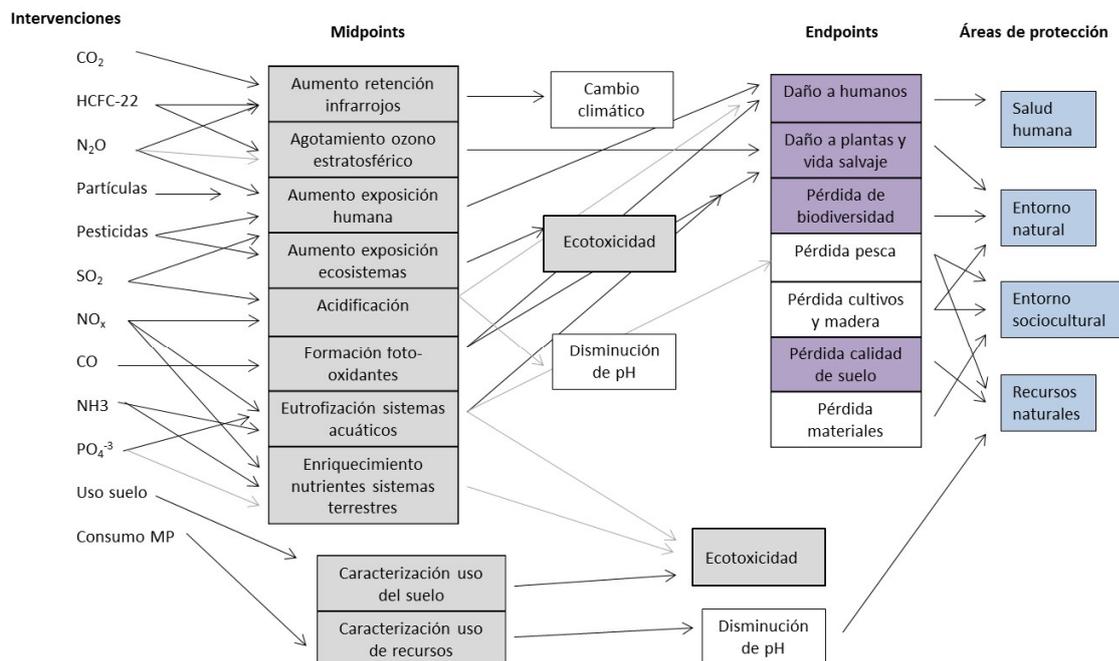


Ilustración 22: Esquema de las relaciones entre intervenciones ambientales, impactos de efectos intermedios "midpoints", impactos de efectos finales "endpoints" y áreas de protección (Dosier científico EGO La Revolución Invisible)

Las distintas metodologías de evaluación del impacto del ciclo de vida siguen distintos criterios y procedimientos para la obtención de los indicadores, luego los numerosos métodos existentes proporcionan a menudo resultados diferentes. Con intención de solucionar dicho problema, la norma ISO 14044 proporciona un marco encaminado a estandarizar los principios sobre los que se fundamente toda metodología de EICV, aunque aún no se haya conseguido compatibilizar todas ellas (EC-JRC, 2010).

Sistemas de indicadores

ISO 14040 no exige la utilización de ninguna metodología de EICV de entre las numerosas existentes en la actualidad, siempre y cuando se basen en mecanismos bien documentados y avalados por la comunidad científica. En lugar de seleccionar para cada caso un indicador y una metodología de impacto, habitualmente se recurre a sistemas de indicadores que gocen de buena reputación entre la comunidad científica y que contengan indicadores relevantes para el problema en estudio. A continuación, se procede a enumerar y describir someramente los más importantes y susceptibles de ser empleados en proyectos de fitorremediación.

Eco-Indicador 99

Es un método sucesor de otro anterior denominado Eco-Indicador 95. Este método está orientado al daño que se estudia en 3 categorías:

1. Daño a la salud humana. Los consumos o emisiones se evalúan en base a los impactos que derivan en posibles daños a la salud humana expresados en Años de Vida de Incapacidad (cuyo acrónimo en inglés es DALYs).
2. Daño a la Calidad del Ecosistema. Esta categoría mide los impactos sobre el ecosistema en función del número de especies desaparecidas en un área concreta por causa de la carga medioambiental generada por el sistema. La unidad empleada se denomina Fracción de Especies Potencialmente desaparecidas (PDF en inglés) y mide el porcentaje de especies vasculares desaparecidas por unidad de área y tiempo.
3. Uso de Recursos. El impacto del uso de los recursos se expresa como el excedente de energía que será necesario emplear en el futuro para compensar el incremento de dificultad en obtener los mismos recursos. La unidad que emplea son los MJ de energía adicionales requeridos por la disminución de ley o por el incremento en la dificultad e obtención.

Una vez que cada categoría de impacto es calculada, éstas pueden sumarse proporcionando un indicador único agregado.

CML 2001

Esta metodología fue desarrollada en el Centro de Estudios Ambientales la Universidad de Leiden en los Países Bajos con la intención de proporcionar las mejores prácticas disponibles en indicadores midpoint en consonancia con los estándares fijados por la ISO 14040. CML 2001 proporciona 18 indicadores de impacto que se agrupan en 3 grandes grupos:

- Agotamiento de recursos
- Ecotoxicidad
- Uso del suelo

IPPC 2007

Esta metodología está desarrollada por el Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) para valorar los factores del cambio climático en un marco temporal de 20, 100 y 500 años. Este panel ha desarrollado los factores de caracterización más ampliamente aceptados por la comunidad científica para las emisiones que afectan al potencial calentamiento global.

Este método tiene una perspectiva midpoint y no cuenta ni con normalización ni ponderación.

Impact 2002+

La metodología Impact 2002+ aplica ambos enfoques midpoint y endpoint de forma que combina las 14 categorías de impacto intermedias en 4 categorías de daño:

- Salud humana
- Calidad de los ecosistemas
- Cambio climático
- Recursos

Los modelos de Impact 2002+ provienen de CML2002, IPCC, EI99 y Cumulative Energy Demand, para todas sus categorías a excepción de la ecotoxicidad y la toxicidad humana para los que aplica modelos propios desarrollados en el marco de la metodología IMPACT Chemical Toxic Evaluation.

TRACI

TRACI es una metodología mid-point desarrollada por la USEPA con objeto de representar con mayor fidelidad las condiciones de los EEUU y que además vaya en consonancia con las políticas medioambientales marcadas por la EPA. Muchos de los mecanismos ambientales que incluyen provienen de otras metodologías como EI99 y CML 2001.

ReCiPe

ReCiPe es una evolución del EI99 que fue concebido para combinar la facilidad de interpretación del Eco-Indicator 99 con la solidez científica de los métodos CML2001.

Este método proporciona 18 categorías de impacto midpoint de los que emanan 3 indicadores endpoint.

Selección de la metodología de EICV

Tal y como se ha mostrado en el apartado anterior, durante la realización de un ACV el analista se encuentra con una gran cantidad de indicadores y sistemas de indicadores estandarizados. Para seleccionar el o los más adecuados para un caso particular, el criterio más importante es el nivel de integración de los resultados que se pretende proporcionar. Esto generalmente depende del tipo de audiencia que va a recibir el ACV, así como de lo que se pretenda conseguir con sus resultados. La Ilustración 23 muestra esquemáticamente algunas de las posibilidades. Por ejemplo, si la intención es evaluar el rendimiento ambiental de un producto en la fase de diseño, un indicador único agregado que permita discernir entre varias posibilidades comparando un único criterio sería más adecuado. Del mismo modo, una investigación que pretenda analizar qué partes de un sistema complejo son las más

dañinas, deberá ver toda la colección de indicadores *midpoint* para tomar una decisión en base a múltiples criterios.

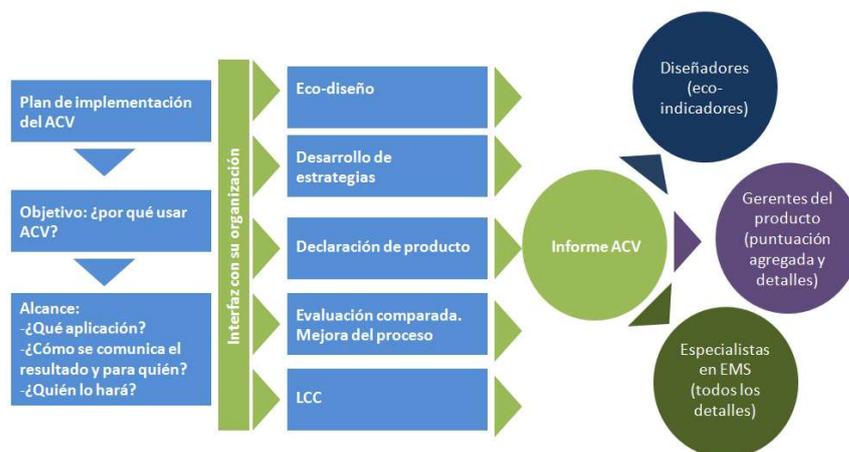


Ilustración 23: Esquema de estrategia para la selección de EICV

Por otro lado, la naturaleza del sistema en estudio determina qué impactos son los más relevantes. Por ejemplo, si se estudiasen las cargas ambientales de una caldera industrial las categorías de impacto más relevantes serían las relacionadas con cambio climático y agotamiento de recursos, por lo que cualquier metodología que no contemplase esos aspectos adecuadamente debería ser descartada.

También los principios científicos de las metodologías sirven como criterio de selección, destacándose principalmente:

- Que el alcance de la metodología cubra toda la complejidad del problema
- La relevancia ambiental de los indicadores
- La robustez científica y nivel de certidumbre de los modelos
- Que esté correctamente documentado, y que la información sobre los modelos sea transparente y reproducible
- La aplicabilidad en base a los datos disponibles.

La valoración ambiental puede realizarse mediante la comparación de una colección de indicadores en los que cada uno de ellos describe un aspecto de la problemática ambiental. Sin embargo, esta comparativa resulta compleja dado que el decisor se ve obligado a ponderar diferentes aspectos para lo que puede no estar lo suficientemente cualificado.

Para un SAD en fase de planificación de proyectos, dado que la intención es comparar el rendimiento ambiental de varias alternativas, un indicador único agregado, el cual a través de un único valor sintetice todas las dimensiones del desempeño ambiental permitiendo una comparación entre alternativas de forma rápida y sencilla, sería más adecuado. Tras un repaso del tratamiento que varias

metodologías de Evaluación de Impacto Ambiental de uso común en ACV hacen de estas categorías, se ha encontrado que ReCiPe es la metodología más completa dado que considera todos los impactos de interés y tiene los modelos más actualizados, destacando especialmente aquellos dirigidos al cálculo de los endpoints. Aunque la precisión de los endpoints está comprometida debido a la dificultad y las incertidumbres asociadas a las estimaciones a largo plazo, este tipo de indicadores proporcionan una visión global de las implicaciones ambientales de un producto o servicio, más fácilmente comunicables a un grupo de *stakeholders* que no tienen necesariamente un conocimiento profundo sobre estas metodologías. Además, como los resultados del ACV tienen por objeto comparar entre diferentes alternativas, por lo que, al menos en parte, dichas incertidumbres se verían compensadas. Un análisis más extenso que justifica la idoneidad de ReCiPe entre el resto de conjuntos de indicadores para la valoración ambiental de proyectos de fitorremediación puede consultarse en (Vigil et al., 2012).

Descripción de la metodología ReCiPe

ReCiPe es una evolución del EI99 que fue concebido para combinar la facilidad de interpretación del Eco-Indicator 99 con la solidez científica de los métodos CML2001.

A nivel midpoint, ReCiPe proporciona 18 categorías de impacto:

1. Cambio climático (CC)
2. Destrucción de la capa de ozono (OD)
3. Acidificación terrestre (TA)
4. Eutrofización de aguas dulces (FE)
5. Eutrofización de aguas marinas (ME)
6. Toxicidad humana (HT)
7. Formación de oxidantes fotoquímicos (POF)
8. Formación de partículas (PMF)
9. Ecotoxicidad terrestre (TET)
10. Ecotoxicidad de aguas dulces (FET)
11. Ecotoxicidad de aguas marinas (MET)
12. Radiación ionizante (IR)
13. Ocupación de suelo agrícola (ALO)
14. Ocupación de suelo urbano (ULO)
15. Transformación de terrenos naturales (NLT)
16. Agotamiento de agua dulce (WD)
17. Agotamiento de recursos minerales (MRD)
18. Agotamiento de combustibles fósiles (FD)

Los factores de caracterización que corresponden a cada categoría de impacto midpoint se muestran en la Tabla 13:

Tabla 13: Factores de caracterización de ReCiPe

Categoría de impacto (abreviaturas)	Unidades*	Factor de caracterización (nombre)	Abreviatura
CC	kg (CO ₂ en el aire)	Potencial de cambio climático	PCC
AO	kg (CFC-11 ⁵ en el aire)	Potencial de agotamiento de ozono	PAO
AT	kg (SO ₂ en el aire)	Potencial de acidificación terrestre	PAT
EAF	kg (P en el agua fresca)	Potencial de eutrofización del agua fresca	PEAF
EM	kg (N en el agua salada)	Potencial de eutrofización del agua marina	PEM
TH	kg (14DCB en el aire urbano)	Potencial de toxicidad humana	PTH
FOF	kg (NMVOC ⁶ en el aire)	Potencial de formación de oxidantes fotoquímicos	PFOF
FP	kg (PM ₁₀ en el aire)	Potencial de formación de partículas	PFP

Categoría de impacto (abreviaturas)	Unidades*	Factor de caracterización (nombre)	Abreviatura
ETT	kg (14DCB en el suelo industrial)	Potencial de ecotoxicidad terrestre	PETT
ETAF	kg (14DCB en el agua fresca)	Potencial de ecotoxicidad del agua fresca	PETAF
ETAM	kg (14-DCB ⁷ en el agua de mar)	Potencial de ecotoxicidad del agua marina	PETAM
RI	kg (U ²³⁵ en el aire)	Potencial de radiación ionizante	PRI
OAA	m ² x año (área agrícola)	Potencial de ocupación de área agrícola	POAA
OAU	m ² x año (área urbana)	Potencial de ocupación de área urbana	POAU
TAN	m ² (área natural)	Potencial de transformación del área natural	PTAN
AA	m ³ (agua)	Potencial de agotamiento de agua	PAA

Categoría de impacto (abreviaturas)	Unidades*	Factor de caracterización (nombre)	Abreviatura
ARM	kg (Fe)	Potencial de agotamiento de recursos minerales	PARM
ARF	kg (petróleo)	Potencial de agotamiento de recursos fósiles	PARF

A nivel endpoint, casi todos los indicadores midpoint pueden ser convertidos y agregados en las tres categorías de daño siguientes:

1. Daño a la salud humana (HH)
2. Daño a la diversidad de los ecosistemas (ED)
3. Daño a la disponibilidad de recursos (RA)

La Ilustración 24 muestra la relación entre los parámetros del inventario ambiental, las categorías de impacto midpoint, y las categorías endpoint:

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

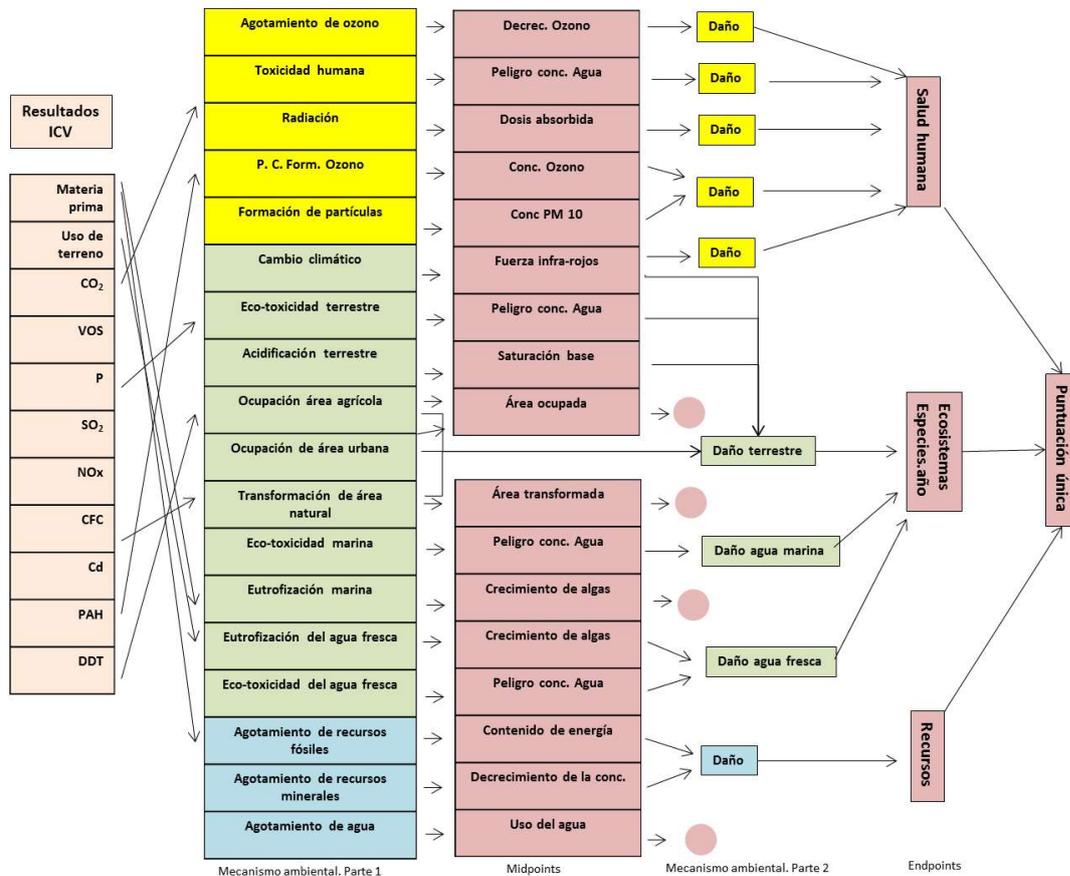


Ilustración 24: Relación entre los parámetros del inventario ambiental, las categorías de impacto midpoint, y las categorías endpoint de ReCiPe (Recipe, 2009)

El empleo de modelos de caracterización genera incertidumbres debido a una falta de conocimiento tanto de la totalidad de los mecanismos ambientales, como de la seriedad de sus efectos. A la hora de afrontar estas incertidumbres la actitud personal y su sesgo cultural juegan un importante rol. Algunos expertos argumentan que los efectos a largo plazo son más importantes que los que se manifiestan a corto plazo, mientras otros creen que los efectos a largo plazo podrán ser resueltos gracias al desarrollo tecnológico si se toman las medidas adecuadas. Por otro lado, hay quien cree que la humanidad solamente debe preocuparse sobre problemas ambientales que están debidamente probados y documentados, mientras que otros más pesimistas son de la opinión de que todo posible efecto debe ser tenido en cuenta seriamente (EI99, 2000).

Con objeto de tratar estas diferencias de criterio que no pueden ser resueltas por el momento de forma empírica, ReCiPe, al igual que se hizo para EI99, presenta una versión diferenciada de los factores de caracterización para cada perspectiva basados en la Teoría Cultural de Thompson (“Cultural Theory,” 1990).

De ese modo, las tres versiones de ReCiPe se resumen en la Tabla 14:

Tabla 14: Perspectivas de aproximación al daño en el medio ambiente (E199, 2000)

Perspectiva de localización	Perspectiva temporal	Manejabilidad	Nivel de evidencia requerido
H (jerárquico)	Balance entre corto y largo plazo	Una política adecuada puede evitar muchos problemas	Inclusión basada en el consenso
I (individualista)	Corto plazo	La tecnología puede evitar muchos problemas	Sólo efectos probados
E (igualitario)	Muy largo plazo	Los problemas pueden llevar a una catástrofe	Todos los efectos posibles

Para el SAD objeto de esta tesis doctoral se decide emplear la perspectiva jerárquica por ser la recomendada por los creadores del método ReCiPe.

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

3 METODOLOGÍA SAD

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

3.1. INTRODUCCIÓN

Este capítulo se dedica a la descripción detallada de un nuevo Sistema de Ayuda a la Decisión para la selección de las fitotecnologías óptimas para la remediación de suelos contaminados por metales pesados. La metodología aquí presentada se complementa con 3 herramientas clave para el proceso de toma de decisiones que han sido desarrolladas durante esta tesis doctoral y cuyo desarrollo se describe en el capítulo siguiente.

Este SAD se divide en 5 etapas interrelacionadas y revisables (Ilustración 25):

1. Consideraciones previas. En esta etapa se analiza si la fitorremediación es una técnica viable para la parcela objeto del estudio y se definen los objetivos que se deben alcanzar.
2. Búsqueda de fitotecnologías viables. En esta etapa se estudian qué cultivos pueden ser empleados en el suelo en estudio.
3. Búsqueda de oportunidades de gestión de la biomasa. En esta etapa se analizan todas las opciones de gestión de la biomasa para cada una de las especies recogidas en la lista realizada en la etapa anterior, obteniéndose como resultado una lista de sistemas cultivo-transporte-gestión de la biomasa.
4. Valoración de las alternativas. En esta etapa se categorizan cada uno de los sistemas propuestos en la etapa anterior mediante una valoración cuantitativa basada en criterios económicos, ambientales y técnicos.
5. Propuesta de diseño. En esta etapa se determina y valida el sistema óptimo a ser implementado durante el ciclo completo de remediación, que puede incluir uno o varios cultivos.

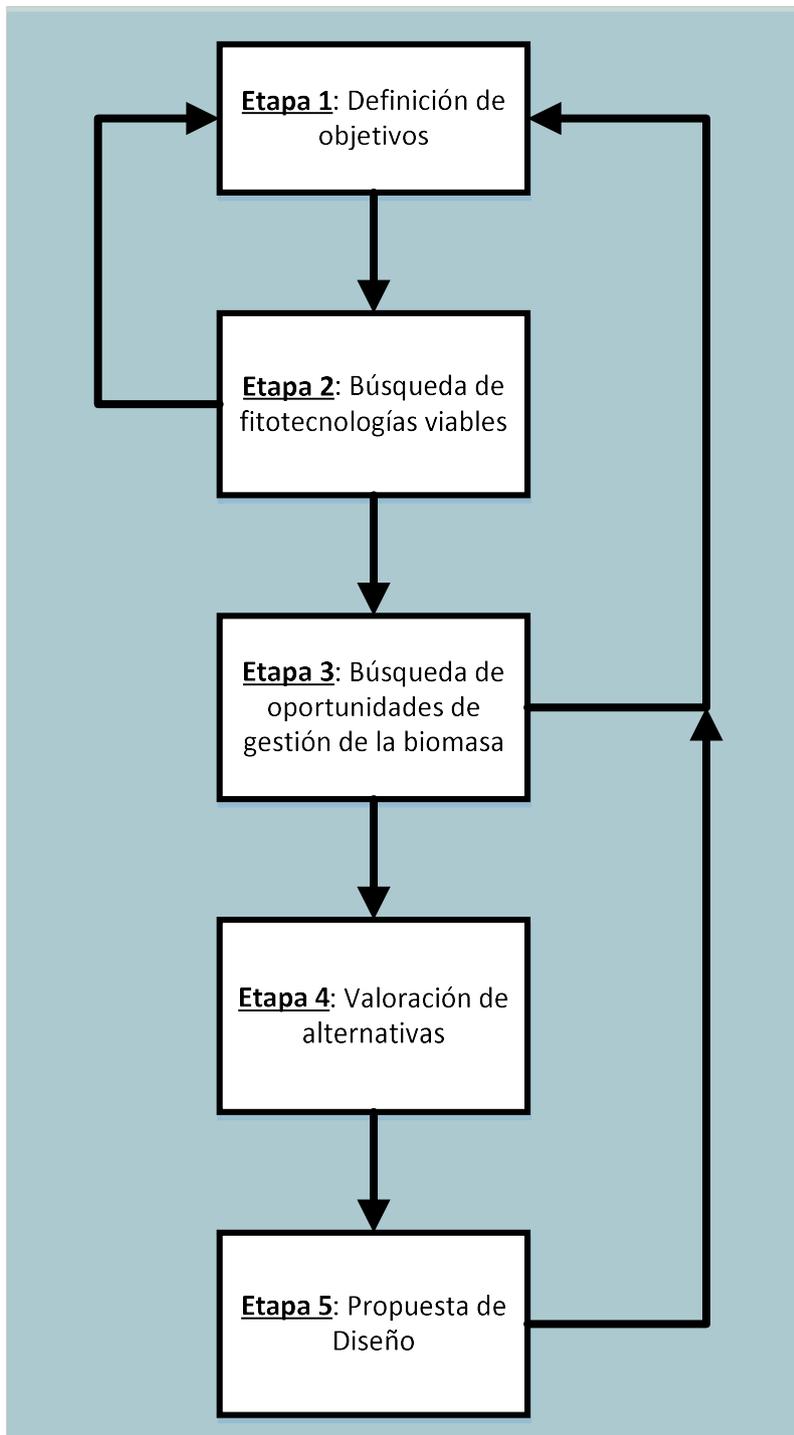


Ilustración 25: Etapas del SAD

ETAPA 1: CONSIDERACIONES PREVIAS

E1.1. VIABILIDAD DE LA TÉCNICA DE FITORREMEDIACIÓN PARA EL TRATAMIENTO DE LA PARCELA EN ESTUDIO

Tal y como fue expuesto en el capítulo anterior, no todos los suelos contaminados por metales pesados son candidatos viables para la técnica de la fitorremediación. Por lo tanto, para evitar el empleo de recursos y trabajos innecesarios, el primer paso es el aseguramiento de que esta técnica es elegible para el contexto del suelo en estudio de una forma sencilla y rápida. A tal efecto, se ha desarrollado un árbol de decisión de sencilla utilización inspirado en los incluidos en los SAD Greenland DST y USEPA, que puede ser consultado en la Ilustración 26. Este árbol da como resultado la no validación del suelo como viable para el empleo de la técnica, o el status de potencial candidato para la remediación, a expensas de encajar con los objetivos del proyecto y encontrarse fitotecnologías adecuadas para el caso.

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE FITORREMIEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

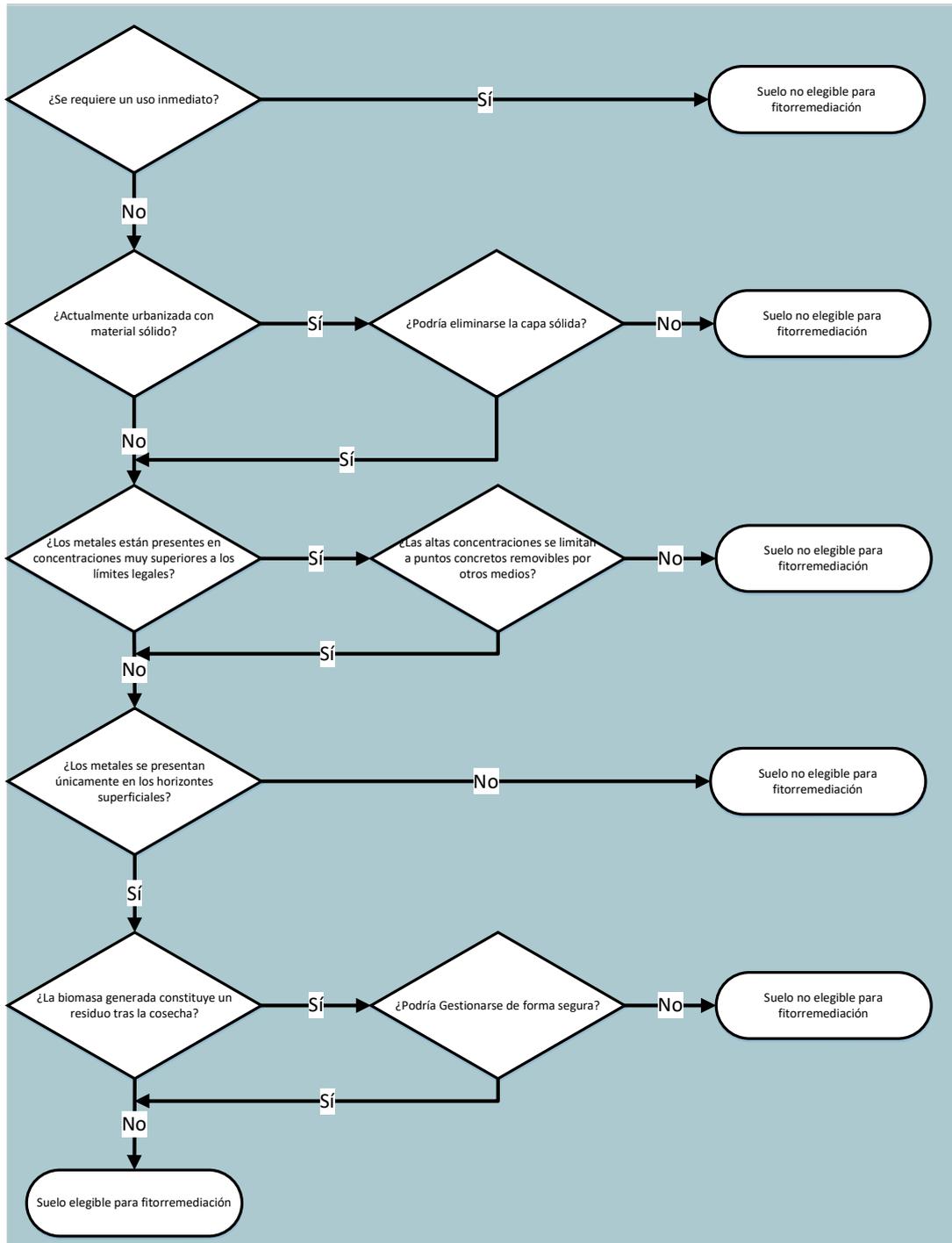


Ilustración 26: Árbol de determinación de la viabilidad de la fitorremediación para la parcela en estudio

E1.2. DEFINICIÓN DEL PROBLEMA Y DE LOS OBJETIVOS GENERALES DEL PROYECTO

Para determinar las soluciones fitorremediadoras más adecuadas para cada caso se debe empezar con una correcta definición del problema a resolver, así como con la enunciación de los objetivos que se espera conseguir.

En esta etapa el equipo de desarrollo del proyecto debe realizar un análisis de los *stakeholders* del proyecto con objeto de gestionar adecuadamente desde un inicio a aquellos involucrados clave en el éxito del proyecto. Dada la enorme variabilidad que puede presentarse en los proyectos de remediación de suelos, se hace imposible desarrollar una metodología universal para la identificación de todos los *stakeholders* de un proyecto que encaje en todo tipo de situaciones. Sin embargo, en la mayoría de los casos los involucrados de un proyecto de fitorremediación incluirán:

- El promotor
- La propiedad del terreno
- La o las administraciones competentes
- El contratista de la obra

Paralelamente, otros posibles stakeholders podrían ser agrupaciones de vecinos, inversores, usuarios futuros del terreno, grupos ecologistas, etc.

Una vez están identificados, los *stakeholders* se caracterizan mediante las matrices influencia/impacto propuestas en la última versión del *PMBOK-Project Management Book of Knowledge* (PMI, 2013). Esta matriz categoriza cada *stakeholder* en función de la capacidad que tiene para realizar cambios en el proyecto (**Impacto**), y en función de su involucramiento activo (**Influencia**), situando a cada uno de ellos y clasificándolos con objeto de determinar la gestión más adecuada para cada uno de acuerdo a la Ilustración 27:

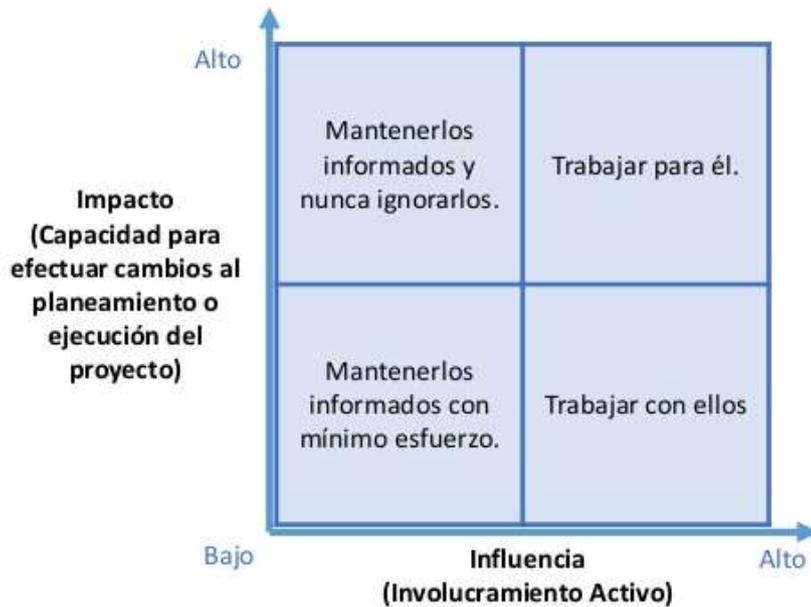


Ilustración 27: Matriz Influencia/Impacto (PMBOK, 2013)

En el momento de formular la visión del proyecto es conveniente que estén involucrados aquellos *stakeholders* categorizados con alto impacto y alta influencia, así como aquellos categorizados con bajo impacto y alta influencia.

La visión del proyecto debe establecer de forma clara qué se espera conseguir con la remediación, tanto en el corto como en el largo plazo, es decir, si se precisa obtener beneficios económicos, si la intervención debe proporcionar mejoras ambientales netas y demostrables, si existe un plazo máximo para alcanzar la descontaminación, usos presentes y futuros esperados del suelo en remediación, etc.

La visión del proyecto debe en la medida de lo posible formular los objetivos como un rango, de forma que en una primera aproximación se busquen unos criterios más ambiciosos que, en caso de no poder ser técnicamente resueltos, puedan ser redefinidos sin necesidad de volver a convocar de nuevo a todos los *stakeholders* clave del proyecto.

Esta definición puede realizarse de una forma cualitativa, a través de párrafos descriptivos que comuniquen dichos aspectos. No obstante, a lo largo del SAD se realizan determinadas comprobaciones, por lo que al menos de forma explícita se deben establecer las siguientes cuestiones:

- Orientación de la intervención: **Fitoatenuación** o **fitoextracción**, en cuyo caso se debe definir el plazo máximo de remediación del suelo.
- Metal/es a remediar, incluyendo su concentración en suelo y profundidad a la que se encuentran.

- Concentración objetivo a alcanzar, que puede venir determinada legalmente por el uso futuro esperado del suelo.

La decisión final debe tener en cuenta aspectos económicos, ambientales, sociales y técnicos que deben ser considerados de forma diferente en función del contexto y los objetivos de cada proyecto. Una de las etapas clave de este SAD es la valoración cuantitativa de cada una de las alternativas en base a los criterios anteriormente mencionados, para lo que se empleará el Análisis de Ciclo de Vida para la valoración ambiental (ver Etapa 4 para mayor detalle), los costos actualizados de todo el ciclo de vida del proyecto (valoración económica), y el grado de descontaminación para la valoración técnica.

Según los objetivos del proyecto y de las expectativas de los involucrados, la decisión final debe priorizar alguno o algunos de estos criterios sobre otros. Por lo tanto, aprovechando las reuniones iniciales con los *stakeholders* clave que tienen lugar en esta etapa, se recomienda alcanzar un consenso sobre qué criterios de valoración son los más adecuados, manejando con especial consideración los criterios de sostenibilidad. Para tal efecto se debe definir la importancia de los criterios de valoración ambiental, económico y técnico mediante la asignación de un porcentaje del total de la valoración, de forma que la suma de cada peso sea del 100%. De este modo, se aumenta la consideración de los aspectos sociales del proyecto al recaer en los *stakeholders* la evaluación de la importancia de cada criterio de valoración.

ETAPA 2: BÚSQUEDA DE FITOTECNOLOGÍAS VIABLES

Esta etapa tiene como objeto establecer una lista de cultivos cuyo desarrollo sea viable en el suelo a remediar y que sean capaces de cumplir los requisitos fijados en la definición de los objetivos generales de la intervención. La selección de la o las plantas a emplear para alcanzar la fitorremediación del suelo contaminado no puede realizarse de forma aleatoria, sino que debe apoyarse en los conocimientos científicos disponibles con objeto de maximizar las probabilidades de éxito.

E2.1. COMPILACIÓN DE LA LISTA PRELIMINAR DE ESPECIES CANDIDATAS

Una vez conocido el metal o los metales objetivo se procede a buscar todas aquellas plantas de conocido potencial fitorremediador que podrían dar solución al problema planteado. La compilación de la lista preliminar de especies candidatas empieza por acudir a la BBDD PHYTOMETAL que se define en el Capítulo 4.

Cabe destacar que el uso de esta BBDD no es exclusivo, por lo que también cabe la posibilidad de consultar otras BBDD como las presentadas en el Capítulo 2 o incluso acudir directamente a referencias científicas, si bien tal y como fue expuesto, su utilización no sería directa.

E2.2 CRIBADOS DE LISTAS DE PLANTAS

Una vez se compila la lista preliminar de especies con aquellas de conocido potencial para remediar los metales objetivo de la remediación, ésta debe ser cribada con objeto de continuar el proceso de selección únicamente con aquellas especies viables para las condiciones locales del emplazamiento del proyecto, así como aquellas que cumplan los requisitos previos impuestos por los *stakeholders*.

E2.2.1. Cribado por requisitos del proyecto

En esta fase se empieza por contrastar la profundidad a la que se encuentran los contaminantes con la profundidad radicular de cada especie de la lista preliminar, eliminando aquellas incapaces de acceder a los mismos por encontrarse fuera de su área de influencia rizosférica.

Por otro lado, es esperable que los requisitos impuestos por la propiedad o algún otro *stakeholder* importante limiten el tipo de cultivo o la naturaleza de las especies susceptibles de ser empleadas para la fitorremediación, por lo que en un primer cribado se debe proceder a eliminar de la lista de plantas aquellas que ya se sabe no serán aceptadas, y por lo tanto eliminar esfuerzos innecesarios.

E2.2.2. Cribado por viabilidad legal

Dependiendo de las características concretas del suelo en remediación, el empleo de una determinada especie vegetal puede estar prohibido debido a alguno de los siguientes casos:

- Usos del suelo establecidos que previenen del empleo de algún tipo de plantación (por ejemplo plantas con propiedades urticantes en zonas urbanas con alta densidad poblacional).
- Categorización oficial de especies como invasoras o potencialmente invasoras
- Restricciones detalladas en el Plan Rector del espacio en que se encuentra la parcela en caso de encontrarse éste bajo alguna figura de protección
- Cualquier otro tipo de legislación aplicable (normativas municipales, etc.)

E2.2.3. Cribado por viabilidad fisiológica

Toda especie candidata debe demostrar la capacidad de desarrollarse adecuadamente en el suelo en remediación. Dicha viabilidad debe responder a criterios edáficos y climáticos.

Por un lado, la caracterización edáfica se establece mediante la **Clase Agrológica USDA** correspondiente al suelo en remediación a partir directamente de mapas agrológicos de la zona si los hubiere. En caso no estar estos mapas disponibles se podría establecer a partir la Tabla A1.1 del Anexo I. Una vez establecida la Clase, se procede a eliminar de la lista aquellas especies cuyo uso no sea soportado por el suelo en estudio.

Por otro lado, el **Índice de Rusticidad** refleja los criterios climáticos de la parcela en análisis y se eliminan aquellas especies de la lista cuyo índice de rusticidad tabulado sea superior.

Una explicación más detallada de estos dos índices puede consultarse en el Capítulo 4.

E2.2.4. Cribado por velocidad de fitorremediación

En este paso se procede a eliminar de la lista de candidatas aquellas especies que se espera que no serán capaces de cumplir los plazos de recuperación establecidos en los objetivos del proyecto. En el caso de que dicho requisito no sea excluyente, como por ejemplo en caso de adoptarse una perspectiva de fitoatenuación, donde el plazo de remediación sea secundario, este paso puede ser evitado, si bien se recomienda realizarlo de todos modos ya que la predicción de la evolución temporal de la intervención será de utilidad en el proceso de toma de decisiones de todos modos.

Para cada especie candidata se calculará la evolución temporal del metal objetivo en el suelo aplicando el modelo descrito en el Capítulo 4, empleándose la estimación de la productividad de biomasa más fiable posible para el contexto del suelo.

SECUENCIA DE PASOS DE LA ETAPA 2

Con objeto de proporcionar una perspectiva completa de las Etapas 1 y 2 del SAD, la secuencia de pasos de éstas es explicada a continuación.

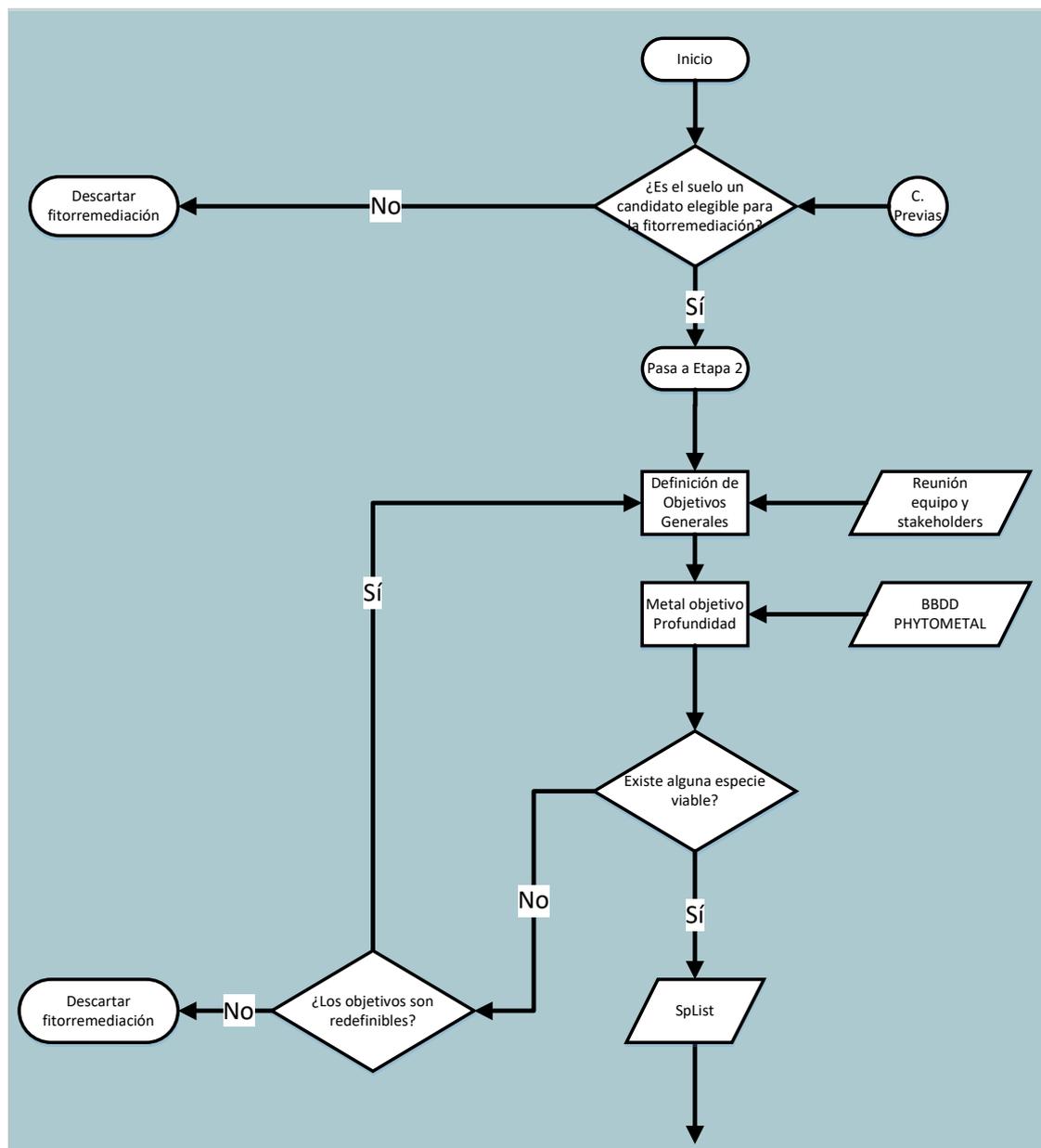


Ilustración 28: Diagrama de flujo de la primera fase de las Etapas 1 y 2 del SAD

Una vez se comprueba que la fitorremediación es una técnica viable para el tratamiento del suelo en estudio y se establecen los objetivos a perseguir por parte del equipo de proyecto y los *stakeholders* clave, se entra en la etapa de selección de especies candidatas. Se acude a la BBDD PHYTOMETAL (Capítulo 4), o a otras que presenten la información adecuada, y se buscan aquellas especies capaces de fitoextraer el o los metales objetivo, generando la lista preliminar **SpList**. En este punto es posible que no se encuentre ningún cultivo con capacidad conocida de tratar los metales presentes en la profundidad que se encuentren y sea necesario renunciar

al empleo de la fitorremediación como técnica para la recuperación del suelo en cuestión.

De entre las especies presentes en **SpList**, se procede a eliminar aquellas especies que no van a ser capaces de cumplir con los objetivos propuestos, como por ejemplo descartar cultivos no valorizables en el caso de haberse fijado como criterio la necesidad de obtener retornos económicos. Si resultase no haber ninguna especie capaz de cumplir los objetivos, se debe plantear si éstos pueden ser redefinidos y, en caso de respuesta afirmativa, ver si puede volver a incluirse alguna especie descartada en este punto. En caso de existir una o más especies con potencial de cumplir los objetivos propuestos (**SpList'**), se procede a comprobar que no exista ningún impedimento legal para su utilización, eliminando aquellas que puedan ir en contra de algún tipo de legislación vigente en la zona. En caso de que no quede ninguna especie viable, de nuevo se debe plantear la posibilidad de revisar los objetivos del proyecto con objeto de aumentar las posibles especies de la lista. De las restantes, **SpList''**, se analiza su potencial para desarrollarse adecuadamente en la parcela en estudio. Por un lado, se establece la clase agrológica a la que pertenece el suelo en remediación y se descartan aquellas especies que sean incompatibles con la misma, como por ejemplo el cultivo intensivo de cereal en un suelo de Clase V. Por otro, se establece la zona de rusticidad que le corresponde al suelo en remediación y se eliminan aquellas especies cuyo índice de rusticidad sea superior. De nuevo, cabe la posibilidad de que no exista ninguna especie en la lista resultante, momento en que se debe plantearse la opción de revisar los Objetivos generales del proyecto para incluir nuevas especies o descartar la fitorremediación como técnica adecuada para el tratamiento del suelo en estudio.

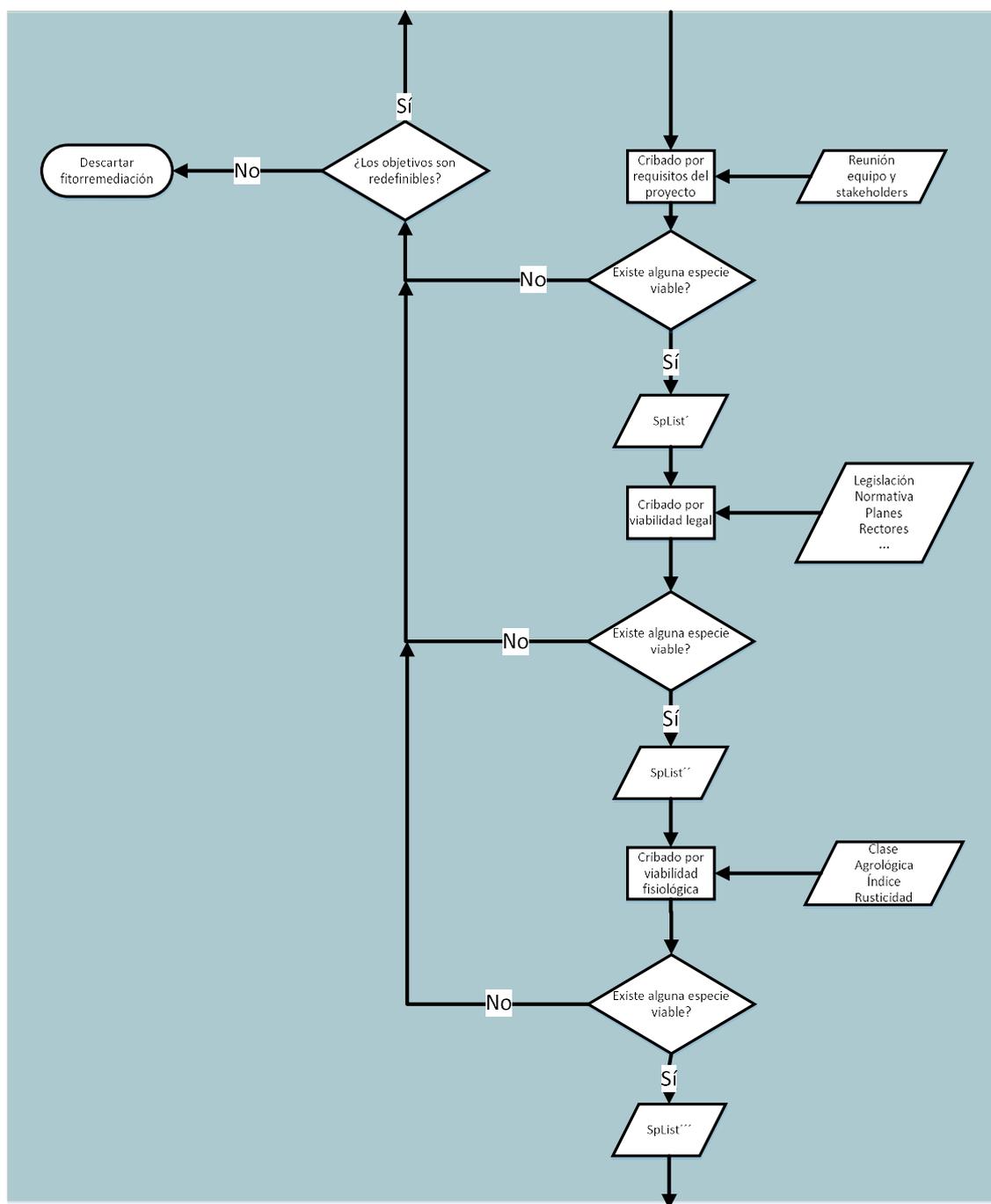


Ilustración 29: Diagrama de flujo de la segunda fase de las Etapas 1 y 2 del SAD

En este punto se obtiene una lista de plantas con potencial para extraer el o los metales objetivos del suelo y que pueden desarrollarse adecuadamente en el suelo a remediar **SpList'''**. Ahora, se deben revisar de nuevo los objetivos establecidos para el suelo pudiendo encontrarse con dos opciones posibles:

A: Que la remediación se lleve a cabo con una perspectiva de fitoatenuación, es decir, que los plazos de descontaminación no constituyan un criterio fundamental en la elección. Si bien el cálculo temporal de la evolución de la concentración de metales en el suelo podría realizarse a título informativo, éste podría evitarse y dar en este punto por terminada la Etapa 2 del SAD, y la lista cribada, **SpList™**, pasaría de forma íntegra a la Etapa 3.

B: En caso de existir plazos establecidos para alcanzar las concentraciones objetivo de los metales, se procede a la modelización de la evolución de éstos en el suelo de acuerdo al modelo recurrente que se describe en el Capítulo 4, eliminando todas aquellas especies que por su insuficiente ritmo fitoextractor no puedan cumplir los objetivos. En este punto es posible que no quede ninguna especie viable capaz de cumplir los plazos de recuperación. En ese caso se debe considerar la posibilidad de revisar los objetivos del proyecto para analizar si es posible que éstos sean relajados o incluso eliminados y así revisar los resultados de la modelización con objeto de que una o más especies vuelvan a entrar en la lista.

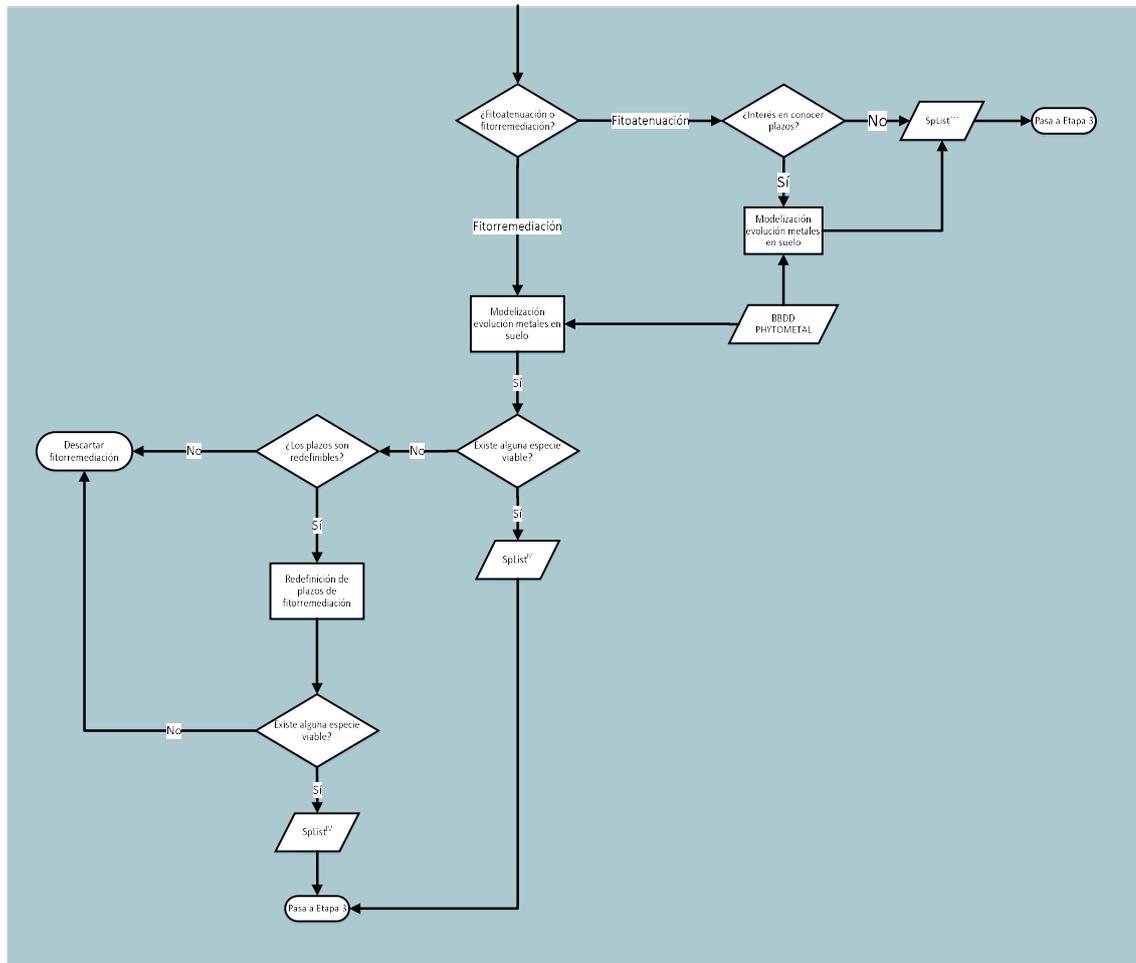


Ilustración 30: Diagrama de flujo de la tercera fase de las Etapas 1 y 2 del SAD

Como resultado de esta etapa se obtiene una lista de especies (**SpListTM**) capaces de cumplir los objetivos de remediación establecidos al inicio del proyecto (con posibles modificaciones a posteriori) y que pueden desarrollarse adecuadamente en el suelo a recuperar.

ETAPA 3: BÚSQUEDA DE OPORTUNIDADES DE GESTIÓN DE LA BIOMASA

Esta etapa comienza a partir de la lista de cultivos viables y tiene por objeto explorar las opciones de gestión de la biomasa procedente de la fitorremediación. Una correcta gestión de esta biomasa es de vital importancia para el éxito de un proyecto de estas características debido a sus implicaciones tanto económicas como ambientales, llegando incluso a condicionar su viabilidad tal y como fue expuesto en el capítulo anterior.

Durante la definición de los objetivos generales del proyecto es probable que se establezca como requisito la necesidad del aprovechamiento de la parte cosechable de la planta con objeto de mejorar el rendimiento ambiental de la intervención, o para obtener retornos económicos que hagan viable económicamente al proyecto. Este último caso es de especial relevancia para proyectos de fitoatenuación o para iniciativas de carácter privado para las que la componente económica suele tener mayor peso.

Por este motivo, este SAD estima prioritario la búsqueda de opciones valorizables aunque no le otorga un carácter privativo, es decir, se mantiene abierta la posibilidad de que la biomasa generada no sea aprovechada, sino simplemente dispuesta en vertedero.

E3.1 VALORIZACIÓN DENTRO DE LA PARCELA

Como es obvio, a la hora de examinar las opciones de valorización para un determinado cultivo el primer paso consiste en analizar las posibilidades ya existentes dentro de la propia parcela contaminada, para minimizar el impacto económico y ambiental del transporte de la biomasa generada.

Por otro lado, también cabe la posibilidad de que el propio proyecto de fitorremediación admita la posibilidad de construir la infraestructura de valorización ampliando en gran medida el abanico de opciones disponibles. Esta posibilidad conlleva una importante inversión económica y la necesidad de lograr un consenso entre los posibles *stakeholders* involucrados, cuya consecución puede constituir una barrera para su construcción. Varios autores estiman, por ejemplo, que la construcción de instalaciones de aprovechamiento energético de biomasa no es económicamente viable para proyectos de menos de 5 ha (SGI, 2009). Por esta razón, la posibilidad de realizar la inversión debe de estar recogida de forma explícita en la definición de los objetivos generales del proyecto. No obstante, si fuese preciso podría proponerse su consideración en caso de no encontrarse ninguna otra opción satisfactoria.

Tal y como fue presentado en el capítulo anterior, la tecnología disponible para el aprovechamiento de la biomasa determina los cultivos susceptibles de ser aprovechados mediante la misma, lo que limita el número de especies fitorremediadoras a emplear para una parcela concreta.

Este paso tiene como objeto el presentar una lista de duplas **Cultivo-Aprovechamiento** que serán analizadas en la Etapa 4.

E3.2 VALORIZACIÓN EXTERNA

En ocasiones, el empleo de alguna instalación de aprovechamiento ya existente en la parcela podría venir establecido como requisito en los Objetivos Generales del proyecto, en cuyo caso esta opción no sería tenida en cuenta.

Sin embargo, en la mayoría de los casos es probable que, o bien se permita el uso de instalaciones externas, o que incluso la utilización de infraestructuras internas sea inviable, por lo que se deba proceder a la catalogación de las opciones que se presentan cerca de la parcela. En este momento se procede a buscar todas aquellas instalaciones de aprovechamiento presentes en el contexto geográfico del suelo en remediación, susceptibles de valorizar la biomasa producida por las especies candidatas presentes en la lista resultante de la Etapa 2. En este caso, el transporte de la biomasa cobra gran importancia ya que puede determinar la viabilidad tanto ambiental como económica del proyecto, por lo que inicialmente se acota la búsqueda a aquellas instalaciones presentes dentro de los radios de distancia, con centro en el suelo en remediación, definidos en el Capítulo 4. Cabe destacar que dichos radios han sido establecidos para el transporte de la biomasa mediante camiones. Si bien, éste no es el único medio de transporte que podría utilizarse, se hace evidente que es el más probable, por lo que se estima que dichas distancias orientativas serían representativas en la mayoría de los casos.

E3.3 NO VALORIZACIÓN

La vocación descontaminante de un proyecto de fitorremediación podría admitir la no valorización en aquellas ocasiones en que no se encuentran opciones viables de valorización.

Por lo tanto, en este paso se procede a identificar aquellos vertederos donde disponer el material vegetal. Dado que el diseño de los vertederos está altamente regulado, se estima que el impacto ambiental de la disposición de la biomasa en vertederos de la misma clase que han sido correctamente diseñados será similar, por lo que la búsqueda se limita a aquellos más cercanos que pueden admitir la biomasa generada.

Los radios de búsqueda definidos en el siguiente capítulo (4) proporcionan, en función de los tipos de vía a recorrer, la distancia máxima ambientalmente viable a la que podría enviarse en camión la biomasa producida, expresada como la diferencia de las distancias entre la parcela y y la instalación de aprovechamiento menos la distancia entre la parcela y el vertedero más probable. En una primera aproximación, para acotar la búsqueda de instalaciones en el apartado 3.2 se tomaron las distancias de búsqueda asumiendo que el vertedero se encuentra en la misma parcela en remediación. En este paso pues, ya se han definido los vertederos más probables a utilizar, por lo que la búsqueda de instalaciones se puede refinar considerando en su lugar las diferencias entre **parcela-vertedero** y **vertedero-centro de aprovechamiento**.

E3.4 GENERACIÓN DE LA LISTA DE SISTEMAS DE FITORREMEDIACIÓN

Llegado a este punto, la selección del cultivo no viene ya determinada exclusivamente por parámetros botánicos o fisiológicos, sino también por la gestión *a posteriori* que tendrá la biomasa rica en metales pesados, así como por el transporte necesario a realizar. Por lo tanto, es a partir de este punto cuando la lista de plantas candidatas pasa a convertirse en una lista de sistemas **Cultivo-Transporte-Gestión de biomasa** que recoja cada una de las posibles opciones para su valoración posterior.

En caso de que los Objetivos Generales del Proyecto establezcan el requisito del aprovechamiento de la biomasa, todas aquellas especies para las que no se les haya encontrado ninguna opción de valorización viable serán eliminadas de la lista.

E3.5 PRE-ANÁLISIS DE VIABILIDAD

En esta fase de la Etapa 3 el Equipo del Proyecto se vuelve a reunir con los *Stakeholders* clasificados como clave en la Etapa 1, para presentarles la lista de sistemas fitorremediadores con objeto de pre-evaluar su viabilidad antes de pasar a la etapa de valoración Esta fase tiene 2 objetivos prioritarios:

1. Involucrar a todos los actores clave en la toma de decisiones mediante el descarte de aquellas opciones que los *stakeholders* consideren como no aceptables o viables. De ese modo se consigue una mejor consideración de la componente social en el proceso de valoración.
2. Asegurar un eficiente uso de los recursos del proyecto al evitar que a la fase de valoración, intensiva en tiempo y recursos, entren sistemas no viables que no puedan constituir parte de la solución final.

En este paso se pueden evaluar también otros aspectos tales como que una estación de valorización esté saturada y sea previsible que no admita nuevos inputs, las molestias que pueda ocasionar la operación de una nueva instalación de valorización a los habitantes de la zona, costes excesivos de operación, etc.

Como resultado, se obtiene una lista de alternativas viables que pasan a la Etapa 4 para ser valoradas.

SECUENCIA DE PASOS DE LA ETAPA 3

Esta etapa comienza con la lista de especies fitorremediadoras viables elaborada en la Etapa 2.

En primer lugar, se inventarían todas las opciones de valorización que se cuentan dentro del recinto de la parcela. A cada sistema de aprovechamiento se le debe asociar cada una de las especies vegetales presentes en la lista que pueden ser valorizadas mediante dicho procedimiento, de tal manera que, por ejemplo, si existiese una planta de producción de biodiésel se buscaría dentro de la lista de especies candidatas aquellas que pudieran ser aprovechadas mediante esta tecnología, como la colza o el girasol. De esta manera, se establecerían por ejemplo los sistemas:

- Colza-Biodiésel
- Girasol-Biodiésel

Para los casos de valorización interna se estima que el transporte de la biomasa no es un factor determinante en el valor económico-ambiental del sistema al tratarse de desplazamientos cortos, por lo que por simplicidad se omite su consideración. En este punto se define la lista de duplas Especie-Instalación de valorización interna (**Sp+Vin**).

Paralelamente, puede analizarse la posibilidad de construir *ad hoc* las instalaciones de aprovechamiento de la biomasa tanto dentro como fuera de la parcela. Dicha construcción no suele ser viable económicamente salvo para proyectos de fitorremediación de vastas extensiones o en casos de muy alto valor añadido, por lo que raramente se llevaría a cabo. Los costes económicos y ambientales de la construcción y su funcionamiento deben ser analizados posteriormente en la Etapa 4, un proceso intensivo y costoso en tiempo, por lo que antes de considerar las posibles opciones de desarrollo, los *stakeholders* del proyecto ya deberían haber al menos acordado su intención de desembolsar el capital necesario en caso de tratarse de una solución ventajosa, y por lo tanto, ya debería venir reflejada en los objetivos generales del proyecto. Este paso genera otra lista de opciones Especie-Instalación de valorización (de nueva construcción) – **Sp+VinNew** que se añade a la anterior (Ilustración 31).

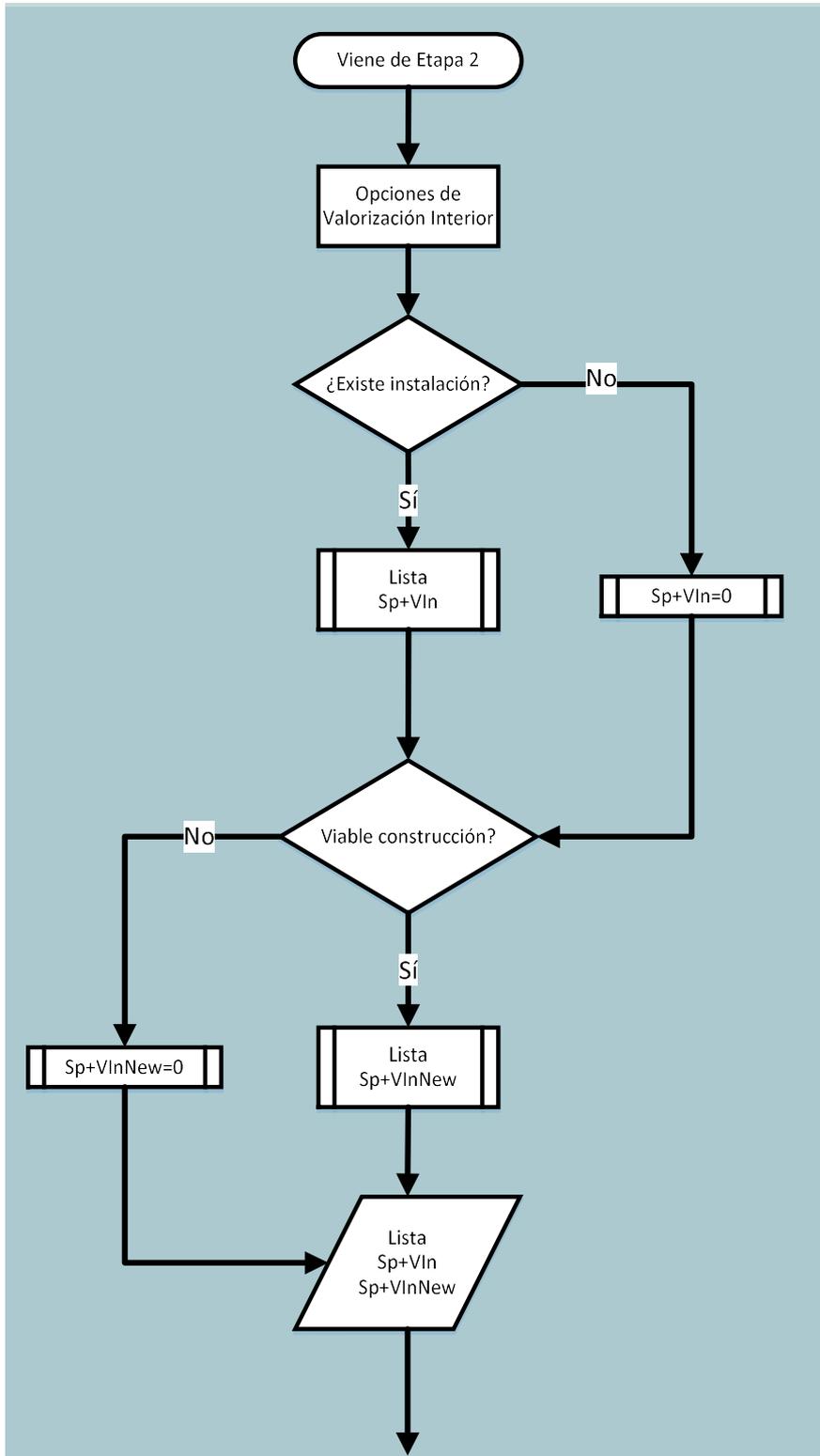


Ilustración 31: Diagrama de flujo de la primera fase de la Etapa 3 del SAD

Tras el análisis de las opciones de valorización dentro de la parcela se procede a la búsqueda de alternativas viables fuera de ésta. En estos casos, los impactos económicos y ambientales del transporte ya se consideran de suficiente entidad por lo que deben ser incluidos. Se procede a consultar los radios de búsqueda definidos en el Capítulo 4 y se catalogan todas aquellas instalaciones que quedan dentro de los mismos y que a su vez pueden tener como materia prima las especies vegetales presentes en la lista resultante de la Etapa 2. Las opciones generadas en este paso (**Sp+Trans+VEx**) se añaden a la lista. Al igual que sucedía para la valorización interna, podría ser posible que, en caso de así contemplarlo los Objetivos Generales del Proyecto, se plantease la construcción de una nueva instalación de valorización fuera de la parcela. En ese caso, se añadirían a la lista las opciones generadas (**Sp+Trans+VExNew**) (Ilustración 32).

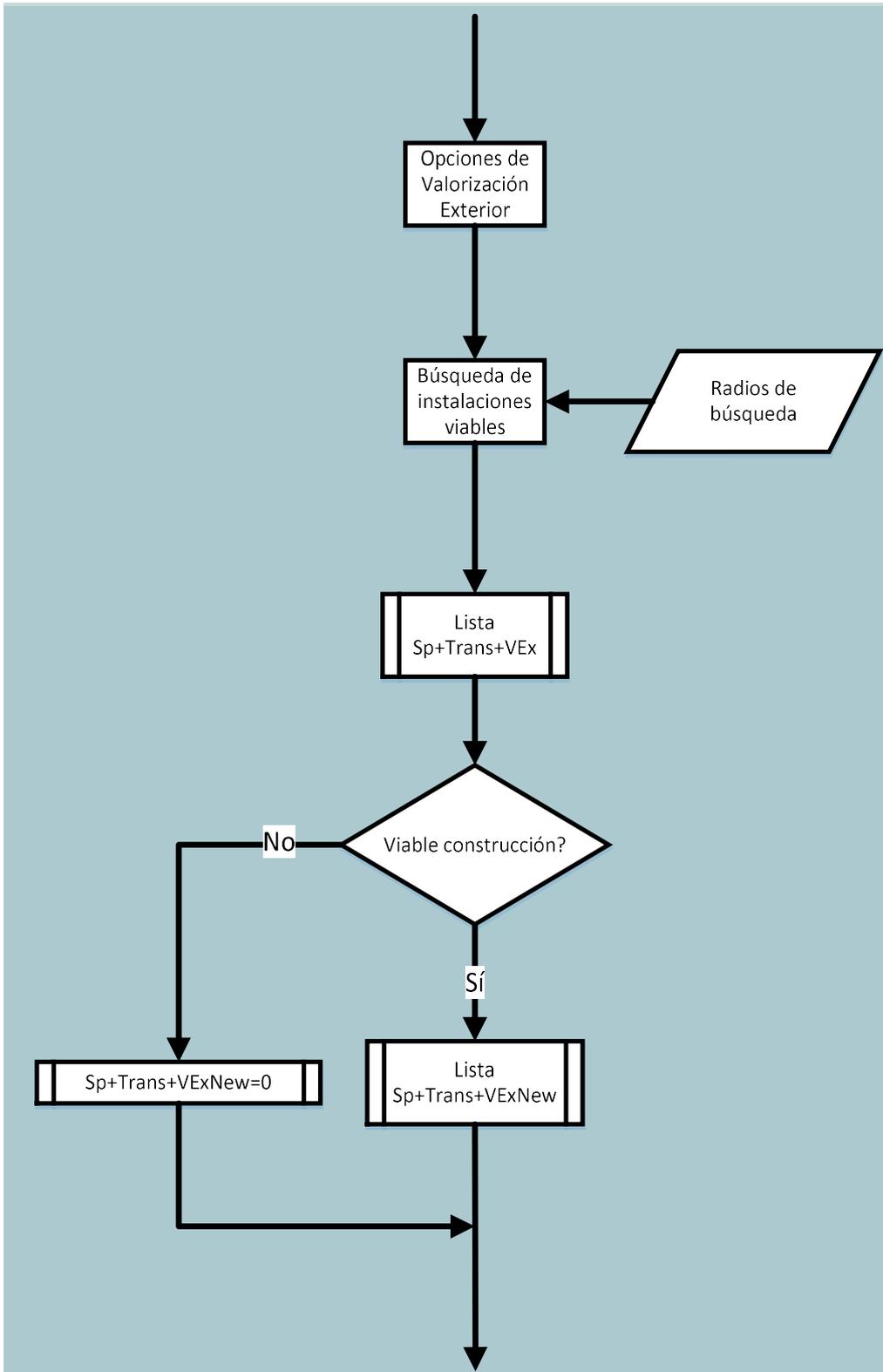


Ilustración 32: Diagrama de flujo de la segunda fase de la Etapa 3 del SAD

Dado que es posible que los costes del aprovechamiento no sean asumibles, o que todas las alternativas sean medioambientalmente desfavorable, siempre y cuando los objetivos generales del proyecto no lo impidan, se debe proceder al inventario de los vertederos cercanos o internos a la parcela con objeto de considerar la posibilidad de la disposición a vertedero. En caso de emplearse vertederos internos, de nuevo se desprecia la influencia del transporte de la biomasa y se añade la lista (**Sp+VertIn**). De no existir vertederos internos que puedan admitir la biomasa, se debe acudir a los externos más cercanos que sí lo hagan, añadiendo la o las opciones **Sp+Trans+VertEx** a la colección de alternativas.

En caso de tener que acudir a vertederos externos, se debe refinar la distancia de búsqueda de las instalaciones de aprovechamiento, que será más corta que la aproximación inicial que asumía que no existía transporte interno al vertedero alternativo. De este modo se comprueba si alguna opción queda fuera del rango viable con objeto de reducir las opciones candidatas.

En caso de que alguna especie de la lista inicial (**SpList**) no haya sido posible asignarla a un sistema de fitorremediación porque, por ejemplo, ni el vertido ni la construcción de nuevos centros de aprovechamiento están contemplados en los objetivos generales del proyecto y no existe ninguna instalación capaz de aprovecharla, dicha especie sería eliminada de la lista de candidatas.

Finalmente, el equipo de proyecto se reúne con los *stakeholders* clave para realizar una pre-evaluación de cada opción planteada con objeto de descartar opciones que puedan presuponerse como no viables y aligerar el coste de valoración en la siguiente etapa.

Al final de esta etapa se tiene como resultado una lista de 3-tuplas **Cultivo-Transporte-Aprovechamiento, y Cultivo-Transporte-Disposición** que serán valoradas en la Etapa 4 (Ilustración 33).

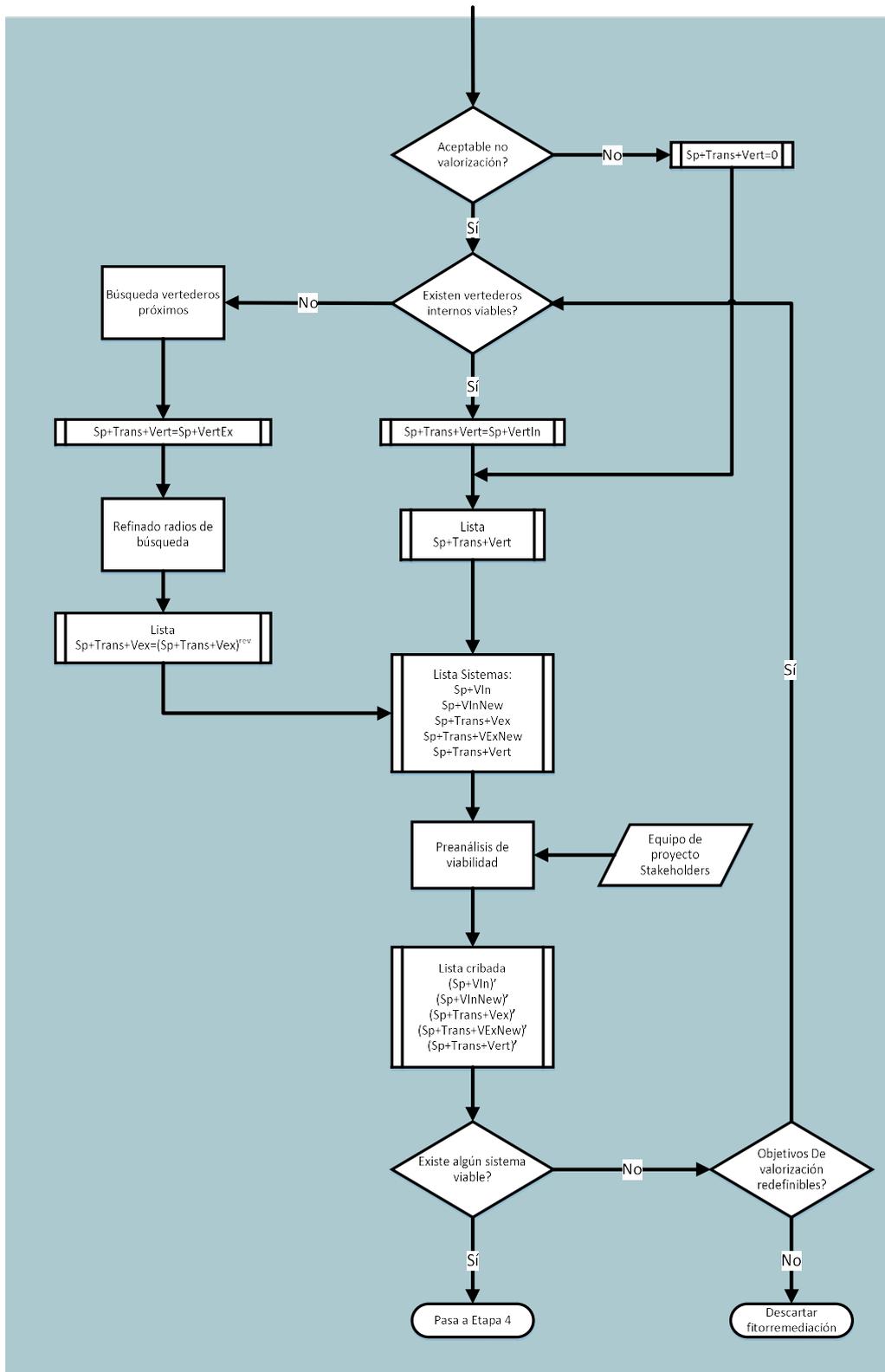


Ilustración 33: Diagrama de flujo de la tercera fase de la Etapa 3 del SAD

Cabe destacar que en este punto sería posible que la lista se limitase a un único sistema Cultivo-Transporte-Aprovechamiento. En dicho caso, se debería continuar de todos modos con las siguientes etapas para asegurarse de que la solución propuesta es viable y aporta un valor significativo.

ETAPA 4: VALORACIÓN DE ALTERNATIVAS

Esta etapa tiene por objeto realizar una evaluación rigurosa del valor aportado por cada una de las opciones encontradas en la etapa anterior.

El análisis de aplicabilidad del set de indicadores SuRF-UK realizado en el Capítulo 2 mostró como únicamente los criterios ambientales y los costes y beneficios económicos directos son relevantes para distinguir entre fitotecnologías alternativas. Por otro lado, se estableció que la comparación en base dichos criterios no es sencilla y su valoración debe fundamentarse en métodos cuantitativos que faciliten su interpretación.

Se comienza a partir de la lista de sistemas **Cultivo-Transporte-Gestión de la biomasa** que se ha generado en la Etapa 3 y que generalmente incluirá un número limitado de opciones.

E4.1 VALORACIÓN AMBIENTAL

Tal y como ha sido presentado en el Capítulo 2, la forma más rigurosa de que se dispone en la actualidad para la evaluación del desempeño ambiental de un proyecto de fitorremediación es el **Análisis de Ciclo de Vida (ACV)**, que tiene en cuenta todas las emisiones y consumos implicados en la descontaminación del suelo tanto aguas arriba como abajo de la actividad analizada.

El ACV aporta a un SAD una valoración cuantificada integral de todas las afecciones ambientales de un sistema a través de un conjunto de indicadores. La complejidad de este tipo de análisis obliga a tomar numerosas decisiones que, principalmente en función de las preferencias del analista y las características del estudio, pueden variar entre diferentes casos haciendo que sus resultados no sean comparables entre sí. Por ese motivo, el empleo del ACV para la valoración de alternativas en base a criterios ambientales precisa de la definición de unas determinadas reglas que aseguren que todos los análisis hayan sido realizados siguiendo los mismos criterios.

Una **Declaración Ambiental de Producto (DAP)**, es un tipo de declaración ambiental diseñada para presentar la información ambiental de una forma cuantificada sobre el ciclo de vida de un producto o servicio, de forma que permita su comparación entre productos y servicios que cumplan la misma función (Fenercom, 2014). Por lo tanto, una DAP debe cumplir las siguientes características:

- Ser objetiva e imparcial
- Basada en información transparente y con fundamento científico
- Comparable

Con objeto de facilitar la comparabilidad de los resultados, se definen las **Reglas de Categoría de Producto (RCP)** que concretan los requisitos para calcular y comunicar una DAP. Las RCPs, entre otras cuestiones, definen de forma inequívoca las etapas del ciclo de vida que deben ser consideradas y cómo deben diseñarse los escenarios.

Siguiendo la misma filosofía de las RCPs, se postula a continuación una metodología de realización del ACV para su aplicación en este SAD que deberá ser aplicada para cada 3-tupla Cultivo-transporte-aprovechamiento valorado en esta etapa.

La aplicación del ACV para su empleo en este SAD debe seguir una serie de pautas con objeto de garantizar la comparabilidad entre las distintas alternativas que, además, deben regirse a un alto nivel por las especificaciones proporcionadas por las normas:

- ISO 14040 (2006)
- ISO 14044 (2006)

E4.1.1 Unidad Funcional

Al contrario que sucede para los ACV de sistemas de remediación convencionales, donde el volumen de suelo remediado suele constituir la magnitud de referencia (SAIPEM and Life Cycle Engineering, 2014), para los proyectos de fitorremediación de metales pesados, que se caracterizan por restringirse a los horizontes más superficiales del terreno, se escoge la unidad de superficie de suelo en remediación. Esta elección se realizó siguiendo las recomendaciones de (Morais and Delerue-Matos, 2010) que opta por utilizar una superficie de una hectárea como la unidad funcional del análisis, con objeto de reducir errores en el ACV. El objeto de este ACV es la mera comparación entre alternativas para un caso concreto, por lo que el estudio se realiza en idénticas condiciones de extensión y profundidad para cada alternativa. Por consiguiente, aunque se recomienda el uso de 1 hectárea como UF, se admite el empleo como UF de la extensión concreta de la parcela en estudio, siempre y cuando ésta sea empleada de forma consistente para el análisis de cada alternativa. En resumen, la UF a emplear será:

- Superficie real de la parcela en remediación (en hectáreas) ó
- 1 hectárea

E4.1.2 Horizonte temporal

Los objetivos generales de la fitorremediación deben establecer si el proyecto tiene una orientación de fitorremediación o de fitoatenuación.

Si la perspectiva adoptada es fitorremediadora, el análisis debe contemplar como horizonte temporal para cada alternativa todo el periodo de tiempo necesario para

alcanzar la concentración objetivo de los metales en el suelo, en base al número de cosechas obtenidos a través de la modelización realizada en la Etapa 2, así como el tiempo necesario posterior para el proceso o gestión de la biomasa de la última cosecha si fuese preciso. Sin embargo, es importante tener en cuenta que en ocasiones los plazos de fitorremediación se pueden prolongar notablemente, excediendo incluso los 100 años, lo que hace que las tecnologías consideradas en el momento del análisis hayan quedado obsoletas a lo largo de la remediación, cuestionando seriamente la validez de sus resultados. Por lo tanto, se establece un horizonte máximo de 20 años de forma que, si la previsión de la actuación excede al mismo, se limite a dicha duración. En caso de que los ciclos de remediación excedieran este horizonte, como por ejemplo puede suceder para actuaciones de corte forestal, se deben tener en cuenta para los cálculos todos los impactos ambientales aguas abajo de la remediación como los correspondientes a las tareas de apeo, desembosque y fabricación con la madera asumiendo el nivel de desarrollo tecnológico actual, mientras que el resto de procesos que se realizan durante la remediación, tal como fertilizaciones, trabajos silvícolas, etc., se limitarán los cálculos para los 20 primeros años.

Sin embargo, si la perspectiva a adoptar fuese de fitoatenuación, el tiempo de descontaminación pasaría a un segundo plano, y se establecería un periodo de referencia común para cada alternativa. Este periodo debe ser relevante para la actividad y alineado con los planes futuros para el suelo si los hubiese, por lo que se recomienda que dicho periodo sea anual o decenal. No obstante, otros periodos podrían ser empleados siempre y cuando se apliquen de forma consistente para todas las alternativas.

E4.1.3 Unidades de trabajo

Todas las unidades deben estar expresadas en el Sistema Internacional. Un máximo de 3 decimales debe ser empleado a la hora de reportar los resultados de ACV, aunque se recomienda proporcionar cifras redondeadas de acuerdo a su relevancia científica.

E4.1.4 Límites del sistema

Los límites de los sistemas definen qué 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.

El sistema se debe orientar desde una perspectiva “*de la cuna a la tumba*”. Se deben tener en cuenta todas las labores necesarias para el establecimiento del cultivo como el arado, abonado de fondo, etc., así como los transportes de la maquinaria hasta la parcela.

A su vez, se debe tener en cuenta el transporte de la biomasa desde la parcela al centro de aprovechamiento, para lo que se empleará el medio de transporte más probable para tal fin.

El aprovechamiento o disposición en vertedero debe ser en todos los casos incluido en el análisis ya que resulta un factor primordial en el análisis ambiental.

Para los casos de aprovechamiento se debe en la medida de lo posible emplear datos de la tecnología concreta a emplear, o en caso de no disponerse de éstos, acudir a BBDD de ACV de reconocida solvencia (ver apartado 4.1.7 Calidad de los datos).

Cuando la biomasa es valorizada, las distintas tecnologías dan como resultado diferentes productos o tipos de energía. En caso de que éstos puedan sustituir a otro producto (por ejemplo el biogás reformado puede sustituir una cantidad equivalente de gas natural), el análisis debe tener en cuenta el impacto evitado de la producción de dicho producto sustituido. Para los casos de producción energética, en la fase de definición del alcance del análisis se debe especificar cuál es la forma final de energía a la que debe referirse, así como la forma a la que sustituye y el coeficiente de sustitución correspondiente que deberá ser debidamente justificado. Los impactos derivados del uso del combustible o producto generado quedarán excluidos del análisis.

En caso de que la biomasa sea empleada como materia prima para la fabricación de algún bien o producto, se deberá descontar el impacto evitado de la producción de la biomasa generada por medios convencionales a la que sustituye. Del mismo modo que en el caso anterior, los impactos correspondientes a la fase de uso del sistema se excluyen del análisis.

Los límites del sistema se muestran de forma gráfica en la Ilustración 34:



Ilustración 34: Límites del sistema para la valoración ambiental de fitotecnologías

Tal y como se explica en la Etapa 3, la valorización de la biomasa se realizará en instalaciones ya existentes (en la mayoría de los casos) o se construirán *ad hoc* para su procesamiento. En el caso de aprovechar infraestructuras existentes, los impactos derivados de su construcción no serán tenidos en cuenta en el análisis, aunque sí lo tendrá el desgaste de las mismas y su mantenimiento de forma proporcional a la masa procesable por la instalación a lo largo de su ciclo de vida esperado.

E4.1.5 Asignación de impactos de un ACV

Al igual que fue establecido en el Apartado 2.10.3.3 del Capítulo 2, la asignación de impactos seguirá los criterios definidos por la norma ISO.

E4.1.6 Evaluación del impacto

De acuerdo a lo expuesto en el Capítulo 2, la valoración ambiental en este punto se realizará empleando el Indicador único agregado ReCiPe con perspectiva jerárquica.

La regionalización de los factores de caracterización se escogerá de acuerdo a la situación geográfica de la parcela en remediación.

E4.1.7 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).

Dado que el propósito de este análisis es el comparar a futuro diferentes opciones sobre un mismo suelo, se emplearán datos actualizados procedentes de bases de datos y de bibliografía.

Se deben priorizar los datos de instalaciones y tecnologías más probables de ser empleados. Las bases de datos de ICV deben estar actualizadas. Se recomienda la utilización de Ecoinvent por ser muy completa y estar razonablemente actualizada, aunque otras pueden ser utilizadas.

Los datos (tanto reales como procedentes de bibliografía de BBDDs), deben ser empleados de forma consistente, de tal manera que, si por ejemplo dos alternativas precisan de la misma maquinaria de labor, su inventario proceda de la misma fuente.

E4.1.8 Criterios de corte

En principio, el ACV debe considerar todos los insumos en el sistema y emisiones. Sin embargo, algunos pueden tener una repercusión en el resultado global tan pequeña que no justifique los recursos necesarios para la obtención de datos y su proceso. Se considera que el inventario ambiental debe tener en cuenta al menos el 95% de los impactos ambientales generados por la fitorremediación. Todos aquellos procesos excluidos del análisis deben ser documentados.

E4.1.9 Análisis de sensibilidad

Como toda modelización, los escenarios propuestos para cada alternativa están sujetos a diversas incertidumbres que deben ser consideradas para garantizar la validez del análisis.

El objeto de los ACVs realizados en este SAD no persigue la evaluación del impacto ambiental de una situación concreta, sino que pretende servir para valorar las cargas ambientales de una colección de alternativas con objeto de establecer de una forma cuantitativa cuál es la opción medioambientalmente más ventajosa. Aunque los rendimientos en biomasa y metales fitoextraídos, así como la productividad energética durante la fase de aprovechamiento de la biomasa puede variar notablemente entre diferentes parcelas e instalaciones de valorización, en una fase de planificación de proyecto, previa a la realización de pruebas piloto, no queda más remedio que basarse en valores medios extraídos de la bibliografía ya que se carece de datos empíricos de mayor fiabilidad. Sin embargo, esta incertidumbre es aplicable a todas las opciones comparadas, por lo que error cometido se verá compensado en cierta medida.

Por lo tanto, al servir este análisis únicamente para comparar diversas opciones sometidas a igual grado de incertidumbre, se estima que no sería práctico el empleo del análisis de sensibilidad para casos en los que las productividades en biomasa o de producto de valorización no conllevan una alta carga de innovación. Para estos casos se emplearán valores medios reportados en la bibliografía. En el caso de emplearse especies que no hayan sido convenientemente testadas en las condiciones de la zona con anterioridad, o de tenerse prevista la utilización de

técnicas experimentales de valorización de biomasa, será preciso la realización de análisis de sensibilidad que reflejen:

- La productividad en biomasa máxima esperable
- La productividad en biomasa mínima esperable
- La productividad máxima esperable en producto de valorización
- La productividad mínima esperable en producto de valorización

E4.2 VALORACIÓN ECONÓMICA

La valoración económica de cada alternativa se basa en el módulo de calculadora de costes presente en Greenland DST dado que ésta contempla todos los costes de la plantación, corta, mantenimiento y transporte, así como los posibles retornos económicos que pueden generarse a lo largo de todo el horizonte temporal a considerar.

E4.2.1 Horizonte temporal

El horizonte temporal de la valoración económica debe ser consistente con el escogido para la valoración ambiental, debiendo elegir el mismo para el cálculo de ambos indicadores.

E4.2.2 Costes económicos a considerar

Los costes en los que se incurren a lo largo de un proyecto de fitorremediación varían notablemente dependiendo del tipo de cultivo, medio de transporte y aprovechamiento de la biomasa empleados. A continuación, se propone una lista de conceptos que deben tenerse en cuenta en la valoración económica de los costes a lo largo de las etapas típicas de un proyecto de fitorremediación. Esta lista se basa en la calculadora de costes del SAD Greenland DST y es necesario destacar que podría no contemplar todos los posibles conceptos a contabilizar, si bien se considera suficiente para la mayoría de los casos.

E4.2.2.1 Costes asociados con el inicio del proyecto

Las etapas iniciales del proyecto deben considerar los siguientes conceptos:

- Costes de licencias y permisos del proyecto
- Honorarios de equipo proyectista
- Costes de la preparación del suelo
 - Herbicidas
 - Desbroces
 - Movimiento de tierras
 - Apertura de vías
 - Eliminación de superficies asfaltadas

- Abonados de fondo
- Enmiendas
- Aporte de tierra vegetal
- Costes del material vegetal
 - Plantones
 - Semillas
 - Transporte del material vegetal hasta la parcela en remediación
 - Sistemas de protección

E4.2.2.2 Costes asociados con el mantenimiento de los cultivos

Durante los periodos comprendidos entre el establecimiento del cultivo y la cosecha se pueden incurrir en los siguientes costes:

- Aplicación de herbicidas
- Abonados de mantenimiento
- Enmiendas
- Tratamientos silvícolas
- Podas
- Honorarios por la monitorización de la evolución de los metales en el suelo

E4.2.2.3 Costes asociados con el cosechado o corta de la biomasa remediadora

Según se trate de cultivos herbáceos o leñosos los costes podrían distinguirse como

- Costes por el cosechado
- Costes de las cortas

E4.2.2.4 Costes asociados a la gestión de la biomasa de fitorremediación

En esta última etapa es necesario al menos tener en cuenta los siguientes conceptos:

- Coste del transporte de la biomasa al centro de gestión
- Tasas de disposición en vertedero o de gestión de la biomasa

E4.2.2.5 Calidad de los datos

Los resultados de cualquier análisis económico son altamente dependientes de los datos de partida, luego éstos deben ser cuidadosamente seleccionados.

Los precios unitarios de cada partida deben ser lo más aproximados a la realidad que sea posible. En caso de no disponerse de datos comerciales fiables, se debe acudir a BBDD de reconocida solvencia que contengan dichos precios tales como las Bases

de Precios sectoriales, que proporcionan precios actualizados de una gran variedad de trabajos y materiales de uso habitual en proyectos constructivos.

La elección de las Bases de Precios debe procurar reflejar la situación analizada de la forma más próxima posible, por lo que su selección debe atender a los siguientes criterios:

- Relevancia, dando prioridad a las fuentes propias del sector en que se desarrolle la actividad.
- Ámbito Geográfico, primándose aquellas editadas por organismos cercanos a la parcela en remediación o al centro de aprovechamiento de la biomasa.
- Actualidad, primándose aquellas cuyos datos hayan sido revisados más recientemente.

Finalmente, es de vital importancia el utilizar las Bases de Precios de una forma consistente, de modo que los precios de idénticas partidas en diferentes alternativas procedan de las mismas fuentes.

E4.2.3 Ingresos del proyecto

La biomasa procedente de fitorremediación es susceptible de ser valorizada mediante su aprovechamiento como materia prima para bienes, producción energética, extracción de fibras textiles, o incluso para la recuperación de metales valiosos que se encuentran presentes en el suelo en una concentración tan pequeña que su extracción no sería rentable económicamente mediante métodos tradicionales (**fitomining**). Por otro lado, al ser descontaminado un suelo, también se podrían considerar los retornos económicos derivados del aumento del valor de la parcela en remediación que ya permitiría otros usos.

El análisis económico debe abordarse de manera distinta en función de quién es el agente promotor del proyecto:

- Si el análisis está dirigido a una entidad individual como pueda ser la propiedad del terreno o una administración de carácter local, su principal interés será que el proyecto sea rentable o que la remediación tenga los menores costes posibles. Por lo tanto, el análisis de las implicaciones económicas del proyecto se focalizará en los costes e ingresos directos.
- Sin embargo, cuando el proyecto está liderado por administraciones públicas de mayor rango como las estatales o comunitarias, el análisis económico puede ser más amplio y considerar todos aquellos beneficios que el proyecto proporciona a la sociedad en su conjunto.

Esta diferencia de perspectiva se ejemplifica a través de la consideración de los ingresos económicos generados por la valorización energética de la biomasa cosechada. Si el análisis es realizado para una entidad privada, el análisis económico

debe considerar los ingresos que ésta recibe, es decir, los generados por la venta de la biomasa como materia prima para su conversión energética. Sin embargo, si el análisis es realizado para un proyecto de promoción pública, se debería tener en cuenta en el análisis el valor económico de la energía producida

E4.2.4 Indicador de rentabilidad económica

La valoración económica de cada alternativa se realizará aplicando el indicador de **Valor Actual Neto (VAN)**. Este indicador es de fácil aplicación y normaliza todos los ingresos y egresos futuros al valor del dinero del momento 0 de la puesta en marcha del proyecto. Su cálculo consiste en actualizar mediante una tasa todos los flujos de caja futuros y comparar su equivalencia con la inversión inicial con objeto de determinar si un proyecto es rentable (VAN positivo).

La fórmula del VAN se muestra a continuación en la Ecuación 5:

Ecuación 5

$$VAN = \sum_{t=1}^n \frac{Vt}{(1+k)^t} - I_0$$

Donde:

- Vt representa los flujos de caja en cada periodo t .
- I_0 es el valor del desembolso inicial de la inversión.
- n es el número de períodos considerado.
- k , es el tipo de interés

La tasa de interés k a aplicar debe ser relevante para las condiciones del proyecto de remediación y consistente para todas las alternativas valoradas.

E4.3 VALORACIÓN TÉCNICA

La valoración técnica de cada alternativa se medirá de acuerdo al grado de cumplimiento de los objetivos de reducción de la concentración de los metales objetivo en el suelo.

En caso de adoptarse una perspectiva de fitoatenuación este criterio podría no ser tenido en cuenta.

Si la perspectiva de la intervención es de fitoextracción, en caso de alcanzarse la concentración objetivo del metal en 20 años o menos se establece que el objetivo ha sido cumplido al 100%. En caso de excederse dicho periodo, el grado de cumplimiento se reducirá de forma lineal.

E4.4 DECISIÓN MULTICRITERIO

Los indicadores obtenidos tras aplicarse las valoraciones económica, ambiental y de cumplimiento técnico deben combinarse de algún modo con objeto de permitir su confrontación y alcanzar una única solución.

Los **métodos de decisión multicriterio MDM** están basados en el análisis de decisiones multicriterio, en inglés *Multicriteria Decision Analysis* MCDA. La decisión multicriterio se produce cuando un decisor ha de elegir entre una colección de alternativas considerando diferentes puntos de vista conocidos como criterios, que a menudo están en conflicto entre ellos.

Si bien las decisiones multicriterio pueden alcanzar una enorme complejidad, precisando la utilización de numerosos métodos, en este caso se elige un método simple basado en la normalización y ponderación de los 3 indicadores anteriormente presentados:

- Indicador ambiental ReCiPe
- Indicador económico VAN
- Indicador técnico representado por el grado de cumplimiento de los objetivos

Dado que cada indicador expresa una magnitud diferente con su propia unidad (Puntos ReCiPe en el caso del indicador ambiental, unidades monetarias para el VAN, y porcentaje para el grado de cumplimiento de los requisitos), se hace necesaria la transformación de los datos a una escala común, ya que, por ejemplo, una variable que toma valores en torno a 10000 no sería comparable con otra que los toma en el rango de 0 a 100. Por lo tanto, una vez se han calculado los 3 indicadores para todas las alternativas se procede a realizar una normalización de los mismos entre 0 y 1 aplicando el normalizador mínimo-máximo mediante la Ecuación 6:

Ecuación 6

$$z = \frac{x - \min(x)}{[\max(x) - \min(x)]}$$

Los indicadores VAN y Grado de cumplimiento de objetivos son indicadores positivos, es decir, cuanto mayor es su valor más deseable es su resultado. Sin embargo, ReCiPe es un indicador de daño ambiental, por lo que cuanto mayor es su valor menos deseable será su resultado. Por lo tanto, la normalización de ReCiPe se realizará mediante la inversa de la Ecuación 6 del siguiente modo:

Ecuación 7

$$Z' = 1 - z$$

Posteriormente, cada criterio es ponderado de forma porcentual de acuerdo a los criterios establecidos por los *stakeholders* del proyecto al inicio del proceso de decisión descrito en la Etapa 1. En caso de que dicho criterio no haya sido fijado, se muestran a continuación una colección de matrices de pesos que pueden ser empleadas por el equipo de decisión. La definición de la ponderación en cada caso se basa en los siguientes factores:

- Los tres criterios son importantes independientemente de la orientación que se tome, por lo que todos deben ser siempre tenidos en cuenta en mayor o menor medida durante la decisión.
- El uso de la técnica de la fitorremediación se fundamenta en sus ventajas ambientales, por lo que éste debe tener especial consideración para la decisión.

La Tabla 15 muestra los criterios de ponderación recomendados en caso de tomar una decisión que prioriza uno de los 3 criterios de decisión en función de los intereses prioritarios de la intervención:

Tabla 15: Matriz de pesos propuesta en función de los intereses prioritarios de la intervención

	Prioridad ambiental	Prioridad económica	Prioridad técnica
Indicador ambiental	0,80	0,25	0,30
Indicador económico	0,10	0,70	0,10
Indicador técnico	0,10	0,05	0,60

Por otro lado, se propone utilizar otras 2 matrices de ponderación en función de la orientación que tenga la intervención:

1. Si se adopta una perspectiva de fitoextracción, se establece que el criterio técnico de descontaminación del suelo es prioritario junto a la componente ambiental, dejando relegado a un segundo plano la componente económica, por lo que se recomienda la siguiente matriz de pesos (Tabla 16):

Tabla 16: Matriz de pesos propuesta para perspectiva de fitoextracción

Ambiental	0.4
Económico	0.2
Cumplimiento de objetivos	0.4

2. En caso de adoptar una perspectiva de fitoatenuación, la componente económica debería ser un factor importante dentro del proceso de valoración al ser la obtención de retornos económicos la principal función de este tipo de sistemas, mientras que la velocidad de remediación pasa a ser un criterio secundario, por lo que se propone la siguiente matriz de pesos para la valoración de alternativas fitoatenuadoras (Tabla 17):

Tabla 17: Matriz de pesos propuesta para perspectiva de fitoatenuación

Ambiental	0.45
Económico	0.45
Cumplimiento de objetivos	0.1

SECUENCIA DE PASOS DE LA ETAPA 4

A continuación, la Ilustración 35 muestra la secuencia de pasos que sigue esta Etapa:

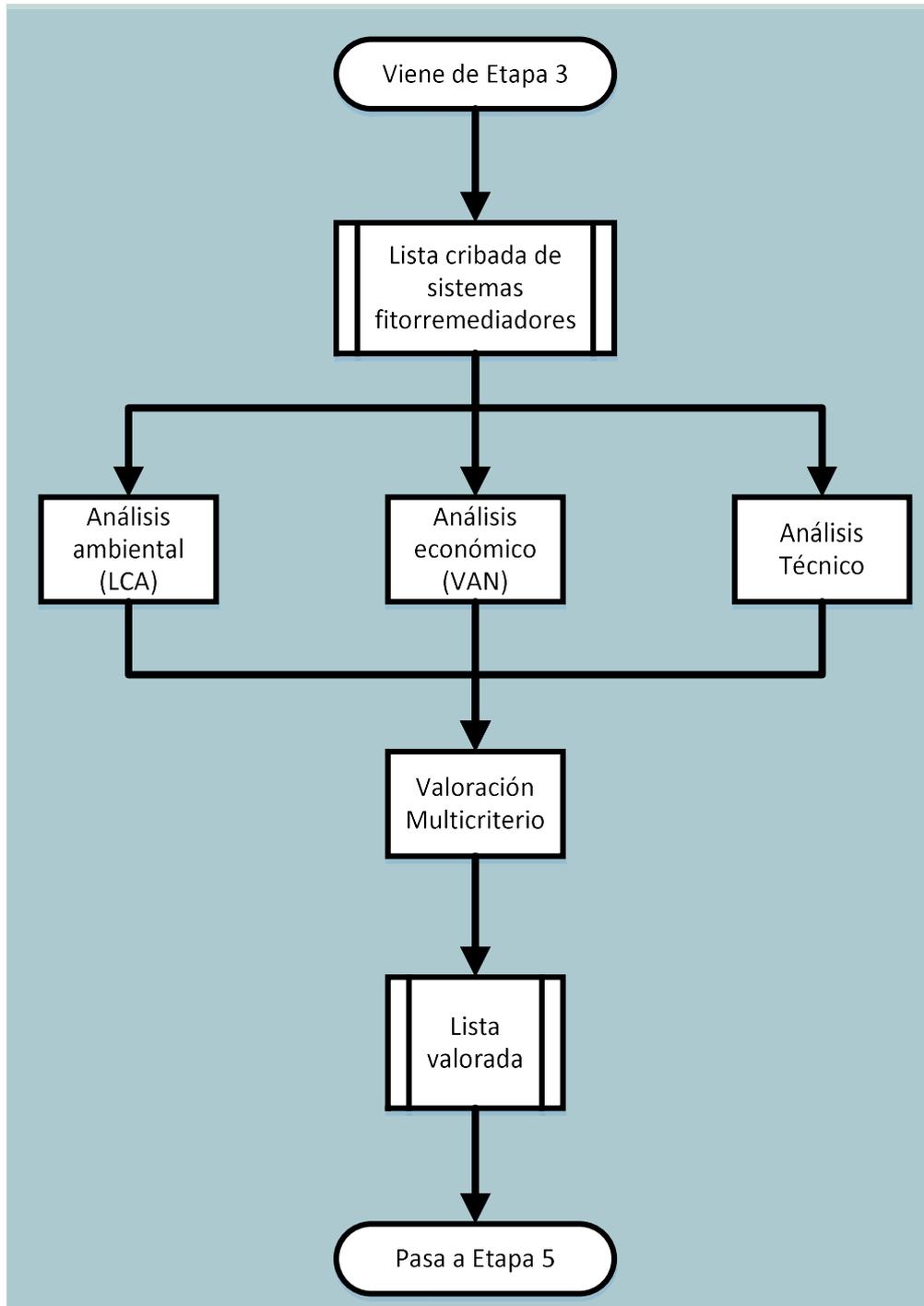


Ilustración 35: Diagrama de flujo de la secuencia de pasos de la Etapa 4 del SAD

Para cada una de las opciones de la lista procedente de la Etapa 3 se procede a realizar el cálculo de los indicadores ambiental (LCA), económico (VAN) y de cumplimiento de objetivos.

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

Una vez estos tres indicadores han sido calculados se realiza la valoración multicriterio aplicando la matriz de ponderación acordada con los stakeholders durante la definición de los Objetivos Generales del Proyecto, y se le asigna un indicador final de valoración a cada una de las alternativas.

Finalmente, se establece un ranking de idoneidad para cada una de las alternativas caracterizada que se pasa a la siguiente Etapa.

ETAPA5: DISEÑO CONCEPTUAL

La Etapa 5 tiene por resultado una colección de 3-tuplas **Cultivo – Transporte – Gestión de la biomasa** que incluye todas las posibilidades viables junto con una valoración del rendimiento ambiental, económico y de cumplimiento de objetivos técnicos para cada una de ellas. Es en este paso cuando el equipo de proyecto procede al diseño de una propuesta para todo el ciclo de vida de la remediación.

E5.1 DISEÑO PRELIMINAR

En esta etapa se procede a realizar una primera aproximación al diseño de la intervención para la completa remediación del suelo o para el horizonte temporal propuesto. Los resultados de la valoración de cada especie sirven como punto de partida para la configuración espacio-temporal de los cultivos en la parcela en remediación. Basándose en los objetivos de la remediación y en las características técnicas de los cultivos seleccionados, se define si se opta por un monocultivo o un policultivo.

El policultivo se plantea en principio como la opción más favorable por razones de tipo agronómico, medioambiental, político, social y económico (Terrón, 1992), por lo que preferentemente se optará por este tipo de sistemas. En este caso se debe proceder al diseño del policultivo apoyándose en las guías propuestas en (Terrón, 2002) atendiendo a:

1. Cronología del desarrollo de cada cultivo, en función de las fechas de siembra/cultivo y cosechado.
2. Establecimiento de los cultivos “cabeza de alternativa”, es decir aquellos que serán los primeros en la rotación o en cada uno de los posibles ciclos de cultivo dentro de la rotación. En general estos cultivos serán los más exigentes o los más delicados.
3. Establecimiento de cultivos “intercalares” que suelen ser cultivos de corta duración que se sitúan entre 2 principales.
4. El orden de la sucesión. Se fijará primero la cabeza de la alternativa y, a continuación, los cultivos principales de acuerdo con la duración del cultivo.

E5.2 ANÁLISIS DE ACEPTACIÓN DE LA PROPUESTA POR PARTE DE LOS STAKEHOLDERS DEL PROYECTO

Una vez se dispone de un diseño preliminar se debe proceder a su validación por parte de los *stakeholders* identificados en la Etapa 1. De nuevo, aquellos categorizados de alto impacto y alta influencia, junto con aquellos de bajo impacto y alta influencia deben participar en esta fase, y sería deseable que se ampliase la consulta a otros menos prioritarios con objeto de valorar sus impresiones al respecto.

Es importante destacar que dependiendo del tamaño del proyecto y de la legislación aplicable podría requerirse la realización de una consulta pública en este punto.

Como output de esta fase se tiene el diseño preliminar:

- Validado
- Validado con cambios
- No validado

En este último caso se debe volver a la fase anterior con objeto de proponer un nuevo diseño para ser posteriormente validado.

E5.3 VIABILIDAD OPERATIVA

Una vez se dispone de un diseño validado se procede a garantizar la viabilidad operativa de la propuesta concreta. Se debe asegurar que las materias primas del proyecto como plántones o semillas pueden ser adquiridos durante la fase de ejecución, que la maquinaria necesaria podrá acceder a la parcela, así como alcanzar un compromiso por parte de los operadores de las instalaciones de aprovechamiento de la biomasa para utilizar la biomasa procedente de la fitorremediación.

Como resultado de esta fase se obtiene una propuesta de diseño viable en términos técnicos y aceptada por los *stakeholders* del proyecto, por lo que se puede proceder al proyecto de detalle de la remediación terminando así el alcance del SAD.

SECUENCIA DE PASOS DE LA ETAPA 5

El desarrollo de la Etapa 5 se ilustra en la Ilustración 36 y se comenta a continuación.

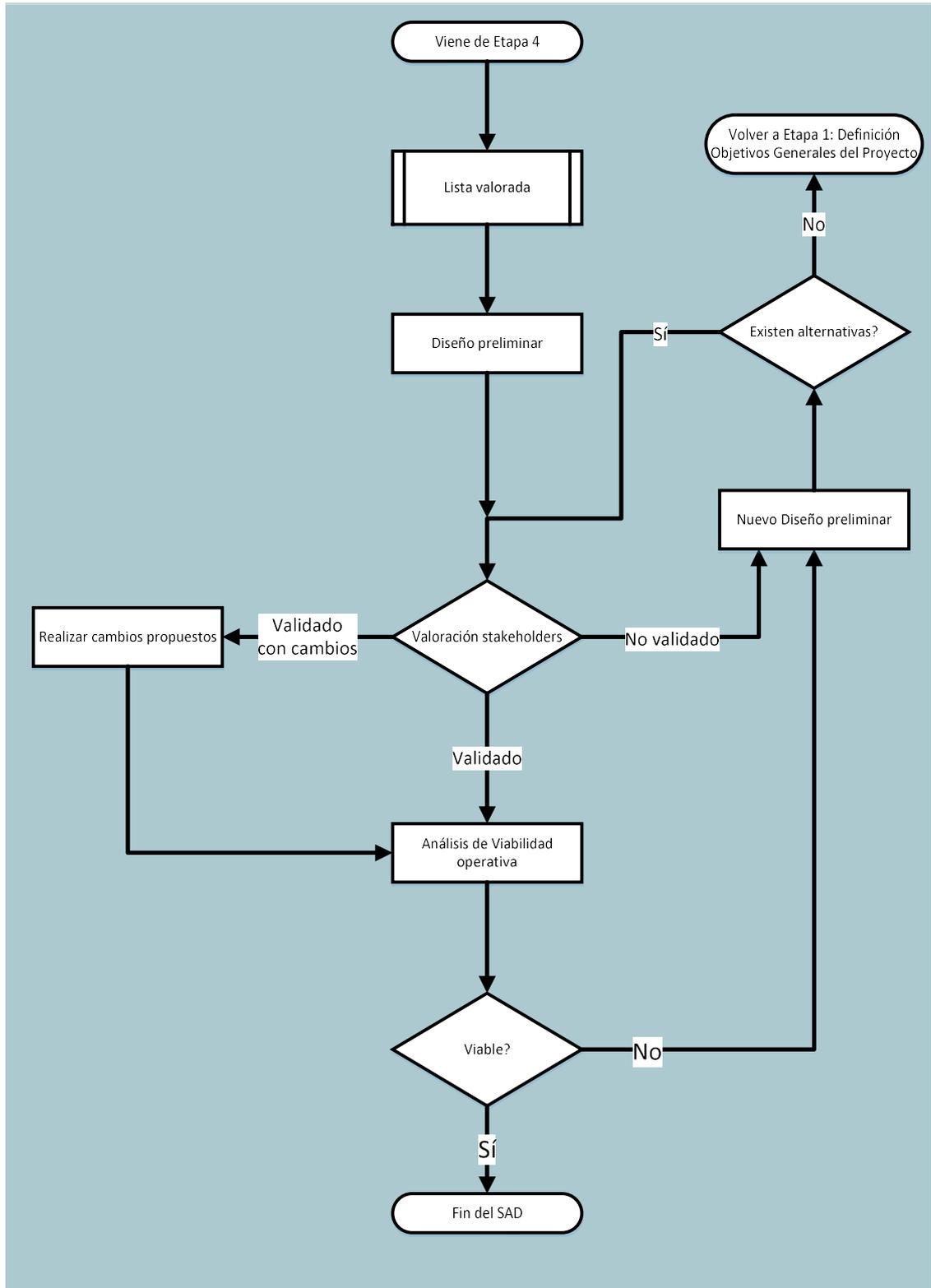


Ilustración 36: Secuencia de pasos de la Etapa 5 del SAD

De la etapa anterior llega la colección de ternas *Cultivo-transporte-gestión* ordenada en función de la puntuación alcanzada en el MCDA.

A partir de la mejor o mejores valoradas, en caso de optar por un policultivo, se realiza la propuesta de diseño que es evaluada por los *stakeholders* del proyecto.

Si la propuesta resulta como no validada se vuelve a la lista de opciones para tomar otra u otras alternativas con menor puntuación y proceder a la realización de una nueva propuesta de diseño reiniciando el ciclo. Si por el contrario la propuesta resulta validada o validada con cambios, se realizan las posibles modificaciones necesarias y se continua a la siguiente fase de viabilidad operativa.

Para la última fase de viabilidad operativa, en caso de resultar la solución propuesta como no viable, se debe volver a lista preliminar y comenzar de nuevo el ciclo de diseño preliminar. Si la propuesta resulta técnicamente viable, se considera la decisión tomada, considerándose como terminado el análisis en este punto y se puede proceder a la redacción del proyecto de ejecución de fitorremediación.

Por otro lado, cabe la posibilidad de que al revisitarse la lista de opciones valorada ya no reste ninguna y por lo tanto, no sea posible reiniciar el ciclo de generación de propuestas de diseño. En este caso se debe volver a la Etapa 1 y revisar los objetivos del proyecto para comprobar si se pueden incluir nuevas opciones que permitan la consideración de nuevos sistemas o, en caso contrario, establecer la imposibilidad de emplear la fitorremediación como sistema de recuperación del suelo en estudio.

4 IMPLEMENTACIÓN DE HERRAMIENTAS PARA LA APLICACIÓN DEL SAD

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

4.1. INTRODUCCIÓN

En el Capítulo 2 se analizaron los SAD para la selección de tecnologías fitorremediadoras existentes hasta la fecha, encontrándose en todos ellos 3 carencias fundamentales:

- La imposibilidad de introducir la componente temporal en la toma de decisiones, al carecerse de información y modelos adecuados para su empleo dentro de los mismos.
- La imposibilidad de consultar bases de datos que contengan tanto especies fitorremediadoras susceptibles de dar solución a un suelo contaminado, como todos aquellos datos que faciliten una correcta selección de las mismas.
- La ausencia de criterios claros y reproducibles para la valoración de distintas alternativas.

Si bien la metodología propuesta en el capítulo anterior da respuesta en sí misma a la última carencia constatada, aún quedan pendientes resolver las dos primeras.

Este capítulo tiene por objeto el desarrollo de dos herramientas susceptibles de dar respuesta a dichas carencias, junto con una tercera que emana directamente de una necesidad planteada desde la metodología propuesta, que es la definición del rango de distancias en las que se puede acudir a una estación de valorización de biomasa sin que los costes ambientales del transporte sobrepasen a los beneficios conseguidos.

En la Ilustración 37 se aprecia la correlación entre estos conceptos.

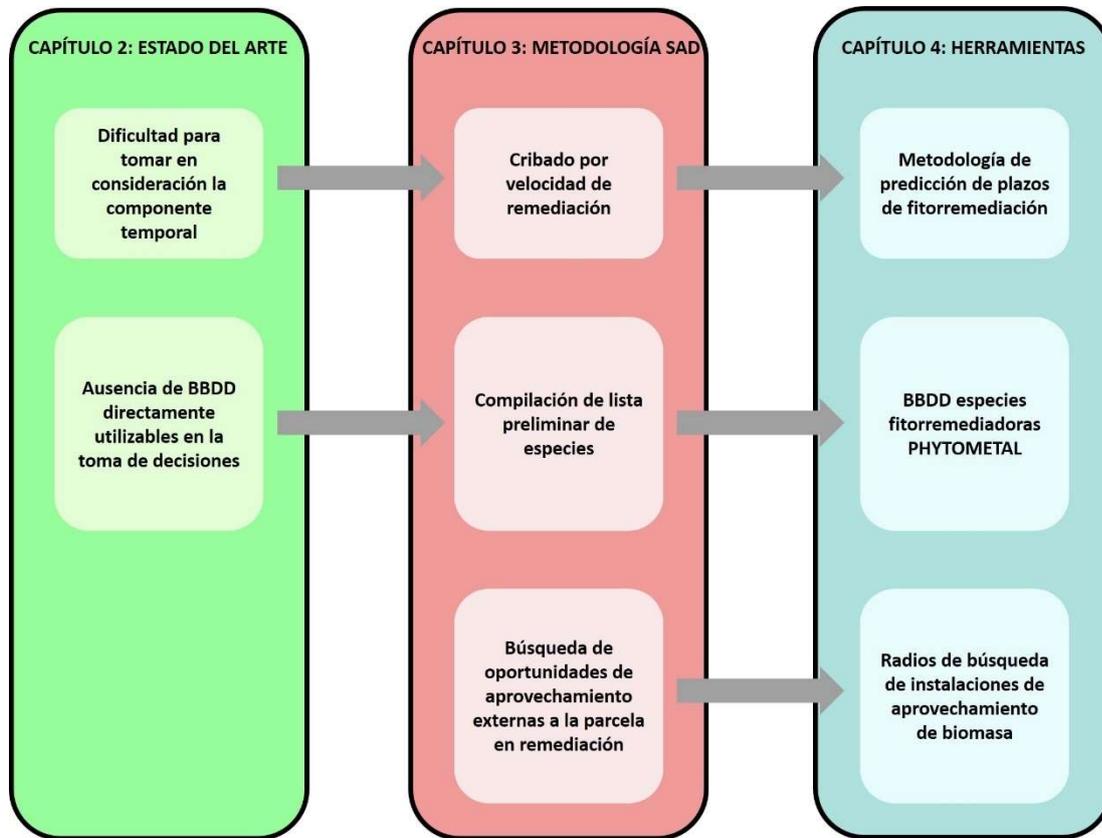


Ilustración 37: Diagrama de relaciones Laguna de conocimiento-SAD-Herramientas

4.2. METODOLOGÍA DE PREDICCIÓN DE PLAZOS DE REMEDIACIÓN A PARTIR DE REVISIONES BIBLIOGRÁFICAS

Tal y como se estableció en el Capítulo 2, los largos plazos requeridos por la fitorremediación obligan a tener a la componente temporal de la intervención en especial consideración, dado que ésta puede determinar la viabilidad del empleo de la técnica. Sin embargo, actualmente se carece de metodologías de cálculo aceptadas por la comunidad científica que permitan realizar una estimación de la evolución temporal de los metales pesados en el suelo, por lo que durante la redacción de esta tesis doctoral se ha desarrollado una metodología propia para dicha labor.

En el Capítulo 2 se han presentado las dos principales vías de modelización de la fitoextracción:

- La aplicación de modelos basados en la tasa transpiración de la planta.
- Los modelos basados en datos bibliográficos (modelos heurísticos).

Para este SAD se propone emplear una nueva metodología que se apoya en el modelo heurístico de (H.-M. Liang et al., 2009) y que se describe a continuación.

La estimación de los plazos de fitorremediación de una especie dada se apoya en dos conceptos fundamentales:

1. La tasa de acumulación del metal en la parte cosechable de la planta, que generalmente viene expresada en mg Metal/kg MS de la planta.
2. La productividad en biomasa de la planta, que generalmente viene expresada en kg MS de la planta/Ha.

De forma que su producto define la cantidad (en valor absoluto) de metal que es extraída del suelo tras cada cosecha por cada hectárea cultivada (Ecuación 8):

Ecuación 8

$$Mm = C_{tejid\os cosechables} \times Mp$$

Donde:

- Mm es la masa de metal extraído en valor absoluto (mg Metal)
- $C_{tejid\os cosechable}$ es la tasa de acumulación de metal en las partes cosechables de la planta en mg Metal/kg MS planta
- Mp es la productividad en biomasa de la planta en kg MS/ha

4.2.1. Determinación de las tasas de acumulación

Para la determinación de las tasas de acumulación se selecciona el valor proveniente de bibliografía que puede considerarse como el más cercano al caso en cuestión.

La cercanía al valor considerado como más probable se establece mediante un criterio multidimensional que caracteriza la similitud entre las condiciones en que la tasa de fitoextracción tabulada (candidata) fue establecida, y las condiciones correspondientes al suelo que se pretende remediar, basándose en las siguientes variables:

- Concentración del metal en el suelo
- Clima
- Tipo del suelo

4.2.1.1. Diferencia entre concentraciones de metal en el suelo

La tasa de fitoextracción es dependiente de la concentración de metal en el suelo (Ali et al., 2013c; H.-M. Liang et al., 2009; Sakakibara et al., 2011; Wu et al., 2010). Por lo tanto, es esperable que la tasa de fitoextracción de un caso tabulado será más

parecida a la tasa correspondiente para el suelo candidato, cuanto más próximas sean las concentraciones de metal en el suelo. La distancia entre el caso en estudio y el valor tabulado se calcula según el valor absoluto de la diferencia relativa entre ambas, mediante la expresión:

Ecuación 9

$$\text{Dif concentración metal (\%)} = \text{ABS} \frac{C_{\text{estudio}} - C_{\text{candidata}}}{C_{\text{estudio}}} * 100$$

Donde:

- ABS (valor absoluto de)
- C_{estudio} es la concentración de metal en el suelo en remediación en mg Metal/kg SS
- $C_{\text{candidata}}$ es la concentración de metal en el suelo del valor tabulado proveniente de bibliografía en mg Metal/kg SS

4.2.1.2. Diferencia entre tipos de clima

Con objeto de determinar la cercanía climatológica entre el caso en estudio y un valor tabulado, se evalúan las diferencias entre ambos grupos climáticos.

La climatología imperante en la zona en estudio tiene una notable influencia en el desarrollo de la planta que, por lo tanto, condiciona tanto la productividad en biomasa de la especie como la tasa de extracción de metales del suelo. Los factores climatológicos son numerosos y se manifiestan tanto a nivel macroclimático (régimen pluviométrico, rango de temperaturas, etc.), como a nivel local (vientos dominantes o insolación). Este elevado número de variables hace que su valoración sea poco práctica durante las etapas de planificación de proyectos debido al alto esfuerzo y dificultad que requeriría su compilación y tratamiento de los datos, por lo que se hace necesario optar por caracterizar climáticamente tanto los casos tabulados como el caso en estudio a un nivel más grosero. Se ha optado por emplear la *Clasificación Climática de Köppen* cuyo uso es ampliamente aceptado entre la comunidad científica.

El sistema Köppen se fundamenta en la relación existente entre el clima y la vegetación natural presente en una determinada zona, y divide los diferentes climas del planeta en base a las temperaturas y precipitaciones medias anuales y mensuales junto con la estacionalidad de la precipitación. En esta clasificación cada tipo de clima viene representado por un código de 2 o 3 letras que van concretando cada uno de los 5 grandes tipos de climas en función de la temperatura:

- A - Tropical

- B - Seco
- C - Climas de latitudes medias
- D - Clima continental
- E - Clima Polar

La segunda letra del código viene determinada por el régimen de precipitaciones y la tercera por las temperaturas.

Una descripción más detallada de los distintos tipos de clima clasificados según este sistema puede consultarse en (Kottek et al., 2006), y a una escala grosera, el clima planetario se muestra en el mapa de Köppen junto con un resumen de los tipos de climas de la escala (Ilustración 38).

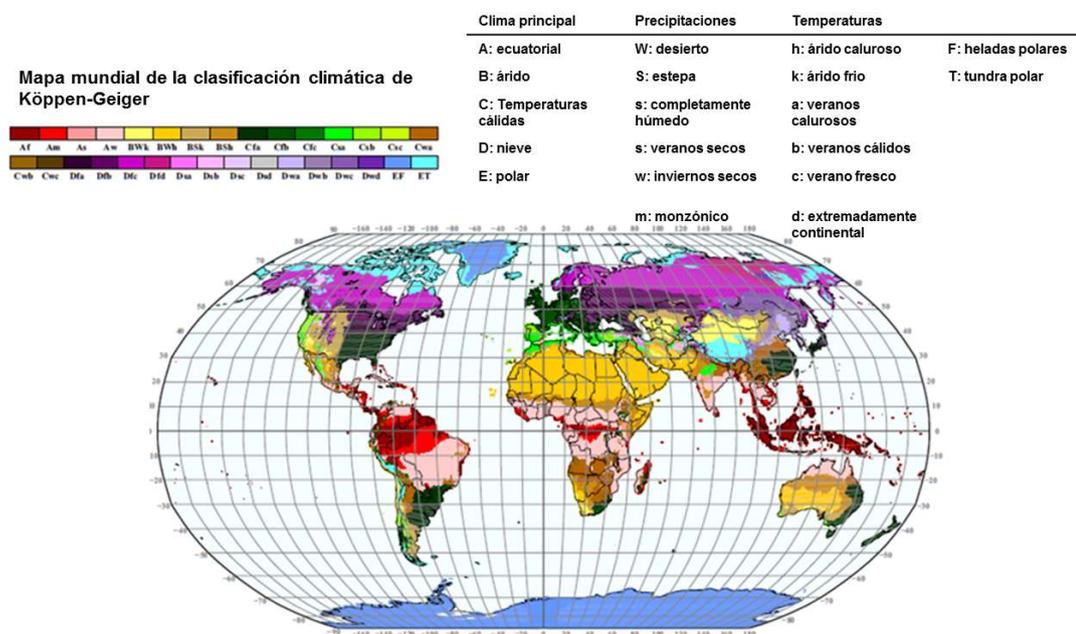


Ilustración 38. Mapa mundial de la clasificación climática de Köppen-Geiger (adaptado de Kottek et al., 2006)

Para determinar la similitud climática entre las condiciones correspondientes al caso en estudio y las de cada valor tabulado, se considera que si el valor candidato ha sido hallado en una localización con la misma climatología la distancia será 0, mientras que si coinciden las 2 primeras letras y difieren en la tercera, la distancia será de 1 unidad. En caso de coincidir únicamente la primera letra (A,B,C,D o E), la distancia se considera de 2 unidades.

En caso de comparar valores obtenidos en diferentes macrogrupos climáticos, es decir, en caso de que la primera letra sea diferente, es posible encontrarse con múltiples opciones:

1. Los climas comparados son incompatibles. Los casos no son comparables y por lo tanto el valor tabulado se considera como no representativo y no podría ser tenido en cuenta en el análisis. Esto ocurre al comparar grupos climáticos demasiado dispares entre sí, como por ejemplo el polar y el tropical.
2. Las climatologías son comparables aunque lejanas. Ambos climas están muy alejados entre sí pero no se consideran incompatibles. En este caso caen situaciones típicas de comparación entre climas templados cuyas condiciones locales son próximas a pesar de presentar diferente letra Köppen. En este caso se aplica una distancia de valor 10.
3. Las climatologías son comparables y próximas. Éste es el caso en el que aunque los climas difieren entre sí, los subclimas a los que pertenecen están clasificados como pertenecientes al mismo grupo climático básico según (ISC-Audobon, 2016). En este caso se aplica una distancia de valor 7.

El Anexo III muestra en detalle las distancias tomadas entre cada tipo de clima de la clasificación Köppen.

4.2.1.3. Diferencia entre tipos de suelo

Tal y como se ha descrito en el Capítulo 2, las condiciones edáficas en las que se desarrolla la planta condicionan en buena medida la capacidad de ésta para extraer los metales en el suelo. Al igual que sucede para los parámetros climáticos, los factores edáficos son numerosos (principalmente pH, porcentaje de carbono, porcentaje de arcilla, disponibilidad de nutrientes, nivel freático y grado de compactación) y vienen recogidos en la bibliografía de forma muy heterogénea y generalmente incompleta, por lo que su aplicación en el SAD exige su simplificación.

Se ha optado por lo tanto, por caracterizar los suelos siguiendo el sistema de clasificación USDA (desarrollado por *United States Department of Agriculture*) basado en la textura del mismo, debido a que es un dato generalmente presente en las fuentes bibliográficas consultadas. Este sistema de sencilla y aceptada utilización se fundamenta en la granulometría del suelo caracterizada a partir de los siguientes valores (Tabla 18):

Tabla 18: Clasificación de partículas del suelo por tamaño

Partícula	Tamaño
Arcillas	<0.002 mm
Limos	0.002-0.06 mm
Arenas	>0.06 mm

En función de los porcentajes de cada granulometría presentes, cada suelo es caracterizado empleando el conocido como “**triángulo de textura de suelos**” tal y como se puede ver en la (Ilustración 39):

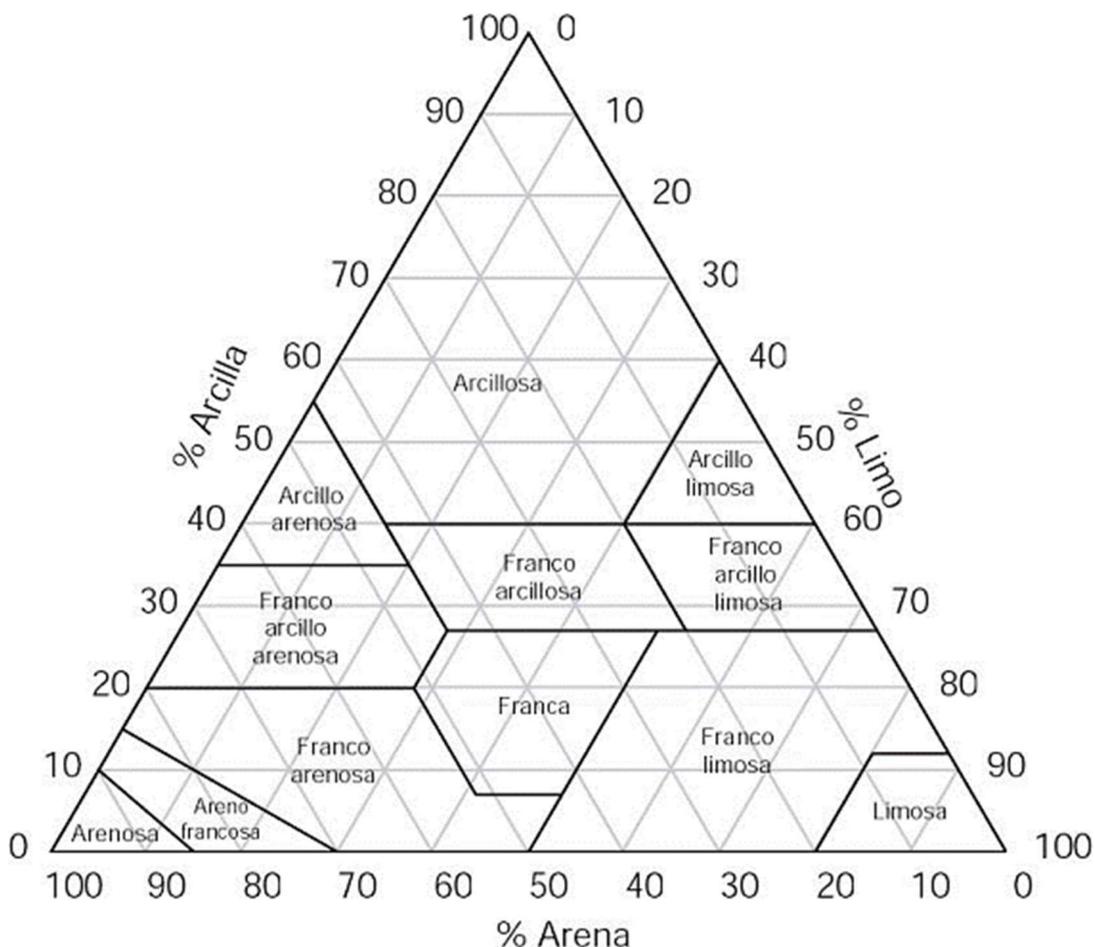


Ilustración 39: Triángulo USDA. Fuente edafologia.net

La cercanía entre el caso en estudio y los tabulados de la componente edáfica se establece a la vista del triángulo USDA, para el que se han fijado las distancias entre diferentes clasificaciones de suelo en función de los “saltos” precisos a realizar para pasar desde la textura objetivo hasta la textura correspondiente al valor evaluado de la BBDD. De ese modo por ejemplo, la distancia entre una textura Franco arenosa y una Franca sería de 1 unidad, mientras que entre las texturas Franco arenosa y Franco arcillosa habría 2 unidades (Ilustración 40).

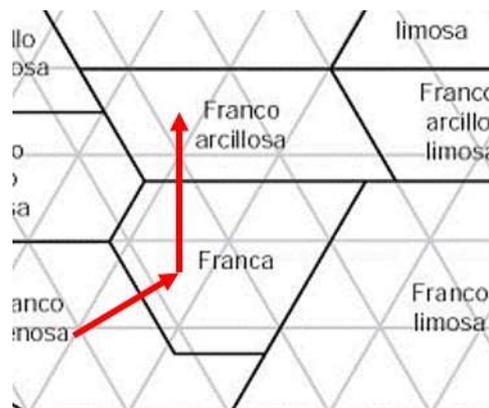


Ilustración 40: Captura ejemplo de caracterización de distancia edáfica entre suelo a estudio y caso candidato

La Tabla A2. 1 del Anexo II muestra las distancias a emplear para cada posible caso.

4.2.1.4. Determinación del valor más cercano

Para determinar cuál es el valor más cercano o “ganador”, se categoriza la proximidad de cada caso candidato al caso en estudio aplicando un método cualitativo basado en los 3 parámetros anteriormente presentados. Este tipo de métodos ha sido ya satisfactoriamente empleado para numerosas herramientas de decisión en materia de suelos, como los propuestos por la *American Water Works Association* y la *German Gas and Water Works Engineers Association*. Más concretamente, el método cualitativo aquí propuesto se basa en el conocido como **Método Alemán**, desarrollado por este último organismo para la caracterización de suelos corrosivos.

Siguiendo las indicaciones de los apartados anteriores, se calcula la diferencia entre la situación en estudio y la situación en la que fue hallada la tasa de fitoextracción candidata aplicándole unas puntuaciones de acuerdo a la Tabla 19:

Tabla 19: Tabla de puntuaciones para la aplicación del método cualitativo de categorización de la proximidad entre los casos candidatos y el suelo en estudio

Parámetro	Valor medido	Puntuación
Distancia concentración suelo	0-100%	0
	100-200%	3
	200-500%	10
	>500%	15
Distancia Tipos de Clima	Mismo grupo climático	0
	Coincidencia de 2 primeras letras	1
	Coincidencia de la primera letra	2
	Climatologías comparables y próximas	7
	Climatologías comparables y lejanas	10
	Climatologías no comparables	Exclusión del análisis
Distancia textura suelo	Misma textura	0
	1 salto	1

Parámetro	Valor medido	Puntuación
	2 saltos	2
	3 saltos	3
	4 saltos	4
	5 saltos	5
	6 saltos	6

Una vez se calcula la suma total de todos aquellos casos candidatos que no han sido excluidos, se considera como caso ganador aquel de menor puntuación total y se caracteriza la fiabilidad de la elección según la Tabla 20.

Tabla 20: Tabla de caracterización de la fiabilidad de la elección del método cualitativo

Puntuación total	Caracterización
0-7	Fiable
8-12	Moderadamente fiable
13-20	Poco fiable
21-40	No fiable

Una vez seleccionado el caso más cercano, se comprueba si la tasa de fitoextracción tabulada ha sido obtenida mediante el empleo de algún tipo de agente inductor de la fitorremediación, por lo que se considera que dicha predicción será únicamente fiable en caso de que la intervención se realice en las mismas condiciones. En el caso de que las especificaciones del proyecto no permitan utilizar el mismo tratamiento, se deberá proceder a buscar un nuevo caso. En caso de que no exista ningún valor tabulado que emplee las mismas condiciones que las propuestas para el proyecto, se empleará el valor de menor distancia, pero se le otorgará la caracterización de no fiable.

Finalmente, en base al principio de conservación de la materia, se parte de la premisa que en caso de que la concentración del metal en el suelo fuese 0, la tasa de fitoextracción sería 0 también, lo que permite trazar una recta a partir de los puntos (0,0) y (C_{suelo estudio}, Tasa fitoextracción), de la cual se extrae el valor esperado de la acumulación del metal en la planta, para la concentración de metal en el suelo en estudio.

4.2.2. Modelización temporal de la fitorremediación

La modelización de la evolución temporal de la concentración de metales pesados en el suelo se realiza a partir de la tasa de fitoextracción calculada en el apartado anterior. Para tal efecto, se emplea el algoritmo recurrente de (H.-M. Liang et al., 2009) que se describe en la Ilustración 41.

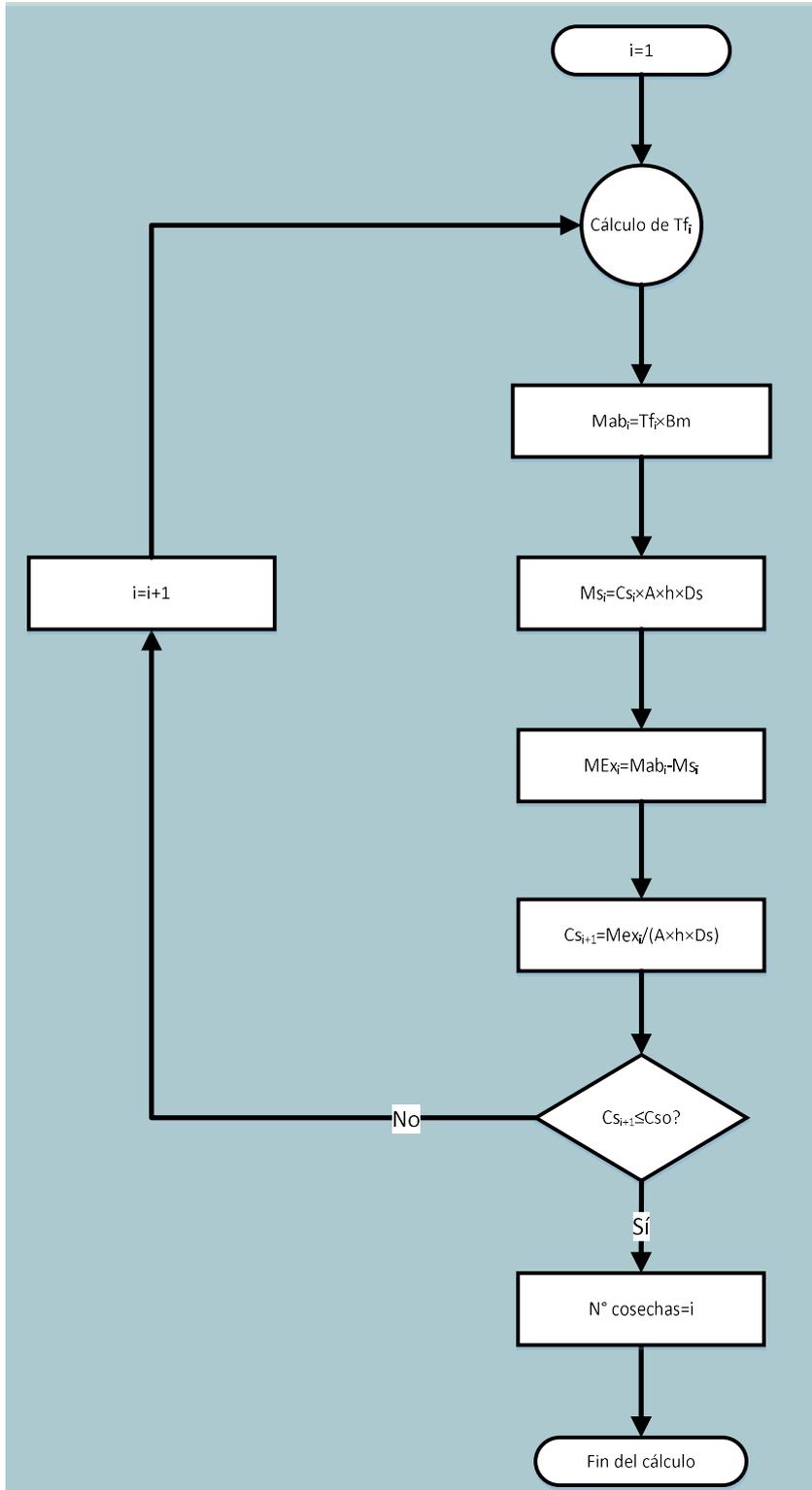


Ilustración 41: Algoritmo de cálculo para la estimación del n° de cosechas requeridas para alcanzar la remediación del suelo

Donde los datos de partida necesarios para la aplicación del algoritmo son

- i es el número de cosecha
- Tf_i Tasa de fitoextracción correspondiente a la cosecha i (mg Metal/kg MS de la planta)
- Bm_i Biomasa por cosecha en kg para la superficie de la parcela (A) en m^2
- Cs_i ; concentración de metal en el suelo en el momento de la cosecha i (mg Metal/kg SS)
- h ; profundidad a la que se encuentra el suelo en m
- Ds ; Densidad del suelo en kg/m^3
- Cso ; Concentración objetivo del metal en el suelo (mg Metal/kg SS)

Tras el cálculo de la tasa de fitoextracción (Tf_i) correspondiente a la cosecha i se calcula la cantidad de metal extraído en valor absoluto durante la cosecha i (Mab). Posteriormente se calcula Msi que constituye la cantidad del metal en valor absoluto previa a la cosecha i . Por diferencia se obtiene la cantidad de metal restante en el suelo tras la cosecha (MEx_i), dato con el que se calcula de nuevo la concentración de metal en el suelo tras la cosecha i (Cs_{i+1}). Si Cs_{i+1} es igual o inferior a la concentración objetivo (Cso), se da por terminado el cálculo e i se corresponde con el número de cosechas necesarias para alcanzar la remediación del suelo. En caso contrario, con la nueva concentración de metal en el suelo (Cs_{i+1}) se determina la nueva tasa de fitoextracción mediante el método cualitativo expuesto en el apartado 4.3.1. Este ciclo se aplica de forma recurrente hasta alcanzar la concentración de metal objetivo Cso .

Tras la aplicación del modelo propuesto, todas las especies candidatas pueden ser categorizadas en base a su rendimiento temporal para la remediación del suelo, lo que permite ir descartando aquellas demasiado lentas, incapaces de cumplir los objetivos propuestos.

4.3. NUEVA BASE DE DATOS DE ESPECIES FITORREMIEDIADORAS: PHYTOMETAL

Dadas las carencias que presentan las BBDD de tecnologías fitorremediadoras, se ha optado durante la redacción de esta tesis doctoral por el desarrollo de una base de datos propia denominada PHYTOMETAL, que refleje la información en un formato adecuado para su uso en el proceso de toma de decisiones presentado en el Capítulo 3. Esta BBDD ha sido diseñada para facilitar el uso del modelo de predicción de plazos descrito en el Apartado 4.3, así como para proporcionar al analista la información necesaria para seguir de forma eficiente los pasos del SAD propuesto.

La primera cuestión que se presenta a la hora de definir la BBDD es la determinación de qué especies deben ser incluidas en la misma, así como de los criterios de inclusión a emplear.

4.3.1. Búsqueda de especies fitorremediadoras de metales pesados para su inclusión en PHYTOMETAL

La BBDD Canadiense Phytorem es la más completa que existe en la actualidad (en número de especies) e incluye un listado de 775 plantas que presentan potencial fitorremediador. No obstante, tal y como ya se ha mencionado en el estado del arte, esta BBDD apenas aporta información y muchas de las especies que contiene no son aplicables para el caso de la fitorremediación de metales pesados. Por otro lado, no se especifica si estas especies acumulan los metales en sus partes no cosechables, a menudo no tienen tasas de acumulación de metales suficientemente altas como para considerarse relevantes o presentan unas productividades en biomasa demasiado bajas aun con altas tasas de fitoextracción. Esta misma crítica se puede hacer extensiva al resto de BBDD disponibles en la actualidad.

Dado que la fitorremediación de metales pesados es una tecnología que aún no ha penetrado en el dominio de la técnica y se mantiene prácticamente en exclusiva en el mundo científico, se puede considerar que la principal fuente de información sobre especies fitorremediadoras es la bibliografía científica.

Por lo tanto, para iniciar el desarrollo de la BBDD PHYTOMETAL se estimó de gran utilidad el establecer qué especies que suscitan mayor interés entre la comunidad científica, sirviendo este aspecto como indicador de qué especies presentan un mayor potencial de utilización y de desarrollo de la técnica.

La fitorremediación es una técnica que lleva generando un gran interés desde hace ya dos décadas en el mundo científico, lo que se traduce en un gran número de publicaciones científicas al respecto. Desafortunadamente, la revisión bibliográfica es una actividad altamente intensiva en tiempo y recursos, por lo que proceder a la revisión exhaustiva de todas ellas sería una tarea inabordable. Por lo tanto, se ha optado por aplicar técnicas de **Minería de Textos** (*text mining* en inglés) que permiten alcanzar los resultados propuestos a un coste asumible por el doctorando. La Minería de Textos se define como el proceso de obtener conocimiento de interés y patrones no evidentes de conocimiento a partir de bases de datos de texto (Tan, 1999), que generalmente es adquirido mediante el análisis de patrones y tendencias en los mismos, empleando técnicas estadísticas, aprendizaje estadístico y lingüística computacional.

Con objeto de determinar las especies más empleadas en el ámbito científico se ha decidido acudir al repositorio SCOPUS de Elsevier. SCOPUS es la mayor base de datos de resúmenes y citas, de literatura *peer-reviewed* y contenido web de calidad de ámbito científico, por lo que, aunque no indexa todas las publicaciones existentes

en la materia, las tendencias que arroja se pueden considerar representativas de todas las publicaciones en este campo.

Se han revisado todas las publicaciones devueltas por SCOPUS a la búsqueda “**phytoremediation AND heavy metals**”. Entre 1993 y octubre de 2016 la búsqueda devolvió un total de 3,310 publicaciones de los cuales un 79% son artículos de revistas indexadas, un 8% artículos de *review* y un 6% comunicaciones a congresos. El 7% restante se reparte entre libros, notas, editoriales, etc.

La Ilustración 42 muestra la evolución del número de publicaciones a lo largo de los años, donde se puede observar una tendencia positiva que indica un interés creciente en la temática dentro del mundo científico. El menor número de publicaciones para el año 2016 puede ser explicado debido a que la búsqueda fue actualizada con fecha de 30 de Octubre del mismo año, por lo que toma un periodo de conteo inferior a 1 año.



Ilustración 42: Número de referencias por año devueltas por SCOPUS a la consulta *phytoremediation AND heavy metals*

Posteriormente se procedió a analizar qué especies aparecen en mayor número de ocasiones. Cabe destacar que la determinación de estas especies no es una cuestión evidente ya que una misma especie puede presentarse en la literatura tanto en forma científica (es decir su voz latina) como vulgar, e incluso disponer de más de un nombre científico y/o vulgar.

Por lo tanto, se seleccionaron las 3310 referencias en SCOPUS y se le aplicó el comando “**Export**” que permite volcar a un fichero de texto información de las mismas. En este caso, se seleccionaron los conceptos **Título, Información sobre autores, Abstracts y keyword**. Después, toda la información contenida en el archivo

de texto se subió a la aplicación online **WriteWords** (<http://www.writewords.org.uk>) que permite obtener un conteo de la frecuencia con que aparece una palabra a lo largo de un documento. Posteriormente, ya de forma manual, se seleccionaron todos aquellos géneros de especies vegetales que aparecían en un mínimo de 50 ocasiones. A continuación, se revisó la lista y se procedió a eliminar aquellos géneros que pertenecían a especies acuáticas.

La Tabla 21 muestra los 20 primeros resultados obtenidos, mientras que la lista completa puede revisarse en el Anexo V.

Tabla 21: Géneros de especies fitorremedadoras de aparición más frecuente en fuentes científicas

Género	Nº apariciones
<i>Brassica</i>	613
<i>Populus</i>	414
<i>Salix</i>	345
<i>Zea</i>	313
<i>Arabidopsis</i>	272
<i>Medicago</i>	232
<i>Lolium</i>	222
<i>Helianthus</i>	222
<i>Typha</i>	200
<i>Nicotiana</i>	170
<i>Festuca</i>	143
<i>Triticum</i>	116
<i>Sorghum</i>	111

Género	Nº apariciones
<i>Vetiveria</i>	99
<i>Sedum</i>	97
<i>Trifolium</i>	90
<i>Panicum</i>	78
<i>Hordeum</i>	71
<i>Cynodon</i>	67
<i>Eucalyptus</i>	63

A continuación, con objeto de determinar qué especies fitorremediadoras de metales pesados son nombradas con mayor frecuencia, se empleó el paquete “**tidytext**” (Wickham and RStudio, 2017) para el lenguaje de programación estadístico R. Este paquete permite listar todos los pares de términos (n-gramas de 2 unidades) de un fichero y realizar un recuento de los mismos.

Se introdujo de nuevo el fichero que contenía todos los *abstracts* de SCOPUS y se listaron todos los n-gramas de 2 unidades. Posteriormente se separaron y se emplazó el primer término en una columna llamada género, y la segunda columna denominada especie. Seguido, se realiza un filtrado para eliminar de la lista las palabras vacías (**stopwords**) que es el término con que se conocen las palabras sin significado como artículos, pronombres, preposiciones, etc.

De la lista resultante se procede a filtrar de forma individualizada cada uno de los géneros obtenidos anteriormente. Finalmente, se obtiene una lista manejable para el doctorando que procede a realizar un último cribado manual para eliminar aquellos n-gramas que seguro no se corresponden con una especie vegetal tales como “*brassica accumulated*” o “*brassica ssp*”, obteniéndose de esa forma la lista de términos binomiales de las especies que aparecen nombradas en mayor número de ocasiones.

Sin embargo, dependiendo del estilo de redacción de cada autor, cabe la posibilidad de que una especie puede ser nombrada en el *abstract* de una publicación en más de una ocasión, lo que distorsionaría los resultados. Por lo tanto, se estableció como más representativo del interés de una especie el número de publicaciones en las que

aparece, por lo que en la lista de especies obtenida se realizaron nuevas búsquedas individualizadas para cada especie en SCOPUS. A tal efecto se empleó la sintaxis “**Phytoremediation AND metal AND Nombre científico OR Nombre vulgar**”. Notar que este último término se aplicó únicamente a aquellos casos en los que se identificó como habitual el empleo del nombre vulgar para una determinada planta.

Como resultado se obtiene un total de 1703 apariciones, y todas las especies analizadas se muestran en la Tabla 22. Cabe destacar que 17 especies constituyen el 80% de las apariciones, por lo que aplicando como criterio de corte el Principio de Pareto, se procede a realizar la BBDD con dichas especies.

Tabla 22: Especies fitorremediadoras que aparecen en un mayor número de ocasiones en la literatura científica

Espece	Nº referencias por especie	Frecuencia acumulada de apariciones
Brassica juncea	237	14%
Zea maize	171	24%
Helianthus annus	123	31%
Brassica napus	106	37%
Nicotiana tabacum	81	42%
Arabidopsis thaliana	70	46%
Lolium perenne	58	50%
Pteris vittata	57	53%
Medicago sativa	55	56%
Sedum alfredii	53	59%
Solanum nigrum	51	62%

Especie	Nº referencias por especie	Frecuencia acumulada de apariciones
Triticum aestivum	49	65%
Salix viminalis	48	68%
Brassica oleracea	42	73%
Vetiveria zizanioides	39	76%
Festuca arundinacea	37	78%
Lycopersicon esculentum-tomato	33	80%
Trifolium repens	32	82%
Sorghum bicolor	27	83%
Hordeum vulgare	26	85%
Ricinus communis	26	86%
Populus alba	25	88%
Raphanus sativus	25	89%
Populus nigra	22	90%
Arabidopsis halleri	22	92%
Jatropha curcas	19	93%

Especie	Nº referencias por especie	Frecuencia acumulada de apariciones
Sedum plumbizincicola	18	94%
Cannabis sativa	17	96%
Salix caprea	17	97%
Cynodon dactylon	16	98%
Lactuca sativa	16	99%
Boehmeria nivea	12	100%
Echinochloa colona	3	100%
Artemisia vulgaris	3	100%
Salix deltoides	1	100%

Por otro lado, cabe la posibilidad de que una especie pudiera suscitar gran interés durante el inicio de una línea de investigación y generar un gran número de publicaciones pero que, tras un análisis exhaustivo de sus propiedades, su uso se fuese descartando y por lo tanto se perdiese interés en la misma. Es por esta razón que la consideración del número de publicaciones en que aparece una especie debe ser complementada con un análisis de la perspectiva temporal de dichas apariciones que permita revelar este tipo de tendencias. De ese modo, las búsquedas anteriormente descritas se contabilizaron mediante la herramienta de SCOPUS “**Analyze search results**” que permite ver de forma anualizada el número de resultados de la búsqueda.

Para cada especie, se situó el número de referencias por año en un diagrama de dispersión y se determinó la pendiente de la recta de regresión para cada caso, estableciendo que una especie presenta un interés creciente cuanto mayor es dicha pendiente. Cabe destacar que para que dicha recta sea lo más representativa posible, se considera aquel periodo de tiempo desde que aparece la primera

referencia a la misma hasta el año 2015, de forma que se pueda apreciar el interés creciente o decreciente hacia la misma.

La Ilustración 43 muestra el análisis realizado para la especie *Medicago sativa* con el número de referencias en que aparece desde el año 1996, fecha de la primera mención, hasta el 2015 a modo de ejemplo, mientras que el análisis de todas las especies analizadas puede consultarse en el Anexo V.

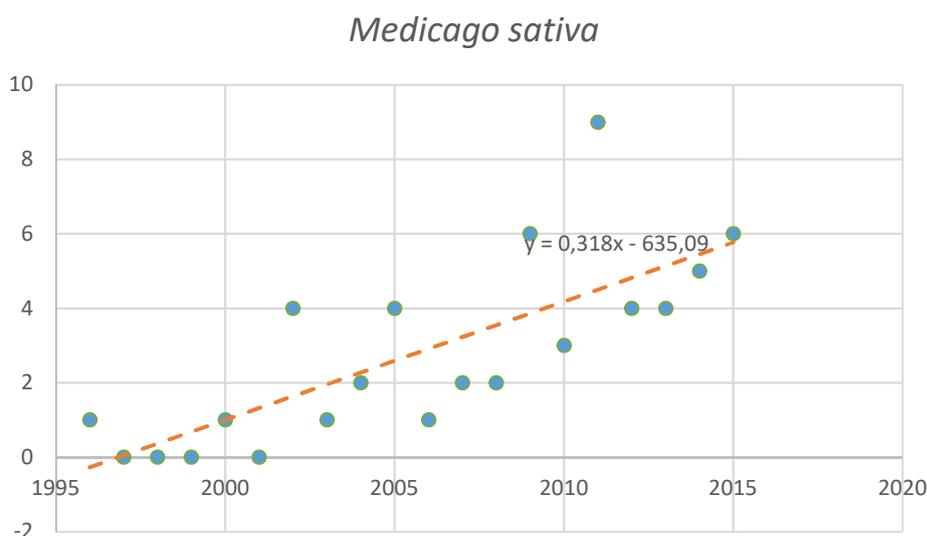


Ilustración 43: Recta de regresión indicando el interés creciente para la fitorremediación del *Medicago sativa*

La Tabla 23 muestra la pendiente para las especies analizadas.

Tabla 23: Pendientes de las rectas de regresión de la evolución de las especies más frecuentemente tratadas por la literatura científica

Especie	Pendiente
<i>Zea maize</i>	1,027
<i>Brassica juncea</i>	0,996
<i>Helianthus annuus</i>	0,713
<i>Brassica napus</i>	0,653

Especie	Pendiente
<i>Cynodon dactylon</i>	0,629
<i>Boehmeria nivea</i>	0,5143
<i>Jatropha curcas</i>	0,500
<i>Sedum plumbizincicola</i>	0,429
<i>Solanum nigrum</i>	0,402
<i>Lolium perenne</i>	0,341
<i>Sedum alfredii</i>	0,336
<i>Medicago sativa</i>	0,318
Pendiente media	0,310
<i>Sorghum bicolor</i>	0,296
<i>Populus nigra</i>	0,296
<i>Festuca arundinacea</i>	0,283
<i>Typha latifolia</i>	0,267
<i>Typha angustifolia</i>	0,267
<i>Arabidopsis thaliana</i>	0,233
<i>Nicotiana tabacum</i>	0,218
<i>Ricinus communis</i>	0,209
<i>Triticum aestivum</i>	0,177

Especie	Pendiente
<i>Populus alba</i>	0,127
<i>Lycopersicon esculentum-tomato</i>	0,120
<i>Salix viminalis</i>	0,107
<i>Trifolium repens</i>	0,079
<i>Salix caprea</i>	0,070
<i>Pteris vittata</i>	0,068
<i>Brassica oleracea</i>	0,068
<i>Lactuca sativa</i>	0,060
<i>Raphanus sativus</i>	0,050
<i>Cannabis sativa</i>	0,042
<i>Arabidopsis halleri</i>	0,027
<i>Vetiveria zizanioides</i>	0,011
<i>Artemisia vulgaris</i>	0,010
<i>Hordeum vulgare</i>	-0,008
<i>Echinochloa colona</i>	-0,025
<i>Salix deltoides</i>	-0,067

Se observa que algunas especies pueden ser descartadas al presentar pendientes negativas como es el caso de *Salix deltoides*, *Echinochloa colona* y *Hordeum vulgare*.

Por otro lado, 17 de ellas presentan una pendiente superior a la media de todo el conjunto, lo que demuestra que la comunidad científica tiene un interés creciente en las mismas. Esta cuestión es especialmente relevante para los casos del *Cynodon dactylon*, *Jatropha curcas*, *Boehmeria nivea* y *Sedum plumbizincicola*, cuyas altas pendientes indican que aun no estando dentro del criterio de corte del 80% del total de apariciones, deberían ser incluidas en PHYTOMETAL. Del mismo modo, y a pesar de no presentar pendientes tan altas como las anteriores, se estima oportuno incluir al *Sorgum bicolor* por presentar una pendiente por encima de la media y estar cerca del criterio de 33 apariciones (con 27).

Cada cultivo a su vez ha sido caracterizado como energético, para aquellas especies que aparecen reportadas en la bibliografía como susceptibles de ser empleadas para la generación de energía; hiperacumuladores, que incluye aquellas especies capaces de acumular algún metal en concentraciones superiores a 1000mg de metal por kg de masa seca de planta. Finalmente, se han categorizado como no hiperacumuladoras aquellas plantas que no presentan tasas de acumulación suficientes como para considerarlas hiperacumuladoras y que tampoco son habitualmente gestionadas para aprovechamiento energético.

Tabla 24: Clasificación de las especies más prometedoras

Especie	Tipo de cultivo
<i>Brassica juncea</i>	Energético/Hiperacumulador
<i>Zea maize</i>	Energético
<i>Helianthus annus</i>	Energético
<i>Brassica napus</i>	Energético
<i>Nicotiana tabacum</i>	Energético
<i>Arabidopsis thaliana</i>	Hiperacumulador
<i>Lolium perenne</i>	Energético
<i>Pteris vittata</i>	Hiperacumulador
<i>Medicago sativa</i>	No Hiperacumulador

Especie	Tipo de cultivo
<i>Sedum alfredii</i>	Hiperacumulador
<i>Solanum nigrum</i>	Energético
<i>Triticum aestivum</i>	Energético
<i>Salix viminalis</i>	Energético
<i>Brassica oleracea</i>	Energético/Hiperacumulador
<i>Vetiveria zizanioides</i>	Energético
<i>Festuca arundinacea</i>	No Hiperacumulador
<i>Cynodon dactylon</i>	No Hiperacumulador
<i>Jatropha curcas</i>	Hiperacumulador
<i>Sedum plumbizincicola</i>	Hiperacumulador
<i>Sorghum bicolor</i>	Energético

Como puede observarse en la Tabla 24, las plantas pertenecientes al grupo cultivos energéticos son las que más interés suscitan en detrimento de las plantas acumuladoras. La corriente de opinión predominante supedita la viabilidad económica de la fitorremediación a la obtención de retornos económicos a partir de la biomasa producida, por lo que el uso de cultivos energéticos que, por un lado extraen una significativa cantidad de metales debido a su alta producción de biomasa, y por otro proporcionan ingresos periódicos a través de la producción energética, constituyen los candidatos ideales para proyectos de fitoextracción (M. Mench et al., 2010).

Finalmente, merece mención especial el elevado número de referencias que la especies *Brassica juncea* y *B. oleracea* presentan, debido principalmente a que pueden ser incluida en ambos grupos, razón por la cual suscitan gran interés investigador.

Para finalizar este apartado, cabe mencionar que esta es una lista inicial que posteriormente puede ser completada con nuevas especies a medida que se vaya avanzando en la técnica. Así mismo, cabe la posibilidad de que alguna o algunas de estas especies interesantes no reporten su tasa de fitoextracción en el formato preciso para su inclusión en esta BBDD, cuyos criterios se explican en el siguiente apartado, por lo que tampoco puedan ser incluidas en la misma hasta que aparezca alguna publicación que proporcione los datos de la forma apropiada.

4.3.2. Estructura de la base de datos PHYTOMETAL

La BBDD está estructurada en 2 niveles. El nivel superior caracteriza la especie, mientras que el inferior define para cada especie, cada uno de los casos obtenidos en la bibliografía. La estructura de PHYTOMETAL se ilustra en la Ilustración 44:

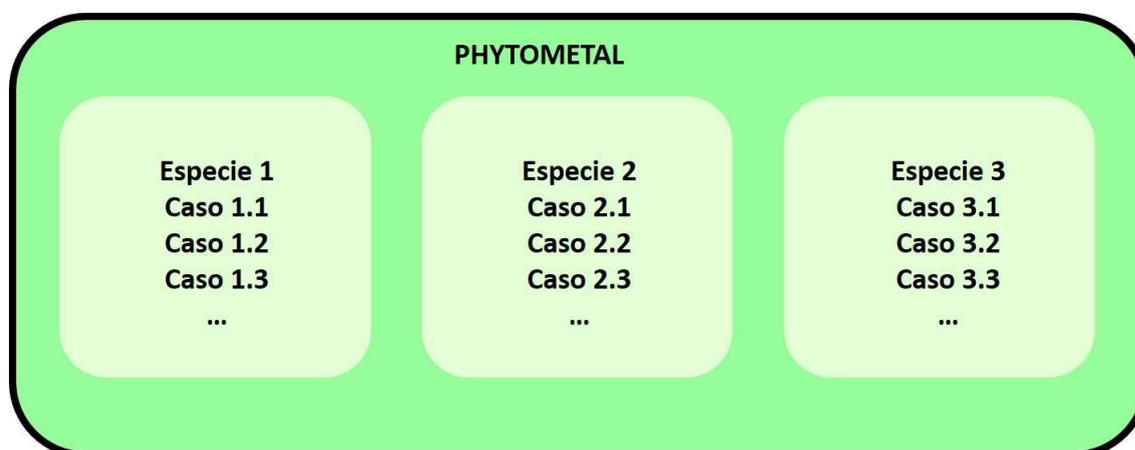


Ilustración 44: Estructura de PHYTOMETAL

4.3.2.1. Caracterización a nivel de especie

Con carácter general, cada especie viene caracterizada por los siguientes parámetros:

1. Nombre de especie
2. Profundidad radicular
3. Rangos de habitabilidad de la especie

Cabe mencionar que sería interesante proporcionar una estimación de la productividad en biomasa de la planta. Sin embargo, dicho valor varía de forma notable en función de las condiciones locales del suelo en remediación, por lo que se considera más conveniente que dicho dato sea obtenido por parte del analista para cada caso.

Los rangos de habitabilidad de la especie determinan en qué condiciones ésta puede desarrollarse adecuadamente y vienen determinados por la edafología y la climatología en la que se pretende implementar un cultivo.

4.3.2.1.1. Criterios edáficos: Clases agrológicas de la USDA
(www.edafologia.net)

Además del reconocido potencial remediador, toda especie viable debe presentar la capacidad de desarrollarse adecuadamente en el suelo en remediación, por lo que los requisitos edáficos de las especies candidatas deben acomodarse a las condiciones locales, o al menos éstas deben poder ser modificadas mediante prácticas agronómicas para poder alojarlos. Los caracteres edáficos se dividen en caracteres externos o superficiales y caracteres internos o propios del perfil (Terrón, 1992).

Los caracteres externos a tener en cuenta son:

- Orientación
- Pendiente
- Microrrelieve
- Rocosidad
- Cobertura superficial
- Escorrentía superficial
- Erosionabilidad aparente

Los caracteres internos o propios del perfil a tener en cuenta:

- Profundidad del perfil
- Drenaje interno
- Posición y oscilación del nivel freático
- Halomorfismo
- Actividad biológica y fertilidad del suelo

Sin embargo, estos datos no son de fácil adquisición y normalmente requieren mediciones empíricas que no son viables e incluso irrelevantes durante las etapas de planificación de los proyectos de remediación. Por lo tanto, es más conveniente emplear un sistema que permita definir de un modo sencillo y rápido, aunque a un nivel grosero de detalle, las condiciones en que la planta puede desarrollarse.

A tal efecto, se escoge el sistema de **Clases Agrológicas de la USDA**. Este sistema propuesto originalmente por Klingebiel y Montgomery (1961) evalúa de una forma sencilla la capacidad de un suelo para soportar un tipo u otro de sistema agroforestal, y está basado en las limitaciones que el suelo presenta debidas a sus características tanto intrínsecas (profundidad del suelo, textura/estructura, permeabilidad,

pedregosidad, rocosidad, salinidad, manejo del suelo, pendiente del terreno y grado de erosión), así como extrínsecas (temperatura y pluviometría). En función de las características anteriormente mencionadas se clasifica el suelo en estudio en 8 posibles clases en la cuales se establecen limitaciones en sus usos de acuerdo a la Tabla 25: Usos soportados por cada Clase Agrológica:

Tabla 25: Usos soportados por cada Clase Agrológica

Clase de suelo	Usos soportados
Clase I	Todos
Clase II	Todos
Clase III	Todos
Clase IV	Laboreo ocasional, pastos, bosques o reservas naturales
Clase V	Pastos, bosques o reservas naturales
Clase VI	Pastos, bosques o reservas naturales
Clase VII	Pastos, bosques o reservas naturales
Clase VIII	Únicamente reservas naturales

Por lo tanto, cada especie se caracteriza edáficamente consignando qué clases agrológicas de suelo se requerirían para su uso. Por ejemplo, un cultivo intensivo que requiere laboreos frecuentes únicamente soportará (y vendrá caracterizado por) las Clases I, II y III, mientras que uno forestal podría implantarse potencialmente en cualquiera de las 8 clases agrológicas, por lo que se caracterizaría por las Clases I, II, III, IV, V, VI, VII y VIII.

Una explicación más detallada de la definición de las diferentes clases agrológicas y de cómo asignar a las mismas un suelo concreto puede consultarse en el Anexo I.

4.3.2.1.2. Criterios climáticos: Índice de rusticidad de la USDA (USDA, 2012)

Para que una especie se pueda considerar candidata para un proyecto de fitorremediación debe ser también capaz de adaptarse a las condiciones

climatológicas imperantes en el suelo. Los parámetros climatológicos que determinan dicha viabilidad son (Terrón, 1992):

- Dirección, frecuencia e intensidad de los vientos dominantes
- Calendario de las primeras y últimas heladas que determinan el periodo medio libre de heladas en la zona
- Calendario y probabilidad de ocurrencia de heladas tardías primaverales
- Régimen pluviométrico: lluvias medias, distribución estacional de las lluvias y precipitación máxima en 24 horas
- Insolación y nubosidad
- Niveles de evapotranspiración potencial en la zona
- Presencia y probabilidad de ocurrencia de granizo

Al igual que en el apartado anterior, la utilización de todos estos parámetros es excesivamente compleja y poco práctica para su inclusión en un SAD de planificación. Por lo tanto, para determinar en qué condiciones climáticas se puede desarrollar una especie se emplea el **Índice de Rusticidad** desarrollado por la USEPA.

Este índice clasifica cada especie vegetal en función de su capacidad para soportar determinadas temperaturas mínimas. Los índices de rusticidad se calculan a partir de la media de los últimos 30 años de las temperaturas mínimas registradas de forma que, por ejemplo, una planta descrita como resistente hasta la zona 10 se estima que puede soportar una temperatura mínima aproximada de -1°C , mientras que una planta resistente hasta la zona 9 puede soportar una temperatura mínima aproximada de -7°C . La Ilustración 45 muestra la relación entre la zona de rusticidad y la temperatura mínima soportable:

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

Zona	Temp (C)
1a	-51.1 a -48.3
1b	-48.3 a -45.6
2a	-45.6 a -42.8
2b	-42.8 a -40
3a	-40 a 37.2
3b	-37.2 a -34.4
4a	-34.4 a -31.7
4b	-31.7 a -28.9
5a	-28.9 a -26.1
5b	-26.1 a -23.3
6a	-23.3 a -20.6
6b	-20.6 a -17.8
7a	-17.8 a -15
7b	-15 a -12.2
8a	-12.2 a -9.4
8b	-9.4 a -6.7
9a	-6.7 a -3.9
9b	-3.9 a -1.1
10a	-1.1 a 1.7
10b	1.7 a 4.4
11a	4.4 a 7.2
11b	7.2 a 10
12a	10 a 12.8
12b	12.8 a 15.6
13a	15.6 a 18.3
13b	18.3 a 21.1

Ilustración 45: Temperatura mínima soportable para cada zona de rusticidad (Fuente: USDA-modificada)

De este modo, PHYTOMETAL incluye para cada especie incluida el rango de rusticidad en que se considera que la planta puede desarrollarse adecuadamente.

4.3.2.2. Caracterización a nivel de caso tabulado

Con objeto de permitir la modelización temporal de la intervención utilizando la metodología propuesta en el Apartado 4.2, se deben proporcionar los siguientes parámetros:

1. Tasa de acumulación de metales en las partes cosechables de la planta. Las unidades a emplear serán mg metal/kg MS cosechable, por pertenecer al Sistema Internacional y ser la forma en que más habitualmente aparecen en la bibliografía.
2. Concentración del metal en el suelo para la que se reporta la tasa de acumulación. En este caso, las unidades a utilizar serán mg metal/kg SS por los motivos anteriormente mencionados.
3. Especificación de todo factor susceptible de modificar la tasa de acumulación que haya tenido lugar durante la experimentación del caso, tales como el uso de prácticas agronómicas específicas o el empleo de agentes potenciadores de la fitoextracción.
4. Caracterización edafológica y climática para las condiciones en las que el caso reportado haya tenido lugar. A tal efecto se emplean las clasificaciones USDA y Köppen expuestas en los apartados 4.2.1.2 y 4.2.1.3.

Para una misma especie, se considera que no todos los casos presentes en la bibliografía deben ser incluidos en la BBDD, por lo que para su inserción se han tomado los siguientes criterios adicionales:

1. Empleo en exclusiva de fuentes de información de reconocida solvencia científica.
2. Únicamente son incluidas aquellas referencias que muestran la información en un formato relevante e inequívoco para la valoración del SAD. Se limita a incluir únicamente aquellas referencias cuya tasa de fitoextracción viene correlacionada con su correspondiente concentración de metal en el suelo. También se descartan aquellas referencias que no muestran los datos en formato numérico, sino únicamente de forma gráfica y cuya lectura no puede ser precisa.
3. Se excluyen experimentaciones realizadas con cultivos hidropónicos por no ser representativas de los procesos de dinámica edáfica.
4. Se excluyen casos modificados genéticamente, dado que su utilización en condiciones reales está aún sujeta a numerosas restricciones legales.

4.3.2.3. Calidad de la información contenida en los casos tabulados

Aunque aún no ha sido posible establecer un patrón, tal y como ya se ha mencionado, numerosas referencias apoyan la existencia de una relación entre la concentración de un metal en el suelo y las tasas de acumulación en la planta. Dicha relación no siempre es manifiesta a la vista de los datos bibliográficos, lo que puede ser debido

a numerosas causas tales como la heterogeneidad de las condiciones en las que se realizan las experimentaciones o a simples errores de medición y/o transcripción de los resultados.

Por lo tanto, se hace necesario establecer criterios numéricos que permitan asegurar la fiabilidad de los datos contenidos en la BBDD. Para tal efecto, con objeto de identificar aquellos casos no fiables o *outlayers*, se calcula para cada caso presente en la BBDD el Factor de bioconcentración (expresado mediante la Ecuación 1).

Posteriormente, se calcula la desviación típica del conjunto de datos y se excluyen de la BBDD aquellos casos cuyos valores de BCF no se encuentren en el rango de $\pm 2\sigma$, donde σ representa la desviación típica de los datos.

4.4. DEFINICIÓN DE RADIOS DE BÚSQUEDA DE INSTALACIONES DE APROVECHAMIENTO PARA PROYECTOS DE FITORREMIACIÓN DE METALES PESADOS APOYADA EN BASES DE DATOS DE ACV

En el Capítulo 2 se definió el **sistema fitorremediador** como un concepto amplio que incluye todas las actividades encaminadas a la recuperación del suelo por medio de plantas hasta la gestión final de la biomasa. Por lo tanto, la correcta selección no debe buscar el cultivo óptimo, sino el sistema fitorremediador óptimo, entendiendo como tal a la 3-tupla cultivo-transporte de la biomasa-gestión.

Existe una distancia máxima entre la parcela en remediación y las instalaciones de aprovechamiento a partir de la cual los costos y los impactos ambientales hacen inviable el envío de la biomasa. Esta distancia máxima viene determinada principalmente por:

- Impactos ambientales y costes relativos al cultivo, mantenimiento y cosechado de las plantas.
- El consumo de combustible o cualquier otra forma de energía durante el transporte de la biomasa
- Daños ambientales y costes generados por el aprovechamiento de la biomasa

Tal y como estableció Vigil et al. (2015), la sostenibilidad de un proyecto de fitorremediación viene condicionada en mayor medida en que la biomasa generada pueda ser valorizada de algún modo. A la hora de evaluar el potencial de las distintas instalaciones de valorización de biomasa candidatas a ser incluidas en el proceso de decisión, es necesario asegurar que no se descartan precipitadamente aquellas que pudieran ser favorables. Sin embargo, evaluar las implicaciones económicas y ambientales de todas las instalaciones que están presentes dentro del marco geográfico del suelo en remediación no sería viable desde un punto de vista práctico, al precisar de la realización de un análisis detallado para cada una de ellas. Por lo tanto, se considera de gran utilidad contar como base de partida con la definición de aquellas distancias máximas para las que se considera que ya no puede ser rentable ambiental y/o económicamente enviar para su aprovechamiento la biomasa de fitorremediación. Tras una búsqueda exhaustiva en la bibliografía se ha detectado que dichas distancias no han sido definidas hasta la fecha por ningún autor, por lo que se ha decidido desarrollarlas como parte de esta tesis doctoral. Los costes económicos derivados de dicho traslado vienen determinados principalmente por:

- Amortización del vehículo empleado.
- El coste del combustible empleado.
- Los costes laborales del conductor o conductora del vehículo que transporta la biomasa.

En principio, los costes más influyentes serán estos dos últimos, a la vez que son los más variables dada la dependencia que tienen de las condiciones socioeconómicas, debidas a las diferencias salariales entre países diferentes; y coyunturales, dadas las grandes variaciones que se producen en el tiempo en el precio de los combustibles.

Por lo tanto, este estudio se limita a valorar la problemática desde una perspectiva exclusivamente ambiental, aplicable a cualquier marco geográfico.

A continuación, se describe el desarrollo de unos radios de búsqueda que permiten de forma apriorística definir, basándose en parámetros ambientales, las distancias máximas a partir de las cuales la valorización de la biomasa de fitorremediación deja de ser rentable ambientalmente con respecto a su alternativa más probable, que sería la disposición a vertedero. La definición de estos radios permite entonces realizar un pre-análisis de los posibles sistemas *Cultivo-Transporte-Gestión de la biomasa* con objeto de descartar aquellos que se encuentran más alejados de la distancia de referencia. A tal efecto se emplea la técnica ACV presentada en el Apartado 2.10 para cuatro sistemas que se consideran pueden ser representativos de una gran variedad de sistemas fitorremediadores.

4.4.1. Desarrollo metodológico

La metodología se ejemplifica a través de 4 sistemas representativos de las principales alternativas de aprovechamiento, coincidente con los sistemas mayoritarios de valorización de biomasa descritos en el Capítulo 2:

1. Cultivo de Maíz (*Zea mais*), que servirá como materia prima para la producción de bioetanol.
2. Cultivo de Colza (*Brassica napus* var. Oleífera), que se utilizará para la producción de biodiesel
3. Pasto (genérico), que será valorizado mediante la producción de biogás por digestión anaeróbica.
4. Pasto (genérico), que será compostado.

Aunque estos 4 sistemas no constituyen una lista exhaustiva de todas las 3-tuplas que podrían contemplarse, al ser posible emplear otros medios de transporte, tipos de cultivo o tecnologías de valorización, se considera que las distancias aquí definidas serán representativas de la mayoría de los casos que pudieran presentarse. Además, este desarrollo constituye en sí mismo una metodología que puede ser aplicada para ampliar sus resultados con otros sistemas de fitorremediación-transporte-aprovechamiento que se puedan aparecer en el futuro.

Dado que los proyectos de fitoextracción no permiten dejar la biomasa en la parcela, se establece que ésta es o bien aprovechada, o enviada al vertedero más cercano, por lo que la disposición en vertedero se toma como la referencia comparativa. Por un lado se consideró la utilización de un vertedero inerte (con características

ambientales similares a uno de residuos de demolición) al que se enviaría en aquellos casos en que la tasa de acumulación de metales no fuese muy alta. Por otro lado, se utilizó otro vertedero caracterizado como sanitario, que refleja las condiciones medioambientales de los vertederos de residuos sólidos urbanos, donde se enviaría la biomasa cuando la tasa de fitoextracción sea elevada y deba tener un tratamiento especial. Estas denominaciones de vertedero inerte y sanitario se corresponden con las utilizadas por la base de datos de Inventario de Ciclo de Vida (ICV) Ecoinvent (Doka, 2009).

Se considera que la biomasa va a ser transportada al centro de aprovechamiento mediante el uso de un camión de categoría 32-40 toneladas fabricado para cumplir la normativa de emisiones EURO IV. Se ha elegido este tamaño de camión ya que puede ser considerado como representativo de las condiciones de transporte de graneles en la Unión Europea dado que, aunque actualmente la mayoría de los camiones circulando en la Unión son EURO III (EEA, 2012). si se mantiene la tendencia de reemplazo de vehículos, es esperable que a corto plazo los EURO IV les superen en número.

Se calcula el impacto ambiental para cada escenario de aprovechamiento y de disposición en vertedero. Los escenarios de valorización en los que el impacto es inferior al de la disposición en vertedero se consideran medioambientalmente más favorables. Posteriormente, se evalúa el impacto ambiental del transporte y se busca la distancia a la que la ganancia ambiental de la valorización se anula, considerándose ésta como la distancia máxima viable. Para hacer representativo el estudio para todas las posibles situaciones, en lugar de considerar que el vertedero está en la parcela, dicha distancia se expresa como la diferencia de las distancias de la parcela a vertedero y de la parcela al centro de valorización.

4.4.1.1. Modelización

La modelización de las afecciones ambientales tanto del cultivo y cosecha de las plantas como de la conversión energética y la disposición a vertedero se basa en los resultados ofrecidos por la base de datos Ecoinvent v2.2. Se ha elegido utilizar Ecoinvent debido a que es la BBDD de uso más común y están aceptablemente actualizados. Esta base de datos ha sido ya utilizada en varios estudios similares (Suer y Andersson-Sköld 2011; Yue et al. 2014; Perimenis et al. 2011; Vigil et al. 2015). Otra ventaja de basarse en una única BBDD es que asegura que el inventario es consistente y que los procesos son comparables entre sí.

Tabla 26: Procesos Ecoinvent utilizados para el análisis del transporte

Método de gestión de biomasa	Procesos Ecoinvent utilizados
Producción bioetanol	Ethanol, 95% in H ₂ O, from corn, at distillery
Producción biodiesel	Rape methyl ester, at esterification plant
Producción biogas	Grass from meadow intensive IP, at field
	Biogas, from grass, digestion, at storage
	Methane, 96 vol-%, from biogas, at purification
Compostaje	Compost, at plant
Disposición en vertedero inerte	Disposal, inert material, 0% water, to sanitary landfill
Disposición en vertedero sanitario	Disposal, inert waste, 5% water, to inert material landfill

La valoración del impacto producido por cada aprovechamiento tiene en cuenta el impacto evitado de la producción del combustible al que sustituye. Para valorar dicha sustitución, se ha utilizado de nuevo la base Ecoinvent, y la equivalencia puede verse en la Tabla 27.

Tabla 27: Combustible evitado y factor de equivalencia para cada aprovechamiento analizado

Aprovechamiento	Combustible/producto evitado	Factor equivalencia	Proceso Ecoinvent utilizado
Bioetanol	Gasolina	1kg	Petrol, unleaded, at regional storage
		bioetanol/0,595 kg gasolina	
Biodiésel	Gasoil	1 kg	Diesel, low-sulphur, at regional storage
		biodiésel/0,869 kg gasoil	
Metano	Gas natural	1 Nm ³ metano/1	Natural gas, production mix, at service station
		1 Nm ³ gas natural	
Compost	Fertilizante mineral	1 kg	Urea, as N, at regional storehouse
		compost/0,0225 kg N	

Los procesos de Ecoinvent utilizados para la modelización de los cultivos y sus aprovechamientos fueron modificados reemplazando la caracterización del transporte de la base de datos, que considera unas condiciones medias para Suiza

o la Unión Europea. En su lugar, el transporte fue caracterizado para permitir valorar la influencia de las condiciones locales, reflejando el tipo de carretera utilizada, mediante la pendiente y la velocidad media del vehículo. El modelo realizado se detalla a continuación:

1. Para la modelización se establece el uso de un camión “Iveco Stralis” que lleva enganchado un semirremolque con barandas rebatibles de 42,12 m³ útiles de capacidad. Esta combinación ejemplo arroja un peso máximo autorizado a transportar de 15,75 toneladas. Si bien este peso es correcto para los casos de la colza y el grano de maíz, el peso del transporte de la hierba para biogás o compost debe ser minorado debido a su baja densidad aparente, 350 kg/m³, en cuyo caso el volumen es limitante y el peso máximo transportable es de 14 toneladas por viaje.
2. La evaluación de los impactos ambientales del transporte por camión se apoyará en el proceso de Ecoinvent “Transport, lorry>32t, EURO4” que refleja el medio de transporte elegido anteriormente. Por otro lado, con objeto de particularizar el impacto ambiental para diferentes tipos de carreteras y condiciones, este proceso es también modificado, reemplazando el consumo de combustible por kilómetro genérico, por los resultados que arroja un modelo de consumo de gasoil para un mapa de carreteras teórico que es descrito a continuación.
3. Con objeto de analizar cualquier situación posible de transporte de biomasa por carretera, se desarrolló un Modelo Digital del Terreno (MDT) teórico con un marco de 100 km, en el que se han simulado 45.000 nodos (puntos potenciales por los que pasará la red) de los cuales 100 son nodos de origen (lugares de producción y recogida de residuos) y 10 de destino (tratamiento de residuos) y se han creado aleatoriamente toda la red de arcos de posibles rutas entre éstos. Se establecieron como restricciones que las pendientes de los 1,426,732 arcos que unen todos los nodos estén entre -6% y +6% (límites impuestos por modelo de cálculo de consumo de combustible que se detalla más adelante en este apartado) y que representan una red de carreteras teóricas sobre las que se prueban las diferentes rutas. A tal efecto se utilizó la base de datos espacial PostGIS (PostGIS, 2015), que se trata de un software libre, con licencia GNU y GPL que permite convertir una base de datos PostgreSQL (nube de coordenadas de puntos creados de forma aleatoria de acuerdo a ciertas restricciones) en una base de datos espacial capaz de almacenar y trabajar de forma eficaz con datos espaciales. Dado el altísimo número de rutas a manejar, este modelo fue simplificado en un segundo paso tomando solamente las rutas óptimas en tiempo, consumo de combustible y distancia, resultando en un total de 2.000 casos de estudio. Esta simplificación permitió eliminar del análisis aquellas rutas excesivamente

largas que no serían representativas de las condiciones reales propias de una red de carreteras.

De ese modo, se han establecido 2 tipologías básicas de carreteras en función de la velocidad que un camión como el estudiado puede desarrollar:

- Carretera lenta, que representa condiciones rurales o urbanas, caracterizada por bajas velocidades (12 km/h) y todo tipo de pendientes.
- Carretera rápida, caracterizada por altas velocidades (hasta 86 km/h) y pendientes suaves.

Mediante la combinación de estas 2 tipologías fundamentales de carretera se ha procedido a caracterizar cualquier tipo de ruta.

4. Finalmente, se ha calculado el consumo de gasoil para cada una de las rutas optimizadas utilizando el modelo COPERT 4 modificado para TREMOVE e incluido en éste (TREMOVE, 2007). Este modelo basado en cálculos estadísticos proporciona para cada tipo de vehículo resultados de consumo por kilómetro en función de la velocidad, la pendiente y la carga.

4.4.1.2. Metodología de análisis de impacto de ciclo de vida

La evaluación ambiental se ha realizado empleando la metodología ReCiPe, considerada como la más idónea para la valoración de los impactos ambientales en proyectos de fitorremediación (Vigil et al., 2012).

4.4.1.3. Unidad funcional

Debido a las diferencias en rendimiento de biomasa por hectárea de los 3 cultivos planteados, con objeto de establecer un marco comparable para todos los cultivos y aprovechamientos, se toma como unidad funcional un viaje de camión al 100% de capacidad, independientemente de la superficie remediada para alcanzar dicha producción. El viaje de ida lleva implícito el retorno del camión vacío. Para su modelización se consideran los consumos que arroja el modelo para una carga del 50% dado que el modelo TREMOVE no considera la posibilidad de emplear un camión vacío.

4.4.1.4. Simulación de consumos de combustible en el MDT

Se han realizado dos simulaciones de consumo coincidiendo con los dos tipos de carreteras: Vías lentas y vías rápidas.

Para el análisis de cada tipo de vía se han tomado 2.000 casos, dando como resultados los valores mostrados en Tabla 28 en gramos de gasoil por kilómetro:

Tabla 28: Resultados de consumo de combustible

% Carga	Vía Lenta		Vía rápida	
	Media consumo (gr/km)	Desviación estándar (gr/km)	Media consumo (gr/km)	Desviación estándar (gr/km)
50%	558	60	275	86
100%	676	86	346	121

4.4.1.5. Impactos ambientales excluyendo el transporte

Por otro lado, aplicando la metodología ReCiPe se obtienen para cada unidad funcional (1 viaje de camión a carga completa) los siguientes resultados excluyendo el transporte (Tabla 29):

Tabla 29: Resultados de Impacto ambiental excluyendo el transporte de biomasa (ReCiPe H,A)

	Aprovechamiento	Vertedero inerte	Diferencia inerte	Vertedero sanitario	Diferencia sanitario
Biodiésel	3.613	3627	14	3681	68
Biogás	396	712	317	766	371
Bioetanol	664	1071	407	1124	460
Compost	618	712	95	766	149

Posteriormente, basándose en dicha diferencia, tanto respecto al vertedero inerte como respecto al sanitario, se ha calculado para cada tipo de carretera la distancia a la que se podría enviar la biomasa hasta anular los impactos ambientales ahorrados debido al aprovechamiento.

4.4.2. Análisis de distancia para la producción de Biodiésel

A continuación, la Tabla 30 muestra los km máximos a los que puede ser enviada la biomasa de fitorremediación cuando la alternativa es la disposición en un vertedero inerte.

Tabla 30: Distancias máximas ambientalmente viables para el envío de la biomasa para el aprovechamiento como biodiésel comparado con la disposición en vertedero inerte

% vía lenta	% vía rápida	Km con media de consumo	Km con media de consumo+ σ	Km con media de consumo- σ
100	0	32	30	35
90	10	34	31	37
80	20	35	32	39
70	30	37	33	41
60	40	38	34	44
50	50	40	35	46
40	60	41	37	48
30	70	43	38	50
20	80	44	39	52
10	90	46	40	54
0	100	47	41	56

Como puede verse en la Tabla 30, de disponerse de un vertedero inerte, en ningún caso compensa el envío de la biomasa para la producción de biodiesel si la

instalación de aprovechamiento se encuentra a más de 47 km (considerando consumos medios), 56 km si se considera que el camión ha realizado el viaje optimizando el consumo de combustible.

En caso de disponerse de un vertedero sanitario para la disposición de la biomasa, dichas distancias se incrementan ya que comportan mayores impactos ambientales al precisar los residuos dispuestos más tratamientos, tal y como muestra la Tabla 31:

Tabla 31: Distancias máximas ambientalmente viables para el envío de la biomasa para el aprovechamiento como biodiésel comparado con la disposición en vertedero sanitario

% vía lenta	% vía rápida	Km con media de consumo	Km con media de consumo+ σ	Km con media de consumo- σ
100	0	157	145	170
90	10	164	151	180
80	20	171	156	190
70	30	179	161	201
60	40	186	166	211
50	50	193	172	221
40	60	200	177	232
30	70	208	182	242
20	80	215	187	252
10	90	222	193	263
0	100	230	198	273

4.4.3. Análisis de distancia para la producción de Bioetanol

Como puede verse en la Tabla 32, la distancia máxima a la que puede transportarse el grano de maíz a un centro de aprovechamiento respecto a un vertedero de residuos inertes sin que el balance ambiental torne a desfavorable es de 1.386 km en caso de utilizar exclusivamente vías rápidas y con pendientes muy suaves, y de 945 km en caso de utilizar vías lentas con pendientes más pronunciadas (valores de consumos medios).

Tabla 32: Distancias máximas ambientalmente viables para el envío de la biomasa para el aprovechamiento como bioetanol comparado con la disposición en vertedero inerte

% vía lenta	% vía rápida	Km con media de consumo	Km con media de consumo+ σ	Km con media de consumo- σ
100	0	945	878	1024
90	10	989	909	1086
80	20	1033	941	1149
70	30	1077	973	1211
60	40	1121	1005	1274
50	50	1165	1036	1336
40	60	1209	1068	1399
30	70	1253	1100	1461
20	80	1297	1132	1523
10	90	1341	1163	1586
0	100	1386	1195	1648

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

En caso de tener que realizar la disposición en un vertedero caracterizado como sanitario dichas distancias aumentan, tal y como era esperable, con máximos que rondan los 1.550 km, mínimos sobre 1.050 km y una media de aproximadamente 1.300 km (Tabla 33).

Tabla 33: Distancias máximas ambientalmente viables para el envío de la biomasa para el aprovechamiento como bioetanol comparado con la disposición en vertedero sanitario

% vía lenta	% vía rápida	Km con media de consumo	Km con media de consumo+ σ	Km con media de consumo- σ
100	0	1069	993	1158
90	10	1119	1029	1229
80	20	1169	1065	1299
70	30	1218	1100	1370
60	40	1268	1136	1441
50	50	1318	1172	1511
40	60	1368	1208	1582
30	70	1418	1244	1652
20	80	1467	1280	1723
10	90	1517	1316	1794
0	100	1567	1352	1864

4.4.4. Análisis de distancia para la producción de Biogás

Para el caso del biogás, debido a que el balance medioambiental de su producción es menos favorable que el del bioetanol, las distancias que hacen tornar en desfavorable el aprovechamiento comparado con su envío a vertedero son inferiores.

Para el caso de que la disposición alternativa se realizase en un vertedero inerte, como muestra la Tabla 34 las distancias máximas rondan los 1150 km, mientras que las mínimas se reducirían a los 788 km.

Tabla 34: Distancias máximas ambientalmente viables para el envío de la biomasa para el aprovechamiento como biogás comparado con la disposición en vertedero inerte

% vía lenta	% vía rápida	Km con media de consumo	Km con media de consumo+ σ	Km con media de consumo- σ
100	0	788	732	854
90	10	825	758	906
80	20	862	785	958
70	30	899	812	1.011
60	40	936	838	1.063
50	50	973	865	1.116
40	60	1.010	892	1.168
30	70	1.047	918	1.220
20	80	1.084	945	1.273
10	90	1.120	971	1.325

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

0	100	1.157	998	1.377
---	-----	-------	-----	-------

Del mismo modo, si alternativamente la disposición se realizase en un vertedero sanitario, dichas distancias aumentan tal y como sucedía para el bioetanol, permitiendo distancias entre los 922 y los 1.354 km (Tabla 35)

Tabla 35: Distancias máximas ambientalmente viables para el envío de la biomasa para el aprovechamiento como biogás comparado con la disposición en vertedero sanitario

% vía lenta	% vía rápida	Km con media de consumo	Km con media de consumo+ σ	Km con media de consumo- σ
100	0	922	856	999
90	10	965	887	1.060
80	20	1.009	919	1.121
70	30	1.052	950	1.183
60	40	1.095	981	1.244
50	50	1.138	1.012	1.305
40	60	1.181	1.043	1.367
30	70	1.225	1.074	1.428
20	80	1.268	1.106	1.489
10	90	1.311	1.137	1.550
0	100	1.354	1.168	1.612

4.4.5. Análisis de distancia para la producción de Compost

La ganancia ambiental de la producción de compost es más limitada que en los dos casos anteriores. Tal y como muestra la Tabla 36 en caso de disponer de un vertedero inerte como alternativa, las distancias máximas se encuentran entre 235 y 345 km.

Tabla 36: Distancias máximas ambientalmente viables para el envío de la biomasa para el aprovechamiento como compost comparado con la disposición en vertedero inerte

% vía lenta	% vía rápida	Km con media de consumo	Km con media de consumo+ σ	Km con media de consumo- σ
100	0	235	219	255
90	10	247	227	271
80	20	258	235	286
70	30	269	243	302
60	40	280	250	318
50	50	291	258	333
40	60	302	266	349
30	70	313	274	365
20	80	324	282	380
10	90	335	290	396
0	100	346	298	412

Si en cambio, la alternativa es la disposición en un vertedero sanitario las distancias se incrementan hasta un máximo de 543 km en vía rápida (Tabla 37).

Tabla 37: Distancias máximas ambientalmente viables para el envío de la biomasa para el aprovechamiento como compost comparado con la disposición en vertedero sanitario

% vía lenta	% vía rápida	Km con media de consumo	Km con media de consumo+ σ	Km con media de consumo- σ
100	0	370	343	400
90	10	387	356	425
80	20	404	368	449
70	30	421	381	474
60	40	439	393	499
50	50	456	406	523
40	60	473	418	548
30	70	491	431	572
20	80	508	443	597
10	90	525	456	621
0	100	543	468	646

4.4.6. Resumen gráfico de los resultados

Finalmente, a modo de resumen se muestra en la Ilustración 46 e Ilustración 47 dos diagramas sintéticos para cada vertedero de referencia que permite rápidamente consultar la distancia máxima a la que puede enviarse la biomasa rica en metales para su aprovechamiento:

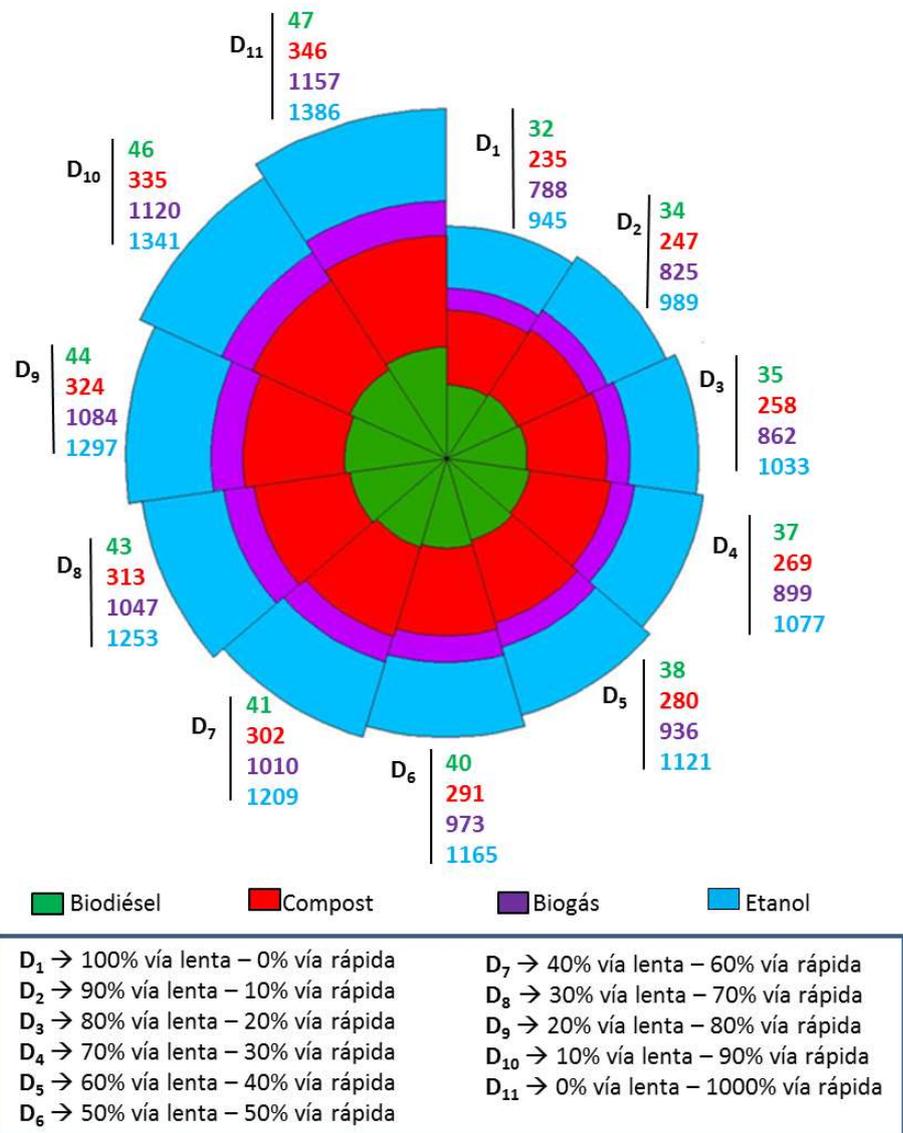


Ilustración 46: Representación gráfica de los radios de búsqueda de instalaciones de valorización respecto a disposición en vertedero inerte

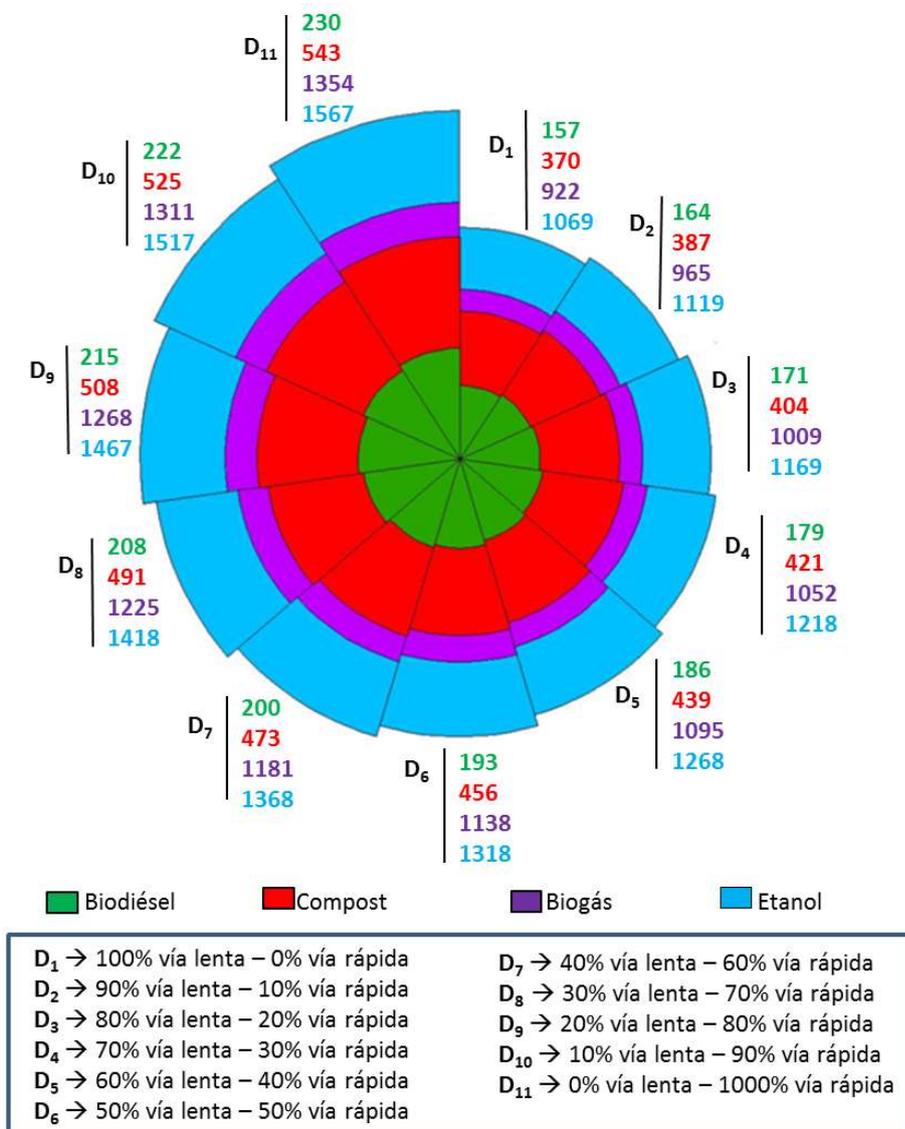


Ilustración 47: Representación gráfica de los radios de búsqueda de instalaciones de valorización respecto a disposición en vertedero sanitario

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

5 VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

5.1 INTRODUCCIÓN

Este Capítulo se dedica a la aplicación del SAD propuesto en el Capítulo 3 para un caso real en el Principado de Asturias y muestra la utilización de las herramientas desarrolladas en el Capítulo 4.

5.2 DESCRIPCIÓN DE LA PARCELA EN REMEDIACIÓN

El análisis se realiza en un emplazamiento situado en Asturias, en el norte de España, en un área industrial con actividad desde hace más de 60 años (Ilustración 48).



Ilustración 48: Contexto geográfico de la parcela en remedición. Fuente www.zonu.com (modificado)

La parcela candidata se encuentra dentro de un gran complejo industrial y tiene una extensión de aproximadamente 150 m². Esta pequeña parcela pretende servir como experiencia piloto para estudiar la viabilidad del empleo de la técnica de fitorremediación con vistas a su aplicación de forma masiva en el futuro, una vez termine la vida útil de la industria en un plazo indeterminado de varias décadas y se haga preciso remediar vastas extensiones de suelo empleando técnicas sostenibles y de bajo coste.

La calificación actual del suelo es para uso industrial y al encontrarse inmerso en un parque industrial no se espera que vaya a utilizarse mientras permanezca dicha actividad. Aunque se encuentra en las inmediaciones de la ciudad de Avilés, los actuales terrenos industriales se localizan en la margen contraria de la ría, fuera de la dirección lógica de expansión urbana, por lo que se prevé que el uso futuro del terreno será agrícola o forestal.

La parcela en estudio se localiza en una zona costera del Principado de Asturias, donde predomina un clima marítimo templado, caracterizado por tener inviernos y veranos suaves, con alta humedad y precipitaciones abundantes repartidas a lo largo de la mayor parte del año.

A continuación, la Tabla 38 muestra resumidos los valores medios de las variables climáticas de la zona. Los datos están tomados de la estación del Aeropuerto de Asturias para el periodo 1981-2010, obtenidos a través de la página web de la Agencia Estatal de Meteorología que pueden tomarse como representativos para la parcela en remediación:

Tabla 38: valores medios de las variables climáticas obtenidas en la estación meteorológica de El Aeropuerto de Asturias

Temperatura media anual	13,5°C
Temperatura media de máximas	17,1°C
Temperatura media de mínimas	9,9°C
Temperatura máxima absoluta	31,5°C (agosto)
Temperatura mínima absoluta	-4,0°C (enero)
Horas de sol	1.670
Precipitación media anual	1.062 mm
Duración media del período seco	1 a 3 meses
Precipitación meses de invierno (diciembre, enero y febrero)	29%
Precipitación meses de primavera (marzo, abril y mayo)	24%
Precipitación meses de verano (junio, julio y agosto)	16%
Precipitación meses de otoño (septiembre, octubre y noviembre)	30%

Entre 2008 y 2010 tuvo lugar una importante iniciativa de gestión medioambiental y se analizó la presencia de metales pesados en el emplazamiento. La Tabla 39

muestra las concentraciones de los principales metales pesados en el suelo (datos no publicados), y se compara con las concentraciones máximas permitidas para la producción de alimentos y para uso industrial en el Principado de Asturias (BOPA, 2014). La Tabla 39 indica que el único elemento que supera los límites regionales es el plomo, con una concentración que dobla el valor de referencia para permitir usos agrícolas o forestales. Es importante destacar que ningún valor supera los Niveles Genéricos de Referencia del Principado de Asturias para suelos de uso industrial, por lo que legalmente la parcela no está contaminada.

Tabla 39: Concentraciones de metales en el suelo comparados con los NGR del Principado de Asturias

Metal	Concentración en el suelo (mg/kg SS*)	Valores NGR que permitan la producción de alimento (mg/kg SS*)	NGR industrial
Cd	0,88	2	200
Co	6,13	25	300
Cu	34,24	55	4.000
Ni	7,7	65	6.500
Pb	153,33	70	800
Zn	231,01	455	10.000

– *SS: Suelo seco

La parcela en remediación consiste en una superficie más o menos llana y sin afloramientos rocosos. La textura del suelo es franca, y su porcentaje en arena, limo y arcilla, datos de densidad y pH se muestran en la Tabla 40:

Tabla 40: Parámetros físicos del suelo

	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Densidad (kg/m ³)	pH
Suelo franco	23-52	28-50	7-27	1.200	6

5.3 VALIDACIÓN DEL SISTEMA DE AYUDA A LA DECISIÓN

ETAPA 1: CONSIDERACIONES PREVIAS

E1.1 VIABILIDAD DE LA TÉCNICA DE FITORREMEDIACIÓN PARA EL TRATAMIENTO DE LA PARCELA EN ESTUDIO

A continuación, se procede a recorrer el diagrama de flujo propuesto en la Ilustración 26 del Capítulo 3. Las características de la parcela se resumen a continuación:

- No requiere uso inmediato.
- No está urbanizada en modo alguno.
- El único metal problemático es el plomo, cuya concentración en el suelo únicamente supera el Nivel Genérico de Referencia para “otros usos”, por lo que se espera que pueda ser fitorremediada.
- El plomo presente en el suelo es originado por emisiones difusas de chimeneas por lo que se limita al nivel más superficial del suelo.
- Se espera poder valorizar la biomasa de algún modo y, en caso contrario se localizan 2 vertederos cercanos donde podría ser dispuesta.

Tal y como puede verse en la Ilustración 49, la parcela cumple los requisitos iniciales para ser candidata para la recuperación a través del uso de fitotecnologías por lo que se continua a la siguiente fase de esta etapa.

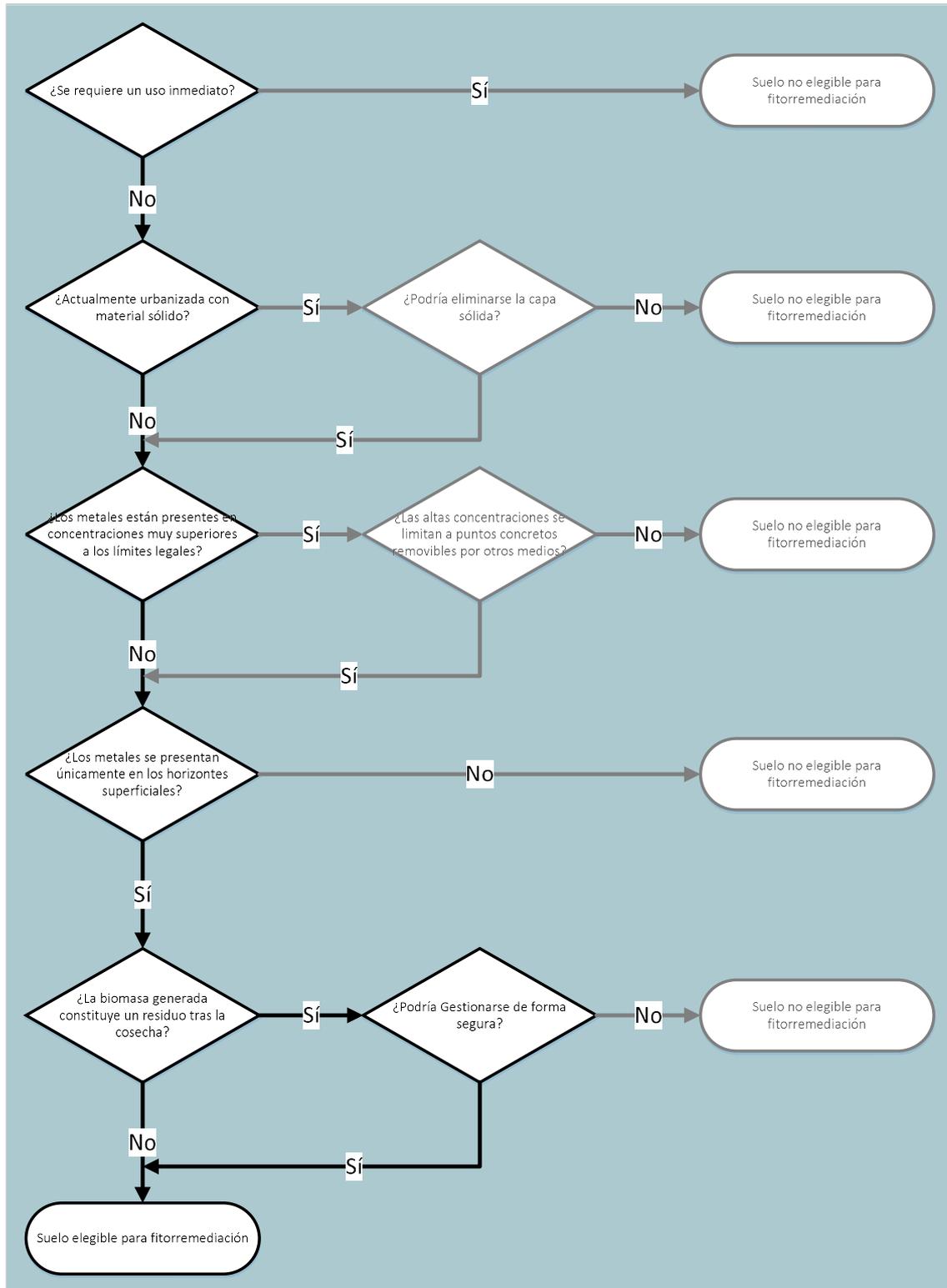


Ilustración 49: Diagrama de flujo de viabilidad de la fitorremediación

E1.2 DEFINICIÓN DEL PROBLEMA Y DE LOS OBJETIVOS GENERALES DEL PROYECTO

Al tratarse de una parcela piloto, el principal objetivo de la remediación es el análisis de la viabilidad del uso de la fitorremediación para la futura recuperación de los terrenos.

Los *stakeholders* más relevantes para este proyecto han sido identificados y se muestran a continuación:

- La propiedad (empresa adyacente)
- Administraciones locales afectadas por este proyecto y por la remediación tras el desmantelamiento, que están representados por los ayuntamientos de:
 - Avilés
 - Corvera
 - Gozón
 - Carreño
- Habitantes de viviendas cercanas

Los *stakeholders* identificados son cualificados a través de la **matriz impacto/influencia** con el siguiente resultado:

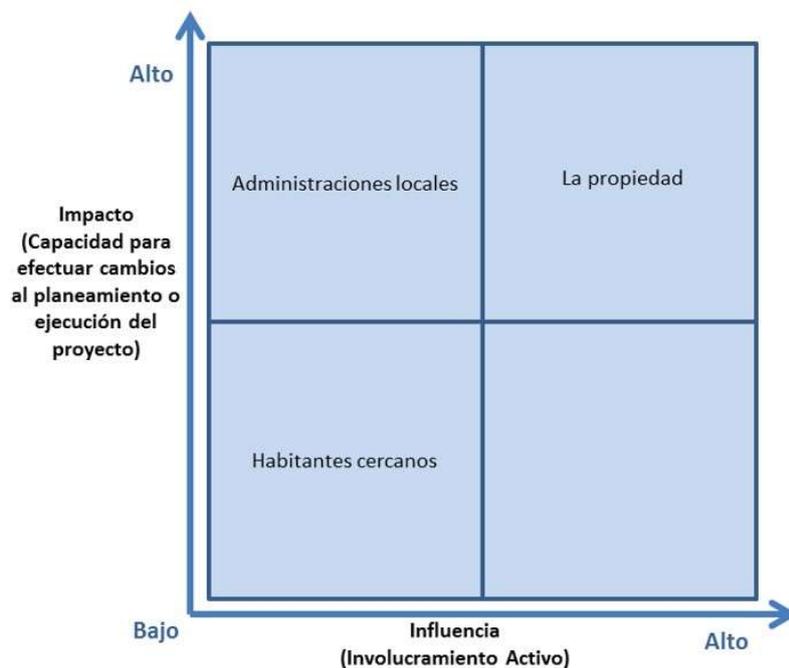


Ilustración 50: Matriz impacto/influencia para el caso de aplicación

Por lo tanto, se decide prestar especial atención tanto a la propiedad como a las administraciones locales, que son convocadas para la definición de los objetivos generales del proyecto.

Dado que aún no está previsto el desmantelamiento del complejo industrial, cuya actividad se espera que continúe durante décadas, se considera que no es determinante el establecimiento de plazos máximos de recuperación, si bien se acuerda que sean considerados para la decisión final. Por lo tanto, ambas orientaciones de fitorremediación y fitoatenuación son consideradas.

Si bien la propiedad no establece ningún requisito o restricción, ésta tiene interés en el empleo de cultivos energéticos que, o bien sean susceptibles de ser empleados como fuente de energía para sus procesos, o que sufraguen o minimicen los costes derivados de la remediación mediante su valorización por otros medios.

Las administraciones locales tampoco establecen ningún requisito, si bien han expresado su interés de que los valores ambientales y paisajísticos de sus concejos no se vean afectados de forma negativa, así como que no se vean perjudicados los vecinos y negocios cercanos. De cara a la implantación masiva de cultivos fitorremediadores en el futuro, se prefiere el empleo de especies conocidas que no entrañen riesgos de carácter biológico para los cultivos y áreas forestales cercanas.

En resumen, se establecen las siguientes condiciones iniciales para el proyecto:

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

- Perspectiva: Fitoatenuación o fitorremediación
- Metal a remediar: Plomo, cuya concentración inicial es 153,33 mg Pb/kg SS
- Concentración objetivo: 70 mg Pb/kg SS

ETAPA 2: BÚSQUEDA DE FITOTECNOLOGÍAS VIABLES

E2.1. COMPILACIÓN DE LA LISTA PRELIMINAR DE ESPECIES CANDIDATAS

Se consultó la base de datos PHYTOMETAL y las especies presentes en la misma con capacidad para remediar el Pb fueron añadidas a la lista preliminar.

De ese modo, la lista preliminar incluye las siguientes especies:

- *Brassica juncea*
- *Brassica napus*
- *Helianthus annuus*
- *Zea mays*
- *Nicotiana tabacum*
- *Triticum aestivum*
- *Thlaspi caerulescens*
- *Sedum alfredii*
- *Vetiveria zizanioides*
- *Solanum nigrum*
- *Salix viminalis*

Se decidió añadir a la lista 2 especies que no estaban incluidas en PHYTOMETAL, *Brassica rapa* y *Melilotus officinalis* ya que junto con la campaña de análisis de suelo que tuvo lugar en la parcela, se testó su capacidad fitorremediadora obteniéndose resultados favorables.

E2.2. CRIBADOS DE LISTAS DE PLANTAS

E2.2.1 Cribado por requisitos del proyecto

La lista preliminar incluye varias especies cuya productividad en biomasa es limitada, y fueron incluidas dado el interés que despertaron en la comunidad científica por su carácter hiperacumulador. Sin embargo, la propiedad ha manifestado su interés de testar cultivos susceptibles de ser valorizados de forma energética. Por lo tanto, las siguientes especies son eliminadas de la lista de potenciales candidatas:

- *Thlaspi caerulescens*
- *Sedum alfredii*
- *Vetiveria zizanioides*
- *Solanum nigrum*

De la lista también se decide descartar el *Salix viminalis* dado que su sistema radicular alcanza mayor profundidad que la capa donde se encuentra el metal objetivo. Además, el desconocimiento que se tiene en la actualidad de la capacidad fitorremediadora de las arbóreas en términos prácticos previene de su utilización por el momento, tal y como se expuso en el Capítulo 2.

Por otro lado, la *Brassica juncea* no es un cultivo habitual en la cornisa cantábrica por lo que se decidió eliminarla de la lista de especies candidatas, ya que su establecimiento exigiría de varias campañas de estudio con objeto de conocer sus caracteres culturales óptimos, cuestión que queda fuera del objeto de este proyecto.

Por lo tanto, la lista de candidatas queda reducida a la siguiente:

- *Helianthus annuus*
- *Brassica napus*
- *Zea mays*
- *Nicotiana tabacum*
- *Triticum aestivum*
- *Melilotus officinalis*
- *Brassica rapa*

E2.2.2 Cribado por viabilidad legal

El suelo en estudio se encuentra en un área industrial y recibe la misma calificación, lo que legalmente le permite admitir cualquier tipo de plantación.

Por otro lado, se cruzó la lista preliminar de especies con el *Catálogo de Plantas Alóctonas Invasoras en el Principado de Asturias* (González Costales, 2007), encontrándose que ninguna de las especies presentes está catalogada como *plantas alóctonas presentes en el Principado de Asturias que muestran un comportamiento invasor manifiesto*.

E2.2.3 Cribado por viabilidad fisiológica

En este paso se procede a descartar aquellas especies cuyo crecimiento y desarrollo se espera que no sea adecuado para el caso de aplicación.

E2.2.3.1. Criterios edáficos

Se consultó la Clase Agrológica correspondiente a la parcela en remediación en la *Cartografía digital de clases Agrológicas y de Orientación de Usos Agrarios Generales Sostenibles en el Principado de Asturias* a escala 1:50.000. Esta información se puede consultar desde el “Visor de Mapas” del *Geoportal del Sistema de Información Territorial del Principado de Asturias (SITPA) e Infraestructura de Datos Espaciales de Asturias (IDEAS)*. Como resultado se obtuvo que la parcela

pertenece a la **Clase II (subclase s)** por lo que puede soportar cualquier tipo de cultivo.

E2.2.3.2. Criterios climáticos

A la vista de los datos de la Tabla 38 se determina que el Índice de Rusticidad de la parcela presenta un valor de 10b correspondiente con una media de temperatura mínima absoluta de -4°C.

La Tabla 41 muestra los índices de rusticidad reportados para cada especie presente en la lista preliminar, y la categorización como adecuada o no adecuada para la parcela en estudio:

Tabla 41: Índices de Rusticidad para especies consideradas en la lista preliminar (ND: No Datos encontrados)

Especie	Índice de Rusticidad	Referencia	Valoración
<i>Helianthus annuus</i>	6-9	(PFAF, 2016)	Adecuada
<i>Nicotiana tabacum</i>	7-10	(PFAF, 2016)	Adecuada
<i>Triticum aestivum</i>	6-7	(SARE, 2016)	Adecuada
<i>Zea mays</i>	8-11	(PFAF, 2016)	Adecuada
<i>Melilotus officinalis</i>	3-8	(American meadows, 2016)	Adecuada
<i>Brassica rapa</i>	7	(USDA, 2016)	Adecuada
<i>Brassica napus</i>	6-9	(PFAF, 2016)	Adecuada

Todas las especies de la lista son adecuadas a partir de su índice de rusticidad.

Sin embargo, al contrastarse los caracteres culturales de las especies de la lista con las características edafoclimáticas de la parcela se encuentra que las siguientes especies requieren suelos muy bien drenados para su adecuado desarrollo, incompatible con las características climáticas imperantes en la parcela, por lo que son excluidas de la lista:

- *Helianthus annuus*
- *Nicotiana tabacum*
- *Triticum aestivum*
- *Brassica napus*

Por lo tanto, la lista de especies candidatas para pasar a la Etapa 3 se reduce a las 3 siguientes:

- *Zea mays*
- *Melilotus officinalis*
- *Brassica rapa*

E2.2.4 Cribado por velocidad de fitorremediación

Los objetivos generales del proyecto no exigen que la intervención tenga una perspectiva fitorremediadora, por lo que en este punto este paso podría ser evitado. Sin embargo, tal y como se especifica en los mismos, el conocimiento de los plazos de remediación sería conveniente que fuese conocido con objeto de introducir esta variable en la selección final por parte del equipo del proyecto.

Por lo tanto, se procede a continuación a aplicar el modelo recursivo de modelización de plazos de remediación propuesto en el capítulo anterior.

E2.2.4.1 *Zea mays*

E2.2.4.1.1. *Determinación de las tasas de acumulación*

Se procedió a realizar una consulta de la base de datos PHYTOMETAL con objeto de extraer las tasas de acumulación reportadas en la bibliografía y que se encuentran en un formato admisible por parte del algoritmo recurrente de predicción de evolución del metal en el suelo.

Para esta especie se encontraron las siguientes referencias:

Tabla 42: Casos tabulados para el Pb en PHYTOMETAL para Zea mays

Código	Referencia	Tratamiento	[Pb] suelo (mg Pb/kg SS*)	[Pb] planta (mg Pb/kg MS** planta)	Clima	Suelo
ZMa1	(Suthar et al., 2014)	Ninguno	126	6,4	Bsh	Franco arenoso
ZMa2	(Suthar et al., 2014)	Ninguno	270	6,5	Bwh	Franco arcillosoarenoso
ZMa3	(Suthar et al., 2014)	EDTA	126	8,1	Bsh	Franco arenoso
ZMa4	(Suthar et al., 2014)	EDTA	126	8,9	Bsh	Franco arenoso
ZMa5	(Suthar et al., 2014)	EDTA	126	10,8	Bsh	Franco arenoso
ZMa6	(Suthar et al., 2014)	EDTA	270	9,1	Bwh	Franco arcillosoarenoso
ZMa7	(Suthar et al., 2014)	EDTA	270	13,4	Bwh	Franco arcillosoarenoso
ZMa8	(Suthar et al., 2014)	EDTA	270	26,5	Bwh	Franco arcillosoarenoso
ZMb1	(Usman and Mohamed, 2009)	Ninguno	115	7,89	Bwh	Franco arenoso
ZMb2	(Usman and	EDTA	115	48,42	Bwh	Franco arenoso

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

Código	Referencia	Tratamiento	[Pb] suelo (mg Pb/kg SS*)	[Pb] planta (mg Pb/kg MS** planta)	Clima	Suelo
	Mohamed, 2009)					
ZMc1	(Murakami and Ae, 2009)	Ninguno	131,4	16,5	Cfa	Franco arcilloso
ZMc2	(Murakami and Ae, 2009)	Ninguno	44	13,7	Cfa	Franco arcillosoarenoso
ZMd1	(Komárek et al., 2007)	Ninguno	1360	86,1	Dfb	Franco arenoso
ZMd2	(Komárek et al., 2007)	NH4Cl	1360	84,5	Dfb	Franco arenoso
ZMd3	(Komárek et al., 2007)	NH4Cl	1360	70,1	Dfb	Franco arenoso
ZMd4	(Komárek et al., 2007)	NH4Cl	1360	91,2	Dfb	Franco arenoso
ZMd5	(Komárek et al., 2007)	EDTA	1360	202	Dfb	Franco arenoso
ZMe1	(Chen et al., 2007)	Ninguno	1940	4,6	Cfa	Franco
ZMe2	(Chen et al., 2007)	Ninguno	1940	12,3	Cfa	Franco

Código	Referencia	Tratamiento	[Pb] suelo (mg Pb/kg SS*)	[Pb] planta (mg Pb/kg MS** planta)	Clima	Suelo
ZMe3	(Chen et al., 2007)	EDTA	1940	55,2	Cfa	Franco
ZMe4	(Chen et al., 2007)	EDTA	1940	623	Cfa	Franco
ZMf1	(Komárek et al., 2007)	Ninguno	1360	86,1	Dfb	Franco
ZMf2	(Komárek et al., 2007)	EDTA	1360	200	Dfb	Franco
ZMf3	(Komárek et al., 2007)	EDTA	1360	259	Dfb	Franco
ZMf4	(Komárek et al., 2007)	EDTA	1360	365	Dfb	Franco
ZMf5	(Komárek et al., 2007)	Ninguno	200	3,98	Dfb	Franco
ZMf6	(Komárek et al., 2007)	EDTA	200	5,34	Dfb	Franco
ZMf7	(Komárek et al., 2007)	EDTA	200	7,14	Dfb	Franco
ZMf8	(Komárek et al., 2007)	EDTA	200	10,2	Dfb	Franco

Código	Referencia	Tratamiento	[Pb] suelo (mg Pb/kg SS*)	[Pb] planta (mg Pb/kg MS** planta)	Clima	Suelo
ZMg1	(Luo et al., 2006b)	Ninguno	530	4,2	Cfa	Franco arenoso
ZMg2	(Luo et al., 2006b)	EDTA	530	29,3	Cfa	Franco arenoso
ZMh1	(Luo et al., 2006a)	Ninguno	2500	10,1	Cfa	Franco arenoso
ZMh2	(Luo et al., 2006a)	EDTA	2500	270	Cfa	Franco arenoso
ZMh3	(Luo et al., 2006a)	EDDS	2500	91	Cfa	Franco arenoso
ZMh4	(Luo et al., 2006a)	Ac. cítrico	2500	5,8	Cfa	Franco arenoso
ZMh5	(Luo et al., 2006a)	EDTA	2500	569	Cfa	Franco arenoso
ZMh6	(Luo et al., 2006a)	EDTA	2500	54,3	Cfa	Franco arenoso
ZMh7	(Luo et al., 2006a)	EDDS	2500	12,3	Cfa	Franco arenoso

- *SS: Suelo Seco
- **MS: Masa Seca

A continuación, se procede a calcular para cada caso la asemejanza con la situación en estudio, con objeto de determinar el caso más próximo a las condiciones de la parcela en remediación. La Tabla 43 muestra las diferencias obtenidas para cada caso para la concentración de Pb de partida (153,33 mg Pb/kg SS):

Tabla 43: Diferencias calculadas entre los casos tabulados y la situación en estudio para Zea mays

Código Caso	Puntuación por Distancia Concentración Pb en suelo	Distancia Clima	Distancia Suelo	Distancia candidato	Tratamiento empleado
ZMa1	0 (18%)	No comparable	1	No comparable	Ninguno
ZMa2	0 (76%)	No comparable	1	No comparable	Ninguno
ZMa3	0 (18%)	No comparable	1	No comparable	EDTA
ZMa4	0 (18%)	No comparable	1	No comparable	EDTA
ZMa5	0 (18%)	No comparable	1	No comparable	EDTA
ZMa6	0 (76%)	No comparable	1	No comparable	EDTA
ZMa7	0 (76%)	No comparable	1	No comparable	EDTA
ZMa8	0 (76%)	No comparable	1	No comparable	EDTA
ZMb1	0 (25%)	No comparable	1	No comparable	Ninguno
ZMb2	0 (25%)	No comparable	1	No comparable	EDTA
ZMc1	0 (14%)	1	1	2	Ninguno

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

Código Caso	Puntuación por Distancia Concentración Pb en suelo	Distancia Clima	Distancia Suelo	Distancia candidato	Tratamiento empleado
ZMc2	0 (71%)	1	1	2	Ninguno
ZMd1	15 (787%)	10	1	26	Ninguno
ZMd2	15 (787%)	10	1	26	NH4Cl
ZMd3	15 (787%)	10	1	26	NH4Cl
ZMd4	15 (787%)	10	1	26	NH4Cl
ZMd5	15 (787%)	10	1	26	EDTA
ZMe1	15 (1165%)	1	0	16	Ninguno
ZMe2	15 (1165%)	1	0	16	Ninguno
ZMe3	15 (1165%)	1	0	16	EDTA
ZMe4	15 (1165%)	1	0	16	EDTA
ZMf1	15 (787%)	10	0	25	Ninguno
ZMf2	15 (787%)	10	0	25	EDTA
ZMf3	15 (787%)	10	0	25	EDTA
ZMf4	15 (787%)	10	0	25	EDTA
ZMf5	0 (30%)	10	0	10	Ninguno
ZMf6	0 (30%)	10	0	10	EDTA

Código Caso	Puntuación por Distancia Concentración Pb en suelo	Distancia Clima	Distancia Suelo	Distancia candidato	Tratamiento empleado
ZMf7	0 (30%)	10	0	10	EDTA
ZMf8	0 (30%)	10	0	10	EDTA
ZMg1	10 (246%)	1	1	12	Ninguno
ZMg2	10 (246%)	1	1	12	EDTA
ZMh1	15 (1530%)	1	1	17	Ninguno
ZMh2	15 (1530%)	1	1	17	EDTA
ZMh3	15 (1530%)	1	1	17	EDDS
ZMh4	15 (1530%)	1	1	17	Ac. cítrico
ZMh5	15 (1530%)	1	1	17	EDTA
ZMh6	15 (1530%)	1	1	17	EDTA
ZMh7	15 (1530%)	1	1	17	EDDS

Para la concentración de partida se estima por tanto que los casos más próximos se corresponden con los codificados como ZMc1 y ZMc2. Estas tasas de fitoextracción fueron obtenidas sin aplicar ningún tipo de tratamiento potenciador de la fitoextracción, lo que coincide con la filosofía de este proyecto donde se prima el alcanzar una solución sostenible, por lo que se optaría por realizar la intervención sin la adición de ningún agente potenciador.

Para cada caso ganador, la Tabla 44 muestra la concentración de Pb en suelo, la tasa de fitoextracción y la pendiente de la recta correspondiente resultado de aplicar el principio de conservación de la materia por el que se asume que para una concentración de 0 mg Pb/kg SS se obtendría una tasa de fitoextracción de 0 mg Pb/kg MS de planta.

Tabla 44: Casos ganadores para la especie *Zea mays*

Caso	Concentración Pb en suelo	Tasa de fitoextracción	Pendiente de fitoextracción	Clasificación predicción
ZMc1	131,4	16,5	0,125	Fiable
ZMc2	44	13,7	0,311	Fiable

Los 2 casos de la Tabla 44 han obtenido el mismo resultado al aplicar el método cualitativo de selección y por lo tanto se estiman como igualmente fiables. La selección entre ellos se realiza en un inicio por la diferencia entre la concentración de Pb en el suelo que, para una concentración inicial de 153,33 mgPb/kg SS, da como más próximo el caso ZMc1. A medida que se vayan obteniendo cosechas de maíz, la concentración del metal en el suelo irá decreciendo, lo que obliga a repetir este análisis tras cada cosecha. Se encuentra que cuando la concentración de Pb en suelo alcance los 87,7 mg/kg SS el caso más próximo será el ZMc2 y por lo tanto se emplea su pendiente correspondiente que continúa resultando ser el caso más próximo hasta que se alcanza la concentración objetivo de 70mg Pb/kg SS.

E2.2.4.1.2. Modelización temporal de la fitorremediación

Para la estimación de los rendimientos en biomasa del cultivo se tomaron los rendimientos de producción de grano que proporciona la base de datos GESTOP (Riveiro, 2007) aplicable para la cornisa cantábrica, que se muestran en la Tabla 45:

Tabla 45: Rendimiento en biomasa en ensilado del *Zea mays* (Riveiro, 2007)

Rendimiento medio esperable (kg ensilado/ha)	Rendimiento máximo esperable (kg ensilado /ha)	Rendimiento mínimo esperable (kg ensilado /ha)
50.000	65.000	35.000

El ensilado de maíz se estima que tiene una humedad del 30% (Moreno González et al., 1982), por lo que al minorar dicho contenido para pasarlo a masa seca quedaría de la siguiente forma (Tabla 46):

Tabla 46: Rendimiento en biomasa (masa seca) del *Zea mays*

Rendimiento medio esperable (kg ensilado seco /ha)	Rendimiento máximo esperable (kg ensilado seco /ha)	Rendimiento mínimo esperable (kg ensilado seco/ha)
35.000	45.500	24.500

Tal y como se estableció en el Capítulo 2., uno de los posibles aprovechamientos que presenta el *Z. mays* es el empleo de su grano como materia prima para la producción de bioetanol. La Tabla 47 muestra la producción de grano de maíz por hectárea para el *Z. mays*:

Tabla 47: Productividad por ha de grano del *Zea mays* (Riveiro, 2007)

Rendimiento medio esperable (kg grano/ha)	Rendimiento máximo esperable (kg grano /ha)	Rendimiento mínimo esperable (kg grano /ha)
6.500	8.000	5.000

Por lo tanto, a continuación la Tabla 48 muestra desglosados los valores de cada factor a ser aplicados en el algoritmo recurrente:

Tabla 48: Valores de entrada al algoritmo recurrente para *Zea mays*

Concentración inicial en suelo (mgPb/kg SS)	Concentración objetivo en suelo (mgPb/kg SS)	Densidad del suelo (kg/m ³)	Profundidad de remediación (m)	Cosecha probable (kg/ha)	Cosecha optimista (kg/ha)	Cosecha pesimista (kg/ha)
153,33	70	1.200	0,2	35.000	45.500	24.500

Para la concentración inicial del suelo, el valor ganador se corresponde con el reportado en el caso ZMc1, que establece una pendiente de fitoextracción de 0,125. A medida que se realizan sucesivas cosechas, la concentración del metal en el suelo va reduciéndose y el factor del método cualitativo de cercanía ($[Metal]_{caso} - [Metal]_{candidato}$) es recalculado. Se encuentra que hasta que la concentración de Pb en suelo alcanza los 87,7 mg Pb/kg suelo seco, el algoritmo de proximidad mantiene como caso más cercano el ZMc1, momento en el que el caso seleccionado pasa a ser el caso ZMc2 y la pendiente de fitoextracción pasa a 0,311. Este cambio se estima

que se producirá en la cosecha 306 para la estimación probable, en la cosecha 236 para la estimación optimista y en la cosecha 436 para la estimación pesimista. La Ilustración 51 muestra la evolución temporal de la concentración de Pb en el suelo hasta alcanzar la concentración objetivo.

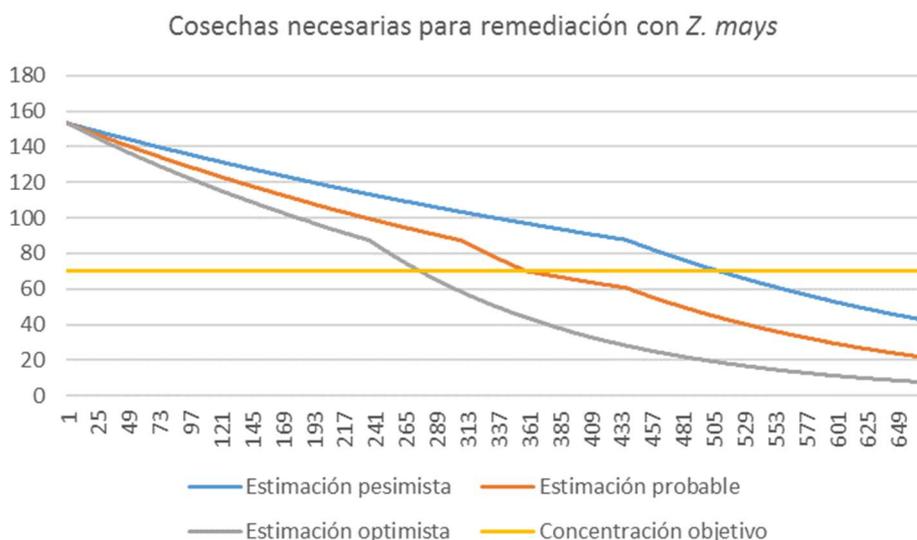


Ilustración 51: Estimación de la evolución temporal de la concentración del Pb con *Zea mays* en el suelo en estudio

El número total de cosechas necesarias para alcanzar la concentración objetivo de Pb para las tres estimaciones se muestra en la Tabla 49.

Tabla 49: Estimación de cosechas necesarias para alcanzar la concentración objetivo de Pb con *Zea mays*

Nº cosechas más probables	Nº cosechas (valoración pesimista)	Nº cosechas (valoración optimista)
362	514	267

Tal y como se observa, es inviable la adopción de una perspectiva fitoextractora mediante el maíz grano, por lo que se considera que la fitorremediación con este cultivo únicamente sería viable para una perspectiva de fitoatenuación.

E2.2.4.2. *Brassica rapa*

E2.2.4.2.1. *Determinación de las tasas de acumulación*

Tras consultar la base de datos PHYTOMETAL se establecieron los siguientes casos posibles (Tabla 50):

Tabla 50: Casos tabulados para el Pb en PHYTOMETAL para Brassica rapa

Código	Referencia	Tratamiento	[Pb] suelo (mg Pb/kg MS suelo)	[Pb] planta (mg Pb/kg MS planta)	Clima	Suelo
BRa1	(Jara-Peña et al., 2014)	Ninguno	853	210	ET	Franco arenosa
BRa2	(Jara-Peña et al., 2014)	Ninguno	1707,6	450	ET	Franco arenosa
BRb1	(Krueger et al., 2013)	Ninguno	541	13	Dfb	Franco arenosa
BRb2	(Krueger et al., 2013)	EDTA	541	73	Dfb	Franco arenosa
BRb3	(Krueger et al., 2013)	EDDS	541	322	Dfb	Franco arenosa

Tras aplicarle el método cualitativo de selección, se obtiene para cada caso candidato los siguientes resultados (Tabla 51), donde se aprecian como los más próximos los candidatos codificados como BRb1, BRb2 y BRb3:

Tabla 51: Diferencias calculadas entre los casos tabulados y la situación en estudio para *Brassica rapa*

Código Caso	Puntuación por Distancia Concentración Pb en suelo	Distancia Clima	Distancia Suelo	Distancia candidato	Tratamiento empleado
BRa1	10 (456%)	No comparable	1	No comparable	Ninguno
BRa2	15 (.1014%)	No comparable	1	No comparable	Ninguno
BRb1	10 (253%)	10	1	21	Ninguno
BRb2	10 (253%)	10	1	21	EDTA
BRb3	10 (253%)	10	1	21	EDDS

De entre ellos se toma el BRb1 dado que implica la no utilización de tratamientos potenciadores, en línea con la filosofía del proyecto. Se repite este análisis para el rango de concentración de Pb en suelo de entre 153,33 y 70 mgPb/kg SS, manteniéndose el caso BRb1 como el más similar para todo el intervalo. La Tabla 52 resume sus resultados:

Tabla 52: Caso ganador para la especie *Brassica rapa*

Caso	Concentración Pb en suelo	Tasa de fitoextracción	Pendiente fitoextracción	Clasificación predicción
BRb1	541	13	0,024	No fiable

E2.2.4.2.2. Modelización temporal de la fitorremediación

Al igual que para la especie *Zea mays*, se extrajeron las productividades en biomasa para esta especie de la base de datos GESTOP que arrojó los siguientes valores de masa seca:

Tabla 53: Rendimiento en masa seca por ha de Brassica rapa (Riveiro, 2007)

Rendimiento medio esperable (kg biomasa/ha)	Rendimiento máximo esperable (kg biomasa /ha)	Rendimiento mínimo esperable (kg biomasa /ha)
22.000	40.000	20.000

Finalmente, aplicando el algoritmo de cálculo recurrente y con los parámetros mostrados en la Tabla 53 se modeliza la evolución de la fitoextracción del Pb del suelo, obteniéndose una estimación de entre 1.272 y 1.647 cosechas necesarias para alcanzar la descontaminación (Tabla 54), por lo que esta planta quedaría descartada si se adoptase una perspectiva fitorremediadora:

Tabla 54: Estimación de cosechas necesarias para alcanzar la concentración objetivo de Pb con Brassica rapa

Nº cosechas más probables	Nº cosechas (valoración pesimista)	Nº cosechas (valoración optimista)
1.578	1.647	1.272

A continuación, la Ilustración 52 muestra la evolución temporal de la concentración de Pb en el suelo para las tres estimaciones posibles:

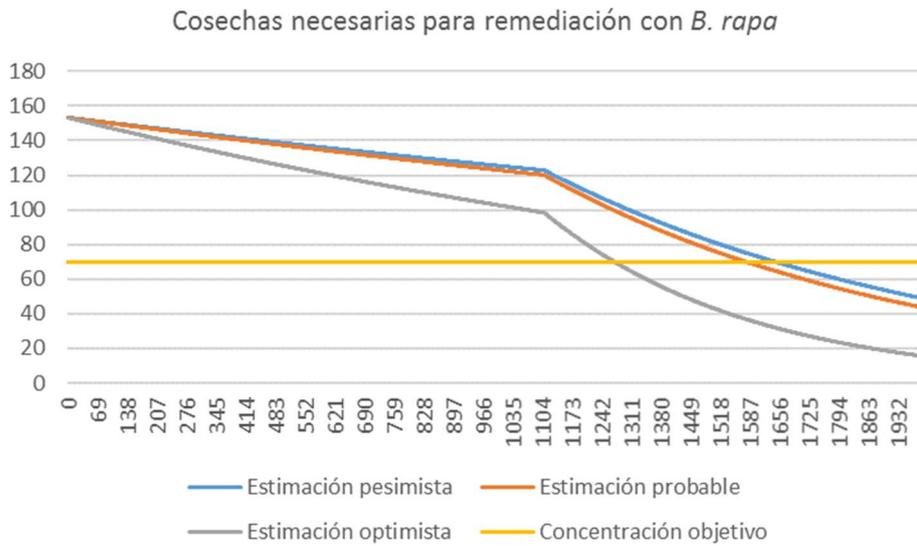


Ilustración 52: Estimación de la evolución temporal de la concentración del Pb con *Brassica rapa* en el suelo en estudio

E2.2.4.3. *Melilotus officinalis*

E2.2.4.3.1. Determinación de las tasas de acumulación

La base de datos PHYTOMETAL muestra los siguientes casos para la planta forrajera *Melilotus officinalis* (Tabla 55):

Tabla 55: Casos tabulados para el Pb en PHYTOMETAL para *Melilotus officinalis*

Código	Referencia	Tratamiento	[Pb] suelo (mg Pb/kg MS suelo)	[Pb] planta (mg Pb/kg MS planta)	Clima	Suelo
MOa1	(Fernández et al., 2012)	Ninguno	200	724	Cfb	Franco
MOa2	(Fernández et al., 2012)	Ninguno	1.000	3.487	Cfb	Franco
MOb1	(Petriccione et al., 2013)	Ninguno	3.330	3,9	Csa	Franco arenoso
MOb2	(Petriccione et al., 2013)	Inoculación bacterias	3.330	26,5	Csa	Franco arenoso

Tras aplicarle el método cualitativo de selección, se obtiene para cada caso candidato los siguientes resultados (Tabla 56) donde se aprecia como el más próximo el candidato codificado como MOa1:

Tabla 56: Diferencias calculadas entre los casos tabulados y la situación en estudio para *Melilotus officinalis*

Código Caso	Puntuación por Distancia Concentración Pb en suelo	Distancia Clima	Distancia Suelo	Distancia candidato	Tratamiento empleado
MOa1	0 (30%)	0	0	0	Ninguno
MOa2	15 (552%)	0	0	15	Ninguno
MOb1	15 (2.072%)	2	1	18	Ninguno
MOb2	15 (2.072%)	2	1	18	Inoculación bacterias

Se repite este análisis para el rango de concentración de Pb en suelo de entre 153,33 y 70 mgPb/kg SS manteniéndose el caso MOa1 como el más similar para todo el intervalo. La Tabla 57 resume sus resultados:

Tabla 57: Caso ganador para la especie *Melilotus officinalis*

Caso	Concentración Pb en suelo	Tasa de fitoextracción	Pendiente fitoextracción	Clasificación predicción
MOa1	200	724	3,620	Fiable

E2.2.4.3.2. Modelización temporal de la fitorremediación

El *M. officinalis* es una especie herbácea con muy limitado o nulo crecimiento durante el invierno en la Cornisa Cantábrica. Su manejo generalmente se realiza mediante la siembra alrededor de septiembre y se corta aproximadamente en junio del año siguiente.

A continuación, la Tabla 58 muestra el rendimiento medio en biomasa de la especie basado en estudios experimentales en la propia parcela (resultados no publicados). Las estimaciones pesimistas y optimistas se han realizado aplicando unas variaciones de $\pm 30\%$:

Tabla 58: Rendimiento en masa seca por ha de *Melilotus officinalis*

Rendimiento medio esperable (kg biomasa/ha)	Rendimiento máximo esperable (kg biomasa /ha)	Rendimiento mínimo esperable (kg biomasa /ha)
6.565	8.535	4.595

Al aplicar el algoritmo de cálculo recurrente y con los parámetros mostrados en la Tabla 58 se modeliza la evolución de la fitoextracción del Pb del suelo, obteniéndose una estimación de entre 50 y 93 cosechas necesarias para alcanzar la descontaminación (Tabla 59). Aunque los plazos de remediación no son comparables a los que se podrían obtener con técnicas convencionales, el uso del *M officinalis* sí podría plantearse con una perspectiva fitorremediadora.

Tabla 59: Estimación de cosechas necesarias para alcanzar la concentración objetivo de Pb con *Melilotus officinalis*

Nº cosechas más probables	Nº cosechas (valoración pesimista)	Nº cosechas (valoración optimista)
65	93	50

A continuación, la Ilustración 53 muestra la evolución temporal de la concentración de Pb en el suelo para las tres estimaciones contempladas:

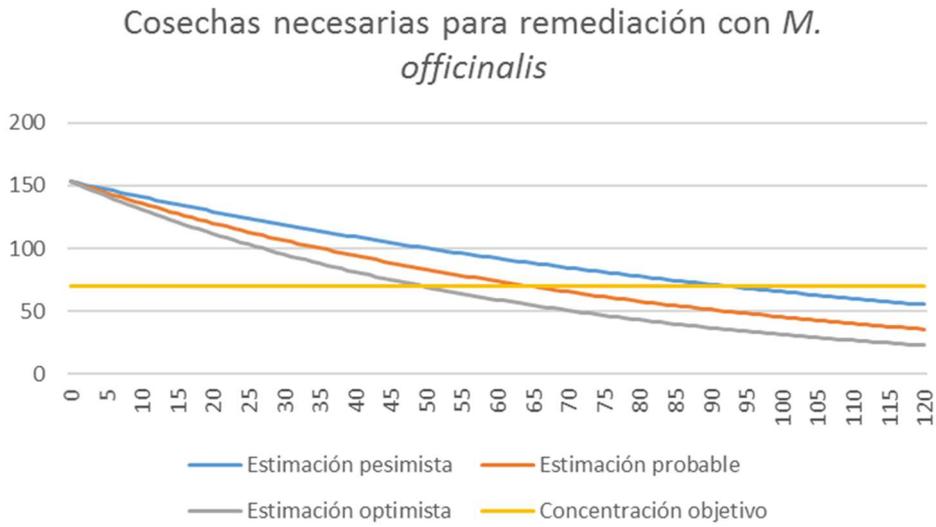


Ilustración 53: Estimación de la evolución temporal de la concentración del Pb con *Melilotus officinalis* en el suelo en estudio

ETAPA 3: BÚSQUEDA DE OPORTUNIDADES DE VALORIZACIÓN

En esta etapa del SAD se procede a evaluar las opciones de valorización que se presentan tanto en el interior o cercanías inmediatas de la parcela, como en el exterior de la misma.

Las tres especies que han pasado el cribado de la Etapa 1 se presentan en la Tabla 60 mostrando también qué opciones de valorización podrían aplicárseles:

Tabla 60: Opciones de valorización para cada especie en la Etapa 3

Especie	Biodiésel	Bioetanol	Biogás	Compost	Incineración
<i>Zea mays</i>		x	x	x	x
<i>Brassica rapa</i>	x		x	x	x
<i>Melilotus officinalis</i>			x	x	x

A continuación, se procede a seguir los pasos de la metodología para la Etapa 3 propuestos en el capítulo anterior.

E3.1. VALORIZACIÓN DENTRO DE LA PARCELA

Al tratarse de una parcela de pequeño tamaño no se encuentra ningún tipo de instalación que permita la valorización de la biomasa generada. Por otro lado, en sus inmediatas cercanías se encuentra un complejo industrial que, si bien consta de numerosos procesos de combustión donde se podría proceder a la incineración de la biomasa, su aplicación comporta varios problemas que en la práctica impiden su aplicación:

1. El desconocimiento de las consecuencias que su uso tendría tanto en los equipos como en los productos manufacturados.
2. El empleo de un nuevo combustible exigiría la modificación de la Autorización Ambiental Integrada, así como el cálculo de los nuevos Valores Límite de emisión.

Aunque el deseo expreso de la propiedad es la exploración de la utilización de especies energéticas para sus procesos de combustión, por los motivos prácticos anteriormente expuestos se renuncia a dicha posibilidad.

E3.2. VALORIZACIÓN EXTERNA

A continuación, se procede a valorar las oportunidades de valorización de la biomasa de fitorremediación que pueden ser tomadas en consideración a la hora de evaluar los posibles sistemas de **Cultivo-Transporte-Aprovechamiento**.

Se realiza una búsqueda de las instalaciones de aprovechamiento de biomasa susceptibles de ser empleadas para gestionar las especies en estudio. En una aproximación inicial fueron tenidas en cuenta las siguientes instalaciones candidatas (Tabla 61):

Tabla 61: Instalaciones de valorización de biomasa inicialmente exploradas

Planta	Tipo de Aprovechamiento	Localización	Km
Ecocarburantes Españoles. Grupo Abengoa	Bioetanol	Cartagena (Murcia)	930
Sniace Biofuels SL	Bioetanol	Torrelavega (Cantabria)	176
Ecobarcial (Sniace Biofuels SL)	Bioetanol	Zamora (Castilla y León)	283
Bioetanol Galicia	Bioetanol	Curtis (Galicia)	214
Biocarburantes de Castilla y León	Bioetanol	Carbajosa de la Sagrada (Salamanca)	357
Biodiésel Caparroso	Biodiésel	Caparroso (Navarra)	527
Biocarburantes Almadén	Biodiésel	Ciudad Real	665
COGERSA	Biogás	Serín (Asturias)	16,5
Biogás Fuel Cell	Biogás	Tineo (Asturias)	71,4

Biogastur Generación s.l.	Biogás	Navia (Asturias)	76,2
COGERSA	Compost	Serín (Asturias)	16,5

De ese modo se generan las siguientes 3-tuplas candidatas:

1. *Zea mays*-Transporte a Cartagena-Bioetanol
2. *Zea mays*-Transporte a Torrelavega-Bioetanol
3. *Zea mays*-Transporte a Zamora-Bioetanol
4. *Zea mays*-Transporte a Carbajosa de la Sagrada –Bioetanol
5. *Zea mays* -Transporte a Serín-Biogás
6. *Zea mays*-Transporte a Tineo-Biogás
7. *Zea mays*-Transporte a Navia-Biogás
8. *Brassica rapa*-Transporte a Caparroso-Biodiésel
9. *Brassica rapa*-Transporte a Ciudad Real-Biodiésel
10. *Brassica rapa* -Transporte a Serín-Biogás
11. *Brassica rapa* -Transporte a Tineo-Biogás
12. *Brassica rapa* -Transporte a Navia-Biogás
13. *Melilotus officinalis* -Transporte a Serín-Biogás
14. *Melilotus officinalis* -Transporte a Tineo-Biogás
15. *Melilotus officinalis* -Transporte a Navia-Biogás
16. *Zea mays* -Transporte a Serín-Compostaje
17. *Brassica rapa* -Transporte a Serín- Compostaje
18. *Melilotusofficinalis* -Transporte a Serín- Compostaje

La Tabla 5 del Capítulo 3 muestra los límites legales de contenido en metales pesados que los productos elaborados con materias primas de origen orgánico, animal o vegetal no pueden superar para su empleo como compost. A partir de las concentraciones de Pb en planta calculadas en el apartado 2.2.4 se establece que tanto *Z. mays* como *B. rapa* son admisibles para su valorización en compost, mientras que el *M. officinalis* supera las concentraciones límite en todo caso.

Por otro lado, para un mismo cultivo y aprovechamiento, se deben primar aquellas instalaciones que minimicen los impactos ambientales y los costes económicos asociados. Consecuentemente, se reducen las opciones equivalentes a aquellas más cercanas, con la salvedad de la digestión anaerobia por parte de COGERSA, dado que esta entidad ha manifestado previamente su disconformidad con gestionar los residuos procedentes de fitorremediación en su digester anaerobio (comunicación privada). De ese modo la lista de 3-tuplas candidatas se queda de la siguiente manera:

1. *Zea mays*-Transporte a Torrelavega-Bioetanol
2. *Zea mays* -Transporte a Tineo-Biogás

3. *Brassica rapa*-Transporte a Caparroso-Biodiésel
4. *Brassica rapa* -Transporte a Tineo-Biogás
5. *Melilotus officinalis* -Transporte a Tineo-Biogás
6. *Zea mays* -Transporte a Serín-Compostaje
7. *Brassica rapa* -Transporte a Serín- Compostaje

E3.3. NO VALORIZACIÓN

En este apartado se valoran las opciones de disposición a vertedero de la biomasa procedente de fitorremediación. Dado que el vertido de la biomasa conlleva de por sí impactos ambientales perjudiciales netos, se establece que la biomasa debería ser dispuesta en aquel o aquellos vertederos más cercanos para minimizar los impactos agregados del transporte.

En las inmediaciones de la parcela se encuentran 2 vertederos:

- Un vertedero de residuos inertes de gestión privada a 5 km de distancia.
- Vertedero de Residuos Sólidos Urbanos de COGERSA a 16,5 km de distancia. Este vertedero aplica varios tratamientos con objeto de inertizar los residuos que acoge, por lo que responde a la denominación de vertedero sanitario definida en el apartado 4.4 del Capítulo 4.

Por lo tanto, se añaden a la lista de sistemas candidatos las siguientes opciones:

1. *Zea mays*–Transporte a vertedero -Disposición en vertedero sanitario de COGERSA
2. *Zea mays*–Transporte vertedero -Disposición en vertedero inerte de gestión privada
3. *Brassica rapa* -Transporte vertedero -Disposición en vertedero sanitario de COGERSA
4. *Brassica rapa* -Transporte vertedero -Disposición en vertedero inerte de gestión privada
5. *Melilotus officinalis* -Transporte vertedero -Disposición en vertedero sanitario de COGERSA
6. *Melilotus officinalis* -Transporte vertedero -Disposición en vertedero inerte de gestión privada

Según el modelo de predicción de tasas de acumulación de metales se espera que las especies *Zea mays* y *Brassica rapa* contengan una baja concentración de metal (un máximo de 19,22mgPb/kg MS para el *Z. mays* y 3,68mgPb/kg MS para *B. rapa*), por lo que pueden ser admitidos en el vertedero inerte de gestión privada. Dada la menor carga ambiental que presentan este tipo de vertederos respecto a los sanitarios, así como la menor distancia a la que se encuentra, se considera que estas dos especies serían dispuestas en dicho vertedero. Del mismo modo, las altas

concentraciones de metal esperadas en el *M. officinalis* (555,05 mg Pb/kg MS) impedirían su disposición en el vertedero inerte, por lo que su disposición se realizaría en el vertedero sanitario.

De ese modo, la lista se ve reducida de la siguiente manera:

1. *Zea mays*– Transporte vertedero -Disposición en vertedero inerte de gestión privada
2. *Brassica rapa* - Transporte vertedero -Disposición en vertedero inerte de gestión privada
3. *Melilotus officinalis* - Transporte a vertedero -Disposición en vertedero sanitario de COGERSA

Una vez son conocidas todas las opciones, tanto de valorización, como de disposición, se procede a contrastar la diferencia de distancias entre las instalaciones de aprovechamiento de biomasa en estudio y el vertedero alternativo al que se enviaría la misma, con objeto de eliminar de la lista de opciones aquellas que excedan las distancias máximas medioambientalmente viables definidas en el Capítulo 4.

La producción de biogás es preliminarmente favorable dado que todas las distancias se encuentran por debajo de los casos más desfavorables en la modelización (732 km en caso de poder llevar la biomasa a un vertedero inerte y 856 km si la alternativa es la disposición en uno sanitario). Análogamente, se encuentran en la misma situación los aprovechamientos mediante bioetanol y compost.

Por otro lado, se observa que el aprovechamiento como biodiesel no sería viable al encontrarse Caparroso a mayor distancia que la superior encontrada en la modelización en caso de poder disponer la biomasa en un vertedero inerte (56km).

La Tabla 62 muestra los resultados de forma resumida para todas las valorizaciones consideradas:

Tabla 62: Tabla de instalaciones de valorización candidatas categorizadas como viables o no viables

Espe cie	Verte dero	Dist. Verte dero (km)	Aprovechami ento	Dist. Aprovechami ento (km)	Diferen cia (km)	Viable
Z.mays	Inerte	5	Bioetanol	176	171	Sí (<878k m)
Z.mays	Inerte	5	Biogás	71,4	66,4	Sí (<732k m)
Z.mays	Inerte	5	Compost	16,5	11,5	Sí (<219k m)
B. rapa	Inerte	5	Biodiésel	527	522	No (>56k m)
B. rapa	Inerte	5	Biogás	71,4	66,4	Sí (<732k m)
B. rapa	Inerte	5	Compost	16,5	11,5	Sí (<219k m)
M. officin alis	Sanitari o	16,5	Biogás	71,4	54,9	Sí (<856k m)

E3.4. GENERACIÓN DE LA LISTA DE SISTEMAS DE FITORREMEDIACIÓN

La lista de opciones candidatas se muestra a continuación:

1. *Zea mays*-Transporte a Torrelavega (176km)-Bioetanol
2. *Zea mays*-Transporte a Tineo (71,4km)-Digestión anaerobia
3. *Brassica rapa*-Transporte a Tineo (71,4km)-Digestión anaerobia
4. *Melilotus officinalis*-Transporte a Tineo (71,4km)-Digestión anaerobia
5. *Zea mays*-Transporte vertedero de gestión privada (5Km)-Disposición en vertedero inerte
6. *Brassica rapa*-Transporte vertedero de gestión privada (5Km)-Disposición en vertedero inerte
7. *Zea mays*-Transporte a Serín (16,5km)-Compostaje
8. *Brassica rapa*-Transporte a Serín (16,5km)-Compostaje
9. *Melilotus officinalis*-Transporte a Serín (16,5km)-Disposición en vertedero sanitario

E3.5. PRE-ANÁLISIS DE VIABILIDAD

Para esta fase del SAD no hubo oportunidad de reunir de nuevo a los *stakeholders*, por lo que el equipo de proyecto estimó que todas las opciones presentadas en la fase anterior son viables y se procede a su valoración.

ETAPA 4: VALORACIÓN DE ALTERNATIVAS

En esta etapa se procede a la valoración de cada una de las alternativas en base a 3 criterios principales:

- Sostenibilidad Ambiental
- Económico
- Técnico (cumplimiento de objetivos de reducción de concentración de metales)

E4.1 VALORACIÓN AMBIENTAL

A continuación, en este apartado se procede a seguir la metodología de valoración ambiental de cada una de las alternativas propuestas en la Etapa 2 mediante la técnica ACV. Con objeto de reducir las incertidumbres asociadas a las elecciones del analista, en el Capítulo 3 fueron propuestas unas reglas de realización del análisis que permitan garantizar la comparabilidad entre las distintas alternativas.

E4.1.1. Unidad Funcional

Se toma como unidad funcional la remediación de una superficie del terreno ficticia de 10.000 m², que difiere de las dimensiones reales del emplazamiento.

E4.1.2. Horizonte temporal

De acuerdo a las estimaciones realizadas en el apartado E2.2.4, para alcanzar la concentración objetivo en base a productividades medias se precisarían el siguiente número de cosechas (Tabla 63):

Tabla 63: Nº de cosechas (estimación probable) para alcanzar la concentración objetivo para las 3 especies consideradas

Especie	Nº cosechas
<i>Zea mays</i>	362
<i>Brassica rapa</i>	1578
<i>Melilotusofficinalis</i>	65

Al tratarse de especies de ciclo anual, en caso de emplearse una única especie, el número de cosechas se correspondería con el número de años necesario para alcanzar la concentración objetivo, por lo que se toma como horizonte temporal para

el ACV el límite máximo de 20 años, calculándose después el grado de cumplimiento de objetivos para cada fitotecnología.

E4.1.3. Límites del sistema

El sistema se inicia con las labores preparatorias para cada cultivo y termina con el aprovechamiento/disposición de la biomasa de generada, pasando por el transporte de la misma y las posibles transformaciones que sea preciso realizar. Para cada especie se tomarán las estimaciones más probables, tanto de biomasa producida como del número de cosechas necesarias.

Se incluyen las infraestructuras necesarias, así como los procesos de obtención de los materiales e insumos.

No se ha incluido el transporte de operarios para el análisis y se considera que la biomasa será transportada por carretera en camiones de la categoría entre 20 y 28 t, que se estima cumplen con la directiva de emisiones y consumos EURO III.

Para los casos de aprovechamientos (bioetanol, biogás y compost), se considerarán los impactos correspondientes a todos aquellos procesos necesarios hasta la obtención del producto utilizable en la tecnosfera, es decir, Gas Natural Sintético (GNS) en el caso del biogás, etanol para vehículos en el caso de bioetanol y fertilizante en el caso del compost. El alcance del análisis considera que llega a término en el momento en que se genera el producto en el centro de aprovechamiento, mientras que los impactos originados por su transporte y el uso/consumo de los mismos no son tenidos en cuenta de acuerdo a la metodología propuesta en el Capítulo 3.

E4.1.4. Descripción de los escenarios e Inventario Ambiental

En el apartado 3.4 se establecieron 9 3-tuplas que representan todas las alternativas viables para la remediación del suelo en estudio. Cada una de ellas se corresponde con un escenario que ha sido modelizado mediante el Software de Análisis de Ciclo de Vida *GaBi v4*.

Escenario 1	Cultivo de <i>Melilotus officinalis</i> y aprovechamiento para biogás
Escenario 2	Cultivo de <i>Melilotus officinalis</i> con disposición en vertedero
Escenario 3	Cultivo de <i>Zea mays</i> y aprovechamiento para biogás
Escenario 4	Cultivo de <i>Zea mays</i> con disposición en vertedero

Escenario 5	Cultivo de <i>Zea mays</i> y aprovechamiento para bioetanol
Escenario 6	Cultivo de <i>Zea mays</i> y aprovechamiento para compost
Escenario 7	Cultivo de <i>Brassica rapa</i> y aprovechamiento para biogás
Escenario 8	Cultivo de <i>Brassica rapa</i> con disposición en vertedero
Escenario 9	Cultivo de <i>Brassica rapa</i> y aprovechamiento para compost

E4.1.4.1. Escenarios correspondientes a la fitorremediación con *Melilotus officinalis*.

En el caso de emplear la herbácea de pasto *M. officinalis* se presentan 2 escenarios viables:

- La gestión de la biomasa mediante co-digestión anaerobia (Escenario 1)
- La directa disposición de la biomasa en un vertedero sanitario (Escenario 2)

Ambos escenarios se pueden dividir en 3 fases bien diferenciadas: Fitorremediación del suelo contaminado, Transporte de la biomasa y Gestión de la biomasa que se representan gráficamente en la Ilustración 54 e Ilustración 55:

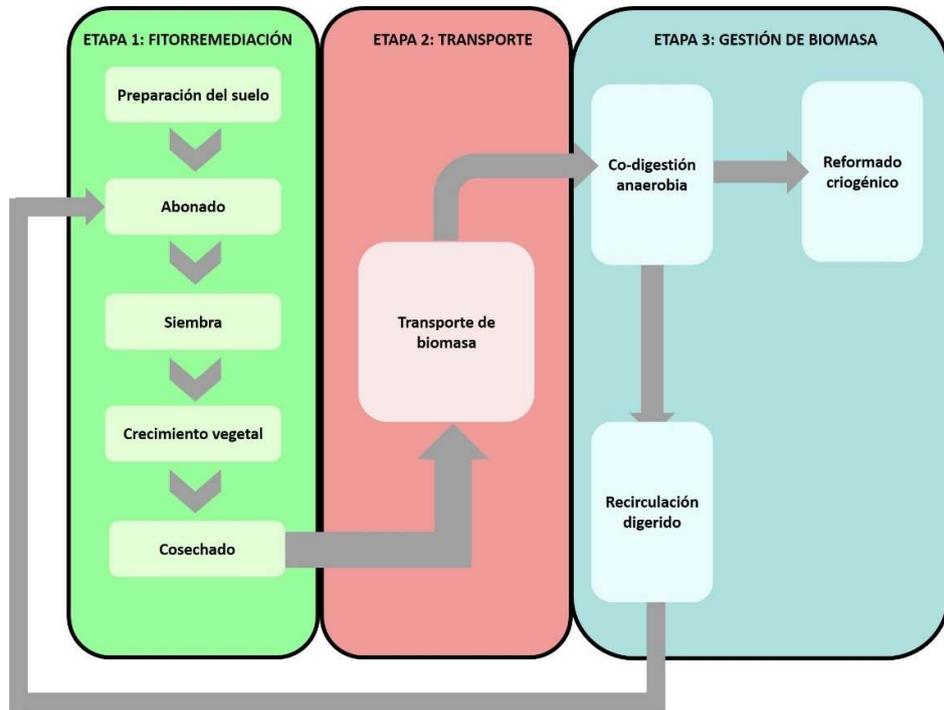


Ilustración 54: Representación gráfica del Escenario 1

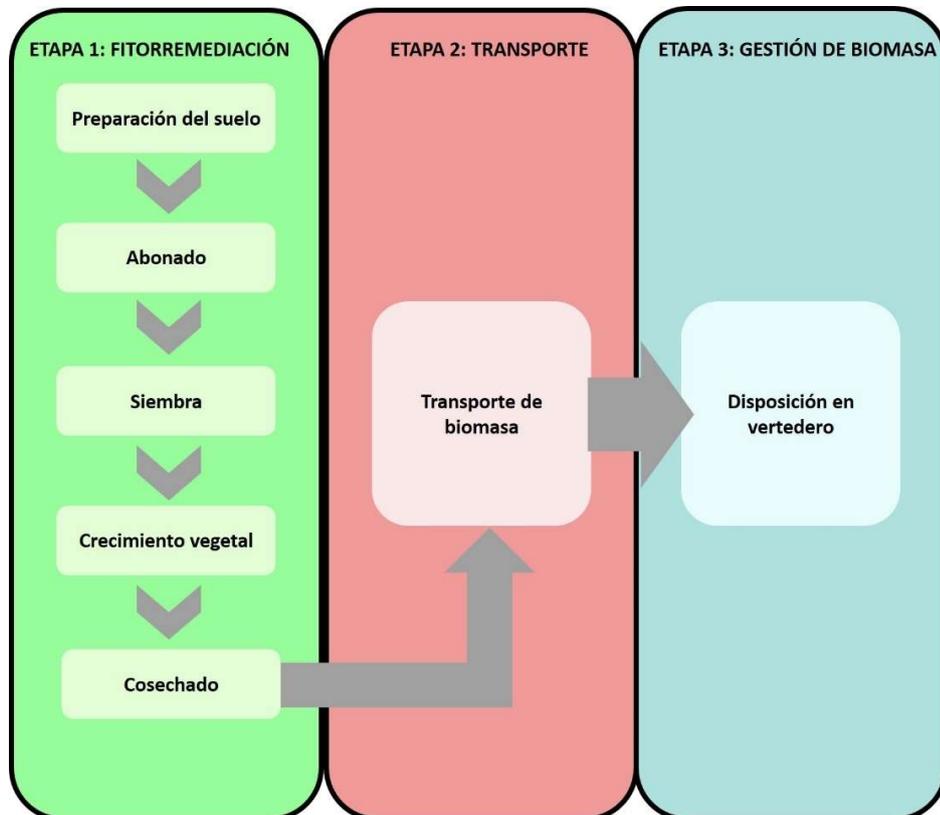


Ilustración 55: Representación gráfica del Escenario 2

E4.1.4.1.1. Fitorremediación de suelo contaminado

Durante la fase de fitorremediación del suelo se realizan todas las labores conducentes al establecimiento de los cultivos y la retirada de la biomasa producida. Esta fase comprende desde las labores preparatorias del suelo hasta disponer la biomasa generada empacada y lista para su transporte fuera de la parcela. Esta fase es similar para ambos escenarios distinguiéndose únicamente en dos procesos: la fertilización y el crecimiento vegetal. En ambos escenarios la fitorremediación se modeliza mediante 5 procesos, 3 de ellos comunes para ambos escenarios.

Preparación del suelo: Este proceso es común para ambos escenarios. La textura del terreno y naturaleza del cultivo hacen que únicamente se precise de un laboreo de baja profundidad, el cual es modelado como un pase de azada manual, tomando para tal efecto el proceso homónimo de la base de datos *ecoinvent*.

Fertilización: Para el caso de disposición a vertedero se considera que las necesidades nutricionales del cultivo se satisfacen exclusivamente a través de fertilización mineral mediante abonos comerciales. Este proceso se modela como la adición de los tres fertilizantes minerales más habituales a partir de la BBDD *ecoinvent*.

La Tabla 64 muestra el aporte anual necesario para el correcto desarrollo del cultivo, tomado de (Lopez et al, 2009), así como los procesos de Ecolnvent empleados en la modelización:

Tabla 64: Necesidades nutricionales de *Melilotus officinalis* y procesos *ecoinvent* empleados para la modelización

Fertilizante mineral	Dosis (kg/ha)	Proceso Ecolnvent
Urea	30	<i>Urea, as N, at regional storehouse.</i> RER
Triple superfosfato	120	<i>Triple superphosphate, as P2O5, at regional storehouse.</i> RER
Fosfato potásico	150	<i>Potassium sulphate, as K2O, at regional storehouse.</i> RER

En el caso de gestionar la biomasa a través de la co-digestión anaerobia, junto con el biogás se genera un sub-producto conocido como digestato o digerido que puede ser empleado como fertilizante orgánico. Por lo tanto, para el escenario que incluye

la co-digestión se considera que las necesidades nutricionales del cultivo son satisfechas el primer año mediante fertilizantes minerales al igual que para el escenario de la disposición en vertedero, mientras que a partir del segundo, parte de estas necesidades pueden ser cubiertas mediante la recirculación del digerido. Dado que éste no puede satisfacer al 100% las necesidades nutricionales, se complementa mediante fertilizante mineral. Los fertilizantes minerales se aplican al suelo empleando un difusor de 500l de capacidad. La modelización se realizó empleando el proceso de *ecoinvent Fertilising, by broadcaster*. CH.

El digerido líquido se considera que se aplica por difusión por medio de cisterna de vacío, para cuya modelización se emplea el proceso de *Ecoinvent Slurry spreading, by vacuum tanker*. CH.

Siembra: Se ha considerado que la siembra se realizará mediante una abonadora centrífuga que reparta homogéneamente las semillas en el terreno. Se establece una densidad de siembra de 10 kg/ha tal y como se recomienda en (FAO,2012) y se considera que las semillas serán transportadas a la parcela en estudio mediante un camión 3.5-10t habitual para este tipo de labores.

Crecimiento: Este proceso está destinado a modelizar la captación de CO₂ atmosférico durante el crecimiento de la planta, así como la extracción del Plomo en exceso del suelo por parte de la planta. La captación de CO₂ se estima a partir de un balance de carbono de todo el escenario para el caso del aprovechamiento como biogás, y se establece como nulo para el caso de la disposición en vertedero ya que una vez dispuesto, los procesos naturales de descomposición orgánica se encargarán de devolver el CO₂ captado otra vez a la atmósfera. Para el caso de producción de biogás, se considera que el 43% del peso seco de la planta es Carbono tal y como se establece en (Karowe, 2007). Del Carbono total absorbido, parte se va con el biogás en forma de metano (60% peso) y CO₂ (37% peso) que eventualmente volverán a la atmósfera, mientras que el resto se va al digerido. Finalmente, parte del carbono del digerido es descompuesto de forma natural y emitido durante la aplicación en el suelo y retornado a la atmósfera, mientras que el resto se considera que queda secuestrado en el suelo y es netamente retirado (Ilustración 56). Los coeficientes de secuestro de carbono en el suelo tras la aplicación del digestato se toman de (Blengini et al., 2011).

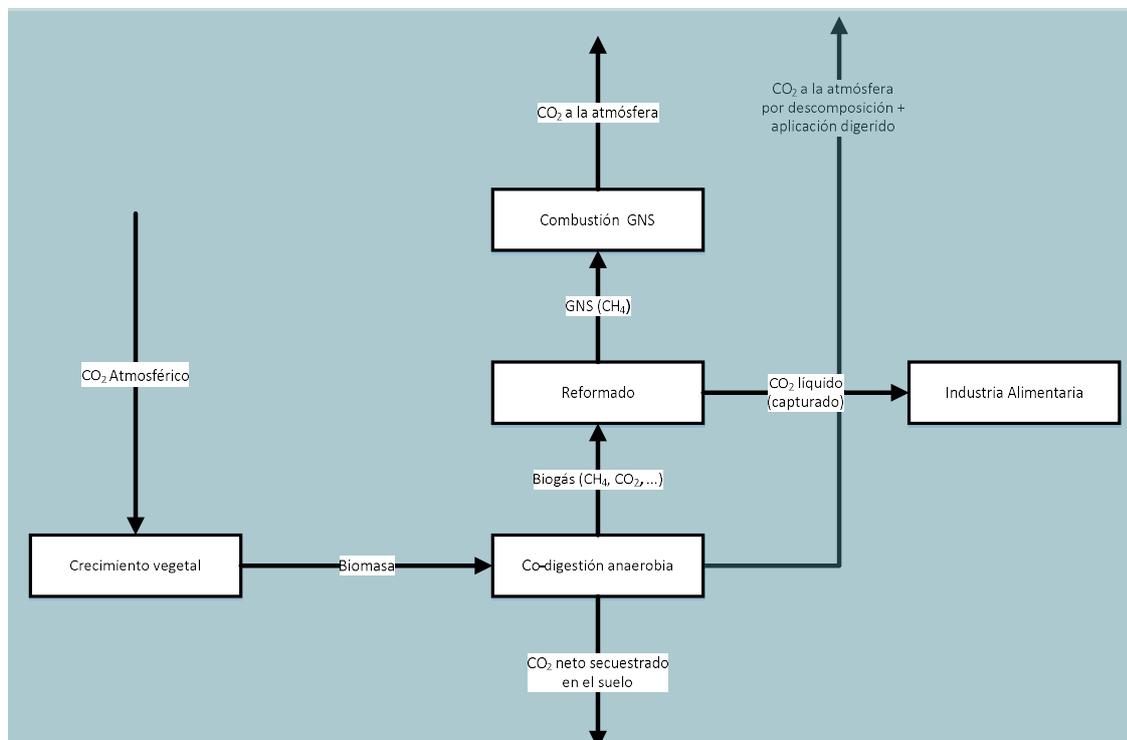


Ilustración 56: Concepto de la modelización del balance de carbono para el *M. officinalis* con aprovechamiento para biogás

Cosechado: La siega del *melilotus* se realiza con una segadora rotativa. Posteriormente se procesa como forraje que es rastrillado e hilarado y transportado hasta los límites de la parcela con un remolque autocargador. Para la modelización se emplean los siguientes procesos de EcoInvent:

- *Mowing, by motor mower.* CH
- *Swath, by rotary windrower.* CH
- *Fodder loading, by self-loading trailer.* CH

E4.1.4.1.2. Transporte de biomasa

La fase de transporte modeliza el envío de la biomasa de fitorremediación al centro de aprovechamiento o vertedero donde la biomasa será gestionada. Ambos escenarios consideran que dicho transporte se realiza con el mismo tipo de vehículo, que ha de recorrer una distancia de 16,5km hasta el vertedero y de 71,5km hasta el digestor anaerobio. Para tal efecto se emplea un camión genérico de 20-28 toneladas. La modelización se lleva a cabo empleando el proceso EcoInvent *Transport, lorry 20-28t, fleet average*. Este proceso considera las implicaciones ambientales tanto del movimiento del vehículo (consumo de combustible, emisiones

GEI, etc.), de su fabricación y mantenimiento, así como la construcción, mantenimiento y desmantelamiento de la carretera por la que transita.

E4.1.4.1.3. Gestión de la biomasa

Por otro lado, la fase de aprovechamiento o disposición modeliza los impactos derivados de la conversión energética de la biomasa procedente de fitorremediación, o en su defecto su disposición en vertedero. Es en esta fase donde se encuentran la mayor parte de las diferencias entre ambos escenarios.

En el caso de la disposición en vertedero, se modeliza únicamente a través del proceso estándar de Ecolnvent *Disposal, municipal solid waste, 22.9% wáter, to sanitary landfill* que refleja todos los insumos y emisiones de un vertedero sanitario en el que el material dispuesto precisa de numerosos tratamientos para minimizar las emisiones y los efluentes perniciosos que se producen en los mismos.

Para el caso del aprovechamiento como biogás, se considera que la biomasa de fitorremediación se introduce en un biodigestor anaerobio que habitualmente procesa residuos procedentes de las industrias alimentarias de la región, principalmente cárnicas y lácteas. Las características de esta planta de co-digestión son tomadas de (Álvarez et al., 2015) y sus principales entradas y salidas pueden verse en la Ilustración 57:

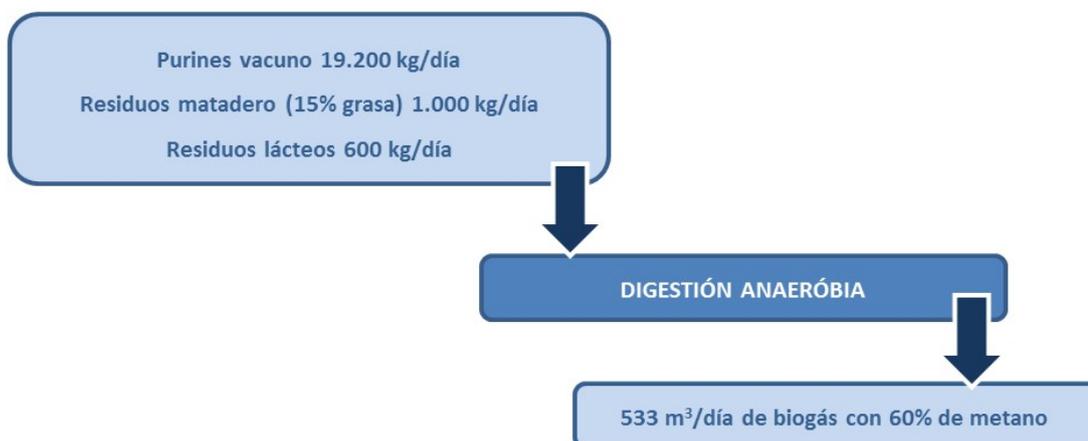


Ilustración 57: Inputs y Outputs del proceso de digestión anaerobia (Luiña, 2013)

Una vez al año, al cosechar el *Melilotus* se supone que el digestor admite introducir en el proceso la biomasa procedente de la fitorremediación junto con los residuos ganaderos. La cantidad de biogás generada por el *Melilotus* es calculada a partir de su potencial metanogénico, que expresa el volumen de metano que se produce en un digestor por unidad de masa de un determinado sustrato. El dato de potencial metanogénico utilizado es extraído de (Raposo et al., 2012).

Una descripción del proceso de producción del biogás es incluida en el Capítulo 2, por lo que para evitar repeticiones innecesarias, su funcionamiento y sus características básicas no serán incluidos en este capítulo.

Este proceso trae como resultado la producción de biogás con un 60% de pureza en metano y digerido, que es empleado para cubrir parte de las necesidades nutricionales del siguiente cultivo.

La composición del biogás empleada para el modelo puede verse en Tabla 65 y coincide con la descrita por (Luiña, 2013), que exclusivamente procesaba residuos ganaderos por lo que no se considera la influencia de la biomasa del *Melilotus* en la misma.

Tabla 65: Composición estimada del biogás producido (Luiña, 2013)

Compuesto	%(vol.)
CH ₄	60
CO ₂	37
N ₂	3

De acuerdo con el inventario de (Luiña, 2013), el funcionamiento del digestor precisa consumir energía eléctrica que es obtenida de la red y calor, que es obtenido por combustión de gas natural en una caldera industrial.

La Tabla 66 muestra las entradas y salidas en masa para la producción de 1Nm³ de biogás con 60% en CH₄:

Tabla 66: Entradas y salidas para el proceso de digestión anaerobia (Álvarez et al., 2015)

INPUTS del proceso	Unidad	Cantidad
Biomasa	Kg	2,2
Calor	MJ	4,17
Electricidad	MJ	2,75
Planta de digestion anaerobia	Pcs	6,7 E-12
Diesel	Kg	9,18 E-4
OUTPUTS del proceso		
Biogás (60% CH ₄)	Nm3	1
Digerido	Kg	1,76

El cálculo del desgaste de la planta de digestión anaerobia se basa en una vida útil de la planta estimada de 25 años y una capacidad anual de proceso de 10.000 toneladas. El diésel consumido es empleado para mover la biomasa dentro de la planta. Ambas estimaciones han sido extraídas de la BBDD Ecoinvent.

E4.1.4.1.4. Gestión del digerido

El digerido o digestato es la mezcla del residuo orgánico ya digerido y la biomasa microbiana producida. Éste puede ser utilizado como fertilizante al proporcionar unas cantidades de Nitrógeno, Fósforo y Potasio variables según el sustrato y las condiciones del proceso. La cantidad obtenida se estima en un 80% de la biomasa procesada y su contenido en N, P y K totales puede verse en la Tabla 67 expresados en gramos por kg de masa fresca (MF):

Tabla 67: NPK estimado para el digerido (Luiña, 2013)

N total (g/kg MF)	6.1
P2O5 (g/kg MF)	1.7
K2O (g/kg MF)	2.1

Se estima que el 75% del Nitrógeno total contenido en el digerido es aprovechable por la planta, por lo que para satisfacer las necesidades de cada cosecha de *Melilotus* (22kg/ha) se necesitan emplear 4808,74 kg de digerido/ha, que representan el 29% del total producido correspondiente a una producción de *M. officinalis* de 6,565 kg/ha. Por lo tanto, a partir de la segunda cosecha, se aporta todo el Nitrógeno como digerido y el aporte de fertilizante mineral se reduce tal y como se muestra en la Tabla 68:

Tabla 68: Necesidades de NPK mineral para la segunda cosecha en delante de *M. officinalis*

Fertilizante	Cantidad (kg fertilizante/ha)
Urea	0
Triple superfosfato	237
Sulfato potásico	285

El restante digerido se considera que es utilizado por otra parcela como fertilizante, sustituyendo a los abonos minerales que allí se emplearían, por lo que en el análisis se contabiliza el impacto evitado de la producción de fertilizantes minerales correspondiente, tal y como se expresa en la Tabla 69 para cada Nm³ de biogás producido:

Tabla 69: Fertilizante mineral evitado por Nm³ de biogás producido

Fertilizante mineral evitado	Cantidad (kg/Nm ³ biogás)
Urea	0,006
Triple superfosfato	0,002
Sulfato potásico	0,002

El empleo de digerido como fertilizante a partir de la segunda cosecha también conlleva determinados impactos ambientales que deben ser tomados en cuenta:

1. Se debe transportar desde el digestor hasta la parcela en fitorremediación. A tal efecto se emplea de nuevo el proceso de Ecoinvent para el camión de 20-28 toneladas.
2. El digerido producido genera emisiones a la atmósfera mientras está almacenado y tras ser aplicado al suelo. Empleando los factores de emisión reportados en (Brizio and Genon, 2009) y (Blengini et al., 2011) se calculan las siguientes emisiones por cada Nm³ de biogás producido:

Emisiones	Cantidad (kg/Nm ³ biogás)
Amoniaco	1,49
NOx-N	0,002
N ₂ O	0,029

3. La aplicación del digerido también implica un aporte de materia orgánica al suelo. Tras la realización del balance de carbono de todo el sistema **fitorremediación-aprovechamiento** se ha obtenido como resultado que la incorporación de digerido en el suelo permite almacenar en cada cosecha 441,69 kg de CO₂ por hectárea.

Se estima que todo el Pb presente en la biomasa se va al digerido. Sin embargo, dado que el proceso se realiza en co-digestión con otros sustratos en un volumen muy superior, es esperable que la concentración de Pb en el mismo sea muy baja y no es tenido en cuenta.

E4.1.4.1.5. Reformado del biogás

El biogás en bruto producido puede ser aprovechado directamente para la producción de calor mediante su combustión en una caldera (si su producción es pequeña) o en motores de cogeneración (cuando su producción es más elevada) para obtener electricidad y calor.

Sin embargo, tras su purificación es posible obtener un combustible con calidad equivalente al gas natural, es decir, con una concentración de metano de entre 91 y 95%, que permite su utilización como combustible de vehículos, pilas de combustible o incluso ser incorporado a la red de gas natural (Luiña, 2013).

Dicha purificación puede llevarse a cabo por medio de varios procedimientos. Para este modelo se emplea el reformado criogénico dado que la propiedad del digestor ha manifestado su interés en la incorporación de esta tecnología a sus instalaciones, que es un proceso innovador de gran eficiencia que permite tratar grandes cantidades de gas con resultados de gran pureza. Su fundamento científico se basa en aprovechar que el CO_2 , H_2S y resto de impurezas del gas pueden ser licuados bajo diferentes condiciones de presión y temperatura que el metano. De esta manera, el biogás se hace pasar por un intercambiador de calor que reduce su temperatura hasta aproximadamente -70°C . Posteriormente, un sistema de compresores e intercambiadores en cascada llevan el gas a -100°C y 40 bares de presión, condiciones en las que se separa el metano en una columna de destilación.

El proceso del reformado criogénico se muestra en la Ilustración 58:

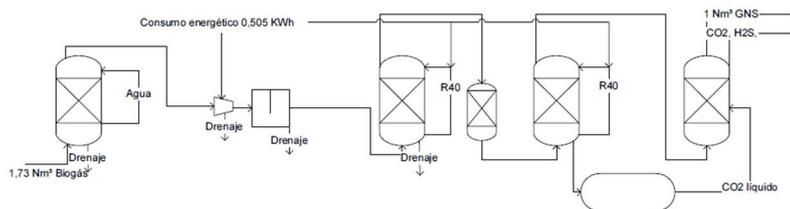


Ilustración 58: Proceso del reformado criogénico del biogás (Luiña, 2013)

Este proceso permite obtener fundamentalmente biogás con calidad de gas natural, habitualmente llamado Gas Natural Sintético (GNS), y CO_2 a presión. El CO_2 pues, queda almacenado en un estado fácilmente transportable y puede ser empleado como co-producto en otros procesos, por ejemplo como materia prima para la elaboración de bebidas gaseosas.

La modelización asume que la planta de reformado se encuentra en el mismo complejo, junto al digestor y por lo tanto no contabiliza el transporte del biogás hasta la misma. Por otro lado, se considera que todo el CO_2 extraído durante el proceso del reformado es empleado para la fabricación de bebidas carbonatadas en una

embotelladora que se encuentra a 110 km de distancia, por lo que no se imputa el impacto de su emisión a la atmósfera. El CO₂ en estado líquido es transportado con un camión cisterna de 20-28 toneladas modelado con el proceso ecoinvent “transport, lorry 20-28t, fleet average”.

La Tabla 70 muestra los inputs y outputs del proceso de reformado criogénico para la obtención de 1Nm³ de GNS según (Álvarez et al., 2015):

Tabla 70: Entradas y salidas del reformado criogénico

INPUTS del proceso	Unidad	Cantidad
Biogás	Nm ³	1.73
Electricidad	MJ	1.818
OUTPUTS del proceso		
Gas Natural Sintético	Nm ³	1
CO ₂ líquido	Nm ³	0.37

Finalmente, se obtiene para cada cosecha un rendimiento en GNS de 1186 Nm³, que se emplearán de manera local para la producción de calor en calderas, en cocinas, como combustible de vehículos, etc. Este uso ha quedado definido como fuera del sistema, cuyo alcance llega hasta la producción de GNS, por lo que no es tenido en cuenta para la valoración ambiental. Sin embargo, si se asume que se mantiene el *status quo* de consumo de gas, es decir, se asume que en la tecnosfera se consumirá la misma cantidad de gas, independientemente de que se aproveche la biomasa o no, al producir esos 1186 Nm³ de GNS se evitará consumir la misma cantidad de gas natural, y por lo tanto el impacto ambiental de su producción y transporte debe ser restada del impacto global del sistema. Para tal efecto, se emplea el proceso de EcoInvent “*natural gas, production mix, at service station*”.

A modo de resumen, se muestra en la Ilustración 59 la fase de aprovechamiento mediante co-digestión:

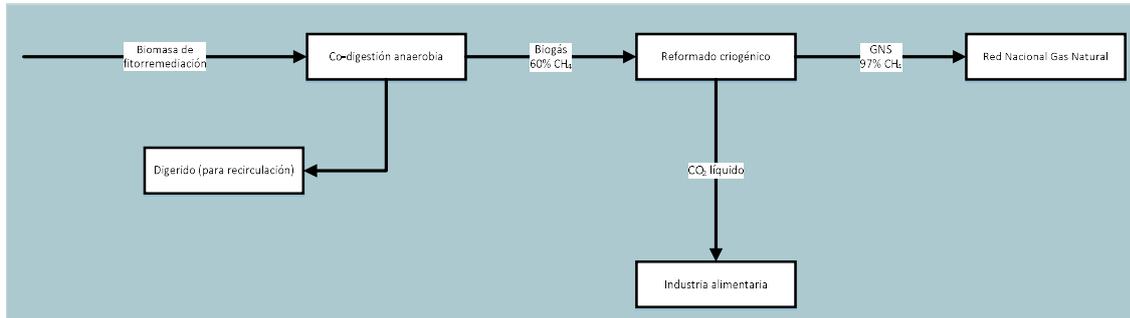


Ilustración 59: Diagrama de flujo de la fase de aprovechamiento mediante producción de GNS

E4.1.4.1.6. Número de repeticiones del ciclo de remediación

Tal y como fue calculado con el modelo de predicción de la evolución de los metales en el suelo mediante la fitorremediación en el apartado 2.2.4.3, como se precisan 65 años para alcanzar la concentración objetivo de Pb, esta modelización se detiene tras 20 ciclos.

E4.1.4.2. Escenarios correspondientes a la fitorremediación con *Zea mays*.

El empleo de maíz para la fitorremediación es el cultivo que presenta mayor número de posibilidades dado que junto con el biogás y el compostaje, también permite el aprovechamiento de su grano para la producción de bioetanol.

Las 3-tuplas que se corresponden con la utilización de este cultivo son las siguientes:

1. *Zea mays* -Transporte a Serín (16,5km)-Digestión anaerobia (Escenario 3)
2. *Zea mays* -Transporte a 5km-Disposición en vertedero inerte de gestión privada (Escenario 4)
3. *Zea mays*-Transporte a Torrelavega (176km) -Bioetanol (Escenario 5)
4. *Zea mays* -Transporte a Serín (16,5km)-Compostaje (Escenario 6)

E4.1.4.2.1. Fitorremediación de suelo contaminado

La modelización de la fase de fitorremediación sigue la misma estructura de los escenarios con *Melilotus* y se compone de los siguientes procesos:

Preparación del suelo: Este proceso es exactamente igual que para el caso anterior al tratarse del mismo suelo.

Fertilización: Este proceso es similar al empleado para el *Melilotus* aunque presenta varias diferencias derivadas del mayor número de 3-tuplas en estudio y de las diferentes necesidades nutricionales de la planta.

Con la salvedad del escenario de co-digestión, se emplea en todos los casos exclusivamente fertilización mineral, cuyas necesidades para cada cosecha se muestran en la Tabla 71 de acuerdo a (Lopez et al., 2009):

Tabla 71: Necesidades nutricionales de *Zea mays*

Fertilizante mineral	Dosis (kg/ha)
Urea	190
Triple superfosfato	120
Fosfato potásico	220

Para el escenario con producción de biogás, al igual que para el *Melilotus* se produce digerido que es recirculado de nuevo al suelo en la siguiente cosecha. Sin embargo, a diferencia con la anterior especie, el *Z. mays* tiene unas mayores necesidades de Nitrógeno que hacen que todo el digerido producido sea consumido en fertilizar parcialmente la siguiente cosecha, lo que implica que aún haya que aplicar Nitrógeno en forma de urea y que no se pueda emplear el excedente para sustituir la producción de fertilizante mineral. La Tabla 72 muestra las cantidades de fertilizante mineral a ser añadidas a partir de la segunda cosecha:

Tabla 72: Necesidades nutricionales del *Zea mays* a partir de la segunda cosecha (con recirculación de digerido)

Fertilizante mineral	Dosis (kg/ha)
Urea	100
Triple superfosfato	95
Fosfato potásico	189

Siembra: Este proceso se mantiene igual que para el *Melilotus* con la única diferencia en la dosis a emplear de semillas por hectárea y en la producción de la misma. La BBDD EcoInvent proporciona el inventario para la producción de las semillas de *Z. mays* a través del proceso *Maize seed IP, at regional storehouse*. CH. La dosis de siembra aplicada en este caso ha sido de 45kg/ha de acuerdo a (Riveiro, 2007).

Crecimiento: La captura de CO₂ atmosférico por parte de la planta es diferente según el destino que tenga la biomasa procedente de fitorremediación. Para el caso de

disposición a vertedero se estima que el CO₂ capturado será devuelto de forma natural a la atmósfera con el tiempo, por lo que el balance se estima como nulo. En el caso del compostaje, según Beck-Friis et al. (2000) el 80% del carbono presente en el compost se descompondrá en CO₂ y será devuelto a la atmósfera, mientras que el 20% restante será secuestrado en el suelo. Para el caso de aprovechamiento mediante co-digestión se realiza un balance de carbono siguiendo los mismos principios que para el Escenario 1. Para el caso del aprovechamiento como bioetanol, al no secuestrarse carbono en el suelo, todo el CO₂ capturado en el grano de la planta será devuelto a la atmósfera durante la combustión del etanol y el capturado en los restos de la planta se descompondrá de forma natural en el vertedero, por lo que el balance se considera nulo.

La Tabla 73 muestra el CO₂ secuestrado en el suelo para cada aprovechamiento considerado:

Tabla 73: CO₂ secuestrado en el suelo para los escenarios propuestos de *Zea mays*

Aprovechamiento	Kg CO ₂
Co-digestión	2.355
Etanol	0
Compost	10.267
Disposición	0

Cosechado: Este proceso es modelizado de la misma forma que para el *Melilotus* excepto para el caso de producción de bioetanol, en el que se también se realiza el secado del grano previo al envío a la planta de producción de bioetanol. A tal efecto se emplea el proceso de EcolInvent *Maize drying*. CH.

E4.1.4.2.2. Transporte de biomasa

La modelización del transporte de la biomasa se realiza de forma similar que para los escenarios del *Melilotus*. En el caso de aprovechamiento mediante co-digestión anaerobia el transporte se modeliza exactamente igual al emplear los mismos vehículos y el mismo digestor. Por otro lado, dada la baja concentración de Pb esperada en la biomasa, la disposición puede realizarse en un vertedero inerte más cercano que el empleado para el caso del *Melilotus* (5km vs 16,5 km), lo que reduce el impacto por unidad de masa.

En la opción del compostaje, la distancia es también de 16,5km ya que la planta de compostaje se encuentra en el mismo centro de tratamiento de residuos de COGERSA que el vertedero sanitario.

Finalmente, para el caso de la producción de bioetanol, al cosecharse la planta de maíz el grano es separado y enviado a la instalación de producción de bioetanol, mientras que el resto de la biomasa es dispuesta en vertedero, por lo que el transporte debe modelarse mediante 2 vías:

- Transporte del grano a la planta de producción de etanol en Torrelavega a 176 km
- Transporte de los restos vegetales al vertedero inerte de gestión privada (5km).

En ambos casos se considera que se empleará el mismo vehículo representado por el proceso de EcolInvent ***“Transport, lorry 20-28t, fleet average”***.

La Ilustración 60 muestra las 3 fases principales del sistema la remediación con aprovechamiento del grano de maíz para la producción de bioetanol:

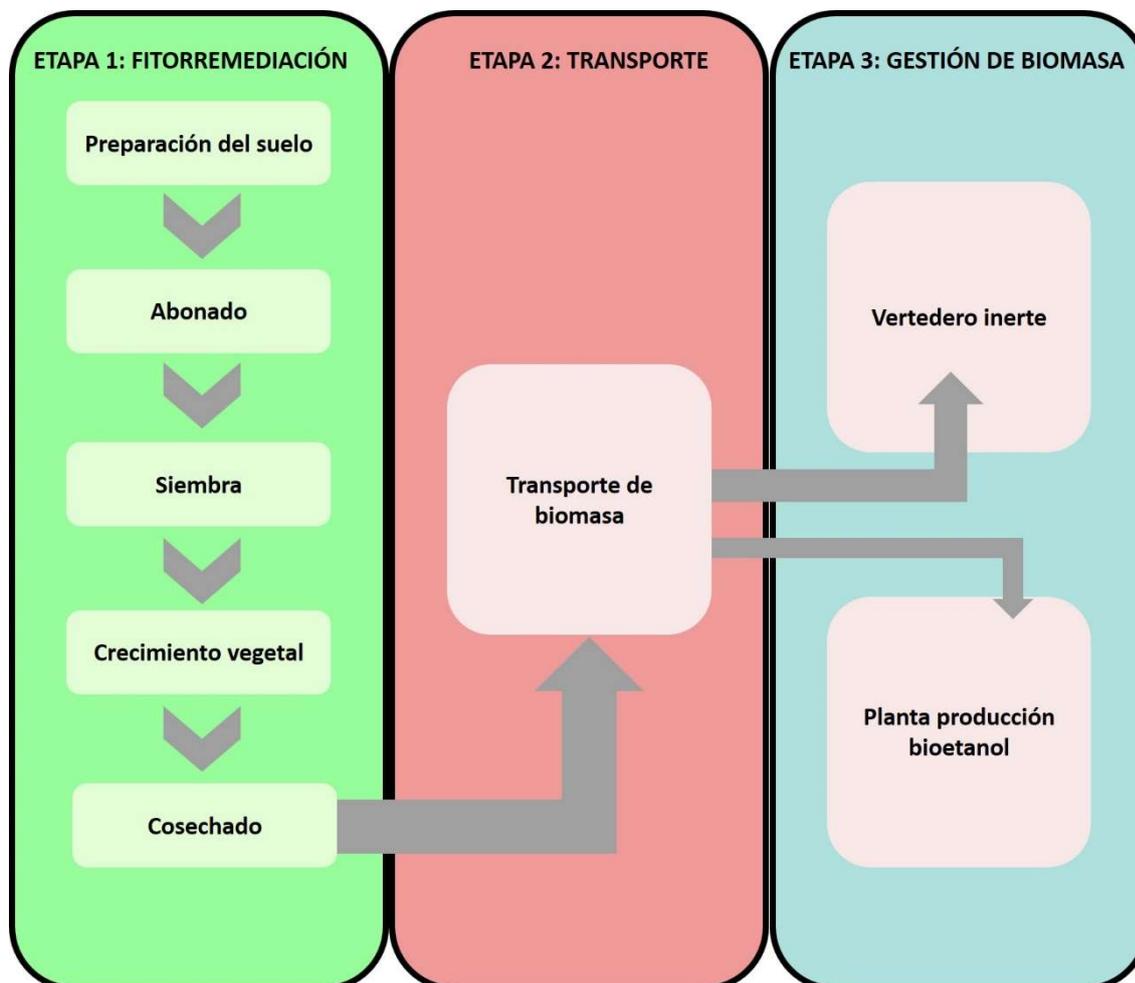


Ilustración 60: Diagrama de flujo del escenario de Zea mays con aprovechamiento de bioetanol

E4.1.4.2.3. Gestión de la biomasa

El aprovechamiento mediante co-digestión se modela de igual forma que para el escenario del *Melilotus*. La productividad de biogás se calcula a partir del potencial metanogénico reportado por (Hutnan et al., 2010), mientras que tanto la composición del biogás, como la del digestato se asumen iguales que en el caso anterior.

Para el caso de disposición en vertedero se emplea el proceso contenido en la BBDD EcolInvent “disposal, inert waste, 5% water, to inert material landfill”. Este tipo de vertederos se caracteriza por alojar residuos inertes de nula o muy baja peligrosidad por lo que tanto las emisiones como los tratamientos necesarios son inferiores a los sanitarios.

Para el caso de la producción de compost a partir de la biomasa de fitorremediación se tienen en cuenta los impactos generados durante la construcción de la planta de compostaje, el consumo eléctrico y de hidrocarburos por parte de la planta y el

tratamiento de las aguas residuales. Adicionalmente, se considera el impacto beneficioso de evitar la producción del fertilizante mineral equivalente en nitrógeno, en este caso urea, considerándose que se evitan 0,0225kg de Urea por cada kg de compost producido de acuerdo a la concentración de N en compost reportada por (ITG, 2010) y aplicándole la tasa de asimilabilidad de (ITG, 2010b).

Para el caso de la producción de bioetanol, la modelización se basa en el proceso de Ecolnvent “*etanol, 95% in H2O, from corn, at distillery*”. Dicho proceso ha sido adaptado para reflejar el uso de la biomasa de fitorremediación y tienen en cuenta los consumos energéticos en forma de electricidad y calor necesarios para el proceso, el consumo de otras materias primas necesarias como agua, soda en polvo u ácido sulfúrico, así como la construcción de la planta de producción.

E4.1.4.3. Escenarios correspondientes a la fitorremediación con *Brassica rapa*

Del apartado 3.4 se deducen 3 posibles escenarios para la fitorremediación con *Brassica rapa* que se traducen en las siguientes 3-tuplas:

1. *Brassica rapa* -Transporte a Tineo (76km)-Digestión anaerobia (Escenario 7)
2. *Brassica rapa* -Transporte vertedero de gestión privada (5km)-Disposición en vertedero inerte (Escenario 8)
3. *Brassica rapa* -Transporte a Serín (16,5km)-Compostaje (Escenario 9)

E4.1.4.3.1. Fitorremediación de suelo contaminado

La modelización de la fase de fitorremediación sigue la misma estructura de los escenarios con los anteriores cultivos y se compone de los siguientes procesos:

Preparación del suelo: Este proceso es exactamente igual que para los casos anteriores al tratarse del mismo suelo.

Fertilización: se modeliza de forma análoga a los casos anteriores, con la salvedad del escenario de co-digestión, se emplea en todos los casos exclusivamente fertilización mineral, cuyas necesidades establecidas en (Lopez et al, 2009) para cada cosecha se muestran en la Tabla 74:

Tabla 74: Necesidades nutricionales de Brassica rapa

Fertilizante mineral	Dosis (kg/ha)
Urea	75
Triple superfosfato	45
Fosfato potásico	60

Para el caso con producción de biogás, al igual que con los cultivos anteriores se produce digerido que es recirculado de nuevo al suelo en la siguiente cosecha. Dado que esta especie no es tan exigente en Nitrógeno como el *Z. mays*, al igual que sucede con el *M. officinalis* resulta posible cubrir todas sus necesidades vía digerido y emplear el excedente para la sustitución de la producción de fertilizante mineral. La Tabla 75 muestra las cantidades de fertilizante mineral a ser añadidas a partir de la segunda cosecha, así como las cantidades de fertilizante mineral que son evitadas producir:

Tabla 75: Fertilizante mineral a añadir para *B. rapa* con recirculación de digestato a partir de la segunda cosecha y fertilizante mineral evitado

Fertilizante mineral	Dosis a aplicar (kg/ha)	Producción evitada (kg/ha)
Urea	75	12
Triple superfosfato	45	3
Fosfato potásico	60	3

Siembra: Esta etapa se modeliza igual que para las especies anteriores. Para la producción de semilla se emplea el proceso de EcoInvent *Rape seed IP, at regional storehouse*. CH mientras que la dosis de siembra se establece como 15kg/ha a partir de (Canals et al, 2009).

Crecimiento: Como en los casos anteriores, la captura neta de CO₂ atmosférico por parte de la planta es diferente según el destino que tenga la biomasa procedente de fitorremediación. Para el caso de disposición en vertedero se estima que la captura de CO₂ será nula, mientras que para los casos de aprovechamiento por co-digestión y compostaje se realizan balances de carbono como en los casos anteriores cuyos resultados son mostrados en Tabla 76:

Tabla 76: CO₂ capturado para los escenarios de *B. rapa*

Aprovechamiento	Kg CO ₂
Co-digestión	1.480
Compost	6.453
Disposición	0

Cosechado: Este proceso se modeliza igual que para el *M. officinalis* y todos los casos de *Z. mays* excepto el que incluye la producción de bioetanol.

E4.1.4.3.2. Transporte de biomasa

Para este cultivo la modelización del transporte se realiza del mismo modo que en los casos anteriores. Para el escenario de co-digestión se lleva a la biomasa a Tineo. Para el escenario con compost se lleva la biomasa a las instalaciones que tiene el consorcio COGERSA a 16,5 km. Por otro lado, para el caso de la disposición se envía al vertedero inerte de gestión privada situado a 5km de la parcela.

E4.1.4.3.3. Gestión de la biomasa

El aprovechamiento mediante co-digestión se modela de mismo modo que en los casos anteriores. La productividad de biogás se calcula a partir del potencial metanogénico reportado por (Raposo et al., 2012), mientras que tanto la composición del biogás, como la del digestato se asumen idénticos a los de los casos anteriores.

Del mismo modo, para el caso de disposición en vertedero se emplea el proceso contenido en la BBDD Ecolinvent *Disposal, inert waste, 5% water, to inert material landfill*.

Finalmente, el proceso de compostaje se modela del mismo modo que en casos anteriores.

E4.1.5. Evaluación del Impacto en el Ciclo de Vida

Tal y como fue propuesto en el Capítulo 2, la Evaluación del Impacto en el Ciclo de Vida (EICV) emplea el indicador sintético de impacto ReCiPe. Dado que la parcela en remediación se localiza en España, se escoge utilizar los sets de normalización y ponderación europeos, así como la perspectiva jerárquica.

La Ilustración 61 muestra los resultados obtenidos para cada escenario planteado para el ciclo de remediación completo:

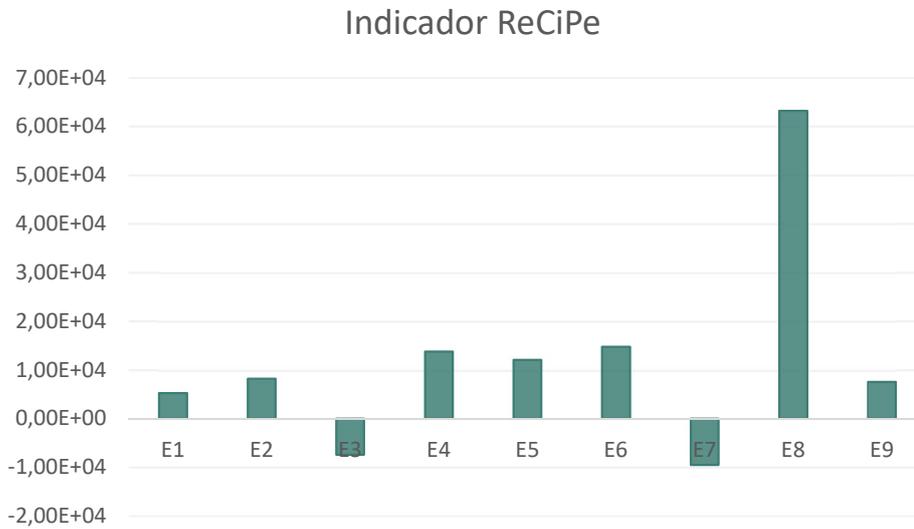


Ilustración 61: Indicador ReCiPe para cada escenario analizado

La Ilustración 61 muestra que los únicos sistemas de fitorremediación netamente sostenibles, es decir aquellos que presentan un indicador agregado ReCiPe menor que 0, son aquellos en los que la biomasa procedente de la fitorremediación es gestionada a través de co-digestión. Esta ganancia ambiental viene determinada por el impacto evitado de la producción de Gas Natural Convencional, seguido por la sustitución de fertilizantes minerales por el digerido. El caso más favorable es el de la utilización de *Melilotus officinalis* seguido de *Zea mays* y de *Brassica rapa*. La Tabla 77 muestra en orden creciente los resultados de EICV para cada sistema estudiado, confrontados con el número de cosechas necesarias para alcanzar la concentración objetivo:

Tabla 77: Resultados ordenados de la valoración ambiental para cada sistema fitorremediador

Sistema fitorremediador	ReCiPe	Nº cosechas necesarias
Escenario 7 = <i>B. rapa</i> +Biogás	-9,51E+03	1.578
Escenario 3 = <i>Z. mays</i> +Biogás	-7,37E+03	362
Escenario 1= <i>M. officinalis</i> +Biogás	5,26E+03	65
Escenario 9= <i>B. rapa</i> +Compost	7,55E+03	1.578
Escenario 2= <i>M. officinalis</i> +Disposición	8,24E+03	65
Escenario 5= <i>Z. mays</i> +Bioetanol	1,21E+04	362
Escenario 4= <i>Z. mays</i> +Disposición	1,38E+04	362
Escenario 6= <i>Z. mays</i> +compost	1,48E+04	362
Escenario 8= <i>B. rapa</i> +Disposición	6,32E+04	1.578

E4.2 VALORACIÓN ECONÓMICA

En este paso de la etapa de valoración de alternativas se procede a evaluar las implicaciones económicas de cada alternativa mediante el indicador de rentabilidad económica de Valor Actual Neto (VAN).

E4.2.1. Escenario 1: Cultivo de *Melilotus officinalis* con aprovechamiento de biogás en Tineo

En este escenario se contemplan los costes económicos derivados de las labores de cultivo y cosechado de la leguminosa, así como los ocasionados por el transporte de la biomasa hasta el digestor anaerobio localizado en Tineo, a 71 km de distancia de la parcela en remediación.

Se considera que la biomasa no tiene mercado para su compra por lo que no se contabiliza ningún tipo de retorno económico. Por otro lado, se considera que la propiedad del digestor tampoco cobrará por gestionar la biomasa una vez al año.

El transporte se considera que será realizado mediante un camión "Iveco Stralis" que lleva enganchado un semirremolque con barandas rebatibles de 42,12 m³ útiles de capacidad, idéntico al empleado para el establecimiento de los radios de búsqueda de instalaciones de aprovechamiento del Capítulo 4.

Las Bases de Datos de referencia utilizadas para la valoración económica del proyecto son las siguientes:

- **Tarifas 2016 para encomiendas sujetas a impuestos del Grupo TRAGSA**, una empresa de titularidad pública, y la de mayor tamaño del sector agroforestal tanto en número de trabajadores como en volumen de negocio en todo el territorio español. Esta BBDD puede consultarse de forma gratuita online en el link <http://tarifas.tragsa.es/prestowebisapi.dll?FunctionGo&path=Tragsa2016W-Act-no-sujetas-Trgsa-Resto.cfg>.
- **Base de Precios Paisajismo 2016**, cuya versión web puede consultarse de forma gratuita a través del link http://www.basepaisajismo.com/Paisajismo_WEB/index.htm.
- **GESTOP**, que es una herramienta desarrollada por la Universidad de Santiago de Compostela específicamente diseñada para la realización de valoraciones económicas de cultivos agroforestales en la Cornisa Cantábrica (Riveiro, 2007).

Al igual que fue descrito para la realización de la valoración ambiental, el primer año se satisfacen todas las necesidades nutricionales del cultivo mediante el aporte de abonado mineral. A partir del segundo año, se aporta digerido como fertilizante, transportado con camión cisterna hasta completar los requisitos de Nitrógeno, y el restante fósforo y potasio se complementa con fertilizante mineral.

A continuación, la Tabla 78 muestra, para cada concepto contabilizado, el coste por unidad funcional y la fuente de la que procede.

Tabla 78: Tabla de costes por unidad funcional para el escenario de *M. officinalis* con aprovechamiento para biogás

Tarea	Conceptos	Coste por UF (€/ha/año)	Fuente
Preparación suelo	Laboreo Superficial	187,46	TRAGSA
	Abonado mineral primera cosecha	62,48	TRAGSA
Abonado segunda cosecha y siguientes	Coste abonos	309,52	Base Paisajismo
	Aplicación digerido	18,82	GESTOP
Siembra	Aplicación abono mineral	62,48	TRAGSA
	Coste fertilizantes minerales complementarios	271,36	Base Paisajismo
	Transporte del digerido	36,45	TRAGSA
Cosecha	Siembra	62,48	TRAGSA
	Coste semillas	268,00	Spicegarden
Transporte	Siega y recolección pradera	247,2	GESTOP
	Transporte a Tineo	63,31	TRAGSA

Una vez realizados los flujos de caja para los 20 primeros años se calcula el desembolso actualizado para los 20 primeros años con una tasa de descuento del 3%, obteniéndose un resultado de **-18.939,30€**.

E4.2.2. Escenario 2: Cultivo de *Melilotus officinalis* con disposición de la biomasa en vertedero de residuos sólidos urbanos de Serín

Para este escenario se considera que todas las necesidades nutricionales del cultivo se aportan mediante fertilización mineral, y que una vez cosechada, la biomasa es dispuesta en un vertedero de residuos inertes de titularidad propia, el cual tiene un coste de vertido de 18,26€ por tonelada (COGERSA, 2016).

A continuación, la Tabla 79 muestra, para cada concepto contabilizado, el coste por unidad funcional y la fuente de la que procede.

Tabla 79: Tabla de costes por unidad funcional para el escenario de *M. officinalis* con disposición en vertedero

Tarea	Conceptos	Coste por UF (€/ha/año)	Fuente
Preparación suelo	Laboreo Superficial	187,46	TRAGSA
	Abonado mineral	62,48	TRAGSA
Siembra	Coste abonos	309,52	Base Paisajismo
	Siembra	62,48	TRAGSA
Cosecha	Semillas	268,00	Spicegarde n
	Siega y recolección pradera	247,2	GESTOP
Transporte	Transporte a vertedero de Serín	63,31	TRAGSA
Vertido	Canon de vertido	118,69	COGERSA

Una vez realizados los flujos de caja para los 20 primeros años se calcula el desembolso actualizado para los 20 primeros años con una tasa de descuento del 3%, obteniéndose un resultado de **-20.096,92€**.

E4.2.3. Escenario 3: Cultivo de *Zea mays* con aprovechamiento de biogás en Tineo

Al igual que para el Escenario 1, la totalidad de las necesidades nutricionales del cultivo se aportan mediante fertilización mineral el primer año, y a partir del segundo se aporta parcialmente NPK mediante digerido y el restante necesario mediante fertilización mineral. Del mismo modo que para el caso anterior, se considera que la gestión de la biomasa mediante co-digestión anaerobia no comporta retornos ni costes económicos.

A continuación, la Tabla 80 muestra, para cada concepto contabilizado, el coste por unidad funcional y la fuente de la que procede.

Tabla 80: Tabla de costes por unidad funcional para el escenario de Z. mays con aprovechamiento para biogás

Tarea	Conceptos	Coste por UF (€/ha/año)	Fuente
Preparación suelo	Laboreo Superficial	187,46	TRAGSA
	Abonado mineral anual primera cosecha	62,48	TRAGSA
Abonado segunda cosecha en adelante (mineral+digerido)	Coste abonos	561,80	Base Paisajismo
	Aplicación digerido	18,82	GESTOP
	Coste fertilizantes minerales complementarios	475,94	Base Paisajismo
	Aplicación abono mineral	62,48	TRAGSA

Siembra	Siembra	62,48	TRAGSA
	Coste semillas	276,30	GESTOP
Cosecha	Siega y recolección maíz ensilado	222,57	GESTOP
Transporte	Transporte a Tineo	303,05	TRAGSA

Una vez realizados los flujos de caja para los 20 primeros años se calcula el desembolso actualizado para los 20 primeros años con una tasa de descuento del 3%, obteniéndose un resultado de **-26.549,96€**.

E4.2.4. Escenario 4: Cultivo de *Zea mays* con disposición de la biomasa en vertedero de residuos inertes de gestión privada

Al igual que para el Escenario 2, se establece que todas las necesidades nutricionales del cultivo se aportan mediante fertilización mineral. Así mismo, la biomasa una vez cosechada es dispuesta en el vertedero de residuos inertes de gestión privada que presenta un canon de vertido de 5€/T (comunicación privada).

A continuación, la Tabla 81 muestra, para cada concepto contabilizado, el coste por unidad funcional y la fuente de la que procede.

Tabla 81: Tabla de costes por unidad funcional para el escenario de *Z. mays* con disposición en vertedero

Tarea	Conceptos	Coste por UF (€/ha/año)	Fuente
Preparación suelo	Laboreo Superficial	187,46	TRAGSA
	Abonado mineral anual		
	Aplicación abonos	62,48	TRAGSA
	Coste abonos	561,80	Base Paisajismo
Siembra	Siembra	62,48	TRAGSA
	Coste semillas	276,30	GESTOP
Cosecha	Siega y recolección maíz ensilado	222,57	GESTOP
Transporte	Transporte a vertedero	303,05	TRAGSA
Vertido	Canon de vertido	21,22	No publicado

Una vez realizados los flujos de caja para los 20 primeros años se calcula el desembolso actualizado para los 20 primeros años con una tasa de descuento del 3%, obteniéndose un resultado de **-24.047,83€**.

E4.2.5. Escenario 5: Cultivo de *Zea mays* con aprovechamiento como bioetanol en Torrelavega

Este escenario difiere de los anteriores en que en este caso el producto de la fitorremediación constituye la materia prima para la producción de bioetanol y por lo tanto no se trata como un residuo a gestionar, si no que se le considera un valor económico. Se toma un precio de venta de 175,11€ por tonelada de grano que se corresponde con el valor medio en España durante el periodo entre julio de 2015 y julio de 2106 (ASAJA, 2016).

A continuación, la Tabla 82 muestra, para cada concepto contabilizado, el coste por unidad funcional y la fuente de la que procede.

Tabla 82: Tabla de costes por unidad funcional para el escenario de Z. mays con aprovechamiento para bioetanol

Tarea	Conceptos	Coste por UF (€/ha/año)	Fuente
Preparación suelo	Laboreo Superficial	187,46	TRAGSA
	Abonado mineral	62,48	TRAGSA
Siembra	Coste abonos	561,80	Base Paisajismo
	Siembra	62,48	TRAGSA
Cosecha	Coste semillas	276,30	GESTOP
	Siega y recolección maiz grano	87,47	GESTOP
Transporte	Torrelavega	138,73	TRAGSA
	Vertedero privado (restos de grano)	17,28	No publicado
Vertido	Transporte digerido	314,89	TRAGSA
	Inerte propiedad		No publicado
Ingresos	RSM COGERSA		COGERSA
	Venta Grano maíz	1.138,21	MAGRAMA

Una vez realizados los flujos de caja para los 20 primeros años se calcula el desembolso actualizado para los 20 primeros años con una tasa de descuento del 3%, obteniéndose un resultado de **-6.103,30€**.

E4.2.6. Escenario 6: Cultivo de *Zea mays* con aprovechamiento como compost en Serín

En este escenario, al no haber aporte de digestato se considera que todas las necesidades nutricionales del cultivo se satisfacen mediante fertilización mineral. Una vez que la biomasa es cosechada es enviada a la planta de compostaje propiedad de COGERSA a 16,5km de distancia.

A continuación, la Tabla 83 muestra, para cada concepto contabilizado, el coste por unidad funcional y la fuente de la que procede.

Tabla 83: Tabla de costes por unidad funcional para el escenario de Z. mays con aprovechamiento para compost

Tarea	Conceptos	Coste por UF (€/ha/año)	Fuente
Preparación suelo	Laboreo Superficial	187,46	TRAGSA
	Abonado mineral	62,48	TRAGSA
Siembra	Coste abonos	561,8	Base Paisajismo
	Siembra	62,48	TRAGSA
	Coste semillas	276,3	GESTOP
Cosecha	Siega y recolección maiz ensilado	222,57	GESTOP
Transporte	Serín	70,03	TRAGSA

Una vez realizados los flujos de caja para los 20 primeros años se calcula el desembolso actualizado para los 20 primeros años con una tasa de descuento del 3%, obteniéndose un resultado de **-22.114,13€**.

E4.2.7. Escenario 7: Cultivo de *Brassica rapa* con aprovechamiento de biogás en Tineo

Al igual que para los escenarios 1 y 3, las necesidades nutricionales del cultivo son satisfechas completamente mediante fertilización mineral el primer año. A partir de la segunda cosecha se aplica una cantidad de digestato equivalente a la producida a través de la co-digestión anaerobia del *B. rapa* que es completada mediante aporte de fertilizante mineral.

A continuación, la Tabla 84 muestra, para cada concepto contabilizado, el coste por unidad funcional y la fuente de la que procede.

Tabla 84: Tabla de costes por unidad funcional para el escenario de B. rapa con aprovechamiento para biogás

Tarea	Conceptos	Coste por UF (€/ha/año)	Fuente
Preparación suelo	Laboreo Superficial	187,46	TRAGSA
	Abonado mineral primera cosecha	62,48	TRAGSA
Abonado segunda cosecha y adelante	Coste abonos	399,62	Base Paisajismo
	Aplicación digerido	18,82	GESTOP
	Coste fertilizantes minerales complementarios	91,16	Base Paisajismo
Siembra	Aplicación fertilizantes	62,48	TRAGSA
	Siembra	62,48	TRAGSA
Cosecha	Coste semillas	7,00	GESTOP
	Recogida manual nabo	1.223,30	GESTOP
Transporte	Transporte a Tineo	190,49	TRAGSA

Una vez realizados los flujos de caja para los 20 primeros años se calcula el desembolso actualizado para los 20 primeros años con una tasa de descuento del 3%, obteniéndose un resultado de **-28.534,32€**.

E4.2.8. Escenario 8: Cultivo de *B. rapa* con disposición de la biomasa en vertedero de residuos inertes de gestión privada

Al igual que para los Escenarios 2 y 4, todas las necesidades nutricionales del cultivo se aportan mediante fertilización mineral, y una vez la biomasa es cosechada, se dispone en el vertedero de residuos inertes de gestión privada.

A continuación, la Tabla 85, para cada concepto contabilizado, el coste por unidad funcional y la fuente de la que procede.

Tabla 85: Tabla de costes por unidad funcional para el escenario de *B. rapa* con disposición en vertedero

Tarea	Conceptos	Coste por UF (€/ha/año)	Fuente
Preparación suelo	Laboreo Superficial	187,46	TRAGSA
	Abonado mineral	62,48	TRAGSA
Siembra	Coste abonos	399,62	Base Paisajismo
	Siembra	62,48	TRAGSA
	Coste semillas	7,00	GESTOP
Cosecha	Recogida manual nabo	1.223,30	GESTOP
Transporte	Transporte a vertedero	13,33	TRAGSA
Vertido	Canon de vertido	110,00	No publicado

Una vez realizados los flujos de caja para los 20 primeros años se calcula el desembolso actualizado para los 20 primeros años con una tasa de descuento del 3%, obteniéndose un resultado de **-31.654,06€**.

E4.2.9. Escenario 9: Cultivo de *Brassica rapa* con aprovechamiento como compost en Serín

Tal y como sucede para el Escenario 6, al no haber aporte de digestato se considera que todas las necesidades nutricionales del cultivo se satisfacen mediante fertilización mineral. Una vez que la biomasa es cosechada, ésta es enviada a la planta de compostaje propiedad de COGERSA a 16,5km de distancia.

A continuación, la Tabla 86 muestra, para cada concepto contabilizado, el coste por unidad funcional y la fuente de la que procede.

Tabla 86: Tabla de costes por unidad funcional para el escenario de *B. rapa* con aprovechamiento para compost

Tarea	Conceptos	Coste por UF (€/ha/año)	Fuente
Preparación suelo	Laboreo Superficial	187,46	TRAGSA
	Abonado mineral	62,48	TRAGSA
Siembra	Coste abonos	399,62	Base Paisajismo
	Siembra	62,48	TRAGSA
Cosecha	Coste semillas	7,00	GESTOP
	Recogida manual nabo	1.223,30	GESTOP
Transporte	Transporte a Serín	13,33	TRAGSA

Una vez realizados los flujos de caja para los 20 primeros años se calcula el desembolso actualizado para los 20 primeros años con una tasa de descuento del 3%, obteniéndose un resultado de **-30.438,60€**.

E4.3 GRADO DE CUMPLIMIENTO DE OBJETIVOS DE PROYECTO

Dado que ningún sistema fitorremediador es capaz de alcanzar la concentración de Pb objetivo en el plazo máximo impuesto de 20 años, se calcula el grado de acercamiento de cada una de las soluciones propuestas para dicho periodo máximo, calculado siguiendo la metodología de predicción de plazos de remediación propuesta en esta tesis doctoral para las productividades estimadas como más probables (Tabla 87):

Tabla 87: Estimación del grado de cumplimiento de objetivos para el periodo de referencia de 20 años

Especie	Concentración de Pb en suelo tras 20 años (mgPb/kg suelo seco)	Grado de cumplimiento de objetivo (%)
<i>Zea mays</i>	148,52	7
<i>Melilotus officinalis</i>	118,73	40
<i>Brassica rapa</i>	150,94	0,8

E4.4 VALORACIÓN MULTICRITERIO DE LAS ALTERNATIVAS

La Tabla 88 resume el valor de los 3 indicadores calculadas para cada alternativa:

Tabla 88: Tabla resumen de indicadores de valoración para todos los escenarios

Escenario	Valoración ambiental	Valoración económica	Cumplimiento técnico
Escenario 1= <i>M. officinalis</i> +Biogás	5.260	-18.640,75	40
Escenario 2= <i>M. officinalis</i> +Disposición	8.240	-19.468,30	40
Escenario 3 = <i>Z. mays</i> +Biogás	-7.370	-26.549,96	7
Escenario 7= <i>Z. mays</i> +Disposición	13.800	-24.047,82	7
Escenario 5= <i>Z. mays</i> +Bioetanol	12.100	-6.103,29	7
Escenario 6= <i>Z. mays</i> +Disposición	14.800	-22.114,13	7
Escenario 7 = <i>B. rapa</i> +Biogás	-9.510	-28.534,32	0,8
Escenario 8= <i>B. rapa</i> +Disposición	63.200	-31.654,06	0,8
Escenario 9= <i>B. rapa</i> +Compost	7.550	-30.438,59	0,8

Posteriormente, los valores presentados son normalizados de acuerdo a la Ecuación 6 y Ecuación 7 propuestas en el Apartado 4.4 del Capítulo 3, obteniéndose para cada alternativa valorada los siguientes indicadores normalizados (Tabla 89):

Tabla 89: Indicadores de valoración normalizados para todos los escenarios

Escenario	Valoración ambiental	Valoración económica	Cumplimiento técnico
Escenario 1=M. <i>officinalis</i> +Biogás	0,797	0,509	1,000
Escenario 2= M. <i>officinalis</i> +Disposición	0,756	0,477	1,000
Escenario 3 = Z. <i>mays</i> +Biogás	0,971	0,200	0,158
Escenario 7= Z. <i>mays</i> +Disposición	0,680	0,298	0,158
Escenario 5= Z. <i>mays</i> +Bioetanol	0,702	1,000	0,158
Escenario 6= Z. <i>mays</i> +Disposición	0,666	0,373	0,158
Escenario 7 = B. <i>rapa</i> +Biogás	1,000	0,122	0,000
Escenario 8= B. <i>rapa</i> +Disposición	0,000	0,000	0,000
Escenario 9= B. <i>rapa</i> +Compost	0,765	0,048	0,000

Durante la fase de *Definición del problema y de los objetivos generales del proyecto*, ha quedado patente una gran flexibilidad por parte de los *stakeholders*, cuyas preferencias están abiertas a un gran rango de posibilidades. Por esta razón no se dispone de una matriz de pesos acordada con los *stakeholders* del proyecto para la decisión multicriterio ni se emplea una concreta de las recomendadas en el Capítulo 3, por lo que se procede a aplicar la matriz de pesos recomendados en su Apartado 4.4 para adoptar una perspectiva de fitoremediación, la cual le otorga la misma importancia a la sostenibilidad como a la velocidad de recuperación (40% a cada una), así como la matriz de pesos para la perspectiva de fitoatenuación, que le otorgan un mayor peso a la componente económica (45% al igual que a la componente ambiental) dándole baja importancia a la velocidad de remediación (Tabla 90):

Tabla 90: Puntuaciones de la valoración multicriterio aplicando la matriz de pesos para perspectiva de fitoextracción y de fitoatenuación

Escenario	Fitoextracción (40%-20%-40%)	Fitoatenuación (45%-45%-10%)
Escenario 1=M. officinalis+Biogás	0,821	0,688
Escenario 2= M. officinalis+Disposición	0,798	0,655
Escenario 3 = Z. mays+Biogás	0,491	0,542
Escenario 7= Z. mays+Disposición	0,395	0,456
Escenario 5= Z. mays+Bioetanol	0,544	0,782
Escenario 6= Z. mays+Disposición	0,404	0,483
Escenario 7 = B. rapa+Biogás	0,424	0,505
Escenario 8= B. rapa+Disposición	0,000	0,000
Escenario 9= B. rapa+Compost	0,316	0,366

Por otro lado, la Tabla 91 muestra las puntuaciones multicriterio cuando se prioriza cada uno de las componentes:

Tabla 91: Puntuaciones multicriterio para cada prioridad

Escenario	Prioridad ambiental	Prioridad económica	Prioridad técnica
Escenario 1=M. officinalis+Biogás	0,788	0,631	0,890
Escenario 2= M. officinalis+Disposición	0,752	0,597	0,874
Escenario 3 = Z. mays+Biogás	0,812	0,400	0,406

Escenario	Prioridad ambiental	Prioridad económica	Prioridad técnica
Escenario 7= Z. <i>mays</i> +Disposición	0,589	0,401	0,329
Escenario 5= Z. <i>mays</i> +Bioetanol	0,677	0,933	0,405
Escenario 6= Z. <i>mays</i> +Disposición	0,586	0,454	0,332
Escenario 7 = B. <i>rapa</i> +Biogás	0,812	0,342	0,312
Escenario 8= B. <i>rapa</i> +Disposición	0,000	0,000	0,000
Escenario 9= B. <i>rapa</i> +Compost	0,617	0,227	0,234

Finalmente, la Tabla 92 muestra para cada alternativa la posición relativa obtenida para cada indicador agregado de valoración:

Tabla 92: Ranking comparativo de cada indicador multicriterio por prioridad

Escenario	Prioridad ambiental	Prioridad económica	Prioridad técnica	Suma
Escenario 1= <i>M. officinalis</i> +Biogás	3	2	1	6
Escenario 2= <i>M. officinalis</i> +Disposición	4	3	2	9
Escenario 3 = <i>Z. mays</i> +Biogás	1	6	3	10
Escenario 7= <i>Z. mays</i> +Disposición	7	5	6	18
Escenario 5= <i>Z. mays</i> +Bioetanol	5	1	4	10
Escenario 6= <i>Z. mays</i> +Disposición	8	4	5	17
Escenario 7 = <i>B. rapa</i> +Biogás	2	7	7	16
Escenario 8= <i>B. rapa</i> +Disposición	9	9	9	27
Escenario 9= <i>B. rapa</i> +Compost	6	8	8	22

Tal y como puede verse en la Tabla 92, la alternativa que conlleva el cultivo de *B. rapa* y su disposición a vertedero inerte es la peor valorada de entre todas las candidatas, seguida por la utilización de la misma especie con gestión de la biomasa como compostaje.

Si se suma para cada alternativa la posición en cada uno de los indicadores se obtiene la puntuación más baja (y por tanto la mejor valorada en conjunto) para la opción de cultivo de *Melilotus* con aprovechamiento de biogás al ser la mejor para el indicador técnico, la segunda mejor desde un punto de vista económico y la tercera desde un punto de vista ambiental.

Si se usan las ponderaciones propuestas en el Apartado 4.4 para la valoración de la mejor opción para la fitoextracción, así como la mejor opción para la fitoatenuación,

se puede ver en la Tabla 93 que de nuevo la alternativa de *M. officinalis* con aprovechamiento de biogás es la mejor valorada para fitoextracción y la segunda para fitoatenuación.

Tabla 93: Ranking comparativo de cada indicador multicriterio propuesto (fitoextracción y fitoatenuación)

Escenario	Fitoextracción	Fitoatenuación
<i>M. officinalis</i> +Biogás	1	2
<i>M. officinalis</i> +Disposición	2	3
Z. mays+Biogás	4	4
Z. mays+Disposición	7	7
Z. mays+Bioetanol	3	1
Z. mays+compost	6	6
B. rapa+Biogás	5	5
B. rapa+Disposición	9	9
B. rapa+Compost	8	8

ETAPA 5: DISEÑO CONCEPTUAL

A partir de la lista de sistemas fitorremediadores viables seleccionados y categorizados en función de sus indicadores multicriterio, se procede en esta etapa a detallar la propuesta de fitorremediación y asegurar la conformidad por parte de los *stakeholders* del proyecto, con objeto de alcanzar una propuesta técnicamente viable, sostenible y aceptable por los agentes implicados en el proyecto.

E5.1 DISEÑO PRELIMINAR

Hasta esta etapa del SAD se han considerado cada uno de los cultivos en estudio de forma individual. Con la información obtenida de las etapas anteriores, en este momento se puede analizar la idoneidad de mantener un único cultivo durante todo el ciclo de remediación o por el contrario establecer sistemas de rotación y alternancia de cultivos.

La Ilustración 62 muestra el calendario anual de las tres especies en estudio.

	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
M. officinalis												
Z. mays												
B. rapa												

Ilustración 62: Calendario de plantación y siembra de las especies valoradas

Tal y como muestra la Ilustración 62, los periodos de cultivo y desarrollo de las tres especies objetivo son coincidentes en el tiempo lo que impide una alternancia de los mismos. Por lo tanto, se decide optar por un monocultivo de *Melilotus officinalis* que será aprovechado mediante co-digestión anaerobia, dejando el terreno en descanso los meses de verano entre la corta y la resiembra. Dado que se prevé emplear enmiendas agronómicas intensivas todos los años, se estima que una alternancia de cultivos no será necesaria.

De este modo el periodo estimado para la remediación del suelo coincide en años con el número de cosechas para el *Melilotus*, es decir, 65 años.

E5.2 ANÁLISIS DE ACEPTACIÓN DE LA PROPUESTA POR PARTE DE LOS STAKEHOLDERS DEL PROYECTO

Para este proyecto se establecieron como clave 2 tipos de *stakeholders*:

- La propiedad, que desea que sus actividades industriales no se vean entorpecidas por la presencia de cultivos o por las actividades de

remediación. Al mismo tiempo ha mostrado su interés en obtener algún tipo de rédito económico o al menos minimizar los costes de la intervención.

- Las administraciones locales que se espera estén interesadas en que la solución no cause trastornos a las actividades económicas locales y los medios tradicionales de vida, así como evitar aquellas especies que presenten riesgos a la calidad paisajística y biológica local.

El *Melilotus* es un pasto de uso habitual en la cornisa cantábrica que no presenta ninguna injerencia con los usos y costumbres agrícolas de la zona. Las necesidades de mecanización no presentan interferencias con las actividades que actualmente tienen lugar en las inmediaciones de la parcela, por lo que se espera que los *stakeholders* validarán en este caso la propuesta, lo que se espera tendrá lugar durante la reunión de aceptación (que a la fecha de entrega de esta tesis doctoral aún no ha tenido lugar).

E5.3 VIABILIDAD OPERATIVA

Una vez escogido el sistema fitorremediador ya se puede proceder a establecer la viabilidad operativa del mismo. Para tal efecto se ha comprobado que:

1. La parcela presenta un acceso suficiente para la maquinaria necesaria para el cultivo.
2. La obtención de semilla del *M. officinalis* no comporta ningún problema al ser un pasto de uso habitual.
3. Se ha contactado con el operador del digestor anaerobio de Tineo y se ha comprobado su disposición a admitir la biomasa para su co-digestión.

FINAL DEL SAD

En este punto se considera que el Sistema de Ayuda a la Decisión ha completado su función y se establece como solución fitorremediadora óptima el cultivo de *M. officinalis*, que será valorizado como biogás mediante co-digestión anaerobia.

Para alcanzar la concentración objetivo de 70mgPb/kg SS se estima necesario un periodo de 65 años.

6 CONCLUSIONES Y LÍNEAS DE FUTURO

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

6.1. CONCLUSIONES

Este Apartado presenta las principales conclusiones alcanzadas durante la realización de esta tesis doctoral y pone especial énfasis en la respuesta a los objetivos propuestos en el Capítulo 1.

6.1.1. Objetivo principal: Desarrollo de un nuevo Sistema de Ayuda a la Decisión

Se ha propuesto un nuevo SAD, específico para la fitorremediación de suelos industriales contaminados por metales pesados, susceptible de ser utilizado en las etapas iniciales de planificación de este tipo de proyectos por parte de un técnico o un reducido equipo de proyecto, que permite llegar a la solución más adecuada para una situación concreta. Este SAD se desarrolla a partir de una perspectiva holística que tiene en consideración aspectos técnicos, económicos, sociales y principalmente, ambientales. Sus características más importantes se resumen a continuación:

1. Empleo de principios claros y robustos que permiten un equilibrio entre la precisión de sus resultados y el coste de su utilización.
2. Iterativo, iniciando el análisis con unos criterios y objetivos ideales que puedan ser revisables en caso de no poder ser satisfechos.
3. Resultados reproducibles y extrapolables, de forma que partiendo de las mismas premisas, dos decisores de forma separada lleguen a la misma solución eliminando, o al menos minimizando, las decisiones subjetivas del decisor.
4. Enfocado desde una perspectiva ambiental, basado en la metodología de ACV, con la sostenibilidad como principio básico de valoración de alternativas.
5. Capaz de satisfacer de forma adecuada los intereses de los *stakeholders* del proyecto.

Este sistema ha buscado aprovechar los puntos fuertes de los SAD ya existentes y resolver sus debilidades, orientándolo de forma exclusiva a la fitorremediación de metales pesados y complementándolo con metodologías cuantitativas. Su estructura se inspira en la de la herramienta marco REJUVENATE, lo que le facilita un fácil encaje en numerosos sistemas legislativos europeos, al tiempo que ataca las indefiniciones propias de un sistema tan amplio dirigido a cubrir una gran cantidad de casos, proporcionando una metodología clara e inequívoca para el subgrupo de casos objeto de esta tesis doctoral.

6.1.2. Objetivo intermedio: Analizar las causas por las que los SADs existentes no son eficaces para la promoción de la aplicación de la fitorremediación en el ámbito comercial

Tras revisar los cuatro SAD susceptibles de ser empleados para la toma de decisiones en materia de fitorremediación que actualmente existen, se han

encontrado dos orientaciones diferentes, una ingenieril que busca seleccionar la fitotecnología más adecuada (*PhytoDSS* y USEPA Árbol de decisión); y otra normativa, que constituyen un marco para la toma de decisiones (REJUVENATE y Greenland).

El proceso de toma de decisiones en todos ellos se hace excesivamente intensivo a causa de la cantidad y complejidad de datos necesarios, especialmente para la toma en consideración de la variable temporal, así como para la determinación de las especies con potencial para ser empleadas en la remediación. Se ha encontrado que los 4 SAD actuales no proporcionan una base de datos, ni acceso a alguna otra externa, que proporcione los datos necesarios de forma directa, lo que obliga al analista a realizar una búsqueda de datos altamente costosa y un post-procesado de los mismos, que además exige de un cierto conocimiento científico para el que puede no estar preparado.

Por otro lado, la componente temporal no está suficientemente considerada en los SADs actuales. REJUVENATE y Greenland directamente no establecen ninguna metodología que permita su cálculo. Así mismo, el Árbol de decisión de USEPA proporciona un modelo que únicamente es aplicable para contaminantes orgánicos y no para metales pesados. *PhytoDSS* en cambio, tiene como centro de su sistema de decisión el cálculo de los plazos de remediación pero proporciona un modelo muy complejo que precisa de la obtención un gran número de datos para cada especie, por lo que su empleo sería únicamente viable para el análisis de un número muy reducido de alternativas, haciendo su uso poco eficiente para las fases de planificación que precisarían del manejo de numerosas especies. Además, el modelo de *PhytoDSS* aún no ha podido ser validado dada la ausencia de estudios de campo a largo plazo, por lo que el alto esfuerzo preciso para la modelización tampoco se vería recompensado con una estimación fiable.

La valoración entre diferentes fitotecnologías en los cuatro SADs no está definida de una forma clara que asegure que el proceso de toma de decisiones sea transparente, unívoco y holístico, integrando aspectos sociales, ambientales, económicos y técnicos. El Árbol de decisión de USEPA únicamente menciona algunos de los criterios a tener en cuenta, REJUVENATE y Greenland recomiendan el uso de los indicadores SURF-UK que como se ha mostrado no son adecuados para distinguir entre fitotecnologías.

6.1.3. Objetivo intermedio: Identificar aquellas fitotecnologías más prometedoras para ser empleadas en la remediación de suelos

Hasta la fecha se ha reportado un elevado número de especies vegetales que exhiben una cierta capacidad fitorremediadora. Sin embargo, bien sea porque sus tasas de fitoextracción son reducidas, o porque tiene una baja productividad de biomasa, una gran cantidad de ellas no serían utilizables para proyectos reales de fitorremediación.

En el Capítulo 4 se han establecido aquellas especies que la literatura científica especializada considera con mayor potencial para este tipo de proyectos aplicando técnicas de *text mining*. A pesar de haberse reportado estudios sobre cientos de especies para fitorremediación, este estudio ha puesto en evidencia que la mayoría de las especies no se han estudiado lo suficiente como para establecer con garantías su viabilidad para la fitorremediación de metales pesados y se reduce la lista de potenciales candidatas (en la actualidad) a 35 especies (Tabla 22), de las cuales 17 de ellas copan la mayor cantidad de referencias. Adicionalmente, se ha tenido en cuenta la evolución temporal de cada una de las especies consideradas, permitiendo establecer que la mayoría de ellas presentan un interés creciente para la comunidad científica.

6.1.4. Objetivo intermedio: Diseñar y compilar una base de datos susceptible de ser empleada por el SAD de una forma eficiente

Como respuesta a una de las principales carencias de los SADs existentes, a lo largo del Capítulo 4 se ha diseñado una BBDD denominada PHYTOMETAL específica para la fitorremediación de metales pesados que permite su empleo directo en el SAD propuesto en el del Capítulo 3. Esta BBDD ha sido diseñada para ser completada con todos los casos que la literatura científica presente con la información adecuada para permitir realizar todas las fases de cribado propuestas en el SAD de una forma sencilla, rápida y sistemática. Se basa en el sistema de Clases Agrológicas de la USDA y en la Clasificación Climática de Köppen para determinar la viabilidad fisiológica de la planta, junto con la correlación entre la concentración de metal en el suelo y la tasa de acumulación en la planta, para facilitar el cribado por velocidad de fitorremediación.

Posteriormente, se ha comenzado a compilar la BBDD de plantas de forma paulatina con aquellas especies que fueron identificadas como más prometedoras.

6.1.5. Objetivo intermedio: Desarrollar una herramienta que permita considerar de una forma eficiente para la toma de decisiones la componente temporal en el contexto legal actual.

En el del Capítulo 2 se estableció que es necesario incorporar una estimación del horizonte temporal de la remediación dentro del proceso de toma de decisiones (salvo para proyectos de fitoatenuación). Consecuentemente, en el del Capítulo 4 se

desarrolló un nuevo modelo heurístico que permite predecir los plazos de fitorremediación para una especie y contexto concretos. Este modelo se basa en establecer de forma cualitativa de entre todos los casos reportados en la bibliografía, aquel más próximo a la situación en estudio y determinar a partir del mismo la tasa de fitoextracción más probable. Este modelo funciona a partir de concentraciones absolutas de metal en el suelo, para permitir que sus resultados sean aplicables dentro del contexto legal actual de remediación de suelos.

Así mismo, la BBDD PHYTOMETAL ha sido específicamente diseñada para facilitar el empleo de este modelo de una forma sencilla y minimizando el volumen de datos a ser adquiridos.

6.1.6. Objetivo intermedio: Implementación de metodologías que permitan la valoración de la idoneidad de fitotecnologías para un caso dado

Analizando el set de indicadores de sostenibilidad SuRF-UK en el del Capítulo 2, se estableció que para establecer el valor aportado por fitotecnologías, únicamente los costes y beneficios económicos directos y los indicadores ambientales son relevantes. Además, una crítica común a 3 de los 4 SADs existentes es la ausencia de criterios claros para combinar todas las dimensiones del proceso de toma de decisiones.

A lo largo del del Capítulo 3, se ha desarrollado una metodología de valoración de fitotecnologías que tiene en cuenta criterios técnicos, basados en el grado de descontaminación a lo largo del horizonte temporal propuesto; criterios ambientales empleando un marco de referencia para la elaboración de Análisis de Ciclo de Vida que garantice la comparabilidad entre resultados y elimine subjetividades originadas por las preferencias del analista; criterios económicos basados en los costes y retornos directos a lo largo de todo el horizonte de la intervención.

Finalmente, se propone un método multicriterio que permita combinar los tres criterios anteriormente mencionados basado en las preferencias de los *stakeholders* clave, lo que permite reforzar la componente social a la toma de decisiones. En caso de que los *stakeholders* no se impliquen en la toma de decisiones se han desarrollado una serie de matrices de ponderación para ser utilizadas en función de los objetivos del proyecto.

6.1.7. Objetivo intermedio: Implementación de metodologías que permitan incorporar la variable ambiental de una forma rigurosa y eficiente en el nuevo SAD.

Tal y como se ha determinado en el del Capítulo 2, en el contexto legal actual el empleo de la fitorremediación se justifica principalmente por sus ventajas medioambientales, por lo que se establece que la sostenibilidad ambiental debe ser el criterio clave en la toma de decisiones. Por lo tanto, un objetivo de esta tesis

doctoral es la incorporación de la variable ambiental en el nuevo SAD de una forma rigurosa y eficiente.

A tal efecto, se desarrolla por un lado un set de reglas para realización de ACVs comparativos para la valoración de alternativas. Por otro lado, dado que la bibliografía demuestra que la valorización de la biomasa generada es un criterio fundamental para la sostenibilidad ambiental de la fitorremediación, se determinan, en función del tipo de aprovechamiento y de las carreteras por las que discurra el vehículo, aquellas distancias máximas a las que es ambientalmente viable enviar la biomasa de fitorremediación, lo que permite al analista una consideración de la sostenibilidad más rápida y sencilla en este tipo de proyectos.

6.2. LÍNEAS DE FUTURO

A lo largo de la redacción de esta tesis doctoral se han obtenido resultados en los que es posible alcanzar mayor profundidad, e incluso servir de base para futuras investigaciones.

A continuación se muestran las posibles líneas de investigación derivadas de los resultados alcanzados:

- La BBDD PHYTOMETAL es una base abierta a la que se espera que puedan ir incorporándose nuevas especies a medida que se vaya estableciendo su capacidad fitorremediadora, lo que aumentará el pull de opciones disponibles en el SAD. Además, para las especies ya presentes en la BBDD se pueden ir añadiendo nuevos casos a cuando vayan siendo publicados, permitiendo aumentar la fiabilidad de las predicciones.
- De forma similar, la herramienta de radios de búsqueda de instalaciones de aprovechamiento puede ser ampliada para considerar nuevas formas de aprovechamiento de la biomasa por la aparición de nuevas tecnologías.
- La Valoración ambiental podría beneficiarse del desarrollo de una BBDD de costes ambientales donde se tabulasen los impactos ambientales de las actividades más habituales de forma que la realización de los ACVs fuese más rápida y dinámica. Idealmente consistiría en una herramienta software conectada a las principales BBDD de ACV, como la mencionada Ecoinvent.
- Cambios legislativos dirigidos a valorar la fracción biodisponible en la denominación de suelos contaminados podrían ampliar este SAD al incorporar nuevos modelos de predicción de plazos que consideren esta casuística. En la misma línea se puede incorporar la opción de emplear OGM desarrollados para aumentar las tasas de fitoextracción, lo que llevaría a

realizar una revisión de los criterios clave de selección para considerar adecuadamente las implicaciones específicas de este tipo de fitotecnologías.

- Con objeto de aplicar el SAD de una forma más ágil, se podría considerar diseñar conexiones con los servidores remotos basados en la tecnología *SIG-web* o *Web-mapping* y *Mashups* siguiendo los estándares OGC (Open Geospatial Consortium) que permiten acceder a información de datos en formatos WMS. (imágenes de mapas), WCS (consultar coberturas), WFS. (editar entidades geográficas y sus atributos asociados), WPS (servicios de procesos remotos), GML (almacenamiento de información geográfica) y CSW (consultas en catálogos). Estas conexiones permitirían además hacer aplicable la metodología en cualquier parte del mundo y de forma actualizada.

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

7 BIBLIOGRAFÍA

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

- Alagić, S., Tošić, S., Pavlović, A., 2014. Nickel content in deciduous trees near copper mining and smelting complex bor (East Serbia). *Carpathian J. Earth Environ. Sci.* 9, 191–199.
- Alexander, M. 1994. *Biodegradation and Bioremediation*. Academic Press, San Diego.
- Ali, H., Khan, E., Sajad, M.A., 2013a. Phytoremediation of heavy metals—Concepts and applications. *Chemosphere* 91, 869–881. doi:10.1016/j.chemosphere.2013.01.075
- Ali, H., Khan, E., Sajad, M.A., 2013b. Phytoremediation of heavy metals—Concepts and applications. *Chemosphere* 91, 869–881. doi:10.1016/j.chemosphere.2013.01.075
- Ali, H., Khan, E., Sajad, M.A., 2013c. Phytoremediation of heavy metals—Concepts and applications. *Chemosphere* 91, 869–881. doi:10.1016/j.chemosphere.2013.01.075
- Álvarez, J.V., Luiña, R., Ortega, F., Lobo, P., 2015a. Synergy as Strategy for the Energetic Valorisation of Waste Focused in Transport, in: Muñoz, J.L.A., Blanco, J.L.Y., Capuz-Rizo, S.F. (Eds.), *Project Management and Engineering, Lecture Notes in Management and Industrial Engineering*. Springer International Publishing, pp. 145–156. doi:10.1007/978-3-319-12754-5_11
- Álvarez, J.V., Luiña, R., Ortega, F., Lobo, P., 2015b. *Synergy as Strategy for the Energetic Valorisation of Waste Focused in Transport*. Springer International Publishing.
- Álvarez de la Puente, J. 2013. *Manual de Compostaje para la Agricultura Ecológica*. Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía.
- American Meadows [sitio web]. [consulta el 10/08/2016]. Disponible en: <http://www.americanmeadows.com/grass-and-groundcover-seeds/clover-seeds/yellow-blossom-sweet-clover-seeds>
- Andersson-Sköld, Y., Bardos, P., Chalot, M., Bert, V., Crutu, G., Phanthavongsa, P., Delplanque, M., Track, T., Cundy, A.B., 2014. Developing and validating a practical decision support tool (DST) for biomass selection on marginal land. *J. Environ. Manage.* 145, 113–121. doi:10.1016/j.jenvman.2014.06.012
- Angle, J.S., Baker, A.J.M., Whiting, S.N., Chaney, R.L., 2003. Soil moisture effects on uptake of metals by *Thlaspi*, *Alyssum*, and *Berkheya*. *Plant Soil* 256, 325–332. doi:10.1023/A:1026137624250

- Angle, J.S., Chaney, R.L., Baker, A.J.M., Li, Y., Reeves, R., Volk, V., Roseberg, R., Brewer, E., Burke, S., Nelkin, J., 2001. Developing commercial phytoextraction technologies: Practical considerations. *South Afr. J. Sci.* 97, 619–623.
- Angle, J.S., Linacre, N.A., 2005. Metal phytoextraction - A survey of potential risks. *Int. J. Phytoremediation* 7, 241–254. doi:10.1080/16226510500215779
- ASAJA [sitio web]. Precios medios nacionales de cereales y forrajes publicados por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente Informes Semanales de Coyuntura Secretaría General Técnica. [Acceso en 01/01/2016]. Disponible en: http://www.asaja.com/files/sectoriales/16072012090118_Precios%20publicados%20por%20el%20Ministerio%20de%20Agricultura%2027.pdf
- Audet, P., Charest, C., 2007. Heavy metal phytoremediation from a meta-analytical perspective. *Environ. Pollut.* 147, 231–237. doi:10.1016/j.envpol.2006.08.011
- Babu, A.G., Shim, J., Shea, P.J., Oh, B.-T., 2014. *Penicillium aculeatum* PDR-4 and *Trichoderma* sp. PDR-16 promote phytoextraction of mine tailing soil and bioenergy production with sorghum-sudangrass. *Ecol. Eng.* 69, 186–191. doi:10.1016/j.ecoleng.2014.03.055
- Baghour, M., Moreno, D.A., Hernández, J., Castilla, N., Romero, L., 2001. Influence of root temperature on phytoaccumulation of As, Ag, Cr, and Sb in potato plants (*Solanum Tuberosum* L. var. Spunta). *J. Environ. Sci. Health - Part ToxicHazardous Subst. Environ. Eng.* 36, 1389–1401. doi:10.1081/ESE-100104886
- Bardos, P., Nathanail, J., Pope, B. 2002. General Principles for Remedial Approach Selection: Land Contamination & Reclamation [Land Contam. Reclam.]. Vol. 10, no. 3, pp. 137-160.
- Beck-Friis, B., Pell, M., Sonesson, U., Jönsson, H., Kirchmann, H., 2000. Formation and Emission of N₂O and CH₄ from Compost Heaps of Organic Household Waster. *Environ. Monit. Assess.* 62, 317–331. doi:10.1023/A:1006245227491
- Beech, I.B., Cheung, C.W.S., 1995. Interactions of exopolymers produced by sulphate-reducing bacteria with metal ions. *Int. Biodeterior. Biodegrad., Biosorption and Bioremediation* 35, 59–72. doi:10.1016/0964-8305(95)00082-G
- Bhargava, A., Carmona, F.F., Bhargava, M., Srivastava, S., 2012a. Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals. *J. Environ. Manage.* 105, 103–120. doi:10.1016/j.jenvman.2012.04.002

- Bhargava, A., Carmona, F.F., Bhargava, M., Srivastava, S., 2012b. Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals. *J. Environ. Manage.* 105, 103–120. doi:10.1016/j.jenvman.2012.04.002
- Blengini, G.A., Brizio, E., Cibrario, M., Genon, G., 2011. LCA of bioenergy chains in Piedmont (Italy): A case study to support public decision makers towards sustainability. *Resour. Conserv. Recycl.* 57, 36–47. doi:10.1016/j.resconrec.2011.10.003
- Brennan, M.A., Shelley, M.L., 1999. A model of the uptake, translocation, and accumulation of lead (Pb) by maize for the purpose of phytoextraction. *Ecol. Eng.* 12, 271–297. doi:10.1016/S0925-8574(98)00073-1
- Bridge, T.A., White, C., Gadd, G.M., 1999. Extracellular metal-binding activity of the sulphate-reducing bacterium *Desulfococcus multivorans*. *Microbiol. Read. Engl.* 145 (Pt 10), 2987–2995. doi:10.1099/00221287-145-10-2987
- Brizio E, Genon G. Environmental compatibility of renewable energy plants. In: Air pollution 2009, seventeenth international conference on modelling, monitoring and management of air pollution tallinn. Wessex Institute of Technology; 2009.
- Brundtland, Gro Harlem. 1987. Our common future, from one earth to one world. World Commission on Environment and Development, UN.
- Cameselle, C., Chirakkara, R.A., Reddy, K.R., 2013. Electrokinetic-enhanced phytoremediation of soils: Status and opportunities. *Chemosphere* 93, 626–636. doi:10.1016/j.chemosphere.2013.06.029
- Canals, R.M.; Peralta, J.; Zubiri, E. Herbario [en línea]. Navarra: Universidad Pública de Navarra, 2009. Disponible en: <http://www.unavarra.es/servicio/herbario/>
- Cano-Reséndiz, O., de la Rosa, G., Cruz-Jiménez, G., Gardea-Torresdey, J.L., Robinson, B.H., 2011. Evaluating the role of vegetation on the transport of contaminants associated with a mine tailing using the Phyto-DSS. *J. Hazard. Mater.* 189, 472–478. doi:10.1016/j.jhazmat.2011.02.059
- Cappuyens, V., 2013. Environmental impacts of soil remediation activities: quantitative and qualitative tools applied on three case studies. *J. Clean. Prod.* 52, 145–154. doi:10.1016/j.jclepro.2013.03.023
- Chacón Vargas, J.R., 2008. Historia ampliada y comentada del análisis de ciclo de vida (ACV). con una bibliografía selecta. *Rev. Esc. Colomb. Ing.* 37–70.

- Chen, B.-C., Lai, H.-Y., Juang, K.-W., 2012. Model evaluation of plant metal content and biomass yield for the phytoextraction of heavy metals by switchgrass. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 80, 393–400. doi:10.1016/j.ecoenv.2012.04.011
- Cheng, S.-F., Huang, C.-Y., Chen, K.-L., Lin, S.-C., Lin, Y.-C., 2015a. Phytoattenuation of lead-contaminated agricultural land using *Miscanthus floridulus*—an in situ case study.
- Cheng, S.-F., Huang, C.-Y., Lin, Y.-C., Lin, S.-C., Chen, K.-L., 2015b. Phytoremediation of lead using corn in contaminated agricultural land—An in situ study and benefit assessment. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 111, 72–77. doi:10.1016/j.ecoenv.2014.09.024
- Cherian, S., Oliveira, M.M., 2005. Transgenic Plants in Phytoremediation: Recent Advances and New Possibilities. *Environ. Sci. Technol.* 39, 9377–9390. doi:10.1021/es051134l
- CLARINET. 2002. "Review of Decision Support Tools for Contaminated Land and their Use in Europe", Austrian Federal Environment Agency, on behalf of CLARINET.
- Clemente, R., Bernal, M.P., 2006. Fractionation of heavy metals and distribution of organic carbon in two contaminated soils amended with humic acids. *Chemosphere* 64, 1264–1273. doi:10.1016/j.chemosphere.2005.12.058
- Cluis, C. 2004. Junk-Greedy Greens: Phytoremediation as a New Option for Soil Decontamination. *BioTeach Journal*, 2, 61-67.
- COGERSA [sitio web]. Noticias [Consultado en 21/09/2016]. Disponible en: http://www.cogersa.es/metaspaces/portal/14498/21337-noticias?pms=1,21335,48909003,view,normal,0&id_html_article=51150&mtsp_nocache=yes&back_ipg=21337&meta_from_article=51150&one_article=1
- Comisión Europea. Dirección General de Medio Ambiente-DGMA. 2000. La UE apuesta por la gestión de residuos. Accesible en: http://ec.europa.eu/environment/waste/publications/pdf/eufocus_es.pdf
- Cultural Theory, 1990. . Westview Press.
- Cundy, A.B., Bardos, R.P., Church, A., Puschenreiter, M., Friesl-Hanl, W., Müller, I., Neu, S., Mench, M., Witters, N., Vangronsveld, J., 2013. Developing principles of sustainability and stakeholder engagement for “gentle” remediation approaches: The European context. *J. Environ. Manage.* 129, 283–291. doi:10.1016/j.jenvman.2013.07.032

- Curaqueo, G., Schoebitz, M., Borie, F., Caravaca, F., Roldán, A., 2014. Inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi and addition of composted olive-mill waste enhance plant establishment and soil properties in the regeneration of a heavy metal-polluted environment. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21, 7403–7412. doi:10.1007/s11356-014-2696-z
- Danfors, B., Ledin, S., and Rosenqvist, H. 1998. Short-rotation willow coppice – growers' manual, Swedish institute of agricultural engineering Uppsala.
- Davies Jr., F.T., Puryear, J.D., Newton, R.J., Egilla, J.N., Saraiva Grossi, J.A., 2001. Mycorrhizal fungi enhance accumulation and tolerance of chromium in sunflower (*Helianthus annuus*). *J. Plant Physiol.* 158, 777–786.
- De Luca, G., de Philip, P., Dermoun, Z., Rousset, M., Verméglio, A., 2001. Reduction of technetium(VII) by *Desulfovibrio fructosovorans* is mediated by the nickel-iron hydrogenase. *Appl. Environ. Microbiol.* 67, 4583–4587.
- Delplanque, M., Collet, S., Del Gratta, F., Schnuriger, B., Gaucher, R., Robinson, B., Bert, V., 2013. Combustion of *Salix* used for phytoextraction: The fate of metals and viability of the processes. *Biomass Bioenergy* 49, 160–170. doi:10.1016/j.biombioe.2012.12.026
- Deng, B., Gobar, L., Lee, C.S., Marois, J.J., Moeller, D.W., Radosevich, M., 2002. Pulse DC mixing to enhance phytoremediation of metals and radionuclides. *Cent. Res. Technol. Dev. Publ. CRTD Am. Soc. Mech. Eng.* 64, 799–803.
- Dhiman, S.S., Selvaraj, C., Li, J., Singh, R., Zhao, X., Kim, D., Kim, J.Y., Kang, Y.C., Lee, J.-K., 2016. Phytoremediation of metal-contaminated soils by the hyperaccumulator canola (*Brassica napus* L.) and the use of its biomass for ethanol production. *Fuel* 183, 107–114. doi:10.1016/j.fuel.2016.06.025
- Dickinson, N.M., Baker, A.J.M., Doronila, A., Laidlaw, S., Reeves, R.D., 2009. Phytoremediation of Inorganics: Realism and Synergies. *Int. J. Phytoremediation* 11, 97–114. doi:10.1080/15226510802378368
- Dilks, R.T., Monette, F., Glaus, M., 2016. The major parameters on biomass pyrolysis for hyperaccumulative plants--A review. *Chemosphere* 146, 385–395. doi:10.1016/j.chemosphere.2015.12.062
- Dirilgen, N., 1998. Effects of pN and crelator EDTA on Cr toxicity and accumulation in LEMNA minor. *Chemosphere* 37, 771–783. doi:10.1016/S0045-6535(98)00080-0
- Doka G., 2009. Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Ecoinvent report No. 13. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.

- Doumett, S., Lamperi, L., Checchini, L., Azzarello, E., Mugnai, S., Mancuso, S., Petruzzelli, G., Del Bubba, M., 2008. Heavy metal distribution between contaminated soil and *Paulownia tomentosa*, in a pilot-scale assisted phytoremediation study: Influence of different complexing agents. *Chemosphere* 72, 1481–1490. doi:10.1016/j.chemosphere.2008.04.083
- Ebbs, S.D., Lasat, M.M., Brady, D.J., Cornish, J., Gordon, R., Kochian, L.V., 1997. Heavy metals in the environment: Phytoextraction of cadmium and zinc from a contaminated soil. *J. Environ. Qual.* 26, 1424–1430.
- EC-JRC. 2010. Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment. European Commission. Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability.
- EI99. 2000. Eco-indicator 99 Manual for Designers. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment. The Hague. The Netherlands.
- Environment Agency, 2004. Guidance on the use of Stabilisation/Solidification for the Treatment of Contaminated Soil, Science Report: SC980003/SR1. Accesible en: <http://www.eugris.info/displayresource.aspx?r=4287>
- Environ Sci Pollut Res* (2009) 16:765–794
- Erakhrumen, A.A., 2007. Phytoremediation: an environmentally sound technology for pollution prevention, control and remediation in developing countries. *Edu. Res. Rev.* 2, 151–156.
- España. Ley 10/1998, de 21 de abril de Residuos y Suelos Contaminados. Boletín Oficial del Estado núm. 96, de 22 de abril de 1998, páginas 13372 a 13384.
- España. Ley 22/2011, de 28 de julio, de Residuos y Suelos Contaminados. Boletín Oficial del Estado núm. 181, de 29/07/2011
- España. Real Decreto 9/2005 de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados. Boletín Oficial del Estado núm. 15, de 18 de enero de 2005, páginas 1833 a 1843
- España. Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. Boletín Oficial del Estado núm. 164, de 10 de julio de 2013, páginas 51119 a 51207.
- European Commission. European Commission staff working document: document accompanying the Communication from the Commission to the Council, The European Parliament, the European Economic and Social Committee and the

Committee of the Regions e Thematic strategy for soil protection e Impact assessment of the thematic strategy on soil protection. 2006.

European Environment Agency (2012, 23 Noviembre). Average age of the vehicle fleet. Disponible en: <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/average-age-of-the-vehicle-fleet/average-age-of-the-vehicle-3>

Evangelou, M.W.H., Daghan, H., Schaeffer, A., 2004. The influence of humic acids on the phytoextraction of cadmium from soil. *Chemosphere* 57, 207–213. doi:10.1016/j.chemosphere.2004.06.017

FAO, sitio web. [Consultado 18 de octubre 2012]. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/007/x7660s/x7660s0a.htm>

Federal Remediation Technologies Roundtable (FRTR). 1999. Soil flushing. USEPA, 401 M Street, S. W., Washington.

Fernández, R., Bertrand, A., García, J.I., Tamés, R.S., González, A., 2012. Lead accumulation and synthesis of non-protein thiolic peptides in selected clones of *Melilotus alba* and *Melilotus officinalis*. *Environ. Exp. Bot.* 78, 18–24. doi:10.1016/j.envexpbot.2011.12.016

Finnveden, G., Hauschild, M.Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., Suh, S., 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. *J. Environ. Manage.* 91, 1–21. doi:10.1016/j.jenvman.2009.06.018

Fumagalli, P., Comolli, R., Ferrè, C., Ghiani, A., Gentili, R., Citterio, S., 2014. The rotation of white lupin (*Lupinus albus* L.) with metal-accumulating plant crops: A strategy to increase the benefits of soil phytoremediation. *J. Environ. Manage.* 145, 35–42. doi:10.1016/j.jenvman.2014.06.001

Fundación de la Energía de la Comunidad de Madrid-FENERCOM. 2014. Guía sobre declaración ambiental de producto y cálculo de huella de carbono. Mostoles.

Fundación para el conocimiento Madri+d. 2007. Informe de vigilancia tecnológica: Técnicas de recuperación de suelos. Madrid

Gadd, G.M., 1999. Fungal Production of Citric and Oxalic Acid: Importance in Metal Speciation, Physiology and Biogeochemical Processes, in: Poole, R.K. (Ed.), *Advances in Microbial Physiology*. Academic Press, pp. 47–92.

- Galán Huertos, E.; Romero Baena, A., 2008. Contaminación de suelos por metales pesados. *Revista de la Sociedad Española de Mineralogía*. Noviembre 2008, nº10.
- García, I., Dorronsoro, C., 2005. Contaminación por metales pesados. En: *Tecnología de Suelos*. Universidad de Granada. Departamento de Edafología y Química Agrícola. Consultado en Abril 2013. Accesible desde: <http://edafologia.ugr.es/conta/tema15/introd.htm>.
- Gaskell, G., 2000. Agricultural biotechnology and public attitudes in the European Union. *Agbioforum* 3, 87–96.
- Gebrehawaria, G., Hussen, A., Rao, V.M., 2015. Removal of hexavalent chromium from aqueous solutions using barks of *Acacia albida* and leaves of *Euclea schimperii*. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 12, 1569–1580. doi:10.1007/s13762-014-0530-2
- Ghosh, M., Singh, S.P., 2005. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its byproducts. *Appl. Ecol. Environ. Res.* 3, 1–18.
- Glass, D.J., 1999. U.S. and International Markets for Phytoremediation, 1999–2000. D.J. Glass Associates, Inc., Needham, MA, pp. 1–266.
- Goedkoop M, Heijungs R, Huijbregts M, De Schryver AM, Struijs J, van Zelm R. ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level Report I: characterisation, First ed. 2009.
- Gonnelli, C., Marsili-Libelli, S., Baker, A., Gabrielli, R., 2000. Assessing plant phytoextraction potential through mathematical modeling. *Int. J. Phytoremediation* 2, 343–351.
- Gonsalvesh, L., Yperman, J., Carleer, R., Mench, M., Herzig, R., Vangronsveld, J., 2016. Valorisation of heavy metals enriched tobacco biomass through slow pyrolysis and steam activation. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 91, 1585-1595. Doi: 10.1002/jctb.4889
- González Costales, J.A. 2007. Plantas alóctonas invasoras en el Principado de Asturias. Consejería de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio e Infraestructuras y Obra Social “la Caixa”.
- Grčman, H., Velikonja-Bolta, Š., Vodnik, D., Kos, B., Leštan, D., 2001. EDTA enhanced heavy metal phytoextraction: metal accumulation, leaching and toxicity. *Plant Soil* 235, 105–114. doi:10.1023/A:1011857303823

- GREENLAND- 2014. Gentle remediation of trace element contaminated land. Best practice guidance for practical applications of gentle remediation option (GRO). Final report of Seventh Framework Programme for Research (FP7-KBBE-266124, Greenland).
- Greipsson, S. (2011) Phytoremediation. *Nature Education Knowledge* 3(10):7
- Guala, S.D., Vega, F.A., Covelo, E.F., 2011. Development of a model to select plants with optimum metal phytoextraction potential. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 18, 997–1003. doi:10.1007/s11356-011-0456-x
- Guidelines for Life-Cycle Assessment: : A “Code of Practice” from the workshop held at Sesimbra, Portugal, 31 March - 3 April 1993 Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), 1994. . *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 1, 55. doi:10.1007/BF02986927
- Hammer, D., Keller, C., 2002. Changes in the rhizosphere of metal-accumulating plants evidenced by chemical extractants. *J. Environ. Qual.* 31, 1561–1569.
- Haslmayr, H.-P., Meißner, S., Langella, F., Baumgarten, A., Geletneky, J., 2014. Establishing best practice for microbially aided phytoremediation. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21, 6765–6774. doi:10.1007/s11356-013-2195-7
- Hernández-Allica, J., Becerril, J.M., Garbisu, C., 2008. Assessment of the phytoextraction potential of high biomass crop plants. *Environ. Pollut.* 152, 32–40. doi:10.1016/j.envpol.2007.06.002
- Herzig R, Guadagnini M, Erismann KH, Müller-Schärer H. 1997. Chancen der Phytoextraktion. Sanfte Bodendekontamination von Schwermetallen mit Hilfe biotechnisch verbesserter Akkumula- torpflanzen. *TerraTech* 2:49–52
- Herzig R, Guadagnini M, Rehnert A, Erismann KH. 2003. Phytoextraction efficiency of in vitro-bred tobacco variants using a non-GMO approach. In: Vanek T, Schwitzguébel JP (eds) *Phytoremediation Inventory—COST Action 837* View, Prague, UOCHB AVCR, p 73, ISBN 80-86241-19-X
- Herzig R, Nehnevajova E, Vangronsveld J, Ruttens A, Mastretta C. 2005 In: *PHYTAC—development of systems to improve phytoremediation of metal contaminated soils through improved phytoremediation. Final report of the 5th Framework Programme, Projects Nr QLRT-2001-00429 and QLRT-2001-02778 (NAS), December 2005*, pp160–190
- Herzig R, Nehnevajova E, Bourigault C, Schwitzguébel JP. 2007. Fast reduction of soluble zinc on a metal contaminated site using selected tobacco plants and appropriate fertilization techniques. *COST Action 859 Management*

Committee Meeting and WG2 & 4 meeting. Fate of pollutants in the plant/rhizosphere system: fundamental aspects and their significance for field applications— prospects and research needs. 30. May–1. June 2007, Vilnius (Lithuania). Proceedings, pp 67–68

Herzig R, Ricci A, Nehnevajova E, Schwitzguébel JP. 2008. Assessing of the phytoextraction efficiency for soluble zinc and other heavy metals from a contaminated top soil using bio- technologically improved tobacco and sunflower mutants and appropriate fertilization techniques. COST Action 859 Manage- ment Committee and WG4 Meeting. Phytotechnologies in practice— biomass production, agricultural methods, legacy, legal and economic aspects. INERIS 15–17. October 2008 Verneuil- en-Halatte (F). Proceedings, pp 20–2

Hosseinzadeh, A., Hashemi, S.A., 2014. Investigation of zinc absorption in contaminated soil using tree species. *Geosystem Eng.* 17, 325–330. doi:10.1080/12269328.2014.995780

Huang, J.W., Chen, J., Berti, W.R., Cunningham, S.D., 1997. Phytoremediation of lead-contaminated soils: Role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environ. Sci. Technol.* 31, 800–805. doi:10.1021/es9604828

Huang, J.W., Cunningham, S.D., 1996. Lead phytoextraction: Species variation in lead uptake and translocation. *New Phytol.* 134, 75–84.

Hutnan, M. Spalková, V., Bodik, I. Kolesárová, N. Lazor, M. Biogas production from maize grains and maize silage. *Polish Journal of Environmental Studies Vol.* 19, No. 2 (2010)

iGECE-Institute for Green Energy & Clean Environment [sitio web]. 2010. [Consulta el 30/12/2016]. Disponible en: <http://www.igece.org/WRKY/BrachyWRKY/WRKY/Phytoremediation.html>

Instituto para la Diversificación y Ahorro de Energía (IDAE). 2007. Biomasa. Digestores anaerobios. Energías renovables: Energía de la biomasa. Ministerio de Industria, Turismo y Comercio. Madrid.

Instituto Nacional de Ecología [sitio web]. (n.d.). [Consulta el 14/04/2013]. Disponible en: <http://www.inecc.gob.mx/>.

ITG Agrícola. Valoración agronómica de compost y estiércoles. [Consultado en 18/07/2016]. Acceso desde: <http://www.lursail.net/verdocumento.asp?iddoc=4582>

ITG Agrícola. Curso de Incorporación: Módulo fertilización. [Consultado en 18/07/2016]. Acceso desde: <http://www.itgganadero.com/docs/itg/docs/2010/Cursos/PrimInstalac/Incorporaci.pdf>

ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council). 2009. Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance and Decision Trees, Revised. PHYTO-3. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, Phytotechnologies Team, Tech Reg Update. www.itrcweb.org

Jakovljević, T., Bubalo, M.C., Orlović, S., Sedak, M., Bilandžić, N., Brozinčević, I., Redovniković, I.R., 2014. Adaptive response of poplar (*Populus nigra* L.) after prolonged Cd exposure period. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21, 3792–3802. doi:10.1007/s11356-013-2292-7

Japenga, J., Koopmans, G.F., Song, J., Römkens, P.F.A.M., 2007. A feasibility test to estimate the duration of phytoextraction of heavy metals from polluted soils. *Int. J. Phytoremediation* 9, 115–132. doi:10.1080/15226510701232773

Jara-Peña, E., Gómez, J., Montoya, H., Chanco, M., Mariano, M., Cano, N., 2014. Phytoremediation capacity of five high andean species from soils contaminated with heavy metals. *Rev. Peru. Biol.* 21, 145–154. doi:10.15381/rpb.v21i2.9817

Johnson, M., Houpis, J., Johnson, K., Schulz, K., Smith, M., Paul, G., 1998. Phytoremediation of cadmium and zinc by populus deltoids and pinus tada. Presented at the Proceedings of the Air & Waste Management Association's Annual Meeting & Exhibition.

Johnston, C. D., Fisher, S., and Rayner, J. L. 2002. Removal of petroleum hydrocarbons from the vadose zone during multi-phase extraction at a contaminated industrial site. IAHS-AISH Publication, number 275.

JRC EC, Joint Research Center of the European Commission. Institute for Environmental Sustainability. 2014. Progress in the management of contaminated sites in Europe. <http://ies.jrc.ec.europa.eu>

Karlaganis, G., 2001. Swiss concept of soil protection. *J. Soils Sediments* 1, 239–254. doi:10.1007/BF02987732

Karowe, D., 2007. Are legume-feeding herbivores buffered against direct effects of elevated carbon dioxide on host plants? A test with the sulfur butterfly, *Colias philodice*. *Glob. Change Biol.* 13, 2045–2051.

- Kayser, A., Wenger, K., Keller, A., Attinger, W., Felix, H.R., Gupta, S.K., Schulin, R., 2000. Enhancement of phytoextraction of Zn, Cd, and Cu from calcareous soil: The use of NTA and sulfur amendments. *Environ. Sci. Technol.* 34, 1778–1783. doi:10.1021/es990697s
- Keller, C., Ludwig, C., Davoli, F., Wochele, J., 2005. Thermal treatment of metal-enriched biomass produced from heavy metal phytoextraction. *Environ. Sci. Technol.* 39, 3359–3367. doi:10.1021/es0484101
- Kim, D. Woo, S. Yim, J.Kim, T. T. N. Lee, J. Kang, L. Han, G. The feasibility of phytoremediation combined with bioethanol feedstock production on diesel-contaminated soil. 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World. Brisbane. 2010.
- Komárek, M., Tlustoš, P., Száková, J., Chrastný, V., Ettlér, V., 2007. The use of maize and poplar in chelant-enhanced phytoextraction of lead from contaminated agricultural soils. *Chemosphere* 67, 640–651. doi:10.1016/j.chemosphere.2006.11.010
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., Rubel, F., 2006. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorol. Z.* 15, 259–263. doi:10.1127/0941-2948/2006/0130
- Krueger, E., Darland, J., Goldyn, S., Swanson, R., Lehmann, R., Shepardson, S., Karpovich, D., 2013. Water Leaching of Chelated Pb Complexes from Post-Phytoremediation Biomass. *Water. Air. Soil Pollut.* 224, 1–11. doi:10.1007/s11270-013-1615-0
- Lai, H.-Y., 2015. Effects of Leaf Area and Transpiration Rate on Accumulation and Compartmentalization of Cadmium in *Impatiens walleriana*. *Water. Air. Soil Pollut.* 226, 2246. doi:10.1007/s11270-014-2246-9
- Li, H., Yang, Y., Chen, Z., Zhou, X., Zeng, Q., Liao, B., 2015. Accumulation of heavy metals by peanut and rapeseed and safety of their refined oil. *Chin. J. Environ. Eng.* 9, 2488–2494.
- Li, W.-X., Chen, T.-B., Liu, Y.-R., 2005. Effects of harvesting on As accumulation and removal efficiency of As by Chinese brake (*Pteris vittata* L.). *Acta Ecol. Sin.* 25, 538–542.
- Li, Y.-M., Chaney, R., Brewer, E., Roseberg, R., Angle, J.S., Baker, A., Reeves, R., Nelkin, J., 2003. Development of a technology for commercial phytoextraction of nickel: Economic and technical considerations. *Plant Soil* 249, 107–115. doi:10.1023/A:1022527330401

- Liang, H.-M., Lin, T.-H., Chiou, J.-M., Yeh, K.-C., 2009. Model evaluation of the phytoextraction potential of heavy metal hyperaccumulators and non-hyperaccumulators. *Environ. Pollut.* 157, 1945–1952. doi:10.1016/j.envpol.2008.11.052
- LID Technical Guidance Manual for Puget Sounds. Sampling of Plant Species Studied for Phytoremediation. [Consulta el 30/08/2016]. Disponible en: <http://www.superorg.net/archive/proposal/plant%20species%20phyto.pdf>
- Lloyd, J.R., Mabbett, A.N., Williams, D.R., Macaskie, L.E., 2001. Metal reduction by sulphate-reducing bacteria: physiological diversity and metal specificity. *Hydrometallurgy, Biohydrometallurgy and the environment-toward the mining of the 59*, 327–337. doi:10.1016/S0304-386X(00)00175-4
- Lloyd, J.R., Ridley, J., Khizniak, T., Lyalikova, N.N., Macaskie, L.E., 1999. Reduction of technetium by *Desulfovibrio desulfuricans*: biocatalyst characterization and use in a flowthrough bioreactor. *Appl. Environ. Microbiol.* 65, 2691–2696.
- Lloyd, J.R., Yong, P., Macaskie, L.E., 2000. Biological Reduction and Removal of Np(V) by Two Microorganisms. *Environ. Sci. Technol.* 34, 1297–1301. doi:10.1021/es990394y
- Lobo Rosario, Paula. 2013. Evaluación de la sostenibilidad de las diferentes técnicas de recuperación de suelos contaminados (Trabajo Fin de Máster). Universidad de Oviedo.
- López L.; Betrán, J.; Ramos, A.; López, H.; López, P.; Bermejo, J.L.; Urbano, P.; Piñeiro, J.; Castro, J.; Blázquez, R.; Ramos, C.; Pomares, F.; Quiñones, A.; Martínez, B.; Primo-Millo, E.; Legaz, F.; Espada, J.L.; García-Escudero, E.; García, C.; Pérez, J. 2009. Guía práctica de la fertilización racional de los cultivos en España. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. ISBN: 978-84-491-0997- [Consultado el 16 de octubre de 2012]. Disponible en <http://www.magrama.gob.es/es/agricultura/publicaciones/Publicaciones-fertilizantes.aspx>
- Lovley, D.R., Phillips, E.J., 1992. Reduction of uranium by *Desulfovibrio desulfuricans*. *Appl. Environ. Microbiol.* 58, 850–856.
- Luiña Fernández, Rocío. 2013. Aplicación de ACV al estudio ambiental del aprovechamiento energético de residuos para su utilización en el sector del transporte (Tesis doctoral). Universidad de Oviedo.
- Luo, C., Shen, Z., Li, X., Baker, A.J.M., 2006a. Enhanced phytoextraction of Pb and other metals from artificially contaminated soils through the combined

- application of EDTA and EDDS. *Chemosphere* 63, 1773–1784.
doi:10.1016/j.chemosphere.2005.09.050
- Luo, C., Shen, Z., Lou, L., Li, X., 2006b. EDDS and EDTA-enhanced phytoextraction of metals from artificially contaminated soil and residual effects of chelant compounds. *Environ. Pollut. Barking Essex* 1987 144, 862–871.
doi:10.1016/j.envpol.2006.02.012
- Luo, J., Qi, S., Peng, L., Xie, X., 2015. Phytoremediation potential of cadmium-contaminated soil by eucalyptus globulus under different coppice systems. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 94, 321–325. doi:10.1007/s00128-014-1450-z
- Lusquiños Torres, Inés. 2013. Estudio ACV de aprovechamientos de biomasa procedente de proyectos de fitorremediación (Proyecto Fin de Carrera). Universidad de Santiago de Compostela
- Macholz, R., 1987. D. C. Adriano: Trace Elements in the Terrestrial Environment. 533 Seiten, 99 Abb., zahlr. Tab. Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg, Tokyo 1986. Preis: 228, — DM. *Food Nahr.* 31, 259–259.
doi:10.1002/food.19870310321
- Malik, M., Chaney, R.L., Brewer, E.P., Li, Y.-M., Angle, J.S., 2000. Phytoextraction of soil cobalt using hyperaccumulator plants. *Int. J. Phytoremediation* 2, 319–329.
- Marchaim U. 1992. Biogas processes for sustainable development. Rome: FAO
- Masciandaro, G., Di Biase, A., Macci, C., Peruzzi, E., Iannelli, R., Doni, S., 2014. Phytoremediation of dredged marine sediment: Monitoring of chemical and biochemical processes contributing to sediment reclamation. *J. Environ. Manage.* 134, 166–174. doi:10.1016/j.jenvman.2013.12.028
- Mata, T.M., Martins, A.A., Caetano, N.S., 2010. Microalgae for biodiesel production and other applications: A review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 14, 217–232.
doi:10.1016/j.rser.2009.07.020
- Matthies, M., Giupponi, C., Ostendorf, B., 2007. Environmental decision support systems: Current issues, methods and tools. *Environ. Model. Softw.*, *Environmental Decision Support Systems* 22, 123–127.
doi:10.1016/j.envsoft.2005.09.005
- Maxted, A.P., Black, C.R., West, H.M., Crout, N.M.J., McGrath, S.P., Young, S.D., 2007. Phytoextraction of cadmium and zinc from arable soils amended with sewage sludge using *Thlaspi caerulescens*: Development of a predictive model. *Environ. Pollut.* 150, 363–372. doi:10.1016/j.envpol.2007.01.021

- McBride, M.B., Martínez, C.E., 2000. Copper Phytotoxicity in a Contaminated Soil: Remediation Tests with Adsorptive Materials. *Environ. Sci. Technol.* 34, 4386–4391. doi:10.1021/es0009931
- Meers, E., Van Slycken, S., Adriaensen, K., Ruttens, A., Vangronsveld, J., Du Laing, G., Witters, N., Thewys, T., Tack, F.M.G., 2010a. The use of bio-energy crops (*Zea mays*) for “phytoattenuation” of heavy metals on moderately contaminated soils: A field experiment. *Chemosphere* 78, 35–41. doi:10.1016/j.chemosphere.2009.08.015
- Meers, E., Van Slycken, S., Adriaensen, K., Ruttens, A., Vangronsveld, J., Du Laing, G., Witters, N., Thewys, T., Tack, F.M.G., 2010b. The use of bio-energy crops (*Zea mays*) for “phytoattenuation” of heavy metals on moderately contaminated soils: A field experiment. *Chemosphere* 78, 35–41. doi:10.1016/j.chemosphere.2009.08.015
- Meers, E., Van Slycken, S., Adriaensen, K., Ruttens, A., Vangronsveld, J., Du Laing, G., Witters, N., Thewys, T., Tack, F.M.G., 2010c. The use of bio-energy crops (*Zea mays*) for “phytoattenuation” of heavy metals on moderately contaminated soils: A field experiment. *Chemosphere* 78, 35–41. doi:10.1016/j.chemosphere.2009.08.015
- Mench, M., Lepp, N., Bert, V., Schwitzguébel, J.-P., Gawronski, S.W., Schröder, P., Vangronsveld, J., 2010. Successes and limitations of phytotechnologies at field scale: outcomes, assessment and outlook from COST Action 859. *J. Soils Sediments* 10, 1039–1070. doi:10.1007/s11368-010-0190-x
- Mench, M., Lepp, N., Bert, V., Schwitzguébel, J.-P., Gawronski, S.W., Schröder, P., Vangronsveld, J., 2010. Successes and limitations of phytotechnologies at field scale: Outcomes, assessment and outlook from COST Action 859. *J. Soils Sediments* 10, 1039–1070. doi:10.1007/s11368-010-0190-x
- Milić, D., Luković, J., Ninkov, J., Zeremski-Škorić, T., Zorić, L., Vasin, J., Milić, S., 2012. Heavy metal content in halophytic plants from inland and maritime saline areas. *Cent. Eur. J. Biol.* 7, 307–317. doi:10.2478/s11535-012-0015-6
- Ministerio de Medio Ambiente-MMA. 2007. Guía Técnica de aplicación del RD 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados. Versión web de mayo 2007. Consultado el 10 de agosto de 2016. Disponible en http://www.mapama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/suelos-contaminados/guia_tecnica_contaminantes_suelo_declaracion_suelos_tcm7-3204.pdf.

- Morais, S.A., Delerue-Matos, C., 2010. A perspective on LCA application in site remediation services: Critical review of challenges. *J. Hazard. Mater.* 175, 12–22. doi:10.1016/j.jhazmat.2009.10.041
- Moreno González, J. García González, J.J. 1982. Cultivo del Maíz en las Zonas Húmedas de España. Publicaciones de Extensión Agraria. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Moreno-Jiménez, E., Vázquez, S., Carpena-Ruiz, R.O., Esteban, E., Peñalosa, J.M., 2011. Using Mediterranean shrubs for the phytoremediation of a soil impacted by pyritic wastes in Southern Spain: A field experiment. *J. Environ. Manage.* 92, 1584–1590. doi:10.1016/j.jenvman.2011.01.022
- Mulligan, C. N. 2001. An overview of in situ bioremediation processes. Proceedings of the 29th Annual Conference of the Canadian Society for Civil Engineering. Victoria, BC, May 30-June 2. Montreal, PQ: Canadian Society of Civil Engineering.
- Murakami, M., Ae, N., 2009. Potential for phytoextraction of copper, lead, and zinc by rice (*Oryza sativa* L.), soybean (*Glycine max* [L.] Merr.), and maize (*Zea mays* L.). *J. Hazard. Mater.* 162, 1185–1192. doi:10.1016/j.jhazmat.2008.06.003
- Nathanail, J. Bardos, P. & Nathanail, P. 2002. Contaminated Land Management Ready Reference Guide. EPP Publications/ Land Quality Press (In press). Available from: EPP Publications, 52 Kings Road, Richmond, Surrey TW10 6EP, UK.
- Navarro Pedreño, J., Moral Herrero, Gómez Lucas & Mataix Beneyto. 1995. Residuos orgánicos y agricultura. Secretariado de Publicaciones, Universidad de Alicante. 108 pp
- Neagoe, A., Stancu, P., Nicoară, A., Onete, M., Bodescu, F., Gheorghe, R., Iordache, V., 2014. Effects of arbuscular mycorrhizal fungi on *Agrostis capillaris* grown on amended mine tailing substrate at pot, lysimeter, and field plot scales. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21, 6859–6876. doi:10.1007/s11356-013-1908-2
- Nörtemann, B., 1999. Biodegradation of EDTA. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 51, 751–759.
- Onwubuya, K., Cundy, A., Puschenreiter, M., Kumpiene, J., Bone, B., Greaves, J., Teasdale, P., Mench, M., Tlustos, P., Mikhalovsky, S., Waite, S., Friesl-Hanl, W., Marschner, B., Müller, I., 2009. Developing decision support tools for the selection of “gentle” remediation approaches. *Sci. Total Environ.* 407, 6132–6142. doi:10.1016/j.scitotenv.2009.08.017

- Onwubuya, Kenekwuo Maurice. 2013. Sustainable Remediation: Designing a decision support tool for the selection of 'gentle' remediation approaches (Tesis doctoral). The University of Brighton
- Ow, D.W., 1996. Heavy metal tolerance genes: Prospective tools for bioremediation. *Resour. Conserv. Recycl.* 18, 135–149. doi:10.1016/S0921-3449(96)01174-3
- Padmavathiamma, P.K., Li, L.Y., 2007. Phytoremediation Technology: Hyper-accumulation Metals in Plants. *Water. Air. Soil Pollut.* 184, 105–126. doi:10.1007/s11270-007-9401-5
- Påhlsson, A.-M.B., 1989. Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants. *Water. Air. Soil Pollut.* 47, 287–319. doi:10.1007/BF00279329
- Pawlowska, T.E., Chaney, R.L., Chin, M., Charvat, I., 2000. Effects of metal phytoextraction practices on the indigenous community of arbuscular mycorrhizal fungi at a metal-contaminated landfill. *Appl. Environ. Microbiol.* 66, 2526–2530. doi:10.1128/AEM.66.6.2526-2530.2000
- Perimenis, A., Walimwipi, H., Zinoviev, S., Müller-Langer, F., Miertus, S., 2011. Development of a decision support tool for the assessment of biofuels. *Energy Policy* 39, 1782–1793. doi:10.1016/j.enpol.2011.01.011
- Petriccione, M., Patre, D.D., Ferrante, P., Papa, S., Bartoli, G., Fioretto, A., Scortichini, M., 2013. Effects of *Pseudomonas fluorescens* Seed Bioinoculation on Heavy Metal Accumulation for *Mirabilis jalapa* Phytoextraction in Smelter-Contaminated Soil. *Water. Air. Soil Pollut.* 224, 1–17. doi:10.1007/s11270-013-1645-7
- PFAF [sitio web] Plants For A Future. [consulta el 10/08/2016]. Disponible en: <http://www.pfaf.org/user>
- Phielor, R., Voit, A., Kothe, E., 2014. Microbially Supported Phytoremediation of Heavy Metal Contaminated Soils: Strategies and Applications, *Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology*.
- PostGIS 2.0 Manual (n.d.). Obtenido el 14 de Abril de 2015, desde <http://postgis.net/docs/manual-2.0/>
- Prasad, M.N.V., De Oliveira Freitas, H.M., 1999. Feasible biotechnological and bioremediation strategies for serpentine soils and mine spoils. *Electron. J. Biotechnol.* 2, 58–76.
- Principado de Asturias. Resolución de 20 de marzo de 2014, de la Consejería de Fomento, ordenación del Territorio y Medio Ambiente, por la que se

establecen los niveles Genéricos de Referencia para metales pesados en suelos del Principado de Asturias. Boletín Oficial del Principado de Asturias Nº 91 del lunes 21 de abril de 2014.

Project Management Institute-PMI. 2013. A guide to the Project Management Body of Knowledge (PMBOK® Guide) Fifth Edition. Pennsylvania.

Punshon, T., Dickinson, N., 1999. Heavy metal resistance and accumulation characteristics in willows. *Int. J. Phytoremediation* 1, 361–385.

Rahman, I.M.M., Mosharraf Hossain, M., Begum, A.Z., Azizur Rahman, M., Hasegawa, H., 2011. Eco-Environmental consequences associated with Chelant-Assisted phytoremediation of Metal-Contaminated soil, in: *Handbook of Phytoremediation*. pp. 709–722.

Raposo, F., De la Rubia, M.A., Fernández-Cegrí, V., Borja, R., 2012. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 16, 861–877. doi:10.1016/j.rser.2011.09.008

Raskin, I., 1996. Plant genetic engineering may help with environmental cleanup. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 93, 3164–3166. doi:10.1073/pnas.93.8.3164

Raskin, I., 1995. Phytoextraction: The use of plants to remove heavy metals from soils. *Environ. Sci. Technol.* 29, 1232–1238.

Reed, M.S., Graves, A., Dandy, N., Posthumus, H., Hubacek, K., Morris, J., Prell, C., Quinn, C.H., Stringer, L.C., 2009. Who's in and why? A typology of stakeholder analysis methods for natural resource management. *J. Environ. Manage.* 90, 1933–1949. doi:10.1016/j.jenvman.2009.01.001

REJUVENATE. 2013. Crop Based Systems for Sustainable Risk Based Land Management for Economically Marginal Degraded Land: Short Guide for Decision Support Tool. SNOWMAN Network.

REVIT Project, 2007. Working towards more effective and sustainable brownfield revitalisation policies, Stakeholder engagement a toolkit. Interreg IIIB project. [Consulta el 30/08/2016]. Disponible en: http://www.revit-nweurope.org/selfguidingtrail/27_Stakeholder_engagement_a_toolkit-2.pdf.

Risk reduction Engineering laboratory Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 1989. Stabilization/Solidification of CECLA and RCRA Wastes, May 1989.

- Riveiro Valiño, José Antonio. 2007. Modelos para la Ayuda en los Procesos de Ordenación Productiva Agraria-El vacuno de aptitud lechera en Galicia. (Tesis doctoral). Universidad de Santiago de Compostela.
- Robinson, B., Fernández, J.-E., Madejón, P., Marañón, T., Murillo, J.M., Green, S., Clothier, B., 2003a. Phytoextraction: an assessment of biogeochemical and economic viability. *Plant Soil* 249, 117–125. doi:10.1023/A:1022586524971
- Robinson, B., Fernández, J.-E., Madejón, P., Marañón, T., Murillo, J.M., Green, S., Clothier, B., 2003. Phytoextraction: An assessment of biogeochemical and economic viability. *Plant Soil* 249, 117–125. doi:10.1023/A:1022586524971
- Robinson, B., Green, S., Mills, T., Clothier, B., Velde, M. van der, Laplane, R., Fung, L., Deurer, M., Hurst, S., Thayalakumaran, T.A., Dijssel, C. van den, Hortresearch, A.A., 2003b. Phytoremediation: Using plants as biopumps to improve degraded environments. *ResearchGate* 41, 599–611. doi:10.1071/SR02131
- Robinson, B.H., Brooks, R.R., Gregg, P.E.H., Kirkman, J.H., 1999. The nickel phytoextraction potential of some ultramafic soils as determined by sequential extraction. *Geoderma* 87, 293–304. doi:10.1016/S0016-7061(98)00062-7
- Robinson, B.H., Green, S.R., Chancerel, B., Mills, T.M., Clothier, B.E., 2007. Poplar for the phytomanagement of boron contaminated sites. *Environ. Pollut.* 150, 225–233. doi:10.1016/j.envpol.2007.01.017
- Rosique López, María Guadalupe. 2016. Gestión de los residuos y suelos contaminados provenientes de la minería metálica: aspectos técnicos, problemas ambientales y marco normativo (Tesis Doctoral). Universidad Politécnica de Cartagena. Cartagena.
- Sahi, S.V., Bryant, N.L., Sharma, N.C., Singh, S.R., 2002. Characterization of a lead hyperaccumulator shrub, *Sesbania drummondii*. *Environ. Sci. Technol.* 36, 4676–4680. doi:10.1021/es020675x
- SAIPEM and Life Cycle Engineering. Product Group: UN CPC 94413. 2014. Site remediation and clean up services, soil and groundwater. The International EPD® System.
- Sakakibara, M., Ohmori, Y., Ha, N.T.H., Sano, S., Sera, K., 2011. Phytoremediation of heavy metal-contaminated water and sediment by *Eleocharis acicularis*. *CLEAN – Soil Air Water* 39, 735–741. doi:10.1002/clen.201000488

- Salt, D.E., Blaylock, M., Kumar, N.P.B.A., Dushenkov, V., Ensley, B.D., Chet, I., Raskin, I., 1995. Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Bio/Technology* 13, 468–474.
- Sas-Nowosielska, A., Kucharski, R., Małkowski, E., Pogrzeba, M., Kuperberg, J.M., Kryński, K., 2004. Phytoextraction crop disposal - An unsolved problem. *Environ. Pollut.* 128, 373–379. doi:10.1016/j.envpol.2003.09.012
- Sauerbeck, D. (1989) Der Transfer von Schwermetallen in die Pflanze, in Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden. DECHEMA. Fachgespräche Umweltschutz. Stuttgart am Mainz, Germany. pp. 281-316.
- Sayer, J.A., Cotter-Howells, J.D., Watson, C., Hillier, S., Gadd, G.M., 1999. Lead mineral transformation by fungi. *Curr. Biol.* 9, 691–694. doi:10.1016/S0960-9822(99)80309-1
- Sayer, J.A., Gadd, G.M., 2001. Binding of cobalt and zinc by organic acids and culture filtrates of *Aspergillus niger* grown in the absence or presence of insoluble cobalt or zinc phosphate. *Mycol. Res.* 105, 1261–1267. doi:10.1016/S0953-7562(08)61998-X
- Schwartz, C., Gérard, E., Perronnet, K., Morel, J.L., 2001. Measurement of in situ phytoextraction of zinc by spontaneous metallophytes growing on a former smelter site. *Sci. Total Environ.* 279, 215–221. doi:10.1016/S0048-9697(01)00784-7
- Schwartz, C., Morel, J.L., Saumier, S., Whiting, S.N., Baker, A.J.M., 1999. Root development of the zinc-hyperaccumulator plant *Thlaspi caerulescens* as affected by metal origin, content and localization in soil. *Plant Soil* 208, 103–115. doi:10.1023/A:1004519611152
- Shen, Z.-G., Li, X.-D., Wang, C.-C., Chen, H.-M., Chua, H., 2002. Lead phytoextraction from contaminated soil with high-biomass plant species. *J. Environ. Qual.* 31, 1893–1900.
- Shenker, M., Fan, T.W.-M., Crowley, D.E., 2001. Phytosiderophores influence on cadmium mobilization and uptake by wheat and barley plants. *J. Environ. Qual.* 30, 2091–2098.
- Shi, G., Cai, Q., 2009. Cadmium tolerance and accumulation in eight potential energy crops. *Biotechnol. Adv., Bioenergy Research & Development in China ICBT 2008* 27, 555–561. doi:10.1016/j.biotechadv.2009.04.006
- Shim, D., Kim, S., Choi, Y.-I., Song, W.-Y., Park, J., Youk, E.S., Jeong, S.-C., Martinoia, E., Noh, E.-W., Lee, Y., 2013. Transgenic poplar trees expressing

- yeast cadmium factor 1 exhibit the characteristics necessary for the phytoremediation of mine tailing soil. *Chemosphere* 90, 1478–1486. doi:10.1016/j.chemosphere.2012.09.044
- Singhal, V., Rai, J.P.N., 2003. Biogas production from water hyacinth and channel grass used for phytoremediation of industrial effluents. *Bioresour. Technol.* 86, 221–225. doi:10.1016/S0960-8524(02)00178-5
- Smith, W.L., Gadd, G.M., 2000. Reduction and precipitation of chromate by mixed culture sulphate-reducing bacterial biofilms. *J. Appl. Microbiol.* 88, 983–991.
- Splunder, I.V., Voeselek, L.A.C.J., Vries, X.J.A.D., Blom, C.W.P.M., Coops, H., 1996. Morphological responses of seedlings of four species of Salicaceae to drought. *Can. J. Bot.* 74, 1988–1995. doi:10.1139/b96-238
- Suer, P., Andersson-Sköld, Y., 2011. Biofuel or excavation? - Life cycle assessment (LCA) of soil remediation options. *Biomass Bioenergy* 35, 969–981. doi:10.1016/j.biombioe.2010.11.022
- Sun, Y., Zhou, Q., Xu, Y., Wang, L., Liang, X., 2011. Phytoremediation for co-contaminated soils of benzo[a]pyrene (B[a]P) and heavy metals using ornamental plant *Tagetes patula*. *J. Hazard. Mater.* 186, 2075–2082. doi:10.1016/j.jhazmat.2010.12.116
- Sustainable Remediation Forum UK-SuRF-UK. 2010. A Framework for Assessing the Sustainability of Soil and Groundwater Remediation. *Contaminated Land: Applications In Real Environments (CL:AIRE)*.
- Sustainable Remediation Forum UK-SuRF-UK. 2011. Annex 1: the SuRF-UK Indicator Set for Sustainable Remediation Assessment. *Contaminated Land: Applications In Real Environments (CL:AIRE)*.
- Suthar, V., Memon, K.S., Mahmood-ul-Hassan, M., 2014. EDTA-enhanced phytoremediation of contaminated calcareous soils: heavy metal bioavailability, extractability, and uptake by maize and sesbania. *Environ. Monit. Assess.* 186, 3957–3968. doi:10.1007/s10661-014-3671-3
- Swedish Geotechnical Institute-SGI. 2009. Environmental impact assessment of biofuel production on contaminated land—Swedish case studies. Linköping.
- Šyc, M., Pohořelý, M., Jeremiáš, M., Vosecký, M., Kameníková, P., Skoblia, S., Svoboda, K., Punčochář, M., 2011. Behavior of heavy metals in steam fluidized bed gasification of contaminated biomass. *Energy Fuels* 25, 2284–2291. doi:10.1021/ef1016686

- Tan, Ah-Hwee. Text Mining: The state of the art and the challenges.[Acceso en 22/01/2017]. Disponible en: http://www.ntu.edu.sg/home/asahtan/papers/tm_pakdd99.pdf
- Terrón, P.U., 1992. Tratado de fitotecnia general. Mundi-Prensa.
- Thewys, T., Witters, N., van Slycken, S., Ruttens, A., Meers, E., Tack, F.M.G., Vangronsveld, J., 2010. Economic viability of phytoremediation of a cadmium contaminated agricultural area using energy maize. Part I: Effect on the farmer's income. *Int. J. Phytoremediation* 12, 650–662. doi:10.1080/15226514.2010.493187
- Tian, Y.L., Zhang, H.Y., Guo, W., Wei, X.F., 2015. Morphological Responses, Biomass Yield, and Bioenergy Potential of Sweet Sorghum Cultivated in Cadmium-Contaminated Soil for Biofuel. *Int. J. Green Energy* 12, 577–584. doi:10.1080/15435075.2013.871722
- Tillman, A.-M., Baumann, H., 2004. The hitch hiker's guide to LCA: an orientation in life cycle assessment methodology and application. Studentlitteratur, Lund, Sweden.
- TREMOVE, 2007. TREMOVE model description. Report. Obtenida el 7 de abril de 2015, desde http://www.tmlleuven.be/methode/tremove/TREMOVE_Short_Description.pdf
- Uhrie, J.L., Drever, J.I., Colberg, P.J.S., Nesbitt, C.C., 1996. In situ immobilization of heavy metals associated with uranium leach mines by bacterial sulfate reduction. *Hydrometallurgy* 43, 231–239. doi:10.1016/0304-386X(95)00087-W
- UNE-EN ISO. 2006. Normas ISO 14040. Gestión ambiental, análisis del ciclo de vida, principios y marco de referencia. AENOR. Madrid, España.
- UNE-EN ISO. 2006. Normas ISO 14044. Gestión ambiental, análisis del ciclo de vida, requisitos y directrices. AENOR. Madrid, España.
- Unión Europea. Comunicación COM. 2006. Comunicación del 22 de septiembre de 2006 de la Comisión al Consejo, al Parlamento Europeo, al Comité Económico y Social Europeo y el Comité de las Regiones: Estrategia Temática para la Protección del Suelo. Bruselas: Comisión Europea.
- Unión Europea. Decisión N° 166/002/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 22 de julio de 2002 por la que se establece el Sexto Programa de Acción Comunitaria en Materia de Medio Ambiente. Boletín Oficial del Estado de 19 de septiembre de 2002

- USDA [sitio web] United States Department of Agriculture. Plant Guide. [consulta el 10/08/2016]. Disponible en: <https://plants.usda.gov>
- Usman, A.R.A., Mohamed, H.M., 2009. Effect of microbial inoculation and EDTA on the uptake and translocation of heavy metal by corn and sunflower. *Chemosphere* 76, 893–899. doi:10.1016/j.chemosphere.2009.05.025
- Vangronsveld, J., Cunningham, S.D., 1998. Metal-contaminated soils: In situ inactivation and phytoremediation. Springer.
- Vangronsveld, J., Herzig, R., Weyens, N., Boulet, J., Adriaensen, K., Ruttens, A., Thewys, T., Vassilev, A., Meers, E., Nehnevajova, E., Lelie, D. van der, Mench, M., 2009. Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 16, 765–794. doi:10.1007/s11356-009-0213-6
- Vangronsveld, J., Herzig, R., Weyens, N., Boulet, J., Adriaensen, K., Ruttens, A., Thewys, T., Vassilev, A., Meers, E., Nehnevajova, E., van der Lelie, D., Mench, M., 2009. Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: Lessons from the field. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 16, 765–794. doi:10.1007/s11356-009-0213-6
- Verdilloo, H.K., Homae, M., 2008. Modeling of cadmium and lead phytoextraction from contaminated soils. *Pol. J. Soil Sci.* 41, 149–162.
- Verma, V.K., Singh, Y.P., Rai, J.P.N., 2007. Biogas production from plant biomass used for phytoremediation of industrial wastes. *Bioresour. Technol.* 98, 1664–1669. doi:10.1016/j.biortech.2006.05.038
- Vigil, M.A. Marey, M.F., Martínez, G. Rodríguez, F. Análisis de sostenibilidad en proyectos de fitorremediación de suelos contaminados por metales pesados. XVI International Congress on Project Engineering. Valencia, 11 al 13 de julio 2012. AEIPRO. Internacional
- Vigil, M.A. Ortega, F., Martínez, G. Marey, M.F. Estudio de la influencia del transporte en la sostenibilidad de los proyectos de fitorremediación. XIX International Congress on Project Engineering. Granada, 15 al 17 de julio 2015. AEIPRO. Internacional
- Vigil, M., Marey-Pérez, M.F., Martínez Huerta, G., Álvarez Cabal, V., 2015. Is phytoremediation without biomass valorization sustainable? — Comparative LCA of landfilling vs. anaerobic co-digestion. *Sci. Total Environ.* 505, 844–850. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.10.047

- Vigil, M.A. Marey, M.F., Martínez, G. Rey, A. Empleo de Análisis de Sensibilidad para la toma de decisiones Ambientales sobre Estrategias de remediación de suelos contaminados. XX International Congress on Project Engineering and Management. Cartagena, 13 al 15 de julio 2016. AEIPRO. Internacional
- Vishnoi, S.R., Srivastava, P.N., 2008. Phytoremediation-green for environmental clean. In: The 12th World Lake Conference, pp. 1016–1021.
- von Blottnitz, H., Curran, M.A., 2007. A review of assessments conducted on bio-ethanol as a transportation fuel from a net energy, greenhouse gas, and environmental life cycle perspective. *J. Clean. Prod.* 15, 607–619. doi:10.1016/j.jclepro.2006.03.002
- White, C., Gadd, G.M., 1998. Accumulation and effects of cadmium on sulphate-reducing bacterial biofilms. *Microbiology* 144, 1407–1415. doi:10.1099/00221287-144-5-1407
- White, C., Sayer, J.A., Gadd, G.M., 1997. Microbial solubilization and immobilization of toxic metals: key biogeochemical processes for treatment of contamination. *FEMS Microbiol. Rev.* 20, 503–516.
- Wickham, H., RStudio, 2017. tidy: Easily Tidy Data with “spread()” and “gather()” Functions.
- Witters, N., Mendelsohn, R., Van Passel, S., Van Slycken, S., Weyens, N., Schreurs, E., Meers, E., Tack, F., Vanheusden, B., Vangronsveld, J., 2012a. Phytoremediation, a sustainable remediation technology? II: Economic assessment of CO₂ abatement through the use of phytoremediation crops for renewable energy production. *Biomass Bioenergy, Biorefinery* 39, 470–477. doi:10.1016/j.biombioe.2011.11.017
- Witters, N., Mendelsohn, R.O., Van Slycken, S., Weyens, N., Schreurs, E., Meers, E., Tack, F., Carleer, R., Vangronsveld, J., 2012b. Phytoremediation, a sustainable remediation technology? Conclusions from a case study. I: Energy production and carbon dioxide abatement. *Biomass Bioenergy, Biorefinery* 39, 454–469. doi:10.1016/j.biombioe.2011.08.016
- Witters, N., Mendelsohn, R.O., Van Slycken, S., Weyens, N., Schreurs, E., Meers, E., Tack, F., Carleer, R., Vangronsveld, J., 2012c. Phytoremediation, a sustainable remediation technology? Conclusions from a case study. I: Energy production and carbon dioxide abatement. *Biomass Bioenergy, Biorefinery* 39, 454–469. doi:10.1016/j.biombioe.2011.08.016

- Wong, M.H., Cheung, Y.H., 1995. Gas production and digestion efficiency of sewage sludge containing elevated toxic metals. *Bioresour. Technol.* 54, 261–268. doi:10.1016/0960-8524(95)00139-5
- World Bank, 2012. Getting to Green - A Sourcebook of Pollution Management Policy Tools for Growth and Competitiveness. Pollution Management Sourcebook The International Bank for Reconstruction and Development / THE WORLD BANK 1818 H Street, NW, Washington, DC 20433, USA. <http://go.worldbank.org/QRULF0VED0>
- Wu, G., Kang, H., Zhang, X., Shao, H., Chu, L., Ruan, C., 2010. A critical review on the bio-removal of hazardous heavy metals from contaminated soils: Issues, progress, eco-environmental concerns and opportunities. *J. Hazard. Mater.* 174, 1–8. doi:10.1016/j.jhazmat.2009.09.113
- Yadav, B.K., Mathur, S., 2006. Modelling of environmental phytoextraction in vadose zone. *Indian J. Environ. Prot.* 26, 593–598.
- Yue, D., You, F., Snyder, S.W., 2014. Biomass-to-bioenergy and biofuel supply chain optimization: Overview, key issues and challenges. *Comput. Chem. Eng., Selected papers from ESCAPE-23 (European Symposium on Computer Aided Process Engineering - 23)*, 9-12 June 2013, Lappeenranta, Finland 66, 36–56. doi:10.1016/j.compchemeng.2013.11.016
- Zárubová, P., Hejcman, M., Vondráčková, S., Mrnka, L., Száková, J., Tlustoš, P., 2015. Distribution of P, K, Ca, Mg, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn in wood and bark age classes of willows and poplars used for phytoextraction on soils contaminated by risk elements. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 22, 18801–18813. doi:10.1007/s11356-015-5043-0
- Zhao, F.J., Lombi, E., McGrath, S.P., 2003. Assessing the potential for zinc and cadmium phytoremediation with the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Plant Soil* 249, 37–43. doi:10.1023/A:1022530217289
- Zhao, X., Liu, J., Xia, X., Chu, J., Wei, Y., Shi, S., Chang, E., Yin, W., Jiang, Z., 2014. The evaluation of heavy metal accumulation and application of a comprehensive bio-concentration index for woody species on contaminated sites in Hunan, China. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21, 5076–5085. doi:10.1007/s11356-013-2393-3
- Zhuang, P., Yang, Q.W., Wang, H.B., Shu, W.S., 2007. Phytoextraction of Heavy Metals by Eight Plant Species in the Field. *Water. Air. Soil Pollut.* 184, 235–242. doi:10.1007/s11270-007-9412-2

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

8 PUBLICACIONES A PARTIR DE ESTA TESIS DOCTORAL

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal



Is phytoremediation without biomass valorization sustainable? – Comparative LCA of landfilling vs. anaerobic co-digestion



Miguel Vigil ^{a,*}, Manuel F. Marey-Pérez ^b, Gemma Martínez Huerta ^a, Valeriano Álvarez Cabal ^a

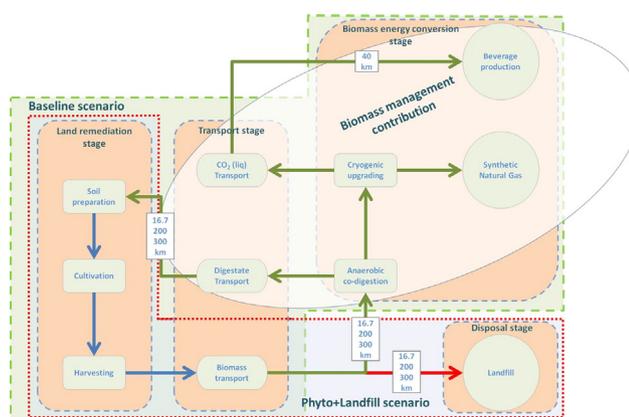
^a Área de Proyectos de Ingeniería, Departamento de Explotación y Prospección de Minas, Universidad de Oviedo, Calle Independencia 13, 33004 Oviedo, Spain

^b Universidad de Santiago de Compostela, Escuela Politécnica Superior, R/Benigno Ledo, Campus Universitario, 27002 Lugo, Spain

HIGHLIGHTS

- We confronted two scenarios of phytoremediation with different biomass managements.
- The conversion of produced biomass into energy makes phytoremediation sustainable.
- Phytoremediation without biomass valorization is not sustainable.
- Distance between site and management center is not a vital factor in sustainability.
- Distance helps the decision about phytoremediating or applying ex-situ treatment.

GRAPHICAL ABSTRACT



ARTICLE INFO

Article history:

Received 25 July 2014

Received in revised form 14 October 2014

Accepted 14 October 2014

Available online xxxxx

Editor: Charlotte Poschenrieder

Keywords:

Life cycle assessment (LCA)

Remediation

Contaminated soil

Phytoremediation

Melilotus alba

Biogas

ABSTRACT

This study examines the sustainability of phytoremediation for soils contaminated with heavy metals, especially the influence of management of the produced metal-enriched biomass on the environmental performance of the complete system. We examine a case study in Asturias (north of Spain), where the land was polluted with Pb by diffuse emissions from an adjacent steelmaking factory. A Phytoremediation scenario based on this case was assessed by performing a comparative life cycle assessment and by applying the multi-impact assessment method ReCiPe. Our Baseline scenario used the produced biomass as feedstock for an anaerobic digester that produces biogas, which is later upgraded cryogenically. The Baseline scenario was compared with two alternative scenarios: one considers depositing the produced biomass into landfill, and the other considers excavating the contaminated soil, disposing it in a landfill, and refilling the site with pristine soil. A sensitivity analysis was performed using different yields of biomass and biogas, and using different distances between site and biomass valorization/disposal center. Our results show that the impacts caused during agricultural activities and biomass valorization were compensated by the production of synthetic natural gas and the avoided impact of natural gas production. In addition, it was found that if the produced biomass was not valorized, the sustainability of phytoremediation is questionable. The distance between the site and the biomass processing center is not a major factor for determining the technology's sustainability, providing distances are less than 200–300 km. However, distance to landfill or to the source of pristine soil is a key factor when deciding to use phytoremediation or other ex-situ conventional remediation techniques.

© 2014 Elsevier B.V. All rights reserved.

* Corresponding author. Tel.: +34 985104272; fax: +34 985104256.

E-mail address: miguel.vigil@api.uniovi.es (M. Vigil).

1. Introduction

One of the collateral effects of industrial activity is the appearance of large areas of contaminated soil. In the European Union, up to 3.6 million contaminated sites are estimated (European commission, 2006). Most of these show variable quantities of heavy metals and they are mainly due to industrial and agricultural activities. Unlike biodegradable organic substances, heavy metals are highly persistent and accumulate in the environment. Heavy metals are toxic above certain concentrations, posing risks to the environment and human health (Moreno-Jiménez et al., 2011). The accumulation of metals in soil inhibits enzymatic activity, reduces wildlife populations and diversity, causes soil infertility, and enhances erosive processes (Giller et al., 1998). Heavy metals also accumulate in the tissues of living organisms and their concentrations increase as they pass from lower to higher trophic levels in a process known as biomagnification (Ali et al., 2013). The toxic effects of heavy metals in humans, especially Cd, Zn, Hg, and Pb are well known and widely documented (Järup, 2003; Harmanescu et al., 2011; Khan et al., 2013).

Metal-contaminated sites can be remediated by chemical, physical, or biological techniques. Chemical and physical treatments, frequently called conventional technologies, can remediate soil in a limited amount of time but entail several negative aspects. Soil properties can be irreversibly affected: all present biodiversity is removed from site and all biological activity in the soil is destroyed. As a result, agricultural use of land may not be possible after remediation (Vangronsveld and Cunningham, 1998). Moreover, conventional technologies entail great expenditure per hectare, which could make remediation economically unsustainable (Masciandaro et al., 2014). Furthermore, practical problems might arise in the case of excavation, such as the unavailability of suitable replacement soil, and the use of heavy construction machinery and other high energy consumption processes cause other external effects such as the emission of greenhouse gases (Witters et al., 2012).

Some plants called hyperaccumulators have the capacity to uptake unusually large amounts of one or several heavy metals from the soil (Rascio and Navari-Izzo, 2011). Crops of these plants can be used to gradually reduce the amount of available metals in the soil to achieve decontamination of metal-polluted soils, and this technology is a biological remediation technique called phytoextraction. This technique has similar costs to agricultural cultivation, which are much less than costs for conventional remediation techniques; hence, they can be a more cost-effective solution (Table 1). Moreover, the use of vegetation improves the hydrological site conditions, increases soil organic matter and microbial activity, stabilizes soil to reduce erosion, and protects the soil from direct sunlight (Cameselle et al., 2013). However, the main limitations preventing the use of this technology are: the long timeframes expected for decontamination (Fumagalli et al., 2014; Dickinson et al., 2009), the limited ability of plant species to uptake more than one or two metals (Doumett et al., 2008), the risk of metals entering the trophic chain by grazing animals if their access is not prevented, and the fact that only the metals around the root area can be extracted (ITRC, 2009). Another main issue regarding phytoextraction is the management of the metal enriched biomass after harvest. In addition to disposal to suitably managed landfills and composting, biomass energy conversion is an interesting option for biomass management. The technical and economic viability of energy production from metal-rich biomass has been

studied (Dornburg and Faaij, 2005; Licht and Isebrands, 2005; Zalesny et al., 2009), and the general conclusion is that profits from energy production can significantly reduce remediation costs and even turn phytoextraction into a money-making activity (Witters et al., 2012).

However, the technology has limitations. Phytoextraction is restricted to sites polluted to a depth of less than 30–40 cm, with low metal concentrations, and where decontamination can be achieved within a reasonable length of time. Sites contaminated by diffuse industrial emissions often produce such conditions. Moreover, diffuse metal emissions from industrial stacks tend to spread over large areas, where decontamination by conventional technologies would be unaffordable both economically and environmentally.

Although phytoremediation is generally perceived as a sustainable green technology, like any agricultural activity it can cause many environmental impacts, mainly due to harvesting (von Blottnitz and Curran, 2007), the application of fertilizers and pesticides, direct emissions (Suer and Andersson-Sköld, 2011), and the biomass after care.

Life cycle assessment (LCA) is a suitable methodology to assess the environmental implications of these kinds of projects, given its comprehensive approach in one consistent framework (European Commission-Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability, 2010 and 2011). LCA includes the entire life cycle of a product from the extraction of resources, production, use, and recycling, to the disposal of waste. LCA quantifies the resources consumed as well as the emissions attributed to the product. In addition, it also provides indicators of the product's contribution to a wide range of environmental problems such as climate change, toxic pressures, and resource depletion.

Previous research has approached the problem using LCA. Suer and Andersson-Sköld (2011) performed a full LCA of phytoremediation by *Salix viminalis* for a hydrocarbon-contaminated site in Sweden. However, heavy metal decontamination presents many differences to hydrocarbon decontamination, mainly due to the biodegradable character of the latter. In addition, the study by Suer and Andersson-Sköld (2011) did not consider valorization of the biomass and they left the willow biomass on site after harvesting. This approach would not be feasible for remediating metal-contaminated soil because the metals would remain on site or on top of the soil, and run-off would take them to surface waters thus increasing the environmental damage. In addition, Witters et al. (2012) performed a life cycle assessment for a Cd-contaminated soil in Belgium, but the analysis was limited to the global warming potential (GWP) of CO₂. Although GWP is the most widely used midpoint indicator to express LCA results, it does not consider the rest of the impacts involved in this kind of scenario, such as land use, ecotoxicity, and resource depletion. Moreover, the scenario contemplates clean-up times ranging from 114 to 1050 years, so it is forced to refer to its calculations on a yearly basis instead of analyzing the whole cycle of remediation including land-use changes.

In a broad sense, the aim of this research is to explore the potential of phytoremediation of heavy metals as a sustainable solution to brown-field recovery. More specifically, the first objective is to investigate how the management of the generated biomass, specifically its use as feedstock to anaerobic co-digestion, contributes to the sustainability of phytoremediation projects. The second objective is to examine the contribution of distance between the site and the biomass management point and its implications for the environmental performance of heavy metal phytoremediation.

1.1. Site description

A sustainability assessment of phytoremediation was performed for a site located in Asturias, north of Spain, in an area where metallurgical activities have occurred for more than 60 years. Currently, it is slightly polluted by metals due to diffuse industrial emissions. Moreover, the study area is adjacent to the industrial yard and remains unused; therefore, it is not foreseeable that it will be used as long as the industrial activity remains.

Table 1
Cost comparison of different cleanup techniques for metal pollution (Glass, 1999).

Process	Cost (US \$/t)
Land filling	100–500
Vitrification	75–425
Chemical treatment	100–500
Electrokinetics	20–200
Phytoextraction	5–40

A large environmental management initiative was held between 2008 and 2010, when the presence of heavy metals at the site was analyzed. In addition, at that time, several plant species were tested and their phytoextraction rates were measured. The grass *Melilotus alba* was the most promising species. Table 2 shows the concentrations of the main heavy metals in the soil (unpublished data provided by the land owner), compared to the legal maximum concentrations allowable for food production in the Principality of Asturias (BOPA, 2014). Table 2 indicates that the only element of concern for this soil is Pb, which has a concentration more than twice the reference value.

2. Methodology

2.1. Conceptual approach

A case of phytoremediation with biomass energy conversion was modeled as a Baseline scenario to assess its environmental implications. Afterwards, the scenario was modified by sending the biomass to disposal instead (Phytoremediation and disposal scenario). A comparison between both scenarios indicates the environmental implications of energy conversion as a biomass management strategy (Fig. 1).

Other scenarios were modeled for comparison with the Baseline scenario. An Excavation and landfill scenario was incorporated as a comparison of a usual ex-situ technique to the Baseline scenario, and a No action scenario was included as an option to leave the site as it is; to not remediate.

All scenarios started with a Pb concentration of 153.33 mg/kg dry matter (DM) as reported in Table 2. The remediation target concentration was 70 mg Pb/kg DM, which is the allowed concentration for food production and so land use shall change. According to the phytoextraction rates for *M. alba* reported in Fernández et al. (2012), site contamination could be achieved after 32 years (assuming linear extrapolation); a length of time that approximately corresponds to a human generation. The LCA approach considers the full cycle of land remediation, and provides a framework for the environmental assessment of typical cases where phytoremediation of heavy metals is feasible, such as when the economic value of the site is too low, or when the large size of the land would make decontamination by conventional techniques unfeasible.

2.2. Environmental assessment

LCA was selected to evaluate the environmental performance of each scenario. LCA is based on a comprehensive and standardized framework that provides a multi-criteria perspective along the whole life cycle of the product or service. LCA avoids burden-shifting between different environmental categories, phases of the remediation, and different territories (Finnveden et al., 2009).

A comparative 'cradle-to-grave' LCA that considered all impacts from resource extraction to the disposal phase was performed. The assessment started by inputting data for a slightly contaminated soil with Pb in its top layer (153.33 mg/kg DM) at an assumed depth of 30 cm, and stopped when the soil reached 70 mg Pb/kg DM. The produced metal-rich (residual) biomass is co-digested and upgraded up to natural gas

standards. Harvesting is done annually, and the data for biomass yield was 20,860 kg DM/ha based on quantities provided by the land owner. This cycle is repeated 32 times.

The site surface was assumed to be 10,000 m², which differs from the size of the real site. This choice was made following the recommendations of Morais and Delerue-Matos (2010) to input one hectare as a suitable functional unit of decontaminated land to reduce uncertainties in the LCA. Although phytoremediation would not be economically viable for such a small plot, the functional unit just represents the elementary surface for calculations, but in real terms the environmental evaluation could be linearly applied to larger surfaces. Soil density was assumed to be 1200 kg m⁻³, and its texture a loam or sandy loam.

The assessment was performed using the GaBi software. The Ecoinvent database (Ecoinvent Centre, 2010) was chosen for background inventory information because the data is often European and acceptably updated. This database was already used for similar studies (Suer and Andersson-Sköld, 2011; Yue et al., 2014; Perimenis et al., 2011). This insured that the inventory was consistent and the processes were comparable with each other.

2.2.1. Impact assessment method

In addition to mitigating the risk posed to human health and the environment, land remediation involves many other environmental issues such as greenhouse gas emissions (GHG), eutrophication, and acidification (Lemming et al., 2010; Morais and Delerue-Matos, 2010), and their impacts should be approached in a holistic manner. The life cycle impact assessment (LCIA) method, ReCiPe, is an evolution of the former Eco-indicator 99 and CML 2002 that consistently integrates and harmonizes midpoints and endpoints (European Commission-Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability, 2010 and 2011). This method comprises 18 impact categories at the midpoint level, including climate change, terrestrial acidification, human toxicity, fossil fuel depletion, and agricultural land occupation. Most of the 18 midpoint impact categories are further converted and aggregated into three endpoint categories: 1) damage to human health, 2) damage to ecosystem diversity, and 3) damage to resource availability (Goedkoop et al., 2009). The damage categories can also be integrated to render a single final score (single score endpoint ReCiPe). This single score was selected to assess the environmental impact of the scenarios for three reasons: 1) Land use can be assessed, although it is a component missing in many other methodologies. 2) The models it builds on are of high acceptance (Suer and Andersson-Sköld, 2011). Lastly, 3) the integration of all environmental issues in a damage-oriented single indicator provides a straight-forward interpretation that is very useful for management and decision-making (Hou et al., 2014). The assessment was performed using the hierarchist perspective and normalization values for Europe as the case scenario is located in Spain, and the hierarchist weighting set was applied.

2.3. Scenario descriptions

The Baseline scenario was performed using *M. alba*, a herbaceous pasture plant. Values for Pb accumulation in the grass shoots were taken from Fernández et al. (2012), and the biomass yield for the site was assumed to be 20,860 kg DM/ha, as provided by the land owner. The assessment includes soil preparation, cultivation, fertilization, harvesting, and transport by truck to an existing *anaerobic digester* located 16.7 km from the site. The digester is used for animal waste processing, but it was assumed to be tuned to co-digest the phytoremediation biomass once a year. The inventory of the digester was taken from Lufiña et al. (2014) instead from Ecoinvent as it represents the existing technology on site. The amount of biogas produced was modeled according to the methane yields from Raposo et al. (2012). The products of the digestion process were biogas (60% methane) and digestate. Part of the digestate was used to provide all of the required nitrogen for the phytoremediating crop at the site for the next season, and the rest

Table 2
Metal concentrations in soil compared to regional reference values.

Metal	Concentration in soil (mg/kg DM)	NGR values to allow food production (mg/kg DM)
Cd	0.88	2
Co	6.13	25
Cu	34.24	55
Ni	7.7	65
Pb	153.33	70
Zn	231.01	455

DM, dry matter.

Metal concentration exceeding legal values are shown bold-faced.

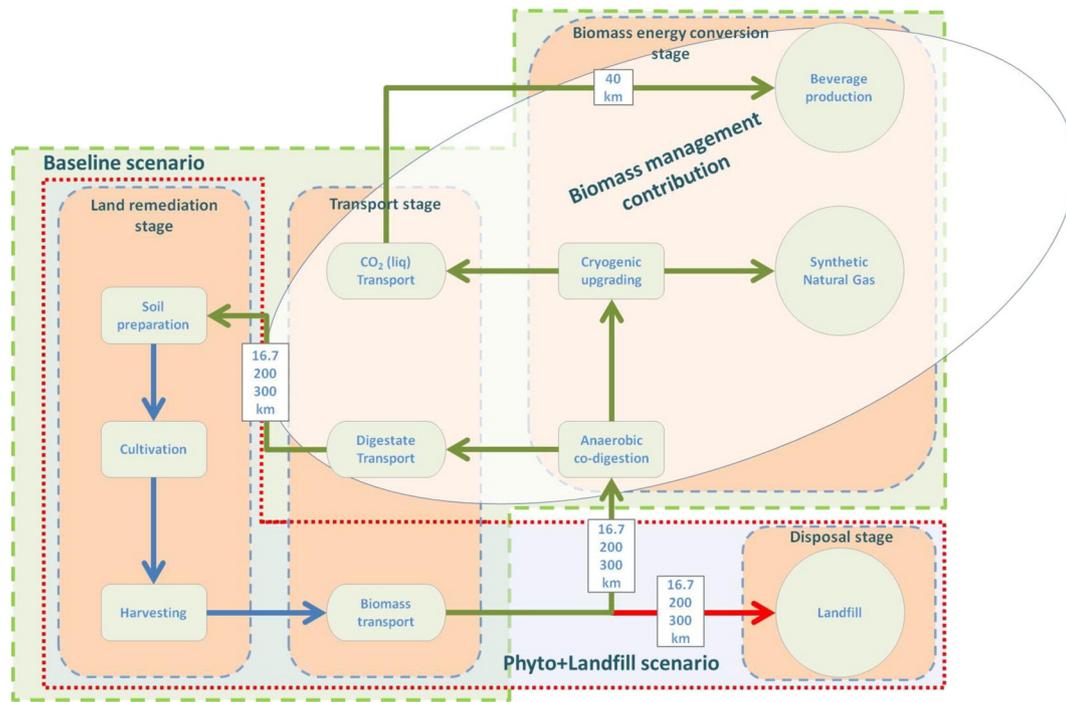


Fig. 1. Research conceptual diagram.

was considered to be sold as a urea substitute for fertilization elsewhere. To allow the injection of biogas into the natural gas distribution network, it needs to be upgraded to raise its calorific value by removing the CO_2 , as well as removing the H_2S and vapor to avoid pipeline corrosion. The *cryogenic upgrading* process was used for the LCA given its novelty and because a pilot plant with this technology is currently being built in the region. Its main advantage is that it allows storage of the removed gases and it is assumed that all CO_2 removed will be sent to a carbonated soft drink producer located 40 km away from the waste management center, so the CO_2 emissions to the atmosphere are avoided. The inventory of the cryogenic upgrading is taken from Luiña et al. (2014).

The final product is synthetic natural gas (SNG), and the impact of the equivalent amount of natural gas that was avoided was taken into account.

The real purpose of the assessment was the management of phytoremediation marginal biomass through energy production; therefore, given that no food crop was displaced for biofuel production, *indirect land-use change impacts* (iLUC) were not taken into account.

For a soil remediation project like this one, depositing the metal-rich biomass into landfill would be a feasible option; hence, sending it to an inert landfill was considered and examined as the *Phytoremediation and disposal scenario*. This scenario does not consider anaerobic co-digestion thus it has no digestate production and all crop fertilizing requirements would be applied in mineral form. Moreover, as no metals are reintroduced via digestate, the net phytoaccumulation rates of *M. alba* are higher than for the Baseline scenario and the limit of 70 mg Pb/kg DM is reached after only 23 years. It is also considered that the landfill is inside the same waste management complex as the digester, similar to the real conditions. As the heavy metal concentration in the plants is not too high it was assumed that it would be accepted like assumed by Suer and Andersson-Sköld (2011). This scenario is compared to the baseline in order to assess the contribution of biomass management to the environmental performance of the whole intervention.

The *No action* scenario shows the environmental evaluation of leaving the site as it is. Heavy metals are not degradable and their mobility along

the soil profile is extremely low, ranging from hundreds to thousands of years (Kabata-Pendias, 2001). Therefore, it is expected that after 32 years the soil will be contaminated at the same level as today. This scenario is modeled as occupation of 32 years as industrial land and no transformation on land use is considered.

Excavation and landfill of the soil's 30 cm top layer was modeled to compare the phytoremediation results with a conventional ex-situ technique. This was chosen as it is the most common soil decontamination treatment, and the same inert landfill chosen for the previous scenario was used. The full excavation volume of soil is considered to be replaced by sandy soil coming from a nearby civil construction site located 5 km away.

2.4. Sensitivity analysis

Sensitivity analyses were performed by variations of the Baseline scenario conditions:

- Given that the co-digestion process is normally optimized for animal waste and the biomass from phytoremediation would only be processed once a year, a 30% reduction in biogas yield from the methanogenic potential was considered to reflect the potential issues of microorganisms adapting to new feedstock (Zarkadas and Pilidis, 2011).
- To contemplate the variability of the local and meteorological conditions, a 50% reduction in biomass yield was tested in line with the production reported by McEwen and Johnston (1985). A logical consequence of biomass reduction would be the longer remediation times as phytoextraction in absolute terms is dependent on biomass production. However, in order to keep this scenario comparable to the Baseline scenario in temporal terms, remediation time was kept as 32 years and full remediation would not be achieved, and so there was no land-use change.
- Baseline scenarios, and Excavation and landfill scenarios were performed using distances of 200 and 300 km between the remediation site and the valorization/disposal facilities in order to test the influence

of such distances over the environmental evaluation of the whole scheme.

3. Results

The single score (ReCiPe) for the Baseline scenario showed a negative score (−8668 points) indicating that phytoremediation with energy production is environmentally beneficial according to the indicator. However, the Phytoremediation and disposal scenario shows a ReCiPe score of 12,956 points (Fig. 2).

The main impacts to the land remediation phase for both scenarios are due to the intensive agricultural use of the site, followed by the application of mineral fertilizers and harvesting operations; whereas the rest of the operations have minor impact scores. The difference between the scenarios is mainly due to the different timeframes (32 vs. 23 years) that resulted in higher land-use impacts for the Baseline (11,432 points) compared to the Phytoremediation and disposal scenario (8217 points). Other factors that explain the difference between the scenarios are the lower number of cultivation and harvesting operations, the need to apply all fertilizers in mineral form for the Phytoremediation and disposal scenario, and the carbon storage in soil (−1752 points) for the Baseline scenario.

Transport to the valorization facilities had a very low impact for both scenarios as the distance from site to the digester and to the landfill was the same because both facilities are located at the same waste management complex. The contribution of transport to the absolute values of the ReCiPe score was only 1.6% for the Baseline and 2.9% for the Phytoremediation and disposal scenario.

The main difference between both scenarios comes at the biomass management stage. For the Baseline, that stage is dominated by the avoided production of natural gas due the production of SNG, which is sufficient to compensate for the large impacts caused by anaerobic co-digestion (9815 points) and the cryogenic upgrading (6510 points). The impacts at the digester are mostly due to the burning of natural gas to get the heat needed by the process, which is partially compensated by the avoided impacts of the production of mineral fertilizers as a consequence of digestate co-production (−1025 points). In addition, cryogenic upgrading impacts are mainly due to the large amount of electricity required by the process.

The No action scenario only considered the occupation of industrial land for 32 years. The impact according ReCiPe single score was of 14,143 points.

The Excavation and landfill scenario had a ReCiPe score of 5670 points. The greatest share of the impact comes from disposal to inert landfill (70%), which was mainly caused by the expenditure of fossil resources during the waste treatment. Transport had a limited influence (19%) due to the short distance between site and landfill, while the

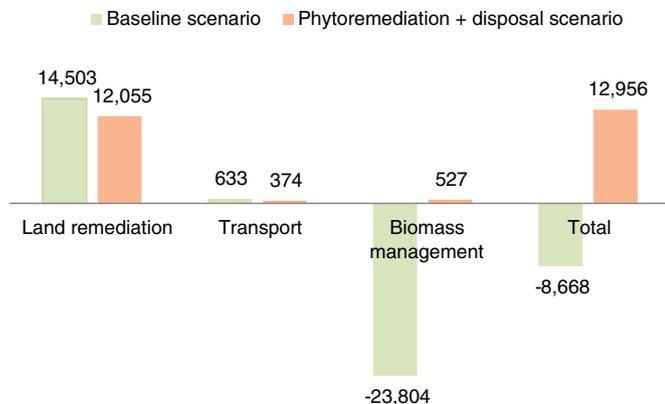


Fig. 2. Comparative bar chart between Baseline and Phytoremediation and disposal scenarios (ReCiPe points).

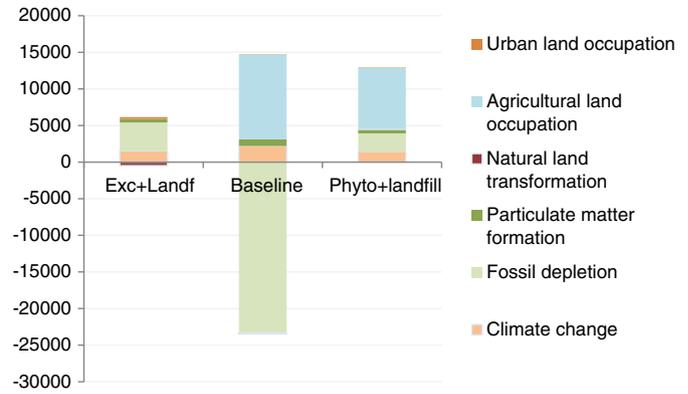


Fig. 3. Main impact categories to the three scenarios.

excavation and refilling operations only accounted for 11% of the overall impact.

Fig. 3 shows how the most important category is fossil depletion for the Baseline scenario as well as for the Excavation and landfill scenario. Agricultural land occupation is also important for both Phytoremediation scenarios while negligible for the conventional technique.

Fig. 4 shows the single ReCiPe score of all scenarios. The only scenario that shows a negative score, and hence a net environmental benefit, was the Baseline scenario even when a reduction of the biogas yield was considered. However, the No action scenario could also be taken as a reference instead of 0 points, because leaving the site as it is also entails certain impacts. That approach has the result that all scenarios would be environmentally favorable.

4. Discussion

The results of the single score (ReCiPe points) for the Baseline scenario show that phytoremediation with energy production is environmentally beneficial due to the substitution of natural gas by the produced SNG. In addition, the version of the Phytoremediation and disposal scenario resulted in positive values. Comparing both scenarios, the importance of biomass management to the scheme's sustainability was highlighted, showing that phytoremediation without biomass valorization might not be a sustainable technology, especially for intensive cultivation, as there was no net carbon capture and there were impacts from landfilling. Moreover, in this case, it was assumed that metal concentrations in plants were sufficiently low to be accepted in an inert landfill, but if adverse legislation was applied or more efficient metal-accumulating plants were used, it would be expected that hazardous material landfill would be chosen instead, dramatically raising the ReCiPe score, as shown by the results of Suer and Andersson-Sköld (2011).

The scenario that considered the reduction of biogas yield still showed a negative value (−4380 points) while the scenario with a 50% reduction of biomass had a score of 3689 points. Although massive reductions of biomass yield resulted in positive values, this value was still significantly lower than the No action scenario.

The Baseline scenario showed that transport had a limited influence over the sustainability of the whole scheme. During the sensitivity analysis alternative distances of 200 and 300 km between site and biomass valorization/disposal premises were tested following the frameworks set by Wang et al. (2012) and Quek and Balasubramanian (2014), and the contribution of transport increased to 19.5% and 29.8%, respectively. The greater distance changed the ReCiPe single score to positive values. These results show that transport of biomass to the digester does not condition the sustainability of the scheme when distances less than 300 km are maintained. Defining such a distance is highly important given that the construction of a biomass valorization facility as a

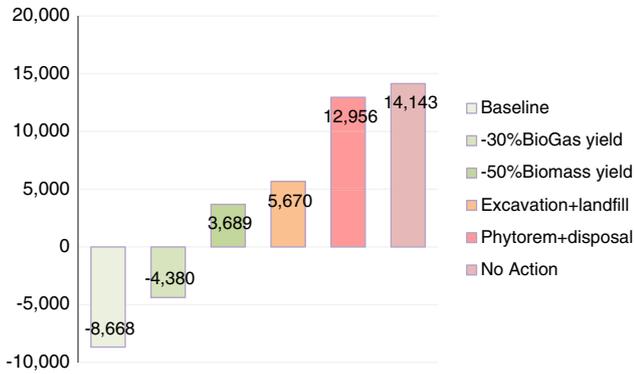


Fig. 4. ReCiPe score (points) for all scenarios.

consequence of phytoremediation is unlikely to happen in most cases, so existing facilities within the range should be used to that purpose. On the other hand, transport also has a limited influence for the Excavation and landfill scenario (19%) due to the short distance between site and landfill. However, if the distance is increased up to 200 km, the whole impact increases sharply (14,936 points) as transport results in a greater impact (69%) due to the higher specific weight of the soil to be moved compared to the biomasses, even though the latter is repeated 32 times until achieving decontamination. In addition, new pristine soil needs to be transported from somewhere else to replace the excavated soil. As the volume of new soil is the same as the excavated one and their specific weights would be similar, the influence of the distance between the new soil's origin and site to the scheme's environmental performance evolves similarly to the distance between site and landfill. For that reason, distance between site and landfill or biomass management premises is critical to compare the sustainability of phytoremediation versus traditional ex-situ remediation techniques that involve transport of the contaminated soil.

Lead extraction from soil was modeled as negative emissions to industrial soil. The sustainability performance of this scheme is underestimated as the ReCiPe methodology does not account for any impact of Pb emissions to the soil. However, such emissions are already widely documented as harmful and pose a threat to human health and ecosystems, thus they should be included in the analysis. If phytoremediation is performed for soils polluted by other metals such as Co, Cr, or Ni for which emissions to soil are considered by ReCiPe, then higher environmental benefits would be expected.

Land-use categories (Agricultural land occupation, Natural land transformation, and Urban land occupation) are major contributors to the final results of the phytoremediation scenarios (30.8% of the total to the Baseline scenario, and 66.2% to the Phytoremediation and disposal scenario). Land use such as phytoremediation in agriculture-based systems, leads to considerable impacts, mainly on biodiversity and soil quality as suppliers of life-support functions (Canals et al., 2007). The applied ReCiPe's endpoint methodology is based solely on species density measurements and punishes intensive cultivation, which involves only one or a few species, considering it more harmful than industrial occupation, which is characterized as more species rich (Goedkoop et al., 2009). Some important impacts derived from land use are also reflected by other categories, such as metal uptake (with exceptions) is considered in the toxicity categories, and the use of fertilizers is considered in the eutrophication category. However, other impacts regarding land use are not properly considered in this methodology and should be taken into account. For instance, decontamination that increases the amount of fertile land available for food production is an important environmental benefit, which is opposite to conventional techniques that prevent further agricultural use after decontamination. Similarly, the Excavation and landfill scenario should reflect a larger environmental impact due to the total destruction of the soil and soil functions that cause irreversible damage to the environment.

Assessment of these impacts could not be taken into account due to the lack of a robust methodology that allows the proper consideration of their effects. Moreover, the increase in land devoted to energy feedstock might lead to more unconsidered benefits due to the iLUC. For the modeled scenarios, it was assumed that no iLUC impact occurred, due to the lack of a mature methodology for its calculation. However, if a fixed amount of bioenergy is considered to be produced worldwide, it could be expected that some land devoted to energy crops could be released somewhere else to maintain the balance, having a benefit by either devoting that land to food production or by avoiding deforestation to grow crops.

Such uncertainties are not of major importance when comparing both phytoremediation scenarios as the land use is treated in the same way. However, when comparing phytoremediation to other ex-situ techniques this methodological issue becomes more important. The contribution of land-use categories to the final result of the Excavation and landfill scenario accounts for only 11% due to the significant differences in time frame between the different options: 40 days for excavation vs. 32 years for phytoremediation, questioning the suitability of this methodology to compare systems with such different temporal frames. It is evident that the complexity of land use is not sufficiently developed into the LCA methodologies and requires further research.

Due to the uncertainties previously exposed and to the absence of a widely accepted methodology to reflect land-use impacts in LCA (Cherubini and Strømman, 2011), an approach to consider would be the removal of all impacts regarding land-use categories to all scenarios from the single score ReCiPe in order to compare them. Following that approach, No action would have zero points and all variations of the Baseline scenario would remain as net environmentally beneficial options (Fig. 5). In addition, the conventional technique would become the most damaging scenario followed by placing the metal-rich biomass into landfill, with both scenarios being environmentally harmful.

5. Conclusions

Phytoremediation can provide a net sustainable benefit when used to recover soils polluted with heavy metals. The production of SNG is a key factor to the sustainability of a phytoremediation project because while contaminated land is being remediated, fossil fuel depletion is avoided and the metal-rich biomass is efficiently managed. A comparison of the same scheme, but with the biomass going to landfill, emphasizes that phytoremediation sustainability is compromised when the biomass produced is not valorized in some way. The large contribution of the avoided impacts highlights the importance of considering the full cycle of remediation, and hence the suitability of LCA as a methodology to assess the environmental performance of phytoremediation projects.

Answering the second objective, the distance between the contaminated site and the biomass energy-conversion center is not a crucial parameter for the scheme's sustainability as long as the distances are

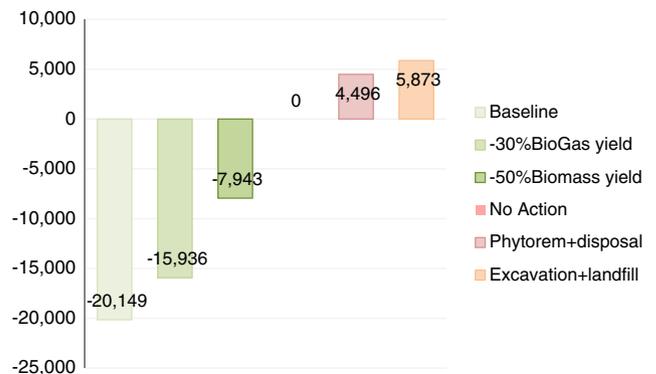


Fig. 5. Scenario comparison excluding land-use impacts (ReCiPe points).

no more than 300 km. However, the distance between the remediated site and landfill can be a major factor when deciding whether to phytoremediate or to use other conventional ex-situ techniques; the large amount of soil required to be moved seriously affects the sustainability of the latter technologies.

Future assessments should be performed for different kinds of plants and other valorization technologies in order to create a framework that can determine when phytoremediation is a sustainable solution, and to screen the most suitable plants to be used considering the local conditions and the existing facilities in the area.

Land-use models have a major influence on phytoremediation sustainability evaluations. However, they are not sufficiently developed for holistic LCIA methods, they do not take all necessary factors into account, and they should be further developed to include parameters such as the improvement of soil quality after remediation.

Acknowledgments

We thank Dr. Rocío Luiña and Prof. Dr. Francisco Ortega for their support, helpful comments and discussions.

References

- Ali H, Khan E, Sajad MA. Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications. *Chemosphere* 2013;91:869–81. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>.
- BOPA. Resolución de 20 de marzo de 2014, de la Consejería de Fomento, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente, por la que se establecen los Niveles Genéricos de Referencia para metales pesados en Suelos del principado de Asturias (BOPA N° 91, de 21 de marzo de 2014); 2014.
- Cameselle C, Chirakkara RA, Reddy KR. Electrokinetic-enhanced phytoremediation of soils: status and opportunities. *Chemosphere* 2013;93:626–36. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.06.029>.
- Canals LM i, Bauer C, Depestele J, Dubreuil A, Knuchel RF, Gaillard G, et al. Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA. *Int J Life Cycle Assess* 2007; 12:5–15. <http://dx.doi.org/10.1065/lca2006.05.250>. (11 pp.).
- Cherubini F, Strømman AH. Life cycle assessment of bioenergy systems: state of the art and future challenges. *Bioresour Technol* 2011;102:437–51. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.08.010>.
- Dickinson NM, Baker AJM, Doronila A, Laidlaw S, Reeves RD. Phytoremediation of inorganics: realism and synergies. *Int J Phytoremediation* 2009;11:97–114. <http://dx.doi.org/10.1080/15226510802378368>.
- Dornburg V, Faaß APC. Cost and CO₂-emission reduction of biomass cascading: methodological aspects and case study of SRF poplar. *Clim Change* 2005;71:373–408. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-005-5934-z>.
- Doumett S, Lamperi L, Checchini L, Azzarello E, Mugnai S, Mancuso S, et al. Heavy metal distribution between contaminated soil and *Paulownia tomentosa*, in a pilot-scale assisted phytoremediation study: influence of different complexing agents. *Chemosphere* 2008;72:1481–90. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.04.083>.
- Ecoinvent Centre. Ecoinvent data v2.2. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories; 2010 [www.ecoinvent.org].
- European Commission. European Commission staff working document: document accompanying the Communication from the Commission to the Council, The European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions e Thematic strategy for soil protection e Impact assessment of the thematic strategy on soil protection. European Union; 2006.
- European Commission-Joint Research Centre — Institute for Environment and Sustainability. International reference life cycle data system (ILCD) handbook. Series of guidance documents for good practice in Life Cycle Assessment. Luxembourg: Publications Office of the European Union; 2010 and 2011.
- Fernández R, Bertrand A, García JJ, Tamés RS, González A. Lead accumulation and synthesis of non-protein thiolic peptides in selected clones of *Melilotus alba* and *Melilotus officinalis*. *Environ Exp Bot* 2012;78:18–24. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envexpbot.2011.12.016>.
- Finnveden G, Hauschild MZ, Ekvall T, Guinée J, Heijungs R, Hellweg S, et al. Recent developments in Life Cycle Assessment. *J Environ Manage* 2009;91:1–21. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.06.018>.
- Fumagalli P, Comolli R, Ferrè C, Ghiani A, Gentili R, Citterio S. The rotation of white lupin (*Lupinus albus* L.) with metal-accumulating plant crops: a strategy to increase the benefits of soil phytoremediation. *J Environ Manage* 2014;145:35–42. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.06.001>.
- Giller KE, Witter E, McGrath SP. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review. *Soil Biol Biochem* 1998;30:1389–414. [http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00270-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00270-8).
- Glass DJ. Economic potential of phytoremediation. In: Raskin I, Ensley BD, editors. *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment*. New York: John Wiley & Sons Inc.; 1999. p. 15e31.
- Goedkoop M, Heijungs R, Huijbregts M, De Schryver AM, Struijs J, van Zelm R. ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level Report I: characterisation, First ed. 2009.
- Harmanescu M, Alda LM, Bordean DM, Gogoasa I, Gergen I. Heavy metals health risk assessment for population via consumption of vegetables grown in old mining area; a case study: Banat County, Romania. *Chem Cent J* 2011;5:64. <http://dx.doi.org/10.1186/1752-153X-5-64>.
- Hou D, Al-Tabbaa A, Guthrie P, Hellings J, Gu Q. Using a hybrid LCA method to evaluate the sustainability of sediment remediation at the London Olympic Park. *J Clean Prod* 2014;83:87–95. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.07.062>.
- ITRC. Phytotechnology technical and regulatory guidance and decision trees, revised, PHYTO-3. Washington, D.C. Interstate Technology & Regulatory Council, Phytotechnologies Team, Tech Reg Update; 2009 [www.itrcweb.org].
- Järup L. Hazards of heavy metal contamination. *Br Med Bull* 2003;68:167–82. <http://dx.doi.org/10.1093/bmb/ldg032>.
- Kabata-Pendias A. Trace elements in soils and plants. CRC Press LLC; 2001. p. 413.
- Khan MU, Malik RN, Muhammad S. Human health risk from Heavy metal via food crops consumption with wastewater irrigation practices in Pakistan. *Chemosphere* 2013; 93:2230–8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.07.067>.
- Lemming G, Hauschild MZ, Bjerg PL. Life cycle assessment of soil and groundwater remediation technologies: literature review. *Int J Life Cycle Assess* 2010;15:115–27. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-009-0129-x>.
- Licht LA, Isebrands JG. Linking phytoremediated pollutant removal to biomass economic opportunities. *Biomass Bioenergy* 2005;28:203–18. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2004.08.015>.
- Luiña R, Álvarez Cabal JV, Ortega F, Lobo Rosario P. Synergy as strategy for the energetic valorisation of waste focused in transport. *Lecture notes in management and industrial engineering*. Springer; 2014.
- Masciandaro G, Di Biase A, Macci C, Peruzzi E, Iannelli R, Doni S. Phytoremediation of dredged marine sediment: monitoring of chemical and biochemical processes contributing to sediment reclamation. *J Environ Manage* 2014;134:166–74. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.028>.
- McEwen J, Johnston AE. Yield and nitrogen-fixation of *Melilotus alba*. *Field Crop Res* 1985; 12:187–8. [http://dx.doi.org/10.1016/0378-4290\(85\)90065-6](http://dx.doi.org/10.1016/0378-4290(85)90065-6).
- Morais SA, Delerue-Matos C. A perspective on LCA application in site remediation services: critical review of challenges. *J Hazard Mater* 2010;175:12–22. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.10.041>.
- Moreno-Jiménez E, Vázquez S, Carpena-Ruiz RO, Esteban E, Peñalosa JM. Using Mediterranean shrubs for the phytoremediation of a soil impacted by pyritic wastes in Southern Spain: a field experiment. *J Environ Manage* 2011;92:1584–90. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.01.022>.
- Perimenis A, Walimwipi H, Zinoviev S, Müller-Langer F, Miertus S. Development of a decision support tool for the assessment of biofuels. *Energy Policy* 2011;39:1782–93. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2011.01.011>.
- Quek A, Balasubramanian R. Life cycle assessment (LCA) of energy and energy carriers from waste matter—a review. *J Clean Prod* 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.082>.
- Raposo F, De la Rubia MA, Fernández-Cegrí V, Borja R. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: an overview relating to methane yields and experimental procedures. *Renew Sustain Energy Rev* 2012;16:861–77. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2011.09.008>.
- Rascio N, Navari-Izzo F. Heavy metal hyperaccumulating plants: how and why do they do it? And what makes them so interesting? *Plant Sci* 2011;180:169–81. <http://dx.doi.org/10.1016/j.plantsci.2010.08.016>.
- Suer P, Andersson-Sköld Y. Biofuel or excavation?—life cycle assessment (LCA) of soil remediation options. *Biomass Bioenergy* 2011;35:969–81. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.11.022>.
- Vangronsveld J, Cunningham SD. *Metal-contaminated soils: in situ inactivation and phytoremediation*. Springer; 1998.
- Von Blottnitz H, Curran MA. A review of assessments conducted on bio-ethanol as a transportation fuel from a net energy, greenhouse gas, and environmental life cycle perspective. *J Clean Prod* 2007;15:607–19. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.03.002>.
- Wang L, Templer R, Murphy RJ. Environmental sustainability of bioethanol production from waste papers: sensitivity to the system boundary. *Energy Environ Sci* 2012;5: 8281–93. <http://dx.doi.org/10.1039/C2EE21550K>.
- Witters N, Mendelsohn RO, Van Slycken S, Weyens N, Schreurs E, Meers E, et al. Phytoremediation, a sustainable remediation technology? Conclusions from a case study. I: energy production and carbon dioxide abatement. *Biomass Bioenergy* 2012;39:454–69. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.08.016>.
- Yue D, You F, Snyder SW. Biomass-to-bioenergy and biofuel supply chain optimization: overview, key issues and challenges. Selected papers from ESCAPE-23 (European Symposium on Computer Aided Process Engineering—23), 9–12 June 2013, Lappeenranta, Finland, 66. *Comput. Chem. Eng.* 2014. p. 36–56. <http://dx.doi.org/10.1016/j.compchemeng.2013.11.016>.
- Zalesny Jr RS, Wiese AH, Bauer EO, Riemenschneider DE. Ex situ growth and biomass of *Populus* bioenergy crops irrigated and fertilized with landfill leachate. *Biomass Bioenergy* 2009;33:62–9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2008.04.012>.
- Zarkadas IS, Pilidis GA. Anaerobic co-digestion of table olive debittering & washing effluent, cattle manure and pig manure in batch and high volume laboratory anaerobic digesters: effect of temperature. *Bioresour Technol* 2011;102:4995–5003. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2011.01.065>.

ANÁLISIS DE SOSTENIBILIDAD EN PROYECTOS DE FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR METALES PESADOS

Miguel Ángel Vigil Berrocal

Francisco Manuel Marey Pérez

Gemma Marta Martínez Huerta

Fernando Rodríguez Pérez

Universidad de Santiago de Compostela

Abstract

Phytoremediation, particularly the use of the hyperaccumulation capabilities of some plants to recover sites contaminated by heavy metals, is becoming a relevant technique. However, before choosing that type of technology a careful analysis of the environmental impacts produced should be done, in order to ensure that the negative burdens associated would not overcome the generated benefits. Among all available methodologies to quantify and identify such effects, the Life Cycle assessment (LCA) is one of the most suitable ones as it considers the impacts caused by a product or service at every stage, from raw material acquisition to final disposal.

In order to support the selection of the most suitable technique for remediating contaminated soil by heavy metals, a deep review of the existing literature in the field and of the different methodologies of Environmental Impact Assessment (Eco-indicator 99, ReCipe,...) has been carried out, in order to establish the most influential factors in phytoremediation projects from a sustainability perspective.

Keywords: *Phytoremediation; LCA; LCIA; heavy metals*

Resumen

La fitorremediación, más concretamente la utilización de la capacidad acumuladora de ciertas plantas para recuperar suelos contaminados por metales pesados, está ganando gran relevancia. Sin embargo, antes de elegir la utilización de este tipo de tecnología, es importante realizar un análisis cuidadoso de todos los impactos ambientales que se deriven de su implantación para cerciorarse de que dichos impactos no superen los beneficios generados. De entre todas las metodologías disponibles para cuantificar e identificar dichos impactos, destaca el 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.

Con el fin de apoyar la elección de la técnica más adecuada para la recuperación de un suelo contaminado por metales pesados, se ha analizado exhaustivamente la literatura existente en este campo y las diferentes metodologías de Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (Eco-indicator 99, ReCipe,...), con objeto de establecer cuales son las categorías de

impacto más determinantes desde el punto de vista de la sostenibilidad en los proyectos de fitorremediación.

Palabras clave: Fitorremediación; ACV; EICV; metales pesados

1. Introducción

La fitorremediación es una técnica que va ganando creciente interés como método para la recuperación de suelos degradados dadas las ventajas económicas que proporciona en comparación con procedimientos convencionales, la amplia aceptación por parte de los stakeholders y las potenciales mejorías medioambientales que proporciona. Sin embargo, esta tecnología tiene asociados sus propios impactos económicos, sociales y ambientales que deben ser debidamente evaluados con objeto de asegurar que dichos impactos no superen los beneficios derivados de la descontaminación.

De entre todas las técnicas de análisis de impacto ambiental destaca el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) dado que trata los aspectos ambientales e impactos ambientales potenciales a lo largo de todo el ciclo de vida de un producto desde la adquisición de la materia prima, pasando por la producción, uso, tratamiento final, reciclado, hasta su disposición final (ISO 14014:2006).

La norma ISO 14040:2006 define que todo estudio de ACV se compone de las fases:

- Definición del objetivo y el alcance
- Análisis del inventario
- Evaluación del impacto ambiental
- Interpretación

De entre éstas, se destaca la fase de evaluación de impacto ambiental por estar dirigida a conocer y evaluar la magnitud y significancia de los impactos potenciales de un sistema del producto a lo largo de todo el ciclo de vida (ISO 14044:2006).

Durante la redacción de un ACV, se evalúan los impactos producidos a lo largo de todo el ciclo vida de un producto a partir de las emisiones y recursos consumidos que han sido previamente recogidos en el Inventario de Ciclo de Vida (ICV). Dichos impactos generalmente consideran tres áreas de protección: Salud humana, Medio ambiente y Uso de recursos naturales.

Los impactos a su vez se agrupan en Categorías de impacto, que son clases que representan asuntos ambientales de interés. Las categorías que habitualmente se encuentran en estos estudios son Cambio Climático, Reducción de la capa de Ozono, Eutrofización, Acidificación, Toxicidad humana, Partículas inorgánicas respirables, Radiación ionizante, Ecotoxicidad, Formación fotoquímica de ozono, Uso del suelo y Agotamiento de recursos naturales.

De ese modo, los datos recogidos durante la fase de Inventario son asignados a cada una de las categorías de impacto correspondientes, y procesados utilizando diferentes modelos de caracterización con objeto de obtener una representación cuantitativa denominada Indicador.

Con objeto de clarificar los conceptos relativos a la Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV) se presenta la tabla 1:

Tabla1: Ejemplos de términos utilizados en la Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (ISO 14044:2006)

Término	Ejemplo
Categoría de impacto	Cambio Climático
Resultados del ICV	Cantidad de gases de efecto invernadero por unidad funcional
Modelo de caracterización	Modelo de línea de base de 100 años del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático
Indicador de categoría	Radiación infrarroja (W/m ²)
Factor de caracterización	Potencial de calentamiento global (GWP100) para cada gas de efecto invernadero (kg CO ₂ -equivalentes/kg gas)
Resultado de indicador de categoría	Kg CO ₂ -equivalentes por unidad funcional
Categorías finales	Arrecifes de coral, bosques, cultivos

A la hora de clasificar y caracterizar los indicadores se distinguen dos enfoques:

- Los orientados al problema (Midpoints)
- Los orientados al daño final (Endpoints)

Un indicador midpoint está directamente relacionado con el mecanismo ambiental al que está asociado y al parámetro recogido en el Inventario, mientras que los endpoints se refieren al resultado final consecuencia de dicho mecanismo y se apoya de midpoints para su cálculo.

En general, los indicadores midpoint llevan asociada una menor incertidumbre debido a que solamente una pequeña parte del mecanismo ambiental precisa de ser modelado, mientras que los endpoints se basan en suposiciones y extrapolaciones por lo que sus resultados son menos fiables. A su vez, los indicadores endpoint son más intuitivos y fáciles de entender e interpretar que los midpoints (Goedkoop, 2010).

Las distintas metodologías de evaluación del impacto del ciclo de vida siguen distintos criterios y procedimientos para la obtención de los indicadores, luego los numerosos métodos existentes proporcionan a menudo resultados diferentes. Con intención de solucionar dicho problema, la norma ISO 14044 proporciona un marco encaminado a estandarizar los principios sobre los que se fundamenta toda metodología de EICV, aunque aun no se haya conseguido compatibilizar todas ellas (EC-JRC, 2010a).

Las metodologías de uso más común que se encuentran para la EICV son las siguientes:

- CML 2002
- Eco-Indicator 99
- EDIP (1997-2003)
- EPS2000
- Impact 2002+
- ReCiPe
- Swiss Ecoscarcity
- TRACI
- MEEuP methodology

A la hora de seleccionar la metodología más adecuada para la realización de un ACV, es muy importante seleccionar las categorías de impacto que más adecuadamente responden al objetivo y al alcance del estudio ACV. No todas las metodologías anteriormente señaladas

incluyen todas las categorías luego en una primera aproximación muchas de éstas pueden ser descartadas por carecer de alguna de las categorías de impacto requeridas (Goedkoop, 2010).

2. Categorías de impacto ambiental más relevantes para la fitorremediación

Dada la enorme variedad de posibles escenarios que se derivan de las múltiples combinaciones entre tipo y estado del suelo a recuperar, parámetros climáticos, tecnología de fitorremediación utilizada, aprovechamiento final del cultivo, así como usos finales del suelo, resulta demasiado costoso el inventario de todos los impactos ambientales posibles, por lo que este estudio se centra en determinar qué categorías de impactos son las más influyentes desde el punto de vista del análisis de ciclo de vida para la fitorremediación.

Suer y Andersson-Sköld (2010) llevaron a cabo un estudio para un pequeño terreno de 5000 m² en Suecia que había alojado en el pasado un depósito de petróleo y estaba contaminado principalmente por aceites de origen mineral, compuestos alifáticos orgánicos, compuestos aromáticos y BTEX.

Dicho estudio se realizó con la intención de comparar los efectos medioambientales resultantes de aplicar tres tratamientos alternativos en un plazo de 20 años:

- No actuar sobre la parcela, dejando a los procesos naturales que sigan su curso.
- Tratamiento convencional del suelo contaminado, que para dicho caso se limitó a la excavación del perfil contaminado para su posterior transporte a vertedero, y relleno con suelo apto para desarrollo urbanístico.
- Descontaminación mediante fitorremediación con *Salix vitaminalis* para aprovechamiento de biomasa.

Dicho estudio determinó que para el caso de la plantación de *Salix*, el análisis de ciclo de vida viene dominado por el cambio de uso del suelo, ya que tras la descontaminación, el suelo pasa a ser clasificado como bosque bajo, puntuando favorablemente el impacto en biodiversidad.

Por otro lado, el ACV muestra que la fitorremediación también tiene sus impactos perjudiciales debidos principalmente a la labor de cultivo, al transporte de materias primas, personal y material y al empleo de fertilizantes, si bien el indicador único de ReCiPe está dominado por el cambio de uso de suelo.

Es importante mencionar que este estudio no consideró para la realización del ACV el aprovechamiento energético final, si no que consideró que los pies plantados permanecerían en el suelo, luego los efectos derivados de la obtención de energía a partir de la biomasa no fueron modelados. Dicho efectos son potencialmente beneficiosos debido a que el potencial de calentamiento global y la acidificación son reducidos al sustituir combustibles fósiles por biomasa obtenida en suelos contaminados (ERP, 2002).

Para el cálculo del balance de CO₂ se ha de tener en cuenta por un lado, la energía consumida para implantar, mantener y aprovechar los cultivos, y por otro la captura de carbono por parte de las plantas durante la fotosíntesis, así como la energía marginal ahorrada cuando la biomasa de los cultivos es aprovechada. Además, la captura de CO₂ gana especial importancia en los casos en los que la opción de no recuperar el suelo contaminado no es posible, ya que todos los tratamientos convencionales son intensivos en energía luego se le debe añadir el ahorro en CO₂ por evitar la realización de dichos tratamientos.

De ese modo, Witters et al. (2011) estudió el potencial de captura neta de CO₂ en proyectos de fitorremediación con *Salix spp*, maíz (*Zea mays L.*) y *Brassica napus L.* en suelos

contaminados por metales pesados en la región Campine localizada entre Bélgica y Holanda. Dicho estudio establece a través del análisis de ciclo de vida de las alternativas, que el balance de emisión y captura del gas invernadero es beneficioso para todos los cultivos estudiados. A la hora de realizar dichos análisis, es importante puntualizar que el balance de CO₂ está fuertemente ligado a la tecnología utilizada para la conversión en energía de la biomasa. Para el caso del maíz se utilizó la digestión anaeróbica con posterior combustión del gas en electricidad y calor en un ciclo combinado. El aprovechamiento de *Brassica* se realizó a través de la conversión en biodiesel del aceite producido tras su prensado, mientras que la biomasa de *Salix* se aprovecha a través de combustión directa.

Además, Witters et al. (2011) estudiaron los posibles efectos negativos que la alta concentración de metales pesados presente en las plantas fitorremediadoras pudieran tener en la eficiencia energética de éstas durante su conversión, estableciendo que para ninguno de los tres casos estudiados la producción energética es reducida o se produce algún tipo de incompatibilidad.

Por otro lado, se debe tener en cuenta el potencial impacto beneficioso que se deriva de la extracción de sustancias contaminantes en el suelo, si bien se destaca en la bibliografía consultada que la modelización de dichos impactos necesita ser replanteada debido a que actualmente considera que la liberación de contaminantes desde el suelo por lixiviación o evaporación sigue un patrón lineal mientras que la observación revela que el ritmo de emisión es variable con el tiempo, y exige de un modelado dinámico en su lugar (Morais y Delerue-Matos, 2010) (Pettersen y Hertwich, 2008).

Finalmente, los resultados de un estudio no publicado en el que se realizó el ACV para la descontaminación de un vertedero siderúrgico en el norte de España afectado por la presencia de metales pesados, confirma los indicios mostrados anteriormente, donde se estudiaron 4 posibles alternativas de tratamiento:

- Inacción
- Fitorremediación con *Melilotus alba* con aprovechamiento energético mediante la producción de biogás
- Fitorremediación con *Betula celtibérica* para aprovechamiento maderero
- Solidificación/Estabilización

De ese modo, la remediación con *Betula celtibérica* destacó por su impacto positivo debido a la mejora del ecosistema y a evitar la explotación de otros bosque naturales para aprovechamiento maderero, mientras que la alternativa de la remediación con *Melilotus alba* destacó la contribución positiva debida a la generación de biogás a partir de la biomasa generada por evitar tener que consumir otros cultivos para su producción.

3. Metodologías de Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida para el uso en fitorremediación

Como se ha mostrado en el apartado anterior, la bibliografía muestra que a la hora de realizar un análisis de ciclo de vida de un proyecto de fitorremediación, dos de las categorías de impacto más relevantes son Cambio climático y el Uso del suelo. Por lo tanto, a continuación se procede a analizar el tratamiento que las distintas metodologías de EICV hacen de las citadas categorías.

3.1 Cambio climático

La categoría de impacto Cambio Climático aparece en todas las metodologías EICV de uso común, y todas ellas se sustentan en los modelos desarrollados por el Panel

Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC). Sin embargo, se ha constatado que este modelo varía entre las distintas metodologías debido a que el IPCC actualiza sus modelos con cierta periodicidad y no todas utilizan los factores de impacto más modernos. Además, el IPCC publica distintos modelos para diferentes períodos de tiempo y las distintas metodologías consideran unos u otros buscando coherencia con el resto de las categorías.

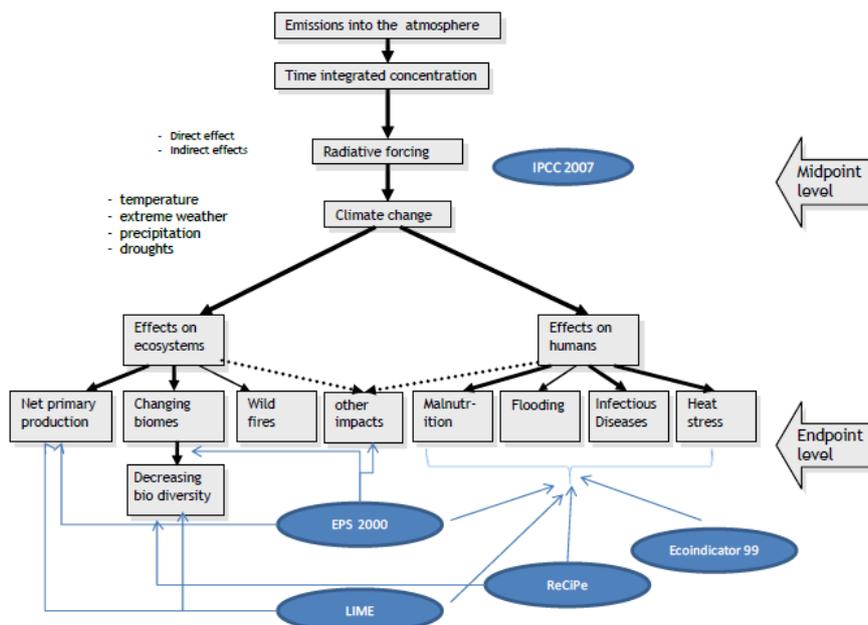
De ese modo, el modelo conocido como GWP (Global Warming Potential) publicado en el IPCC's Fourth Assessment Report es tomado como indicador en todos los modelos de caracterización a nivel de midpoint. Este modelo viene desarrollado para tres períodos de tiempo, tras 20, 100 y 500 años, recomendándose el uso del período de 100 años por ser el más usado, aunque es recomendable usar los períodos de referencia de 20 y 500 años para el análisis de sensibilidad (EC-JRC, 2010b).

Para los endpoints, destaca por un lado la metodología Eco-Indicator 99 que solamente toma en cuenta la categoría de daño a la salud humana determinado mediante el número y la duración de las enfermedades, y los años de vida perdidos debido a la muerte prematura por causas ambientales expresados en Años de vida sometidos a una discapacidad (DALY en inglés).

Por otro lado, también para la determinación de los endpoints destaca la metodología ReCiPe que incluye tanto los daños a la salud humana como la pérdida de especies. Los daños en la salud humana vienen determinados por el estrés térmico, los casos de malaria, malnutrición, diarrea y la frecuencia de inundaciones medidos en Años de vida sometidos a una discapacidad también. A su vez, la pérdida de especies viene expresada por la Fracción Potencial de Desaparición de Especies (siglas PDF en inglés). (De Schryver and Goedkoop, 2009).

A continuación, la Figura 1 resume la consideración que hacen las metodologías EICV en función de los mecanismos ambientales del cambio climático.

Figura 1: Mecanismo ambiental para el cambio climático y metodologías EICV asociadas (EC-JRC, 2010b)



La elección del método más adecuado para los midpoints es clara ya que los modelos del IPCC son los únicos utilizados en todas las metodologías aunque sería recomendable utilizar una que incluyese los modelos más actualizados.

Para el cálculo de los endpoints, destaca ReCiPe sobre el resto debido a que es el más actualizado y completo, y su desarrollo se apoya en el propio Eco-Indicator 99. No obstante, dicha recomendación debe ser tomada con cautela dada la gran incertidumbre que conllevan las numerosas asunciones y aproximaciones necesarias para considerar los impactos a tan largo plazo (EC-JRC, 2010b).

3.2 Uso del suelo

Para los impactos a nivel de midpoint, la caracterización viene principalmente determinada por la variación tanto en cantidad como en calidad de suelo ocupado o transformado.

A este nivel, la metodología más relevante es ReCiPe, aunque también se destaca el modelo específico Milà i Canals.

El método Milà i Canals se basa en el concepto de Contenido en Materia Orgánica como indicador de la calidad del suelo, especialmente para evaluar los impactos de los usos sobre suelo fértil. Este modelo tiene la limitación de que no considera la biodiversidad. Por otro lado, la metodología ReCiPe simplemente considera el área superficial ocupada o transformada sin ninguna caracterización, por lo que se considera que en realidad es más un catálogo de parámetros ICV que un modelo de caracterización (EC-JRC, 2010b). Así, el modelo Milà i Canals es más adecuado que ReCiPe debido a que está basado en indicadores más robustos, aunque este último es más conocido y tiene una aplicabilidad mayor.

Para los indicadores endpoint, la oferta de metodologías es mayor. Todos los modelos consideran los daños causados a la biodiversidad en función del manejo del suelo y se basan en datos de observación en lugar de parámetros provenientes de relaciones causa-efecto.

De entre las metodologías disponibles destaca Eco-Indicator 99. Los impactos derivados por el uso del suelo aparecen expresados como Fracción Potencial de Desaparición de Especies (siglas PDF en inglés) y tiene una especial aplicabilidad para los casos en los que se utilicen dosis considerables de fertilizante o herbicidas dado que permite evitar la doble contabilización de impactos, de manera que los efectos provocados por la adición de fertilizante aparecen para la categoría de Uso del Suelo pero no en la de eutrofización (EC-JRC, 2010b).

Por otro lado, ReCiPe considera tanto la ocupación como la transformación del suelo aunque solamente para 12 tipos, lo que obliga al modelador a aproximar su caso a una de estas 12 tipologías. Además, utiliza datos y modelos más modernos que Eco-Indicator 99 y considera diferentes grados de intensidad de uso de la tierra. Como desventaja comparativa se observa que este sistema no considera mecanismos para evitar la doble contabilización de impactos. Por todo ello, la metodología más adecuada es ReCiPe aunque como ocurre para el resto de indicadores endpoint, está basado en numerosas asunciones e imprecisiones que resultan en una baja fiabilidad (EC-JRC, 2010b).

4. Conclusiones

Dado que las tecnologías de fitorremediación son aun muy novedosas, el rango de publicaciones científicas disponibles que analizan a la fitoextracción desde la perspectiva del ACV es muy limitado, si bien suficiente para arrojar algunas conclusiones.

A la hora de establecer cuáles son los factores más relevantes a tener en cuenta a la hora de realizar un ACV para un proyecto de fitorremediación, se ha repasado la bibliografía existente en el tema y se ha encontrado que las categorías de impacto, Cambio Climático y Uso del Suelo tienen una gran relevancia en este tipo de estudios.

Tras un repaso del tratamiento que varias metodologías de Evaluación de Impacto Ambiental de uso común en ACV hacen de estas categorías, se ha encontrado que ReCiPe es la metodología más completa dado que considera todos los impactos de interés y tiene los modelos más actualizados, destacando especialmente para el cálculo de los endpoints. No obstante, la precisión de los endpoints está comprometida debido a la dificultad y las incertidumbres asociadas a las estimaciones a largo plazo luego exige un mayor estudio.

Finalmente, tras establecer la importancia que la categoría de Usos del Suelo tiene para los proyectos de fitorremediación, se ha encontrado que los modelos utilizados están basados en datos obtenidos de regiones muy concretas, noroeste Europeo en el caso de ReCiPe, y Centroeuropa para el caso de Eco-Indicator 99, luego su validez fuera de dichas regiones añade incertidumbre adicional a los resultados.

5. Referencias

De Schryver A.M., Brakkee K.W., Goedkoop M.J., Huijbregts M.A.J. Characterization Factors for Global Warming in Life Cycle Assessment Based on Damages to Humans and Ecosystems. Environmental Science and Technology. 2009

EC-JRC (2010a) ILCD Handbook. Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment. Available at <http://lct.jrc.ec.europa.eu>

EC-JRC (2010b) ILCD Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. Available at <http://lct.jrc.ec.europa.eu>

Environment Research Programme-ERP- Bioremediation and economic renewal of industrially degraded land by biomass fuel crops. Summary report. 2002

Goedkoop, M et al.. 2010. Introduction to LCA with SimaPro 7. Report 4.5 – November 2010

IPCC (2007). IPCC Climate Change Fourth Assessment Report: Climate Change 2007. <http://www.ipcc.ch/ipccreports/assessments-reports.htm>

ISO. 2006. Gestión ambiental – Análisis del ciclo de vida –Requisitos y directrices. ISO 14044:2006.

ISO. 2006. Gestión ambiental – Análisis del ciclo de vida –Principios y marco de referencia. ISO 14040:2006.

Morais, S, Delarue-Matos, C. A perspective on LCA application in site remediation services: Critical review of challenges. Journal of Hazardous Materials. 2009.

Petterson, J, Hertwich, E G. Critical review: life-cycle inventory procedures for long-term release of metals, Environmental Science and Technology. 2008.

Suer, P, Andersson-Sköld, Y. Life cycle assessment (LCA) of soil remediation options. Biomass & Bioenergy. 2010.

Witters, N. Phytoremediation, a sustainable remediation technology? Conclusions from a case study. I: Energy production and carbon dioxide abatement. Biomass & Energy. 2011

Correspondencia (Para más información contacte con):

Francisco Manuel Marey Pérez

Chalet nº 1 - Avda de las Ciencias, Campus Vida

Universidad de Santiago de Compostela

Santiago de Compostela (ESPAÑA)

E-mail: manuel.marey@usc.es

04-028

ANALYSIS OF THE INFLUENCE OF BIOMASS TRANSPORTATION OVER THE SUSTAINABILITY OF PHYTOREMEDIATION SCHEMES

Vigil Berrocal, Miguel Angel ¹; Ortega Fernández, Francisco ¹; Martínez Huerta, Gemma ¹; Marey Pérez, Manuel Francisco ²

¹ Universidad de Oviedo, ² Universidad de Santiago de Compostela

Phytoremediation is a soil remediation technology that belongs to the gentle remediation techniques category due its lower environmental impacts compared to conventional procedures. However, recent publications show that the sustainability of this type of soil remediation is compromised when the produced biomass is not properly managed therefore, before selecting a particular technology for a specific case, the different available options to biomass management in the vicinity need to be assessed. To perform such task, it is required to define in advance the geographical extension that should be considered, and more specifically, stablishing the distance between the contaminated site and the management facility that could be considered as reasonable. To answer that question, this paper analyze the environmental implications of the operation of a truck used to transport the produced biomass through simulations done over a theoretical Digital Elevation Model that could be considered representative for average developed countries conditions.

Keywords: *Phytoremediation;LCA;transport*

ESTUDIO DE LA INFLUENCIA DEL TRANSPORTE EN LA SOSTENIBILIDAD DE LOS PROYECTOS DE FITORREMIACIÓN

La fitorremediación es una tecnología de recuperación de suelos contaminados perteneciente a la categoría denominada “gente remediation”, por acarrear menores impactos medioambientales que las tecnologías de remediación convencionales. Sin embargo, recientes publicaciones establecen que la sostenibilidad de estas técnicas puede verse comprometida cuando la biomasa producida no es conveniente gestionada, por lo que antes de escoger la tecnología más adecuada para un caso concreto, deben evaluarse las distintas opciones de aprovechamiento que estén disponibles en la zona. A tal efecto, se hace necesario definir el marco geográfico que debe ser estudiado, y más concretamente establecer qué distancia entre el lugar donde se realiza la fitorremediación y el centro de aprovechamiento puede considerarse como razonable. Para dar respuesta a dicha pregunta, esta comunicación examina las implicaciones ambientales del transporte de la biomasa procedente de fitorremediación al centro de aprovechamiento, mediante un análisis de los impactos producidos por la operativa de un camión de transporte de biomasa. Para tal efecto se realiza una simulación computacional sobre un modelo de carreteras teórico que se considera representativo de las condiciones medias de cualquier país desarrollado.

Palabras clave: *fitorremdiacion;ACV;transporte*

Correspondencia: Manuel Francisco Marey Pérez manuel.marey@usc.es

1. Introducción

La actividad industrial ha generado una gran bolsa de suelos contaminados causando serios perjuicios al medio ambiente. Solamente en la Unión Europea, se estima que hay hasta 3.6 millones de suelos contaminados (European Commission [EC], 2006). La mayor parte de éstos presentan cantidades variables de metales pesados y están principalmente originados por las actividades industriales y agrícolas.

Los suelos contaminados por metales pesados pueden ser remediados por medio de técnicas biológicas que utilizan las actividades metabólicas de ciertos organismos (plantas, hongos...) para extraer los contaminantes, degradarlos o transformarlos en productos inocuos. Por otro lado, se pueden emplear tratamientos fisicoquímicos que utilizan propiedades físicas y/o químicas de los contaminantes o del medio contaminado para destruir, separar o contener la contaminación. Este último grupo recibe la denominación de tecnologías convencionales y pueden remediar el suelo en un periodo limitado de tiempo pero conllevan notables aspectos negativos como por ejemplo la degradación irreversible de la calidad edáfica del suelo impidiendo el posterior uso agrícola de éste (Vangronsveld y Cunningham, 1998).

Existe un grupo de plantas, llamadas hiperacumuladoras, que tienen la capacidad de extraer grandes cantidades de metales del suelo y acumularlos en sus tejidos, permitiendo tras sucesivas cosechas la remoción de contaminantes sin utilizar las agresivas técnicas convencionales anteriormente mencionadas (Rascio y Navari-Izzo, 2011). Esta técnica presenta notables ventajas frente a las convencionales dado que tiene unos costes similares a los cultivos agrícolas, significativamente más bajos que los de los tratamientos fisicoquímicos (Glass, 1999), y además permite mejorar la calidad del suelo mejorando sus condiciones hidrológicas, aumentando la cantidad de materia orgánica en éste, promoviendo la actividad microbiana, reduciendo la erosión y protegiendo el suelo de la exposición directa al sol (Cameselle et al., 2013). Sin embargo, esta tecnología no está exenta de desventajas, como los largos periodos de tiempo precisos para conseguir la recuperación de un suelo contaminado (Fumagalli et al., 2014)(Dickinson et al., 2009), la selectividad de cada planta para ser capaz de retirar solamente uno o dos metales pesados del suelo (Doumett et al., 2008), el riesgo de que durante la fitorremediación metales pesados puedan entrar en la cadena trófica a través de la ingesta de los tejidos ricos en metales de la planta por parte de animales de pasto, y el hecho de que su aplicabilidad se limita a los metales que se encuentran en la rizosfera del cultivo. Finalmente, es importante tener en cuenta que se debe realizar una correcta gestión de la biomasa, rica en metales, que se genera tras las cosechas. No en vano, recientes estudios muestran que la sostenibilidad de la técnica se ve comprometida si la biomasa no es valorizada de algún modo (Vigil et al., 2015). Las opciones más habituales son la disposición a vertedero, su utilización como compost, y muy especialmente la valoración energética de la biomasa.

Aunque la fitorremediación se percibe generalmente como una tecnología sostenible, como toda actividad agrícola puede causar numerosos impactos ambientales, principalmente debido a la cosecha (von Blottnitz y Curran, 2007), la aplicación de fertilizantes y pesticidas, las emisiones directas (Suer y Andersson-Sköld, 2011), y la gestión de la biomasa.

La importancia de la correcta gestión de la biomasa procedente de fitorremediación ha sido considerada en un reciente Sistema de Ayuda a la Decisión (SAD) desarrollado en el proyecto REJUVENATE para la gestión sostenible de suelos degradados (Andersson-Sköld et al., 2014). Cabe destacar que este proyecto no es específico para fitorremediación aunque el hecho de que se dirija a la gestión de suelos contaminados mediante el establecimiento de especies vegetales la incluye.

Este SAD, aplica una lógica iterativa basada en 4 pasos:

1. Idoneidad del cultivo: Donde se considera una paleta de posibles cultivos que pueden ser aprovechados en la región a estudio, y que tienen un “mercado” potencial local. El resultado de este paso es una lista de plantas candidatas.
2. Idoneidad de la parcela: Donde se analiza con mayor detalle si las condiciones locales de la parcela permiten el establecimiento de los cultivos preseleccionados en el paso 1.
3. Valor: Donde a través de un análisis coste-beneficio se establece si la inversión es rentable (desde un sentido amplio, no estrictamente económico).
4. Riesgo: Se analizan los riesgos que pueden aparecer en el proyecto.

Tal y como muestra el primer paso del SAD, para establecer la idoneidad de una especie se debe estudiar qué cultivos tienen posibilidades de valoración dentro de un contexto local. Si además se tiene en cuenta que la construcción de instalaciones de aprovechamiento es muy improbable que vengan justificadas por la fitorremediación de un suelo, salvo que se trate de extensiones muy vastas y que sean incluidas en un planeamiento a escala regional con una perspectiva a largo plazo, la elección de una tecnología de fitorremediación para la descontaminación de una parcela concreta debe comenzar necesariamente mediante el estudio de la posibilidades de valoración que su biomasa tiene en sus cercanías.

A tal efecto, este artículo pretende desarrollar una metodología que sirva para establecer desde una perspectiva medioambiental cuál es la distancia máxima entre la parcela a fitorremediar y el centro de aprovechamiento de biomasa que puede considerarse como razonable y ser susceptible de consideración en los análisis iniciales de los proyectos de fitorremediación.

2. Materiales y Métodos

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) se ha elegido como la técnica a utilizar para el estudio de las implicaciones ambientales del transporte de la biomasa al centro de gestión de la biomasa. El ACV está muy indicado para estos análisis dado que incluye el completo ciclo de vida del proyecto, desde la extracción de los recursos, la producción y uso de los materiales hasta su disposición final. Las implicaciones ambientales se expresan a través de un set de indicadores representativos del impacto completo causado, y por lo tanto evita una posible minusvaloración causada por trasladar las cargas ambientales entre diferentes categorías ambientales, fases de la remediación y territorios (Finnveden et al., 2009).

2.1 Escenarios analizados

Para este estudio, se han seleccionado 3 posibles cultivos y su posterior aprovechamiento de la biomasa:

- Maíz (*Zea mais*) que será utilizado como materia prima del etanol.
- Colza (*Brassica napus* var. Oleífera) que se utilizará para la producción de biodiesel
- Hierba genérica que será utilizada para la producción de biogás mediante digestión anaeróbica.

Por otro lado, se han considerado dos escenarios de no valorización de la biomasa mediante su disposición a vertedero. En un caso se utilizó un vertedero inerte (con características ambientales similares a uno de residuos de demolición) al que se enviaría en caso de que la tasa de acumulación de metales no sea muy alta, y en otro caso se utilizó otro vertedero caracterizado como sanitario, que refleja las condiciones medioambientales de vertederos municipales a los que se disponen residuos sin tratamiento previo, donde se enviaría la biomasa cuando la tasa de fitoextracción sea elevada y deba tener un tratamiento especial. Esta denominación de sanitario se corresponde a la utilizada por la base de datos de ACV Ecoinvent (Doka, 2009).

Se calcula el impacto ambiental para cada escenario de aprovechamiento y de disposición en vertedero. Dado que una vez se cosecha la biomasa, ésta es o bien enviada a valorizar, o bien dispuesta en un vertedero, se toma este último caso como referencia de comparación en lugar del 0. Los escenarios de valorización en los que el impacto es inferior al de la disposición en vertedero se consideran medioambientalmente más favorables. Posteriormente, se evalúa el impacto ambiental del transporte y se busca la distancia a la que la ganancia ambiental de la valoración se anula, considerándose ésta como la distancia máxima viable. Como no sería representativo considerar que el vertedero se encuentra junto a la parcela en remediación, dicha distancia se expresa como la diferencia de las distancias de la parcela a vertedero y de la parcela al centro de valorización.

2.2 Modelización

La modelización de las afecciones ambientales tanto del cultivo y cosecha de las plantas como de la conversión energética y la disposición a vertedero se basa en los resultados ofrecidos por la base de datos Ecoinvent v2.2 (Ecoinvent Centre, 2010):

Tabla 1: Procesos Ecoinvent utilizados

Método de gestión de biomasa	Procesos Ecoinvent utilizados
Producción etanol	Ethanol, 95% in H ₂ O, from corn, at distillery
Producción biodiésel	Rape methyl ester, at esterification plant Grass from meadow intensive IP, at field
Producción biogás	Biogas, from grass, digestion, at storage Methane, 96 vol-%, from biogas, at purification
Disposición en vertedero inerte	Disposal, inert material, 0% water, to sanitary landfill
Disposición en vertedero sanitario	Disposal, inert waste, 5% water, to inert material landfill

Se ha elegido utilizar Ecoinvent debido a que los datos suelen ser europeos y están aceptablemente actualizados. Esta base de datos ha sido ya utilizada en varios estudios similares (Suer y Andersson-Sköld, 2011; Yue et al., 2014; Perimenis et al., 2011 y Vigil et al., 2015), y además asegura que el inventario es consistente y que los procesos son comparables entre sí.

La valoración del impacto producido por cada aprovechamiento tiene en cuenta el impacto evitado de la producción del combustible al que sustituye. Para valorar dicha sustitución, se ha utilizado de nuevo la base Ecoinvent, y la equivalencia puede verse en la Tabla 2.

Tabla 2: Combustible evitado y factor de equivalencia para cada aprovechamiento realizado

Aprovechamiento	Combustible evitado	Factor equivalencia	Proceso Ecoinvent
Etanol	Gasolina	1kg etanol/0,869 kg gasolina	Petrol, unleaded, at regional storage
Biodiésel	Gasoil	1 kg biodiésel/0,595 kg gasoil	Diesel, low-sulphur, at regional storage
Metano	Gas natural	1 Nm3 metano/1 1 Nm3 gas natural	Natural gas, production mix, at service station

Los procesos de Ecoinvent utilizados para la modelización de los cultivos y sus aprovechamientos fueron modificados reemplazando la caracterización del transporte de la base de datos, que considera unas condiciones tipo para Suiza o la Unión Europea, con una caracterización que permita valorar las afecciones del transporte en condiciones locales, reflejando el tipo de carretera utilizada, pendiente, etc., mediante un modelo que se detalla a continuación:

1. Se considera que la biomasa va a ser transportada al centro de aprovechamiento mediante el uso de un camión de categoría 32-40 toneladas fabricado para cumplir la normativa de emisiones EURO IV. Se ha elegido este tamaño de camión ya que puede ser considerado como representativo para las condiciones de transporte de graneles en la Unión Europea, dado que aunque actualmente la mayoría de los camiones circulando en la Unión son EURO III, si se mantiene la tendencia de reemplazo de vehículos, es esperable que a corto plazo los EURO IV les superen en número (European Environment Agency [EEA], 2012).
2. El impacto del transporte se valorará utilizando el proceso de Ecoinvent "Transport, lorry>32t, EURO4". No obstante, con objeto de particularizar el impacto ambiental para diferentes tipos de carreteras y condiciones, este proceso es también modificado reemplazando el consumo genérico que incluye, por el resultante de aplicarle un modelo de consumo de gasoil a un mapa de carreteras teórico como será descrito a continuación.
3. Para la modelización se establece el uso de un camión "Iveco Stralis" que lleva enganchado un semirremolque con barandas rebatibles de 42,12 m³ útiles de capacidad (Masspell, 2015). Esta combinación ejemplo arroja un peso máximo autorizado a transportar de 15,75 toneladas. Si bien este peso es correcto para los casos de la colza y el grano de maíz, el peso del transporte de la hierba para biogás debe ser minorado debido a su baja densidad aparente, 350 kg/m³ (Stemm, n.d.), en cuyo caso el volumen es limitante y el peso máximo transportable es de 14 toneladas por viaje.
4. Con objeto de analizar cualquier situación posible de transporte de biomasa por carretera, se desarrolló un Modelo Digital del Terreno (MDT) teórico con un marco de 100 km, en el que se han simulado 45.000 nodos (puntos potenciales por los que pasará la red) de los cuales 100 son nodos de origen (lugares de producción y recogida de residuos) y 10 de destino (tratamiento de residuos) y se han creado aleatoriamente toda la red de arcos posibles rutas entre éstos. Se establecieron como restricciones que las pendientes de los 1.426.732 arcos que unen todos los nodos estén entre -6% y +6% (límites impuestos por modelo de cálculo de consumo de combustible que se detalla más adelante en este apartado) y que representen una red de carreteras teóricas sobre las que se prueban las diferentes rutas. A tal efecto se utilizó la base de datos espacial PostGIS (PostGIS, 2015), que se trata de un software libre, con licencia GNU y GPL que permite convertir una base de datos PostgreSQL (nube de coordenadas de puntos creados de forma aleatoria de acuerdo a ciertas restricciones) en una base de datos espacial capaz de almacenar y trabajar de forma eficaz con datos espaciales.

Figura 1: Captura de pantalla de la nube de puntos del MDT desarrollado

Dado el altísimo número de rutas a manejar, este modelo fue simplificado en un segundo paso tomando solamente las rutas óptimas en tiempo, consumo de combustible y distancia resultando en un total de 2.000 casos de estudio. Esta simplificación permitió eliminar del análisis rutas excesivamente largas que no serían representativas de condiciones reales.

De ese modo, se han establecido 2 tipologías básicas de carreteras:

- Carretera lenta, que representa condiciones rurales o urbanas, caracterizada por bajas velocidades (12 km/h) y todo tipo de pendientes.
- Carretera convencional, caracterizada por altas velocidades (hasta 86 km/h) y pendientes más suaves.

Mediante la combinación de estas 2 tipologías fundamentales de carretera se ha procedido a caracterizar cualquier tipo de ruta.

5. Finalmente, se ha calculado el consumo de gasoil para cada una de las rutas optimizadas utilizando el modelo COPERT 4 modificado para TREMOVE e incluido en éste (TREMOVE, 2007). Este modelo basado en cálculos estadísticos proporciona para cada tipo de vehículo resultados de consumo por kilómetro en función de la velocidad, la pendiente y la carga.

2.3 Metodología de análisis de impacto de ciclo de vida

La técnica de la fitorremediación conlleva numerosos impactos ambientales tales como el agotamiento de recursos, las emisiones de efecto invernadero, la eutrofización y la acidificación, por lo que sus impactos ambientales han de ser tratados desde una perspectiva integral. De ese modo, la metodología de análisis de impacto de ciclo de vida (AICV) elegida ha sido ReCiPe debido a:

1. Considera el uso del suelo
2. Los modelos que incluyen son ampliamente aceptados
3. La integración de todos los daños al medioambiente en un único indicador agregado que permite una fácil interpretación y comparación (Hou et al., 2014).

Un análisis más exhaustivo en el que se establece a ReCiPe como la metodología más idónea para la valoración de los impactos ambientales en proyectos de fitorremediación puede consultarse en (Vigil et al., 2012).

2.4 Unidad funcional

Debido a las diferencias en rendimiento de biomasa por hectárea de los 3 cultivos, con objeto de establecer un marco comparable para todos los cultivos y aprovechamientos, se toma como unidad funcional un viaje de camión al 100% de capacidad, independientemente de la superficie remediada para alcanzar dicha producción.

2.5 Software

Para el desarrollo del trabajo se ha utilizado QGIS (QGIS, 2015) se trata de un Sistema de Información Geográfico de código libre desarrollado inicialmente para plataformas GNU/Linux. Se trata de un proyecto pionero de la *Open Source Geospatial Foundation* (OSGeo, 2015) para el desarrollo de tecnología geoespacial de código abierto. Dos de las ventajas de este programa son la capacidad para manejar de forma conjunta formatos vectorial y raster y poder vincular sus bases de datos espaciales a PostgreSQL (Postgres, 2015) o Postgis (Postgis, 2015). Ambos se han utilizado en nuestro caso, el primero de ellos para el manejo de los datos y el segundo para la componente espacial de los mismos, como se explica brevemente en el apartado 2.2 (4).

3. Resultados

3.1 Simulación de consumos de combustible en el MDT

Se han realizado dos simulaciones de consumo coincidiendo con los dos tipos de carreteras: Vías lentas y vías rápidas.

Para el análisis de cada tipo de vía se han tomado 2.000 casos, dando como resultados los valores mostrados en Tabla 3 en gramos de gasoil por kilómetro:

Tabla 3: Resultados de consumo de combustible

Tipo de vía	Media (gr/km)	Desviación estándar
Lenta	745	86
Rápida	349	104

3.2 Impactos ambientales excluyendo el transporte

Por otro lado, aplicando la metodología ReCiPe se obtienen para cada unidad funcional (1 viaje de camión a carga completa) los siguientes resultados excluyendo el transporte (Tabla 4):

Tabla 4: Resultados de Impacto ambiental excluyendo el transporte de biomasa (ReCiPe H,A)

	ReCiPe (H,A)				
	Aprovechamiento	Vertedero inerte	Diferencia inerte	Vertedero sanitario	Diferencia sanitario
Biodiésel	3.613	812	-2.801	866	-2.747
Biogás	755	810	55	859	104
Etanol	664	812	148	866	202

Posteriormente, basándose en dicha diferencia, tanto respecto al vertedero inerte como respecto al sanitario, se ha calculado para cada tipo de carretera la distancia a la que se podría enviar la biomasa hasta anular los impactos beneficiosos de la producción de bioenergía.

3.3 Análisis de distancia para la producción de Biodiésel

El resultado del modelo basado en Ecoinvent muestra que la producción de biodiésel con colza es medioambientalmente desfavorable comparado con su disposición a cualquier vertedero según el indicador agregado ReCiPe (3.613 puntos para la producción respecto a 812 para el vertedero inerte y 866 para el sanitario).

3.4 Análisis de distancia para la producción de Etanol

Como puede verse en Tabla 5, la distancia máxima a la que puede transportarse el grano de maíz a un centro de aprovechamiento respecto a un vertedero de residuos inertes sin que el balance ambiental torne a desfavorable es de 831 km en caso de utilizar exclusivamente vías rápidas y con pendientes muy suaves, y de 446 km en caso de utilizar vías lentas con grandes pendientes. Casos intermedios se situarían entre los 500 y 600 km.

Tabla 5: Distancias viables máximas para cada tipo de carretera respecto a disposición en vertedero inerte (etanol)

% vía lenta	% vía rápida	Km con media de consumo	Km con media de consumo+ σ	Km con media de consumo- σ
100	0	478	446	516
90	10	495	459	537
80	20	513	474	559
70	30	532	490	582
60	40	553	506	608
50	50	575	524	637
40	60	599	543	668
30	70	626	564	703
20	80	654	586	741
10	90	686	610	783
0	100	721	636	831

En caso de tener que realizar la disposición en un vertedero caracterizado como sanitario, como era esperable dichas distancias aumentan, con máximos que rondan los 1100 km, mínimos sobre 600 km y una media de aproximadamente 800 km (Tabla 6).

Tabla 6: Distancias viables máxima para cada tipo de carretera respecto a disposición en vertedero sanitario (etanol)

% vía lenta	% vía rápida	Km con media de consumo	Km con media de consumo+ σ	Km con media de consumo- σ
100	0	653	608	705
90	10	675	627	732
80	20	700	647	762
70	30	726	668	795
60	40	754	691	830
50	50	785	715	869
40	60	818	741	912
30	70	854	770	959
20	80	893	800	1011
10	90	936	833	1069
0	100	984	868	1134

3.5 Análisis de distancia para la producción de Biogás

Para el caso del biogás, debido a que el balance medioambiental de su producción es menos favorable que el del etanol, las distancias que hacen tornar en desfavorable el aprovechamiento comparado con su envío a vertedero son inferiores.

Para el caso de que la disposición alternativa se realizase en un vertedero inerte, como muestra la Tabla 7 las distancias máximas rondan los 350 km, mientras que las mínimas se reducirían a los 200 km.

Tabla 7: Distancias viables máximas para cada tipo de carretera respecto a disposición en vertedero inerte (biogás)

% vía lenta	% vía rápida	Km con media de consumo	Km con media de consumo+ σ	Km con media de consumo- σ
100	0	208	194	225
90	10	216	200	234
80	20	223	206	243
70	30	232	213	254
60	40	241	221	265
50	50	251	228	277
40	60	261	237	291
30	70	273	246	306
20	80	285	255	323
10	90	299	266	341
0	100	314	277	362

Del mismo modo, si alternativamente la disposición se realizase en un vertedero sanitario, dichas distancias aumentan tal y como sucedía para el etanol, permitiendo distancias entre los 400 y los 700 km (Tabla 8):

Tabla 8: Distancias viables máxima para cada tipo de carretera respecto a disposición en vertedero sanitario (biogás)

% vía lenta	% vía rápida	Km con media de consumo	Km con media de consumo+ σ	Km con media de consumo- σ
100	0	416	387	448
90	10	430	399	466
80	20	445	412	485
70	30	462	425	506
60	40	480	440	529
50	50	500	455	553
40	60	521	472	580
30	70	544	490	610
20	80	569	509	644
10	90	596	530	681
0	100	626	553	722

4. Discusión y conclusiones

Esta comunicación presenta una nueva metodología de evaluación de la influencia del transporte en los proyectos de fitorremediación. En esta metodología se establece el rango de distancias en el que tomándose en cuenta las condiciones locales de la ruta a recorrer, es medioambientalmente razonable enviar la biomasa procedente de fitorremediación para su aprovechamiento asegurando que la totalidad de los impactos del aprovechamiento no superan a los de la mera disposición a vertedero.

El proceso de Ecoinvent “Transport, lorry>32t, EURO4” sin modificaciones emplea para recorrer lleno de hierba para biogás 292 gramos por kilómetro de gasoil y 344 gramos para transportar el grano de maíz. Estos resultados están próximos a los límites inferiores de nuestro modelo, mostrando cómo la utilización exclusiva de esta base de datos minusvaloraría para la mayor parte de las situaciones el consumo de combustible y en consecuencia el impacto ambiental.

Los resultados de esta investigación dejan abierta la puerta a ser completados por las siguientes líneas de futuro:

1. Extensión de la metodología para todos los aprovechamientos posibles
2. Inclusión de factores económicos en el análisis para establecer en qué casos la viabilidad económica es el factor limitante y en qué casos lo es la viabilidad ambiental.
3. Aplicación de la metodología a casos concretos con objeto de refinar los resultados.
4. Inclusión de esta metodología en los SAD de fitorremediación holísticos que incluyan balances técnicos, económicos, sociales y ambientales.

5. Referencias

- Andersson-Sköld, Y., Bardos, P., Chalot, M., Bert, V., Crutu, G., Phanthavongsa, P., Delplanque, M., Track, T. & Cundy, A.B. (2014). Developing and validating a practical decision support tool (DST) for biomass selection on marginal land. *J. Environ. Manage.* 145, 113–121. doi:10.1016/j.jenvman.2014.06.012.
- Cameselle, C., Chirakkara, R.A. & Reddy, K.R. (2013). Electrokinetic-enhanced phytoremediation of soils: Status and opportunities. *Chemosphere* 93, 626–636. doi:10.1016/j.chemosphere.2013.06.029.
- Dickinson, N.M., Baker, A.J.M., Doronila, A., Laidlaw, S. & Reeves, R.D. (2009). Phytoremediation of Inorganics: Realism and Synergies. *Int. J. Phytoremediation* 11, 97–114. doi:10.1080/15226510802378368.
- Doka G., 2009. Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Ecoinvent report No. 13. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf (2009).
- Doumett, S., Lamperi, L., Checchini, L., Azzarello, E., Mugnai, S., Mancuso, S., Petruzzelli, G. & Del Bubba, M. (2008). Heavy metal distribution between contaminated soil and *Paulownia tomentosa*, in a pilot-scale assisted phytoremediation study: Influence of different complexing agents. *Chemosphere* 72, 1481–1490. doi:10.1016/j.chemosphere.2008.04.083

Ecoinvent Centre. Ecoinvent data v2.2. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, www.ecoinvent.org; 2010.

European Commission, Directorate General Environment (2007). Service contract for the further development and application of the transport and environmental REMOVE model. Lot 1 (Improvement of the data set and model structure). Leuven

European Commission staff working document: Document accompanying the Communication from the Commission to the Council, The European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions e Thematic Strategy for Soil Protection e Impact assessment of the thematic strategy on soil protection. European Union; 2006

European Environment Agency (2012, 23 Noviembre). Average age of the vehicle fleet. Obtenido el 2 de Marzo de 2015, desde <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/average-age-of-the-vehicle-fleet/average-age-of-the-vehicle-3>

Finnveden, G., Hauschild, M.Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D. & Suh, S. (2009). Recent developments in Life Cycle Assessment. *J. Environ. Manage.* 91, 1–21. doi:10.1016/j.jenvman.2009.06.018

Fumagalli, P., Comolli, R., Ferrè, C., Ghiani, A., Gentili, R. & Citterio, S. (2014). The rotation of white lupin (*Lupinus albus* L.) with metal-accumulating plant crops: A strategy to increase the benefits of soil phytoremediation. *J. Environ. Manage.* 145, 35–42. doi:10.1016/j.jenvman.2014.06.001

Glass, D.J.(1999). Economic potential of phytoremediation. In: Raskin, I., Ensley, B.D. (Eds.), *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment*. John Wiley & Sons Inc, New York, pp. 15e31

Hou, D., Al-Tabbaa, A., Guthrie, P., Hellings, J. & Gu, Q. (2014). Using a hybrid LCA method to evaluate the sustainability of sediment remediation at the London Olympic Park. *J. Clean. Prod.* 83, 87–95. doi:10.1016/j.jclepro.2014.07.062

Perimenis, A., Walimwipi, H., Zinoviev, S., Müller-Langer, F. & Miertus, S. (2011). Development of a decision support tool for the assessment of biofuels. *Energy Policy* 39, 1782–1793. doi:10.1016/j.enpol.2011.01.011

PostGIS 2.0 Manual (n.d.). Obtenido el 14 de Abril de 2015, desde <http://postgis.net/docs/manual-2.0/>

Postgis, Obtenido el 14 de Abril de 2015 <http://postgis.net>. 15-04-2015.

PostgreSQL, Obtenido el 14 de Abril de 2015 <http://www.postgresql.org>.

QGIS, Obtenido el 14 de Abril de 2015, <http://www.qgis.org/es/site/>

OSGeo, Obtenido el 14 de Abril de 2015 <http://www.osgeo.org/>

Rascio, N. & Navari-Izzo, F. (2011). Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting? *Plant Sci.* 180, 169–181.
doi:10.1016/j.plantsci.2010.08.016

Stemm Equipos Industriales, S.L. (n.d.). Tabla de densidades

Suer, P. & Andersson-Sköld, Y. (2011). Biofuel or excavation? - Life cycle assessment (LCA) of soil remediation options. *Biomass Bioenergy* 35, 969–981.
doi:10.1016/j.biombioe.2010.11.022

Tipos de camiones y sus especificaciones (n.d.). Obtenido el 23 de Febrero de 2015, desde <http://www.masspell.com/CAMIONES.pdf>

Vangronsveld, J. & Cunningham, S.D. (1998). Metal-contaminated soils: In situ inactivation and phytoremediation. Springer.

Vigil, M., Marey-Pérez, M.F., Martínez Huerta, G. & Álvarez Cabal, V. (2015). Is phytoremediation without biomass valorization sustainable? — Comparative LCA of landfilling vs. anaerobic co-digestion. *Sci. Total Environ.* 505, 844–850.
doi:10.1016/j.scitotenv.2014.10.047

Von Blottnitz, H. & Curran, M.A. (2007). A review of assessments conducted on bio-ethanol as a transportation fuel from a net energy, greenhouse gas, and environmental life cycle perspective. *J. Clean. Prod.* 15, 607–619. doi:10.1016/j.jclepro.2006.03.002

Yue, D., You, F. & Snyder, S.W. (2014). Biomass-to-bioenergy and biofuel supply chain optimization: Overview, key issues and challenges. *Comput. Chem. Eng., Selected papers from ESCAPE-23 (European Symposium on Computer Aided Process Engineering - 23)*, 9-12 June 2013, Lappeenranta, Finland 66, 36–56.
doi:10.1016/j.compchemeng.2013.11.016

USE OF SENSIBILITY ANALYSIS FOR ENVIRONMENTAL DECISION MAKING IN THE LAND CONTAMINATION REMEDIATION CONTEXT

Vigil Berrocal, Miguel Angel ¹; Martínez Huerta, Genma Marta ¹; Rey Díaz, Angel ¹;
Marey Pérez, Manuel Francisco ²

¹ Universidad de Oviedo, ² Universidad de Santiago de Compostela

Life Cycle Assessment (LCA) has become the most robust available technique for the environmental evaluation of land remediation projects. However, its results are highly dependent on local conditions and then hard to be extrapolated to other situations. On the other hand, sensitivity analysis, used to check the influence of the system's uncertainties, is a common stage of this kind of analysis. This paper is devoted to show how sensibility analysis can be used to establish general conclusions from the results of a particular LCA study, and so using them for different situations in the land remediation context, becoming the bases of a new environmental Decision Support System.

Keywords: LCA; Phytoremediation; DSS

EMPLEO DE ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD PARA LA TOMA DE DECISIONES AMBIENTALES SOBRE ESTRATEGIAS DE REMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) se ha impuesto como la herramienta más rigurosa

actualmente disponible para la evaluación del rendimiento ambiental de los proyectos de
de
remediación de suelos contaminados. Sin embargo, su aplicación es altamente dependiente de las condiciones para las que se haya realizado el análisis y por lo tanto no extrapolable a otras situaciones. Una fase habitual en los ACV es el análisis de sensibilidad, que es utilizado para considerar en las modelizaciones todas las incertidumbres del sistema. El objeto de esta comunicación es mostrar cómo utilizar el análisis de sensibilidad para generalizar los resultados obtenidos a partir de un caso concreto que pueda así servir como base para un Sistema de Ayuda a la Decisión ambiental.

Palabras clave: ACV; Fitorremediación; SAD

1. Introducción

La actividad industrial ha generado una gran bolsa de suelos contaminados causando serios perjuicios al medio ambiente. Estimaciones de la Unión Europea, arrojan la presencia hasta de 3.6 millones de suelos contaminados en el territorio de sus países miembros (European Commission [EC], 2006). La mayor parte de éstos presentan cantidades variables de metales pesados y están principalmente originados por las actividades industriales y agrícolas.

Los suelos contaminados por metales pesados pueden ser remediados por medio de diversas técnicas entre las que se encuentran las biológicas, que utilizan las actividades metabólicas de ciertos organismos (plantas, hongos...) para extraer los contaminantes, degradarlos o transformarlos en productos inocuos. Entre estas técnicas se destaca la conocida como fitoextracción, que emplea la capacidad que tienen determinadas especies y variedades de extraer grandes cantidades de metales del suelo y acumularlos en sus tejidos, permitiendo tras sucesivas cosechas la remoción de contaminantes (Rascio y Navari-Izzo, 2011). Por otro lado, se pueden emplear tratamientos fisicoquímicos que utilizan propiedades físicas y/o químicas de los contaminantes o del medio contaminado para destruir, separar o contener la contaminación. Estas tecnologías comúnmente son conocidas como tecnologías convencionales y pueden remediar el suelo en un periodo limitado de tiempo, pero conllevan notables perjuicios ambientales como por ejemplo la degradación irreversible de la calidad edáfica del suelo impidiendo el posterior uso agrícola de éste (Vangronsveld y Cunningham, 1998).

Aunque la fitoextracción, al igual que el resto de técnicas denominadas "*gentle remediation*", se percibe generalmente como una tecnología sostenible, como toda actividad agrícola puede causar numerosos impactos ambientales, principalmente debido a la cosecha (von Blottnitz y Curran, 2007), la aplicación de fertilizantes y pesticidas, las emisiones directas (Suer y Andersson-Sköld, 2011), y la gestión de la biomasa (Vigil et al., 2015). Por lo tanto, desde un punto de vista medioambiental, antes de optar por una técnica u otra es muy importante comprobar de una forma rigurosa que la tecnología que se proyecta emplear para un caso concreto sea lo más respetuosa posible con el medio, independientemente de la percepción que se tenga de la misma.

Para la valoración de la sostenibilidad ambiental de cualquier actividad, producto o servicio se destaca entre todas las técnicas de análisis de impacto ambiental el Análisis de Ciclo de Vida (ACV), dado que trata los aspectos ambientales e impactos ambientales potenciales a lo largo de todo el ciclo de vida de un producto, desde la adquisición de la materia prima, pasando por la producción, uso, tratamiento final, reciclado, hasta su disposición final (Finnveden et al., 2009). El ACV cuantifica los recursos consumidos así como las emisiones atribuidas al producto o servicio. Además, también proporciona indicadores de la contribución del producto a un amplio espectro de problemas medioambientales como pueden ser el cambio climático, emisiones tóxicas y agotamiento de recursos.

Si bien el empleo del ACV está actualmente considerado como la mejor práctica a la hora de evaluar las consecuencias ambientales de una actividad, producto o servicio, es importante destacar que el análisis de sistemas de remediación de suelos está sujeto a numerosos parámetros locales que determinan el resultado final de la evaluación tales como la distancia desde donde se trae la maquinaria a emplear, la gestión de los residuos producidos o el origen de las materias primas utilizadas. Dicho motivo impide normalmente generalizar los resultados obtenidos mediante un análisis a otras situaciones, lo que obliga para cada caso concreto a tener que realizar un análisis específico con sus consiguientes costes temporales y económicos, lo que dificulta la utilización de la metodología ACV como herramienta para la toma de decisiones.

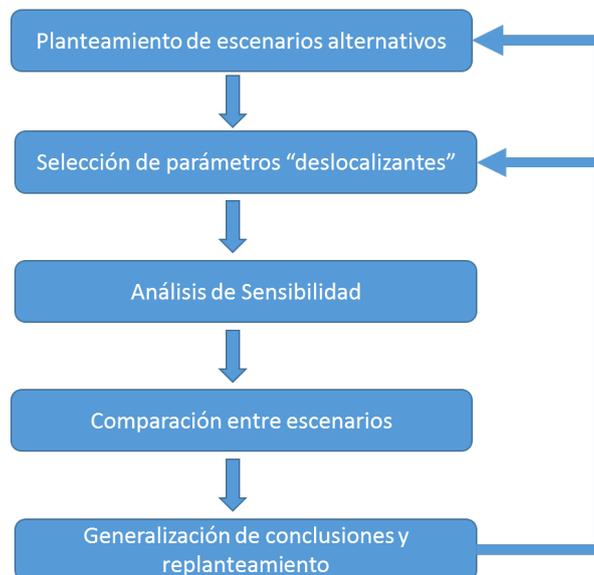
Esta comunicación pretende facilitar el uso del ACV como herramienta en la toma de decisiones para la recuperación de suelos contaminados, mediante la propuesta de una metodología que aprovecha el empleo de una fase habitual en este tipo de estudios, el análisis de sensibilidad, para generalizar las conclusiones obtenidas para un caso concreto.

2. Descripción de la metodología

1. Con objeto de establecer en qué condiciones es medioambientalmente más adecuado emplear una técnica u otra para la remediación de suelos contaminados por metales pesados, inicialmente se debe plantear una serie de escenarios alternativos que sean viables técnicamente para resolver la situación a estudio.
2. A continuación se establecen para cada escenario propuesto aquellos parámetros que permitan generalizar los resultados obtenidos para un escenario concreto, como por ejemplo distancias, productividades y tecnologías aplicadas.
3. Seguidamente se realiza un Análisis de Ciclo de Vida (ACV) para cada escenario empleando preferentemente un método de Análisis de Impacto de Ciclo de Vida (AICV) con un solo indicador sintético final, o en su defecto un método que exprese los resultados mediante un número muy limitado de indicadores con objeto de permitir una clara comparación entre ellos
4. Posteriormente se realiza un análisis de sensibilidad para los parámetros propuestos en la fase 2.
5. Finalmente se comparan entre sí todos los escenarios, se establecen las generalizaciones y se analiza si nuevos parámetros o cambios en los escenarios deben ser incluidos siguiendo una filosofía PDCA de Deming.

En la **Figura 1** se muestra de forma sintética la metodología propuesta:

Figura 1: Metodología propuesta



3. Aplicación de la metodología

Se partirá del mismo suelo contaminado y se realizará un ACV a varios escenarios alternativos que contemplan su recuperación empleando distintas técnicas de remediación de suelos. La modelización se realiza procurando en todo momento que los escenarios sean comparables entre sí.

De entre las numerosas tecnologías in situ de remediación de suelos, se estudian las opciones más adecuadas para este tipo de suelos contaminados, excluyéndose las más agresivas y las que no están dirigidas hacia metales pesados. Por otro lado, la técnica electrocinética, si bien podría ser incluida en este grupo, es excluida también debido a su carácter innovador, que tiene como consecuencia una mayor dificultad para obtener datos fiables y el presentar severas incertidumbres sobre sus resultados, lo que amenazaría la validez del estudio.

Finalmente, las técnicas seleccionadas son las siguientes:

- Fitorremediación con *Melilotus alba* con aprovechamiento con biogás
- Fitorremediación con *Melilotus alba* con disposición en vertedero de la biomasa generada
- Excavación y transporte a vertedero
- Estabilización con caliza (encalado)
- Estabilización/solidificación con cemento portland

A pesar de tratarse de una técnica *ex situ*, el escenario Excavación y transporte a vertedero se ha incluido en la comparativa para resaltar las implicaciones ambientales de las técnicas *in situ*, y debido a que es la técnica más habitual en la remediación de suelos contaminados.

Por otro lado, se incluye la opción No Acción con objeto de comparar todos los escenarios con la posibilidad de no intervención, ya que el mantener excesivos niveles de metales pesados en el suelo, ya ocasiona por sí mismo perjuicios ambientales.

3.1 Descripción del caso

El suelo está localizado en una parcela adyacente a una industria siderúrgica localizada en Avilés (Asturias). Si bien se trata de un suelo real, el caso se ha modificado ligeramente para poder realizar la comparativa de una manera más generalizable que permita lanzar conclusiones aplicables a un gran rango de situaciones. Por ejemplo, se cuenta con una hipotética superficie de 10.000m² con objeto de tomar ésta como unidad funcional y poder facilitar los cálculos y su linealización a otras superficies.

3.1.1 Características del suelo

El suelo se encuentra ligeramente contaminado por metales pesados en su perfil más superficial, más concretamente en los primeros 30cm, como consecuencia de las continuas emisiones difusas desde la industria adyacente. Los resultados de los análisis de suelo, comparados con los niveles superiores aceptables para admitir el cultivo de alimento en el Principado de Asturias según los Niveles Genéricos de Referencia (NGR) vigentes, se pueden ver en la **Tabla 1**:

Tabla 1: Concentraciones de metales en suelo y NGR del Principado de Asturias

Metal	Concentración de metal en suelo (mg/kg suelo seco)	NGR para la producción de (mg/kg suelo seco)
Cd	0.88	2
Co	6.13	25
Cu	34.24	55
Ni	7.7	65
Pb	153.33	70
Zn	231.01	455

Como se comprueba, el plomo es el único metal que supera el umbral de referencia, por lo que la remediación irá dirigida a reducir su concentración desde los 153.33 a 70 mg/kg suelo seco.

La textura del suelo es franca, y su porcentaje en arena, limo y arcilla, datos de densidad y pH se muestran en la **Tabla 2**:

Tabla 2: Propiedades edáficas

	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Densidad (kg/m ³)	pH
Suelo franco	23-52	28-50	7-27	1200	5

3.2 Descripción de los escenarios

Escenario 1: Fitorremediación con aprovechamiento mediante co-digestión anaerobia

Este escenario considera que la remediación del suelo se realiza mediante el empleo de la herbácea para pasto *Melilotus alba*. Las tasas de acumulación de Pb en la planta han sido tomadas de (Fernández et al., 2012) y la productividad en biomasa del sitio se asume que será de 20,860 kg de masa seca por hectárea según unos estudios realizados en la misma finca por la propiedad (no publicados). El análisis incluye la preparación del suelo, el cultivo por siembra a voleo, la fertilización, cosechado y transporte en camión hasta un digestor anaeróbico localizado a 16,7km de distancia. Este digestor es habitualmente empleado para la gestión de residuos de origen animal, pero se asume que una vez al año se ajusta el proceso para codigerir la biomasa procedente de fitorremediación. El inventario del digestor ha sido tomado de (Álvarez et al., 2015). La productividad de biogás correspondiente al *Melilotus* se ha calculado a partir del potencial metánico de dicha herbácea según (Raposo et al., 2012). Los productos de la codigestión anaerobia son biogás (con un 60% en metano) y digerido. Parte del digerido se emplea para aportar a la finca en estudio todo el nitrógeno para el siguiente ciclo de fitorremediación y el sobrante se considera que es vendido como fertilizante. El biogás producido se considera que es reformado criogénicamente para permitir su inyección a la red nacional de Gas Natural. El inventario para el reformado criogénico también es tomado de (Álvarez et al., 2015).

El producto final obtenido es Gas Natural Sintético (GNS), y se estima que su producción permite evitar la producción de un volumen equivalente de Gas Natural convencional y consiguientemente su impacto ambiental.

Siguiendo la metodología de cálculo recurrente por (Liang et al., 2009) se estima que se tardan 32 años en reducir la concentración del Pb en el suelo hasta la concentración objetivo.

Análisis de sensibilidad del Escenario 1

Con objeto de reflejar productividades subóptimas en el digestor, se prueban los resultados con reducciones de la productividad de biogás hasta en un 100%, caso en para el que se consideraría que la co-digestión se emplea únicamente como método de gestión del residuo.

Por otro lado, para comprobar el efecto de las posibles reducciones en la productividad de la biomasa debido a condiciones meteorológicas adversas, se ha comprobado la posibilidad de que ésta se reduzca hasta en un 50% mientras que se mantiene la productividad del digestor en el valor original.

Finalmente se testea la influencia de la distancia entre el suelo en remediación y el centro de aprovechamiento, incrementando la distancia original de 16,7km hasta 500km.

Escenario 2: Fitorremediación con *Melilotus alba* con disposición en vertedero de la biomasa fitorremediada

Este escenario se diferencia del anterior en que en lugar de enviar la biomasa de fitorremediación a un digestor, ésta es dispuesta en vertedero. Al no realizarse co-digestión anaerobia no se aplica ningún digerido al suelo. Como consecuencia, la fertilización se realiza exclusivamente en forma mineral y no se reintroduce metal al suelo, lo que reduce el tiempo de remediación a 23 años.

Dado que la concentración de metal en la biomasa producida no es excesivamente alta, se asume que ésta será aceptada en un vertedero de residuos inertes cercano tal y como se asume en (Suer and Andersson-Sköld, 2011).

Análisis de sensibilidad del Escenario 2

Al igual que en el caso anterior, se comprueba la influencia de la reducción en productividad de biomasa hasta un 50% y se analiza la importancia de la distancia a vertedero incrementando la misma hasta los 500km.

Escenario 3: Excavación y transporte a vertedero

Se estima que los 30cm del perfil superior del suelo son excavados y transportados por camión hasta el mismo vertedero inerte que para el escenario anterior. El volumen de suelo excavado se considera que es reemplazado por una cantidad equivalente de suelo fértil no contaminado procedente de una obra civil a 5 km de distancia.

Análisis de sensibilidad del Escenario 3

En este escenario, el único factor variable con previsible influencia significativa en los impactos ambientales es la distancia entre el suelo en remediación y el vertedero. Al igual que para el caso anterior se aumenta dicha distancia desde los 16,7 hasta los 500km.

Escenario 4: Estabilización con caliza (encalado)

Esta técnica considera la adición de caliza con objeto de elevar el pH del suelo desde 5 hasta 7, momento en que se estima que los metales presentes en el suelo son inmovilizados. En este escenario se considera que el terreno es preparado mediante un labrado manual. Después se realizan 2 encalados con un año de diferencia para no elevar el pH del suelo en más de 1 punto al año para evitar problemas de bloqueo de nutrientes. También, para compensar los procesos naturales de acidificación de suelo se establece un encalado de mantenimiento 25 años después.

Análisis de sensibilidad del Escenario 4

En este escenario el único factor cambiante sería la distancia al centro de almacenamiento de la caliza, factor que no se espera que genere modificaciones significativas en el resultado, por lo que para este escenario no se realiza análisis de sensibilidad.

Escenario 5: Estabilización/solidificación 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.

El modelo contempla una labor superficial del terreno igual que para el caso anterior, la aplicación del cemento líquido mediante un cargador hidráulico y esparcidor y la inclusión de una capa de suelo fértil como la empleada en el escenario "Excavación y transporte a vertedero".

Análisis de sensibilidad del Escenario 5

En este escenario se prueban variaciones de la cantidad de cemento a añadir entre un -20 y un +20%, así como diferentes distancias entre el suelo en remediación y la cementera donde es producido. Dichas distancias se estima que van entre los 47.8 km del escenario base y los 300km.

No acción

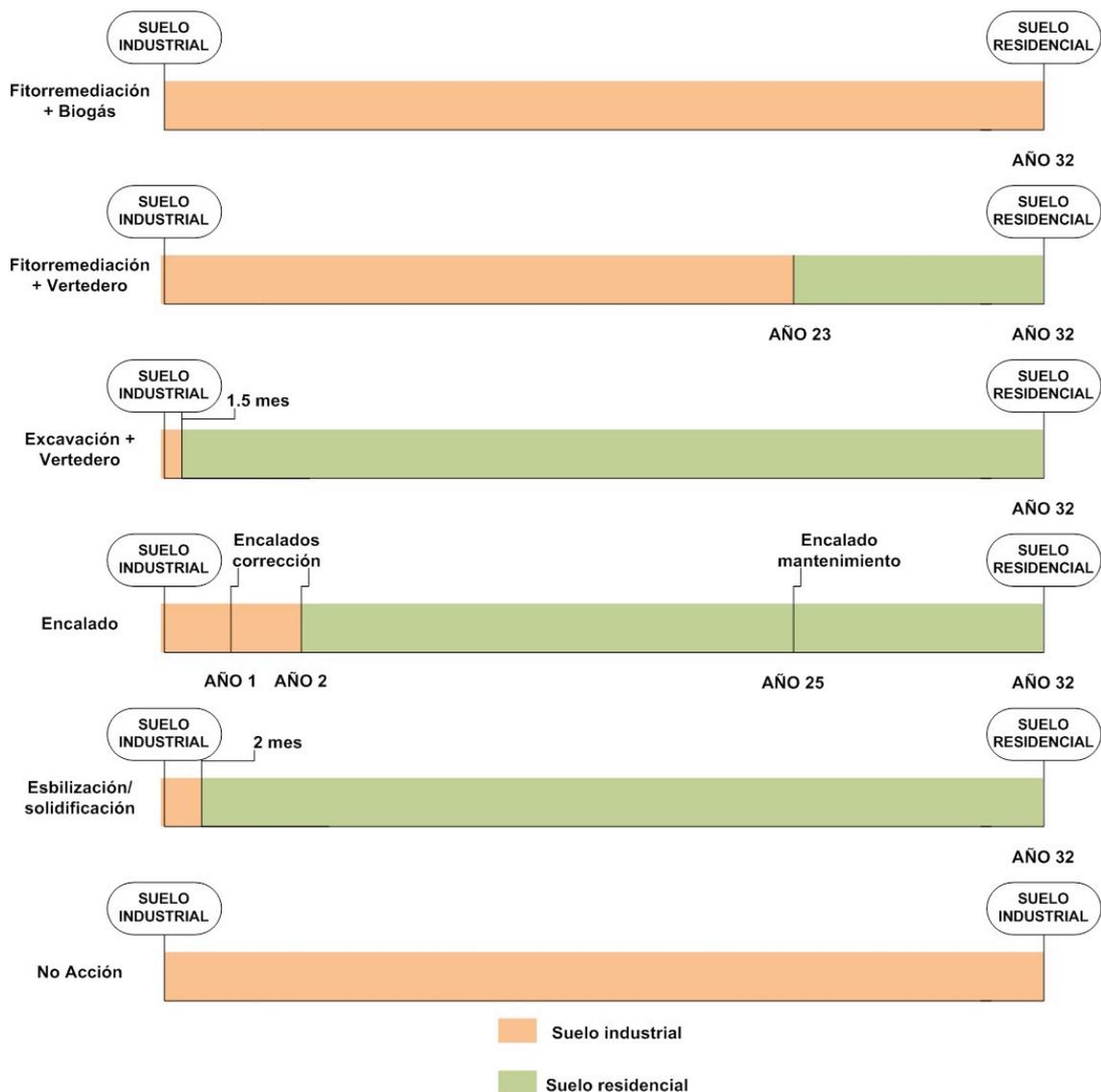
Este escenario es añadido para mostrar las consecuencias ambientales de dejar el suelo en el estado actual. Se modela como una ocupación del suelo como suelo industrial durante 32 años. Dada la escasa o nula movilidad de los metales pesados en suelos se estima que tras este periodo el Pb tiene la misma concentración.

3.3 Alcance

Dada la diversidad de horizontes temporales que presentan entre sí las diferentes técnicas, con ciclos muy largos para los escenarios de fitorremediación de varias décadas, y otros más inmediatos que pueden limitarse a unos pocos meses, se hace necesario adoptar una perspectiva temporal común que haga a todas las técnicas comparables.

De las técnicas seleccionadas, se toma la más restrictiva en términos temporales, es decir, la de mayor duración, y se le aplica su horizonte al resto de técnicas. Dado que la que menor velocidad de remediación presenta es la fitorremediación con aprovechamiento de la biomasa en el digestor, se toma como horizonte temporal común su duración, que ha sido estimada en 32 años.

Figura 2: Conceptualización del alcance



Tal y como se establece en (Vigil et al, 2012), el impacto del uso del suelo tiene gran influencia en la evaluación global de la intervención, por lo que la perspectiva comparativa de este estudio exige que todos los escenarios partan desde las mismas condiciones y lleguen a la misma situación, con el mismo uso del suelo. Similarmente a como se ha definido el horizonte temporal común, se toma la técnica más restrictiva en cuanto a usos

posibles del suelo una vez éste haya sido remediado, en este caso la Estabilización/Solidificación, ya que esta técnica emplea un aglutinante que compacta en exceso el terreno e impide su uso para fines agrícolas o forestales.

Por lo tanto, el suelo de partida se clasifica como Suelo Industrial 121 según el sistema Corine Land Cover y tras la remediación, sea por la vía que sea, se consigue que cumpla los requisitos necesarios para poder ser clasificado como suelo de tipo urbano discontinuo (clasificación 112 de Corine Land Cover), con capacidad física para alojar una zona ajardinada.

3.4 Metodología de Análisis de Impacto de Ciclo de Vida

Para este caso la metodología de AICV elegida ha sido ReCiPe aplicando la perspectiva jerárquica con los valores europeos para la normalización y la ponderación debido a:

1. Considera el uso del suelo
2. Los modelos que incluyen son ampliamente aceptados
3. La integración de todos los daños al medioambiente en un único indicador agregado que permite una fácil interpretación y comparación (Hou et al., 2014).

Un análisis más exhaustivo en el que se establece a ReCiPe como la metodología más idónea para la valoración de los impactos ambientales en proyectos de remediación de suelos ligeramente contaminados mediante técnicas poco intrusivas puede consultarse en (Vigil et al., 2012) (Vigil et al, 2015).

4. Resultados

La **Figura 3** a continuación muestra en orden de impacto creciente la puntuación del indicador agregado ReCiPe para todas las opciones planteadas a través del análisis de sensibilidad, con objeto de facilitar para cada contexto qué tecnología implica menores cargas ambientales.

En color gris se muestran todas las variantes del Escenario 1 (*Fito+BG*), en azul las del escenario 2 (*Fito+Vert*), en verde las del Escenario 3 (*Ex+Vert*), en magenta el Escenario 4 (*Encalado*) y en amarillo el escenario 5 (*SS*).

Para cada barra el sufijo *Ref* representa el escenario de referencia tal y como es descrito en el apartado 3.2.

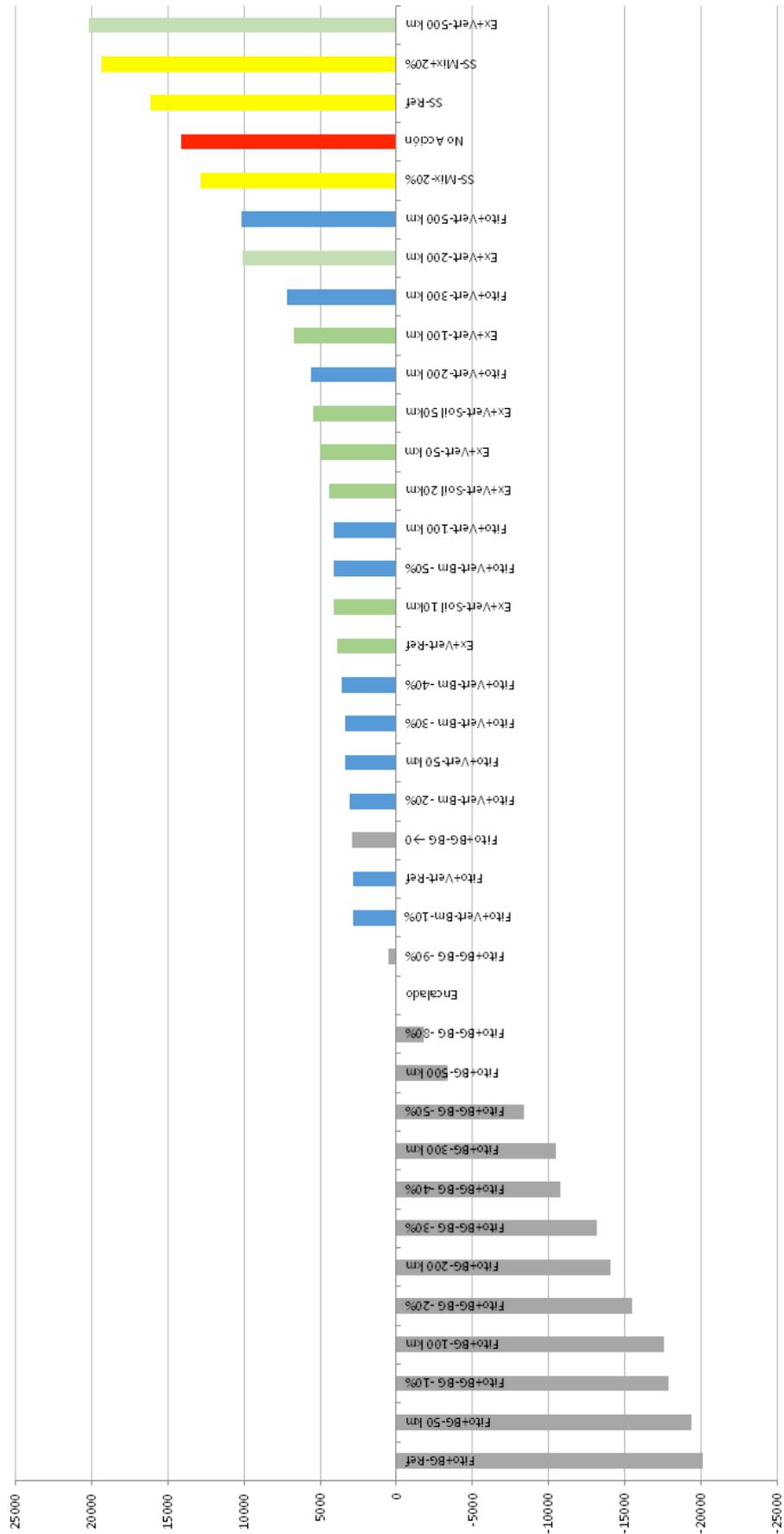
Para los resultados del Escenario 1 los sufijos *50 km*, *100 km*, etc., describen la distancia desde el suelo en remediación y el digestor anaeróbico. Por otro lado, los sufijos *BG-10%*, *BG-20%*, etc., muestran los casos en los que se modelizaron reducciones en productividad de biogás.

Análogamente, para el Escenario 2 los sufijos *Bm: -10%*, *-Bm -20%*, etc., representan reducciones en la productividad de biomasa.

Para el Escenario 3, los sufijos *Soil 10km*, *Soil 20km*, representan la distancia desde la que se trae el nuevo suelo vegetal, mientras que los sufijos *50km*, *100km*, etc., muestra la distancia entre el suelo en remediación y el vertedero al que se envía la fracción contaminada.

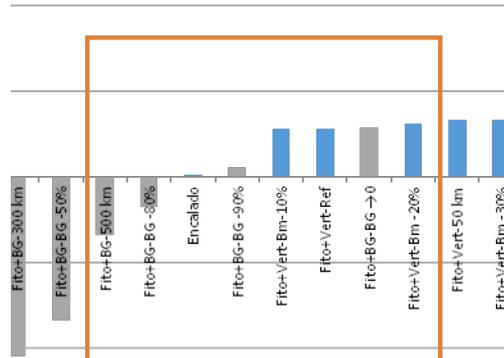
Finalmente, para el Escenario 5 los sufijos *Mix -20%* y *Mix +20%* responden a reducciones en la cantidad de cemento añadido.

Figura 3: Resultados agrupados



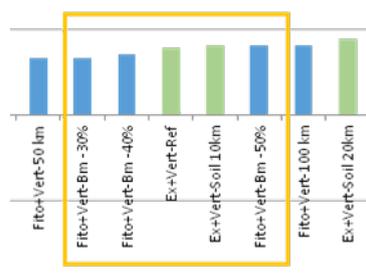
De la **Figura 3** se puede extraer que la fitorremediación con aprovechamiento es siempre la opción medioambientalmente más favorable salvo en el caso de que el rendimiento de biogás sea prácticamente nulo, y se considere la co-digestión anaerobia como un mero sistema de gestión de la biomasa. En ese caso la opción del encalado es la más adecuada medioambientalmente y la fitorremediación con disposición en vertedero resulta más favorable siempre y cuando se mantenga la productividad en biomasa y el vertedero esté cercano (**Figura 4**).

Figura 4: Zona de sostenibilidad límite opción Fito+BG



Por otro lado, la fitorremediación sin valorización es en general una técnica ambientalmente más favorable que la técnica convencional de excavación y envío a vertedero, siempre y cuando la producción de biomasa del *Melilotus* no se reduzca en más de un 40%, momento en que el aumento de cosechas necesarias para alcanzar las concentraciones objetivo hace que el impacto ambiental supere al de la excavación y disposición del suelo contaminado en un vertedero cercano (**Figura 5**).

Figura 5: Zona de sostenibilidad límite Fito+Vert

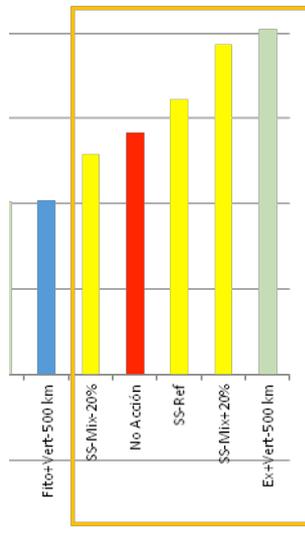


La solidificación y estabilización con cemento Portland se confirma en general como la técnica más perjudicial para el medioambiente siempre y cuando no se transporte el suelo contaminado a vertederos muy lejanos. Distancias de transporte del suelo superiores a 200 o 300 km hacen que la opción de excavación y disposición en vertedero resulte la más desfavorable medioambientalmente (**Figura 6**).

Cabe destacar que la no intervención, representada por el escenario de referencia No acción, también implica notables impactos ambientales, de tal modo que solamente las opciones de solidificación y estabilización, o la Excavación con envío del suelo a un vertedero muy lejano (500km) resultan más desfavorables que dejar el suelo tal y como

está. Finalmente, tal y como muestra la **Figura 6**, en caso de optimizarse la adición de cemento Portland hasta reducir su aplicación en un 20% la técnica resultaría medioambientalmente más adecuada que la No acción.

Figura 6: Zona de sostenibilidad de No Acción



5. Conclusiones

A lo largo de esta comunicación se ha planteado una metodología de ampliación de los Análisis de Ciclo de Vida que permite aplicar los resultados obtenidos a partir de un caso concreto de remediación de suelos a otros casos análogos.

A partir de los resultados obtenidos se puede prever a partir del caso de aplicación que:

- La fitoextracción con aprovechamiento como biogás será con mayor probabilidad una opción medioambientalmente favorable.
- Que la inmovilización mediante encalado será una técnica de nulo o muy bajo impacto ambiental
- Que la fitoextracción sin ningún tipo de aprovechamiento no es una opción más sostenible que otras como la Excavación y envío a vertedero salvo que la biomasa de fitorremediación se disponga en un vertedero cercano o adyacente.
- Que la solidificación/estabilización es la técnica *insitu* con mayores cargas ambientales.
- Que prácticamente en todos los casos, la no remediación de un suelo contaminado por metales pesados presenta mayores impactos que su descontaminación mediante cualquier método.

6. Referencias

European Commission staff working document: Document accompanying the Communication from the Commission to the Council, The European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions e

Thematic Strategy for Soil Protection e Impact assessment of the thematic strategy on soil protection. European Union; 2006

- Álvarez, J.V., Luiña, R., Ortega, F., Lobo, P., 2015. Synergy as Strategy for the Energetic Valorisation of Waste Focused in Transport. Springer International Publishing.
- Fernández, R., Bertrand, A., García, J.I., Tamés, R.S., González, A., 2012. Lead accumulation and synthesis of non-protein thiolic peptides in selected clones of *Melilotus alba* and *Melilotus officinalis*. *Environ. Exp. Bot.* 78, 18–24. doi:10.1016/j.envexpbot.2011.12.016
- Finnveden, G., Hauschild, M.Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., Suh, S., 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. *J. Environ. Manage.* 91, 1–21. doi:10.1016/j.jenvman.2009.06.018
- Hou, D., Al-Tabbaa, A., Guthrie, P., Hellings, J., Gu, Q., 2014. Using a hybrid LCA method to evaluate the sustainability of sediment remediation at the London Olympic Park. *J. Clean. Prod.* 83, 87–95. doi:10.1016/j.jclepro.2014.07.062
- Liang, H.-M., Lin, T.-H., Chiou, J.-M., Yeh, K.-C., 2009. Model evaluation of the phytoextraction potential of heavy metal hyperaccumulators and non-hyperaccumulators. *Environ. Pollut.* 157, 1945–1952. doi:10.1016/j.envpol.2008.11.052
- Rascio, N., Navari-Izzo, F., 2011. Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting? *Plant Sci.* 180, 169–181. doi:10.1016/j.plantsci.2010.08.016
- Suer, P., Andersson-Sköld, Y., 2011. Biofuel or excavation? - Life cycle assessment (LCA) of soil remediation options. *Biomass Bioenergy* 35, 969–981. doi:10.1016/j.biombioe.2010.11.022
- Vangronsveld, J., Cunningham, S.D., 1998. Metal-contaminated soils: In situ inactivation and phytoremediation. Springer.
- Vigil, M., Marey-Pérez, M.F., Martínez Huerta, G., Álvarez Cabal, V., 2015. Is phytoremediation without biomass valorization sustainable? — Comparative LCA of landfilling vs. anaerobic co-digestion. *Sci. Total Environ.* 505, 844–850. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.10.047
- von Blottnitz, H., Curran, M.A., 2007. A review of assessments conducted on bio-ethanol as a transportation fuel from a net energy, greenhouse gas, and environmental life cycle perspective. *J. Clean. Prod.* 15, 607–619. doi:10.1016/j.jclepro.2006.03.002

9 ANEXOS

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO I: DESCRIPCIÓN DE LAS CLASES AGROLÓGICAS

ANEXO II: MATRIZ DE DISTANCIAS ENTRE TEXTURAS USDA

ANEXO III: MATRIZ DE DISTANCIAS ENTRE TIPOS DE CLIMA KÖPPEN

ANEXO IV: LISTA COMPLETA DE GÉNEROS FITORREMEDIADORES

ANEXO V: RECTAS DE REGRESIÓN DE LAS APARICIONES EN LAS
REFERENCIAS CIENTÍFICAS DE LAS ESPECIES FITORREMEDIADORAS MÁS
PROMETEDORAS

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

ANEXO I: DESCRIPCIÓN DE LAS CLASES AGROLÓGICAS

A tal efecto, se escoge el sistema de Clases Agrológicas de la USDA. Este sistema propuesto originalmente por Klingebiel y Montgomery (1961) evalúa de una forma sencilla la capacidad de un suelo de soportar un tipo u otro de sistema agroforestal basado en las limitaciones que el suelo presenta debidas a sus características tanto intrínsecas (profundidad del suelo, textura/estructura, permeabilidad, pedregosidad, rocosidad, salinidad, manejo del suelo, pendiente del terreno y grado de erosión), así como extrínsecas (temperatura y pluviometría). En función de las anteriormente mencionadas características se clasifica el suelo en estudio en 8 posibles clases:

Clase I: Son aquellos suelos que no presentan, o en caso de hacerlo de una forma muy ligera, limitaciones permanentes o riesgos de erosión. Son suelos de alta calidad para la producción agrícola y pueden cultivarse con total seguridad empleando métodos ordinarios.

Clase II: Estos suelos presentan limitaciones moderadas para su uso y un peligro limitado de deterioro. Estos suelos pueden cultivarse mediante labores sencillas y difieren de la clase anterior principalmente en que tienen suaves pendientes, están sujetos a erosión moderada, su profundidad es mediana, pueden inundarse ocasionalmente y pueden precisar de sistemas de drenaje.

Clase III: Estos suelos presentan limitaciones para su cultivo, así como serios riesgos de deterioro. Pueden cultivarse de forma regular siempre y cuando se les aplique una rotación de cultivos adecuada o un tratamiento pertinente, lo que limita la elección de los cultivos o el calendario de laboreo y siembra.

Clase IV: Estos suelos presentan unas condiciones desfavorables para su cultivo, si bien puede realizarse de forma ocasional y con gran cuidado, generalmente limitado a cultivos herbáceos.

Clase V: Se trata de suelos prácticamente llanos, sin procesos erosivos en curso pero que no permiten el cultivo por encontrarse permanentemente encharcados, por su excesiva pedregosidad o por otras causas. Estos suelos deben mantener la vegetación de forma permanente y deben dedicarse en exclusiva a bosques o pastos, si bien el pastoreo debe ser regulado para evitar la destrucción de la cubierta vegetal.

Clase VI: Estos suelos están sujetos a limitaciones permanentes pero moderadas por su fuerte pendiente o reducida fertilidad. Su uso se reduce al pastoreo o a la silvicultura.

Clase VII: Éstos son suelos de fuertes pendientes, erosionados, accidentados, someros, áridos o inundados cuya capacidad para soportar algún tipo de aprovechamiento es muy limitada.

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

Clase VIII: Se trata de suelos esqueléticos, pedregosos, en pendientes extremas, etc. No son aptos ni para silvicultura ni para pastos.

Con objeto de clasificar el suelo en estudio se puede acudir a la Tabla A1.1. Ésta es interpretada tomando para cada parámetro la mejor clase de suelo que soportaría, quedando finalmente representada por la clase del suelo más restrictiva de entre todos los parámetros valorados.

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Pendiente (%) Clases FAO, 1990	Hasta suavem. Incl. ≤6 Clases 1 y 2	Hasta suavem. Incl. ≤6 Clases 1 y 2	Hasta inclinado ≤ 13 Clase 3	Hasta moderada m. Escar. ≤ 25 Clase 4	Hasta suave ≤ 6	Hasta escarpa do ≤ 55 Clase 5	Hasta muy escarpa do ≤ 80 Clase 6	Hasta muy escarpado ≤ 80 Clase 6
Espesor del suelo Profundidad útil (cm)	Profundo ≥ 90	Hasta moderado ≥ 60	Hasta limitado ≥ 40	Hasta escaso ≥ 20	Cualquiera	Cualquiera	Cualquiera	Cualquiera
Pedregosidad (%) Clases FAO, 1990	Hasta predreg. ≤ 3 Clases 0, 1 y 2	Hasta muy pedreg. ≤ 15 Clase 3	Hasta muy pedreg. ≤ 15 Clase 3	Hasta excesivo ≤ 50 Clase 4	Abundantes típico	Hasta excesivo ≤ 90 Clase 4	Hasta excesivo ≤ 90 Clase 4	Cualquiera > 90 Clase 5
Rocas (%) Clases FAO, 1990	Hasta muy pocas ≤ 2 Clase 0	Hasta muy pocas ≤ 2 Clase 0	Hasta moderadas ≤ 10 Clase 1	Hasta muy rocoso ≤ 50 Clases 2 y 3	Abundantes típico	Hasta extremo ≤ 90 Clase 4	Hasta extremo ≤ 90 Clase 4	Cualquiera > 90 Clase 5
Encharcamiento	No hay 0 meses	Hasta estacional < 3 meses	Hasta frecuente < 6 meses	Hasta frecuente < 6 meses	Intenso muy típico	No permanente < 9 meses	No permanente < 9 meses	cualquiera < 9 meses
Drenaje Clases FAO, 1990	Bueno o moderado Clases 3 y 4	Algo excesivo Clase 5	Imperfecto o excesivo Clases 2 y 6	Escaso o muy escaso Clases 0 y 1	Muy escaso	cualquiera	cualquiera	cualquiera

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Textura	Equilibrada: fr, fr li	Algo desequilibrada: fr arc, fr are, li, arc are, fr arc are, fr arc li	Hasta desequilibrada: are, are fr	Hasta desequilibrada: arc, arc li	Cualquiera	cualquiera	cualquiera	cualquiera
Gravas %	Nulas o pocas ≤ 20	Hasta moderadas ≤ 40	Hasta abundantes ≤ 60	Hasta muy abundantes $\leq 80\%$	Cualquiera	cualquiera	cualquiera	cualquiera
Materia orgánica %	Hasta abundante ≥ 3	Hasta moderada 2-1	Hasta poca $> 0,5$	Hasta escasa $< 0,5$	Cualquiera	cualquiera	cualquiera	cualquiera
	Color horizonte A muy oscuro							
pH	Favorable 6,5-7,5	Hasta desfavorable 5,6-6,4 y 7,6-8,1	Hasta muy desfavor. 5,0-5,5 y 8,2-8,3	Hasta muy desfavorable 4,5-4,9 y 8,4-8,6	Cualquiera	cualquiera	cualquiera	cualquiera
Grado saturación en bases %	Saturado > 75	Saturado > 50	Desaturado > 15	Cualquiera	Cualquiera	cualquiera	cualquiera	cualquiera
Carbonatos totales %	Hasta pocos < 10	Hasta moderados < 20	Hasta abundantes < 50	Hasta muy abundantes < 70	Cualquiera	cualquiera	cualquiera	cualquiera
Salinidad (dSm ⁻¹)	Nula/ligera ≤ 3	Hasta débil ≤ 5	Hasta moderada ≤ 8	Hasta severa ≤ 16	Cualquiera	cualquiera	cualquiera	cualquiera
Meses secos	Hasta pocos ≤ 3	Hasta moderados ≤ 5	Hasta abundantes ≤ 7	Hasta muy abund. ≤ 9	Árido típico	cualquiera	cualquiera	cualquiera
Riesgo de heladas (n° meses T<6°)	Muy escaso ≤ 2	Hasta ligero ≤ 4	Hasta moderado ≤ 6	Hasta alto > 6	Cualquiera	cualquiera	cualquiera	cualquiera

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Erosión (tm/ha/año)	Nula/ligera ≤ 10	Hasta moderada ≤ 20	Hasta alta ≤ 80	Hasta muy alta ≤ 160	Hasta ligera ≤ 10	cualquiera	cualquiera	cualquiera

Tabla A1.1: Parámetros de caracterización de las clases agrológicas

ANEXO II: MATRIZ DE DISTANCIAS ENTRE TEXTURAS USDA

	ARENOSA	ARENO FRANCOSA	FRANCO ARENOSA	FRANCA	FRANCO LIMOSA	LIMOSA	FRANCO ARCILLO ARENOSA	FRANCO ARCILLOSA	FRANCO ARCILLO LIMOSA	ARCILLO ARENOSA	ARCILLOSA	ARCILLO LIMOSA
ARENOSA	0	1	2	3	4	5	3	4	5	4	5	6
ARENO FRANCOSA	1	0	1	2	3	4	2	3	4	3	4	5
FRANCO ARENOSA	2	1	0	1	2	3	3	3	1	2	3	4
FRANCA	3	2	1	0	1	2	1	1	1	2	2	3
FRANCO LIMOSA	4	3	2	1	0	1	2	1	1	3	2	2
LIMOSA	5	4	3	2	1	0	3	2	2	4	3	3
FRANCO ARCILLO ARENOSA	3	2	1	1	2	3	0	1	2	1	2	3
FRANCO ARCILLOSA	4	3	2	1	1	2	1	0	1	1	1	2
FRANCO ARCILLO LIMOSA	5	4	3	2	1	2	2	1	0	2	2	1
ARCILLO ARENOSA	4	3	2	2	3	4	1	1	2	0	1	2
ARCILLOSA	5	4	3	2	2	3	2	1	2	1	0	1
ARCILLO LIMOSA	5	4	3	2	2	3	3	2	1	2	1	0

Tabla A2. 1: Distancias entre texturas USDA

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

ANEXO IV: LISTA COMPLETA DE GÉNEROS FITORREMEDIADORES DE METALES PESADOS

Género	Nº apariciones
<i>Brassica</i>	613
<i>Populus</i>	414
<i>Salix</i>	345
<i>Zea</i>	313
<i>Arabidopsis</i>	272
<i>Medicago</i>	232
<i>Lolium</i>	222
<i>Helianthus</i>	222
<i>Typha</i>	200
<i>Nicotiana</i>	170
<i>Festuca</i>	143
<i>Fescue</i>	120
<i>Triticum</i>	116
<i>Sorghum</i>	111
<i>Vetiveria</i>	99
<i>Sedum</i>	97
<i>Trifolium</i>	90
<i>Vetiver</i>	86
<i>Panicum</i>	78
<i>Hordeum</i>	71
<i>Alyssum</i>	69
<i>Asteraceae</i>	68
<i>Cynodon</i>	67
<i>Eucalyptus</i>	63
<i>Amaranthus</i>	62
<i>Pennisetum</i>	52
<i>Acacia</i>	50
<i>Ipomoea</i>	50
<i>Spartina</i>	49
<i>Atriplex</i>	48
<i>Pinus</i>	47
<i>Lupinus</i>	46
<i>Ricinus</i>	41
<i>Rumex</i>	39
<i>Miscanthus</i>	39
<i>Elsholtzia</i>	36

SISTEMA DE AYUDA A LA DECISION PARA EL DISEÑO DE PROYECTOS DE
FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS INDUSTRIALES

Miguel Ángel Vigil Berrocal

<i>Jatropha</i>	34
<i>Echinochloa</i>	33
<i>Agrostis</i>	30
<i>Sesbania</i>	27
<i>Alnus</i>	26
<i>Artemisia</i>	25
<i>Thalaspia</i>	1

ANEXO V: RECTAS DE REGRESIÓN DE LAS APARICIONES EN LAS REFERENCIAS CIENTÍFICAS DE LAS ESPECIES FITORREMIADORAS MÁS PROMETEDORAS

Brassica juncea

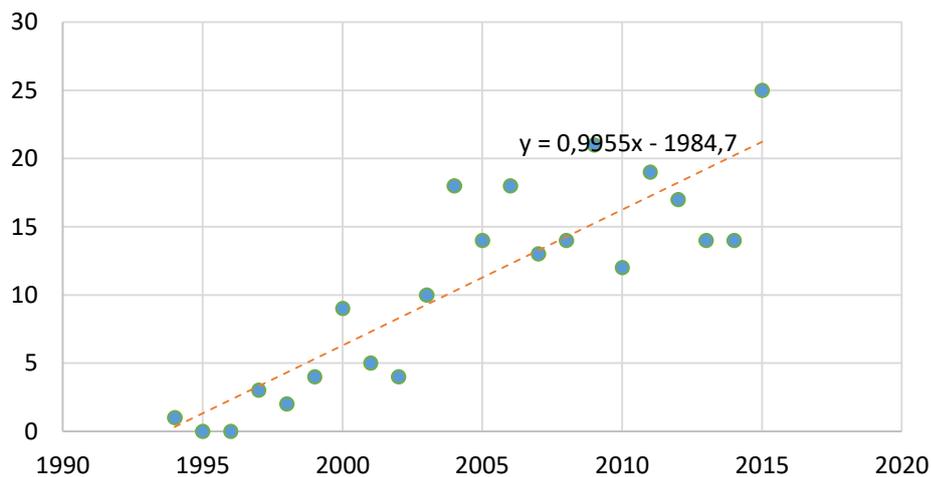


Gráfico A5. 1: Número de referencias científicas que citan *Brassica juncea* por año

Zea mays

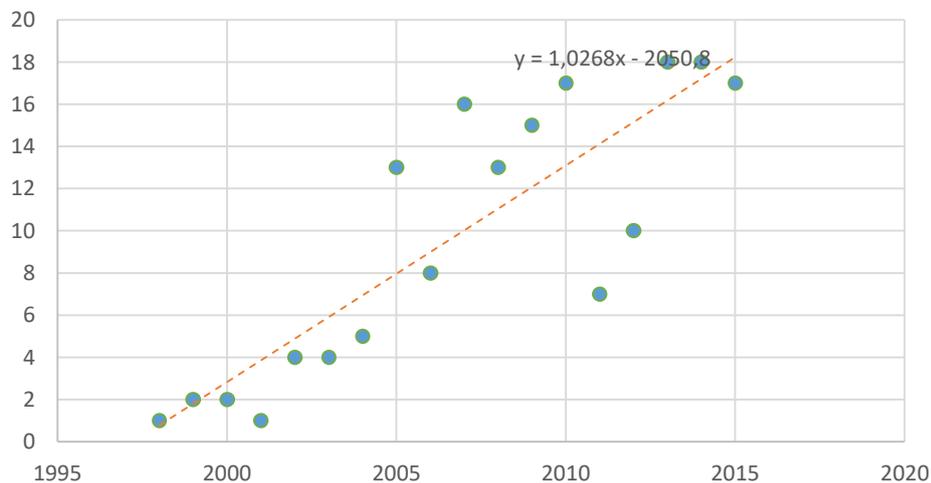


Gráfico A5. 2: Número de referencias científicas que citan *Zea mays* por año

Helianthus annuus

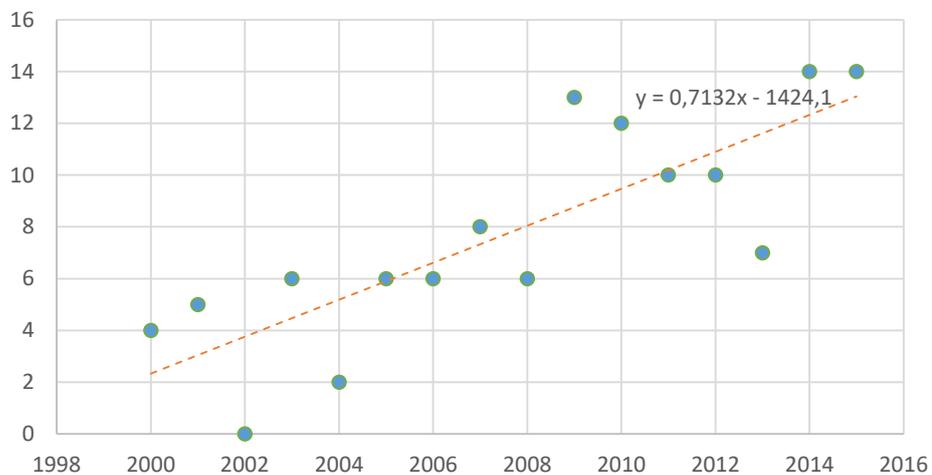


Gráfico A5. 3: Número de referencias científicas que citan *Helianthus annuus* por año

Brassica napus

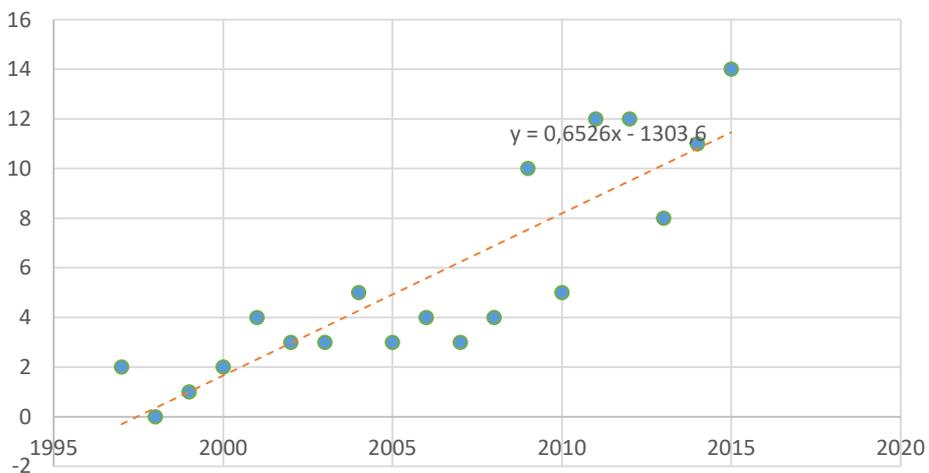


Gráfico A5. 4: Número de referencias científicas que citan *Brassica napus* por año

Nicotiana tabbicum

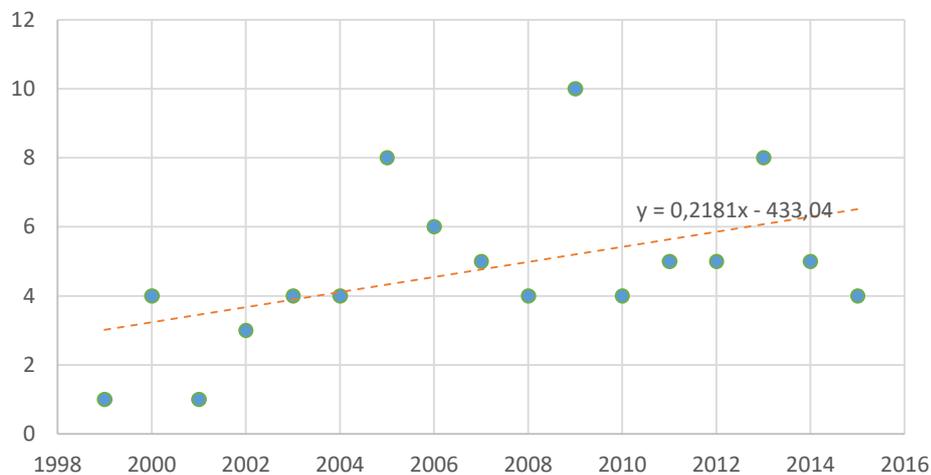


Gráfico A5. 5: Número de referencias científicas que citan *Nicotiana tabbicum* por año

Arabidopsis thaliana

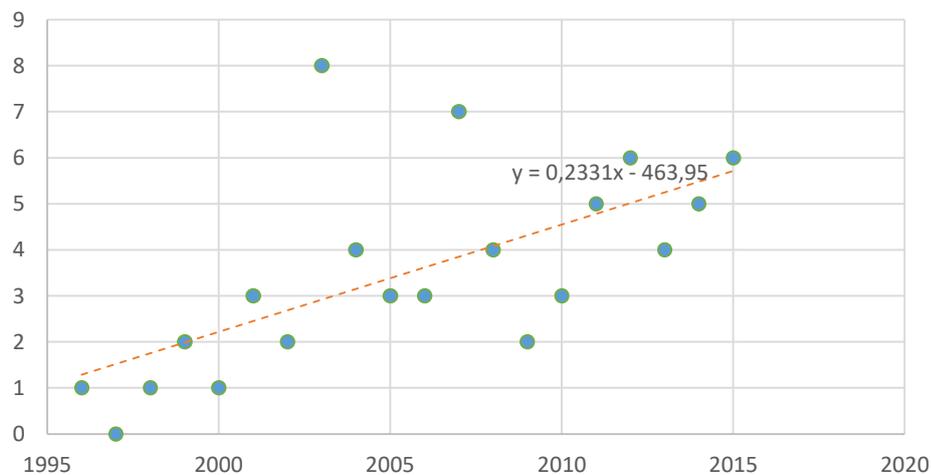


Gráfico A5. 6: Número de referencias científicas que citan *Arabidopsis thaliana* por año

Lolium perenne

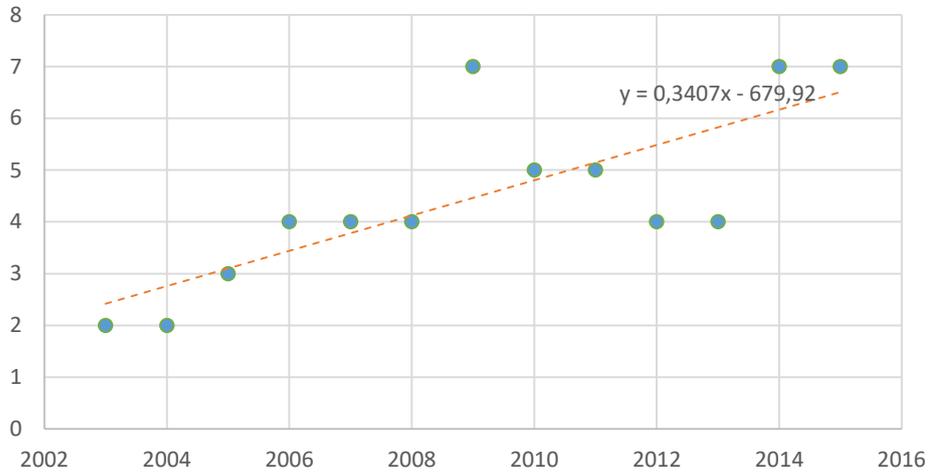


Gráfico A5. 7: Número de referencias científicas que citan *Lolium perenne* por año

Pteris vittata

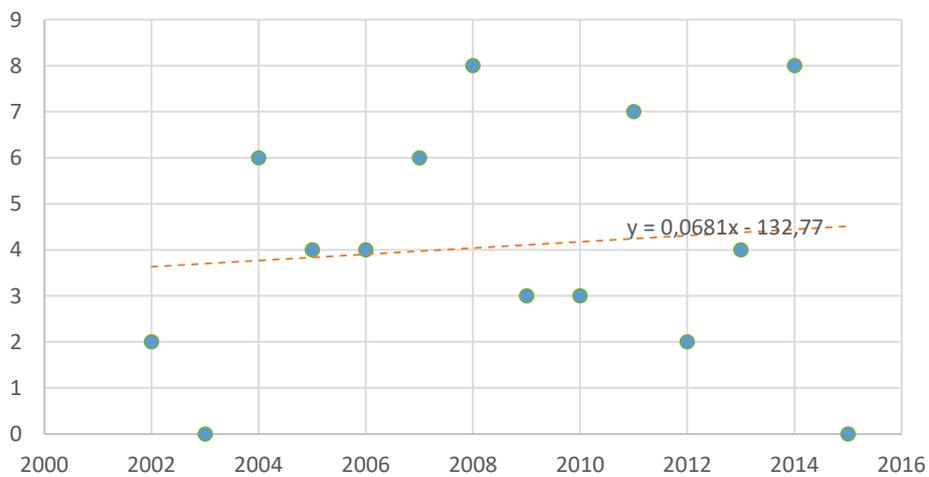


Gráfico A5. 8: Número de referencias científicas que citan *Pteris vittata* por año

Medicago sativa

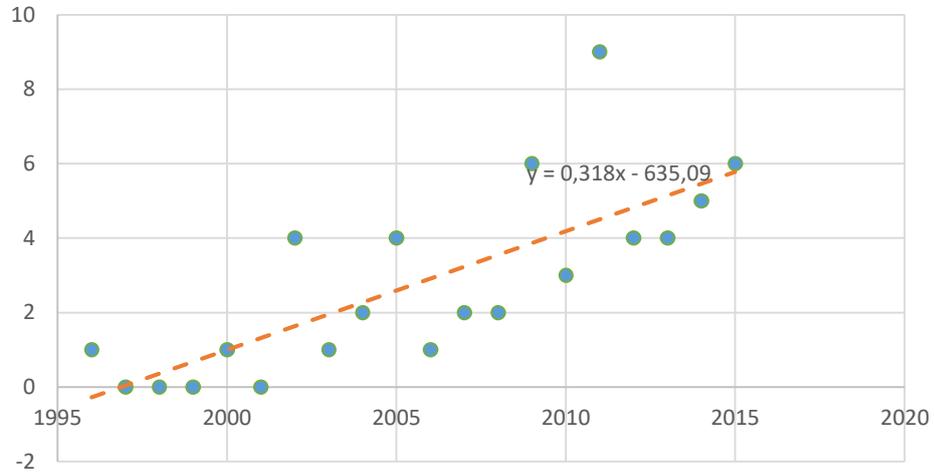


Gráfico A5. 9: Número de referencias científicas que citan *Medicago sativa* por año

Sedum alfredii

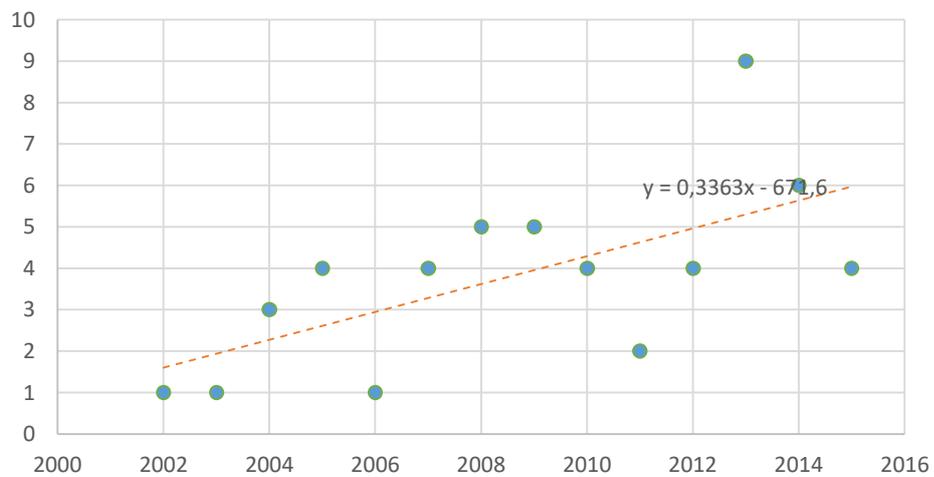


Gráfico A5. 10: Número de referencias científicas que citan *Sedum alfredii* por año

Solanum nigrum

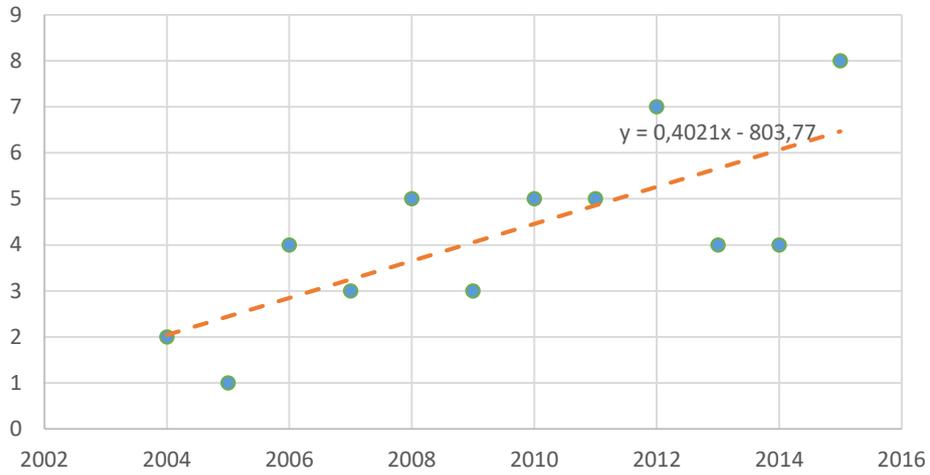


Gráfico A5. 11: Número de referencias científicas que citan *Solanum nigrum* por año

Triticum aestivum

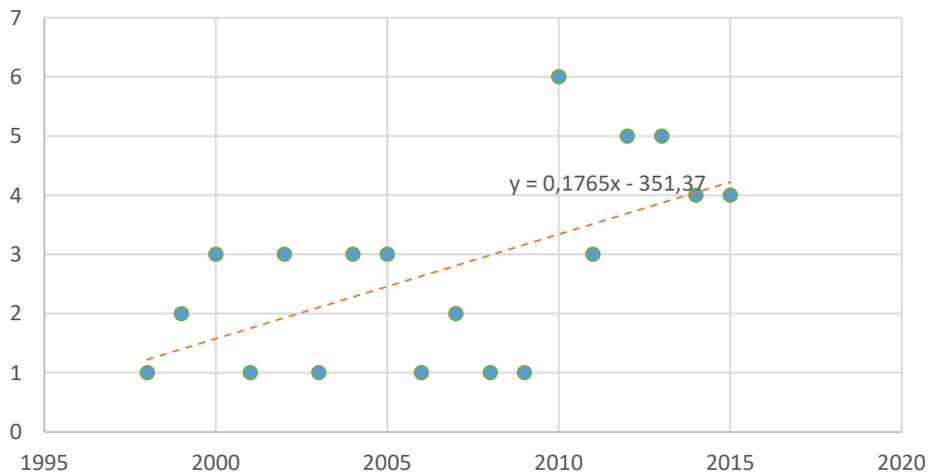


Gráfico A5. 12: Número de referencias científicas que citan *Triticum aestivum* por año

Salix viminalis

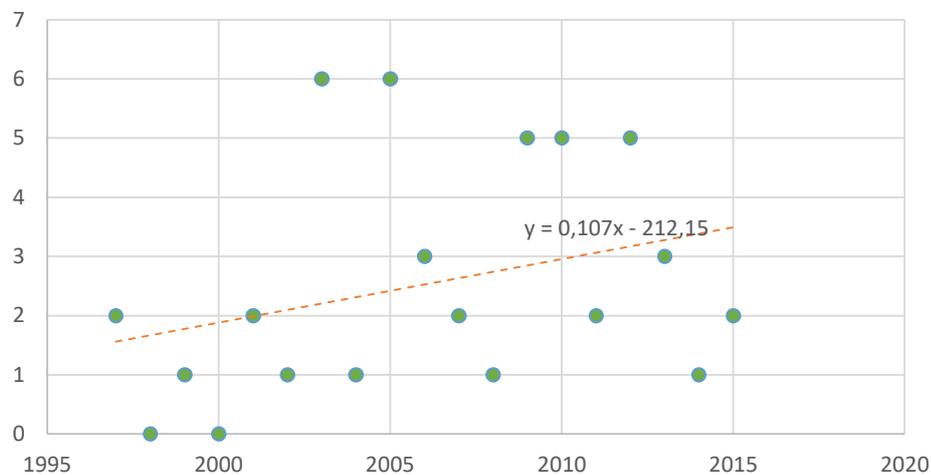


Gráfico A5. 13: Número de referencias científicas que citan *Salix viminalis* por año

Brassica oleracea

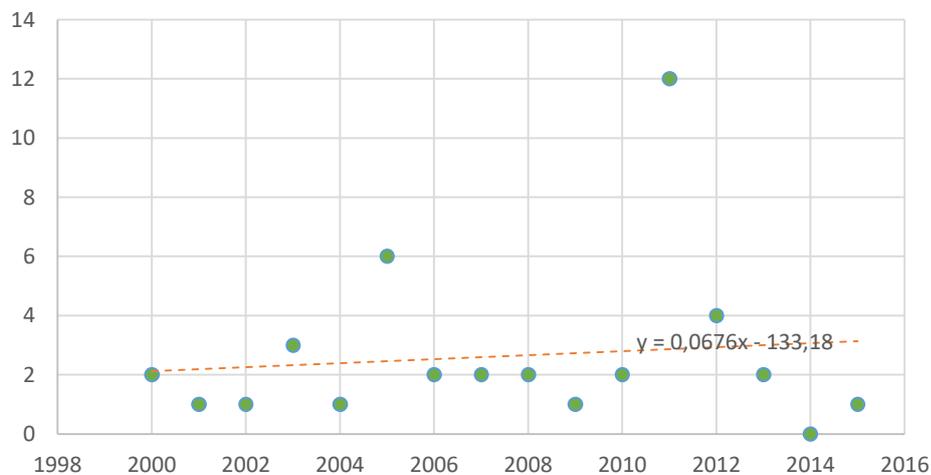


Gráfico A5. 14: Número de referencias científicas que citan *Brassica oleracea* por año

Vetiveria zizanioides

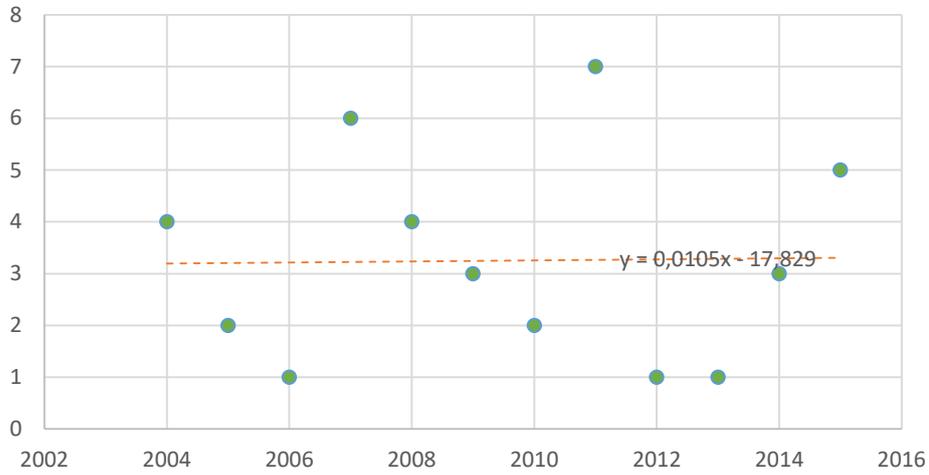


Gráfico A5. 15: Número de referencias científicas que citan *Vetiveria zizanioides* por año

Festuca arundinacea

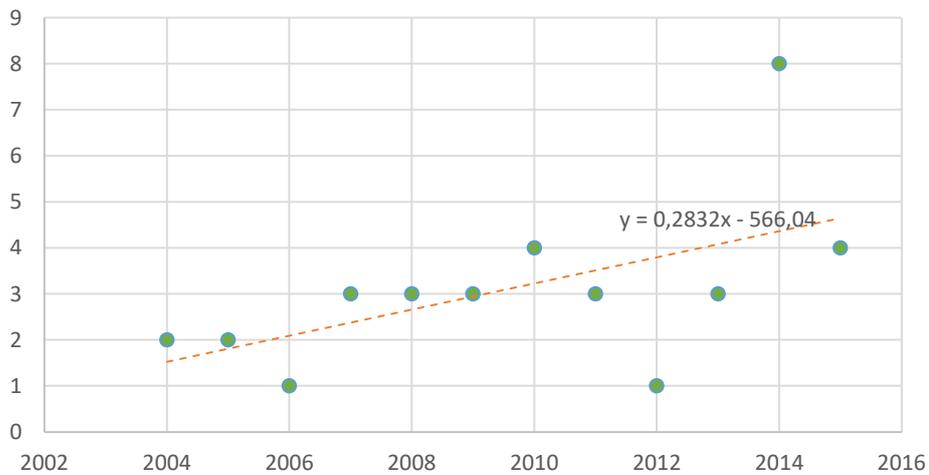


Gráfico A5. 16: Número de referencias científicas que citan *Festuca arundinacea* por año

Lycopersicon esculentum

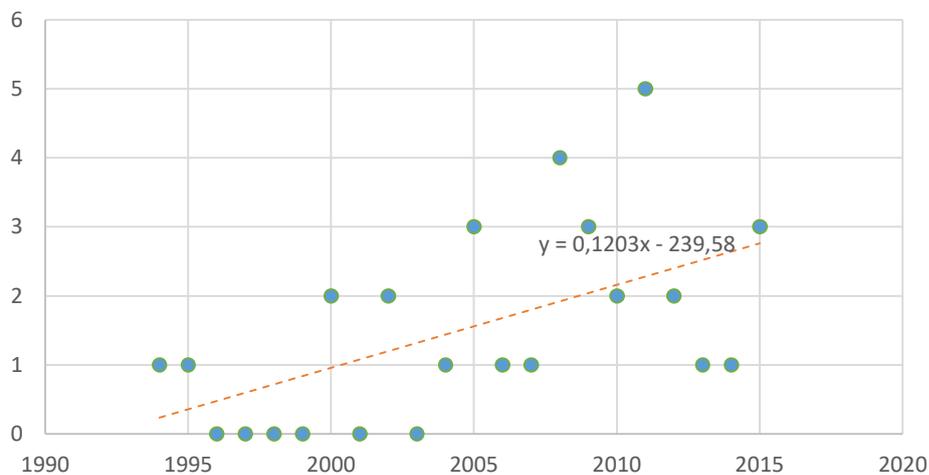


Gráfico A5. 17: Número de referencias científicas que citan *Lycopersicon esculentum* por año

Trifolium repens

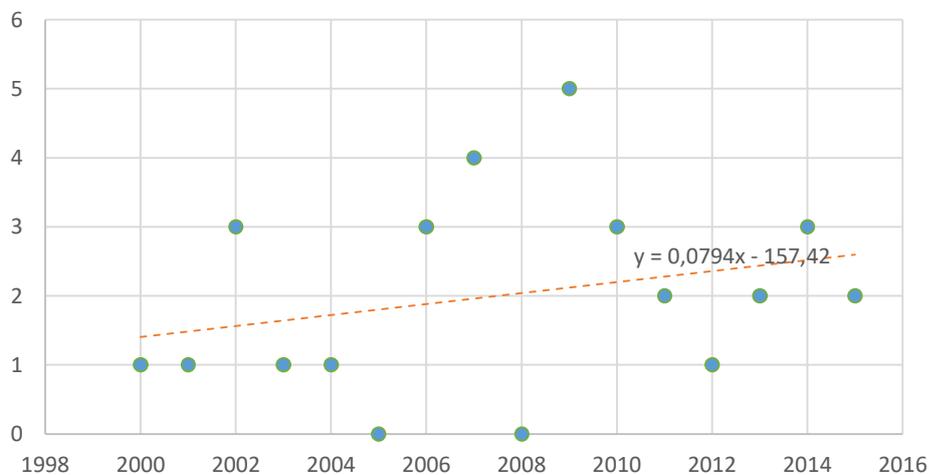


Gráfico A5. 18: Número de referencias científicas que citan *Trifolium repens* por año

Sorghum bicolor

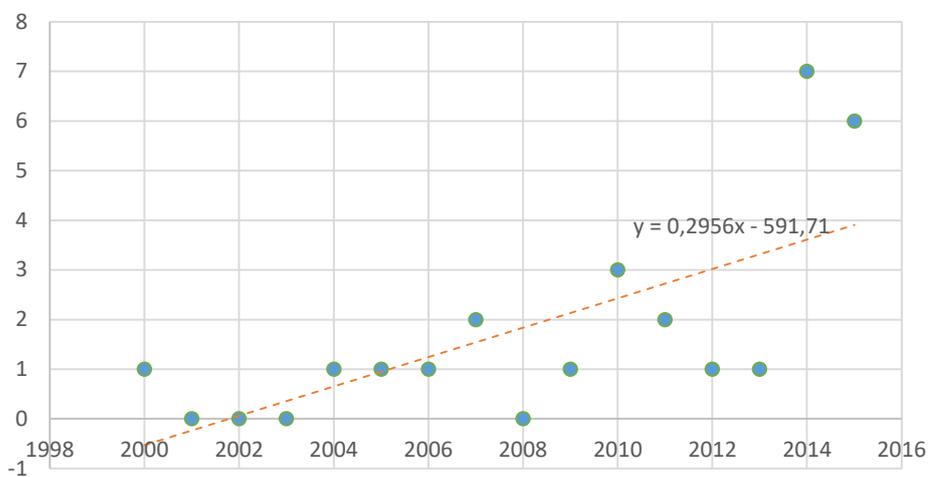


Gráfico A5. 19: Número de referencias científicas que citan *Sorghum bicolor* por año

Hordeum vulgare

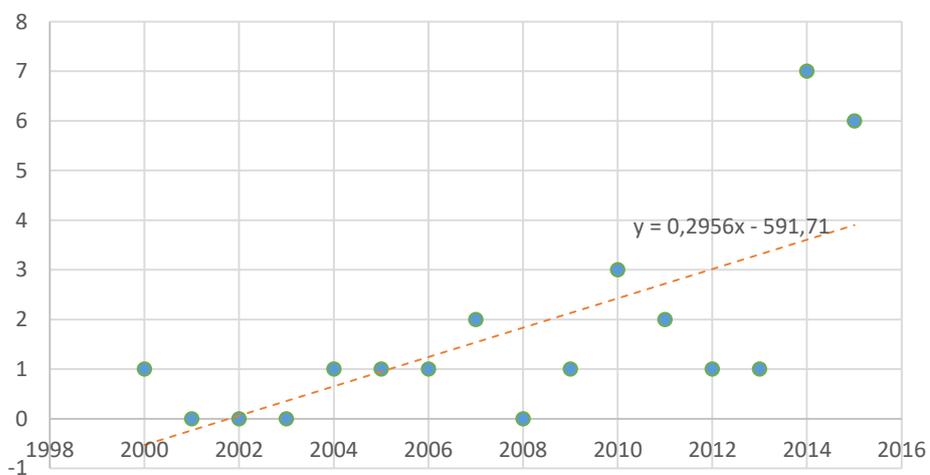


Gráfico A5. 20: Número de referencias científicas que citan *Hordeum vulgare* por año

Ricinus communis

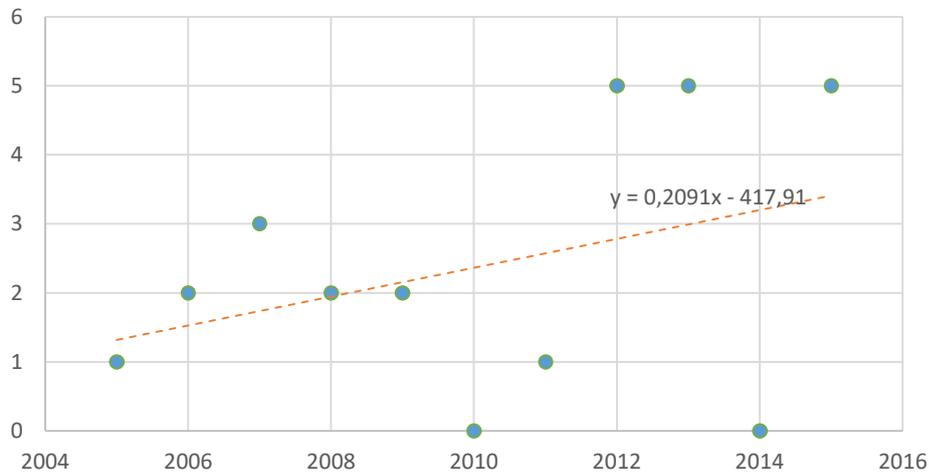


Gráfico A5. 21: Número de referencias científicas que citan *Ricinus communis* por año

Populus alba

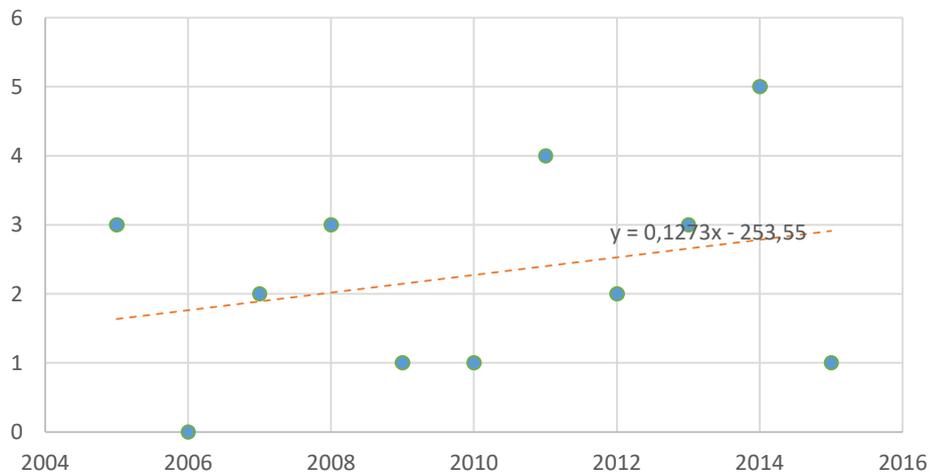


Gráfico A5. 22: Número de referencias científicas que citan *Populus alba* por año

Raphanus sativus

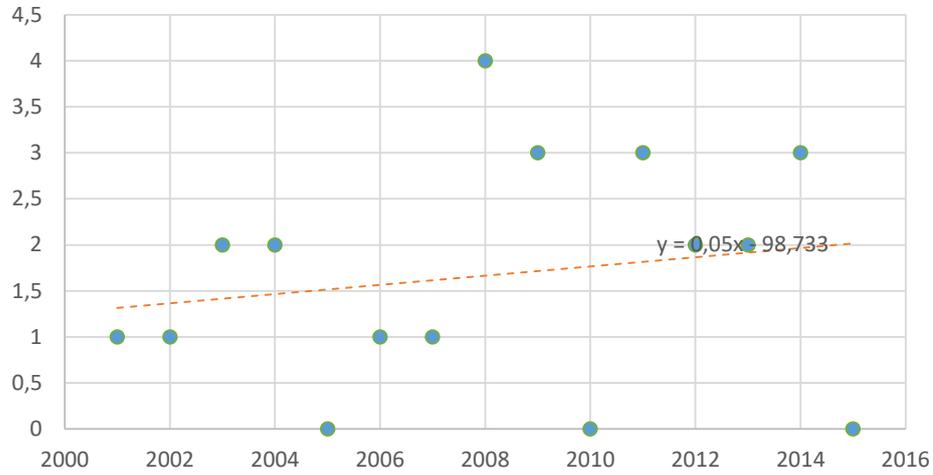


Gráfico A5. 23: Número de referencias científicas que citan *Raphanus sativus* por año

Populus nigra

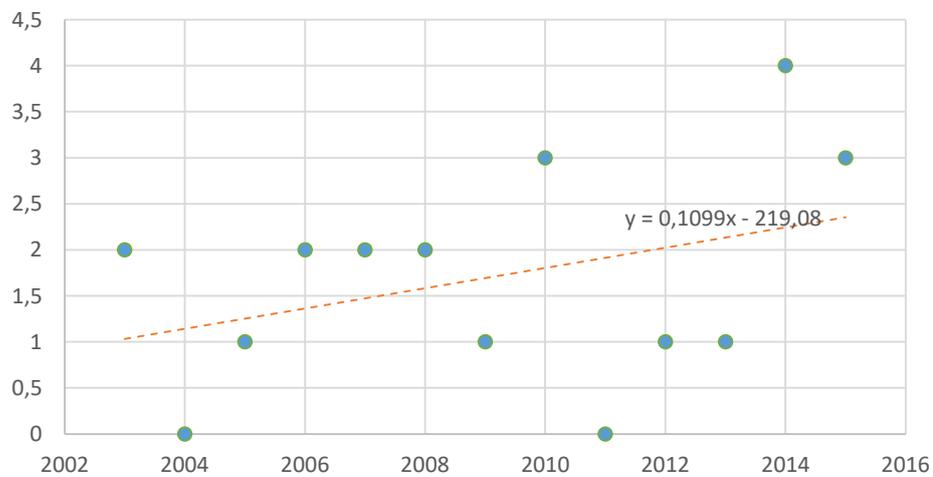


Gráfico A5. 24: Número de referencias científicas que citan *Populus nigra* por año

Arabidopsis halleri

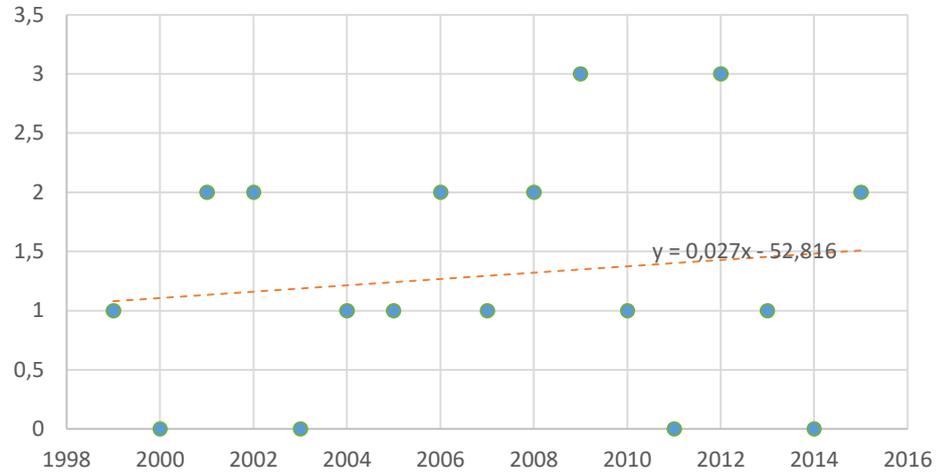


Gráfico A5. 25: Número de referencias científicas que citan *Arabidopsis halleri* por año

Jatropha curcas

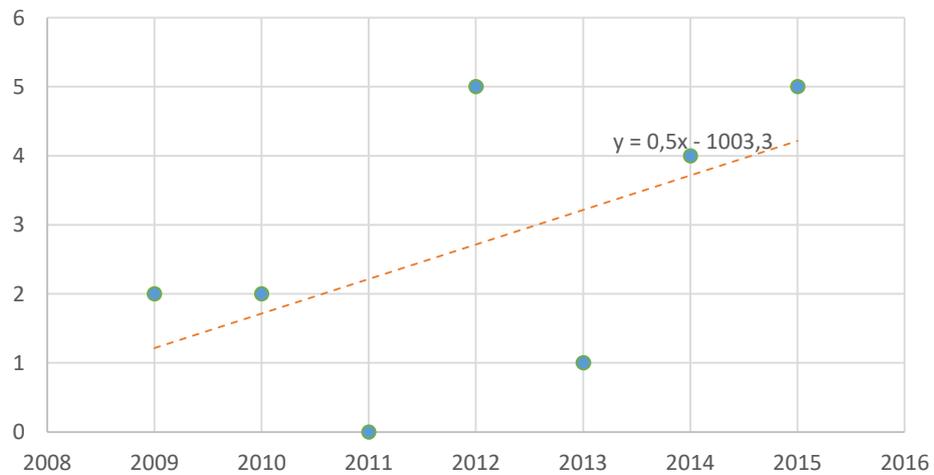


Gráfico A5. 26: Número de referencias científicas que citan *Jatropha curcas* por año

Sedum plumbizincicola

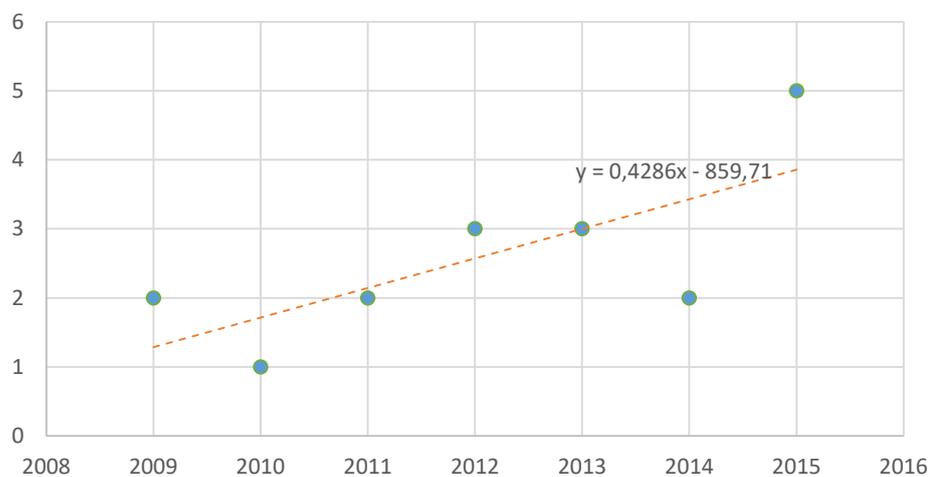


Gráfico A5. 27: Número de referencias científicas que citan *Sedum plumbizincicola* por año

Cannabis sativa

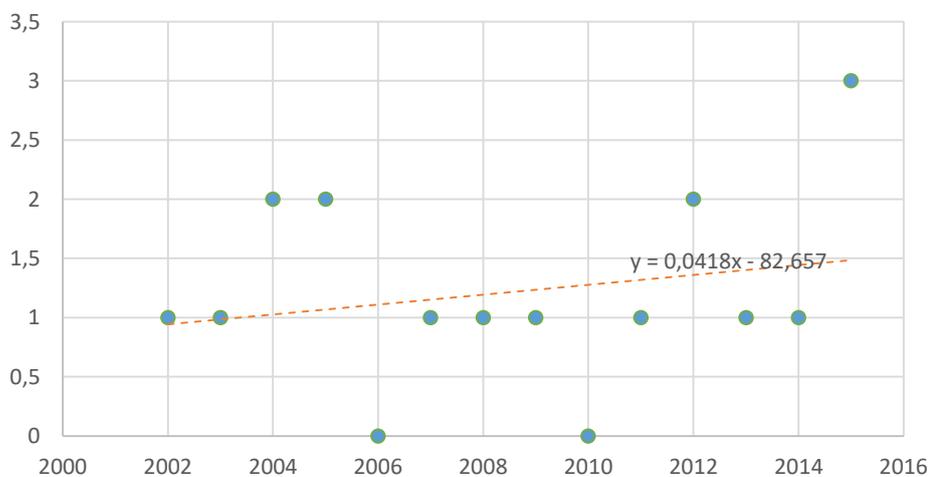


Gráfico A5. 28: Número de referencias científicas que citan *Cannabis sativa* por año

Salix caprea

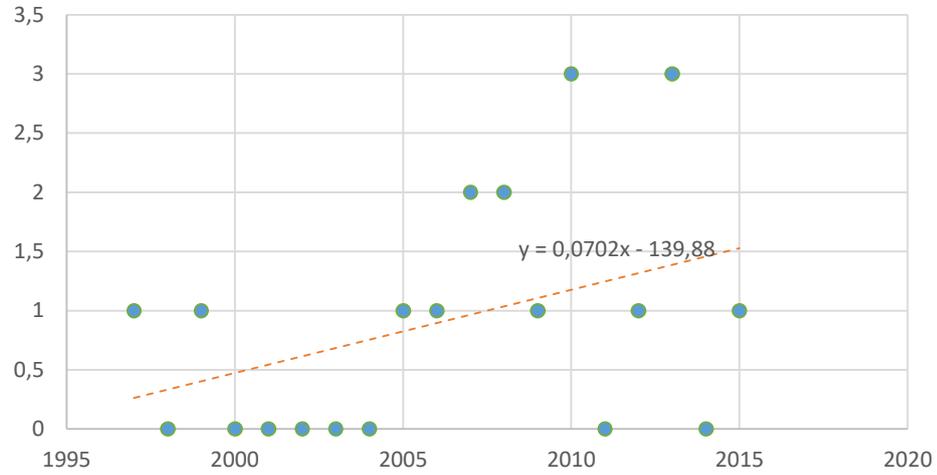


Gráfico A5. 29: Número de referencias científicas que citan *Salix caprea* por año

Cynodon dactylon

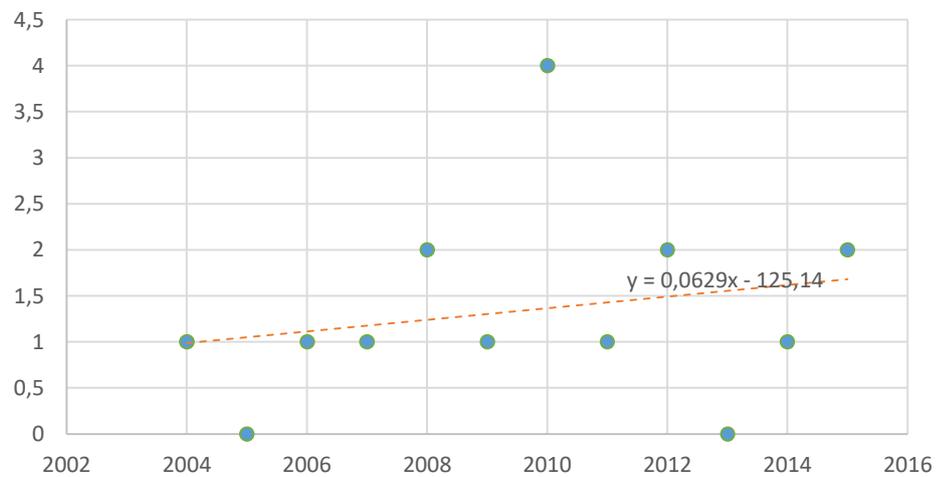


Gráfico A5. 30: Número de referencias científicas que citan *Cynodon dactylon* por año

Lactuca sativa

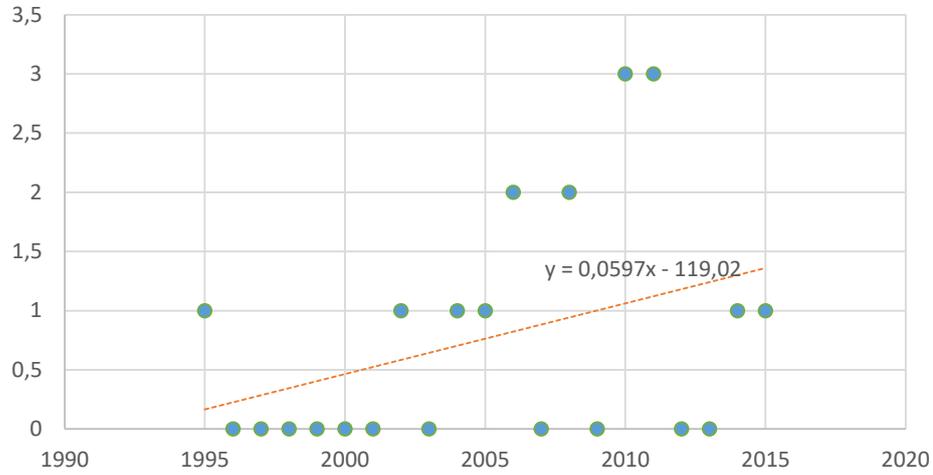


Gráfico A5. 31: Número de referencias científicas que citan *Lactuca sativa* por año

Boehmeria nivea

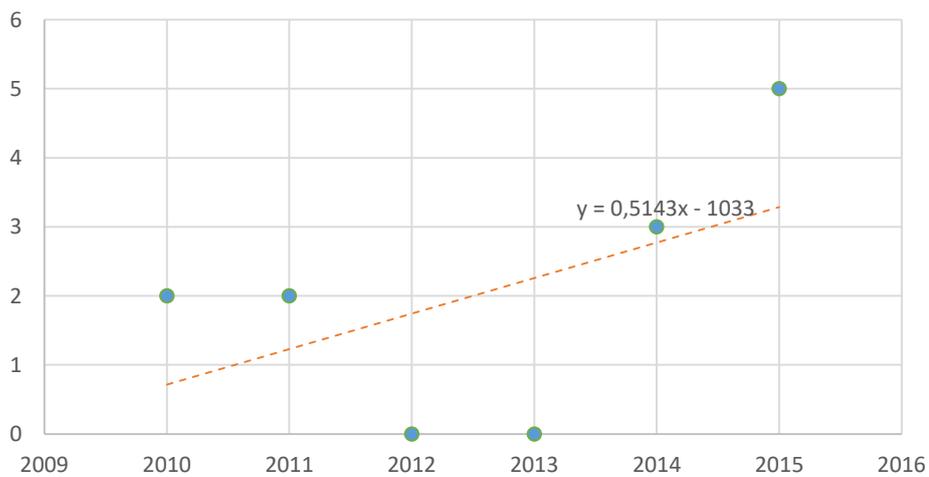


Gráfico A5. 32: Número de referencias científicas que citan *Boehmeria nivea* por año

Echinochloa colona

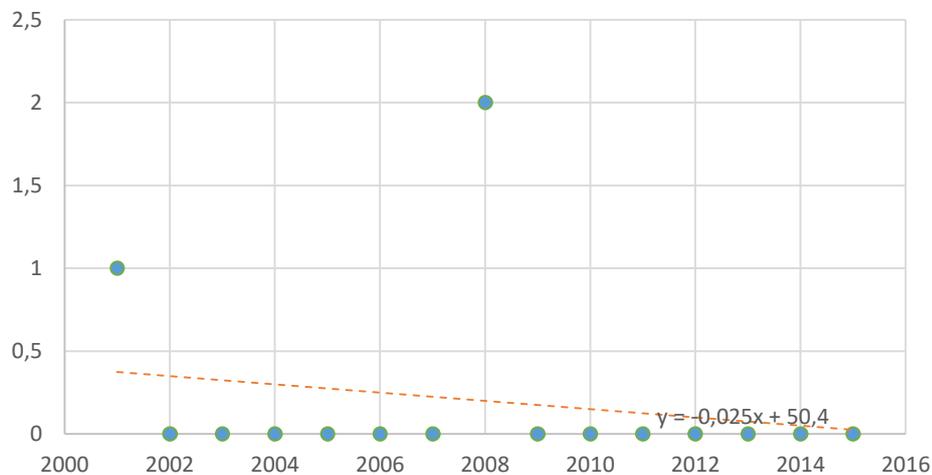


Gráfico A5. 33: Número de referencias científicas que citan *Echinochloa colona* por año

Artemisia vulgaris

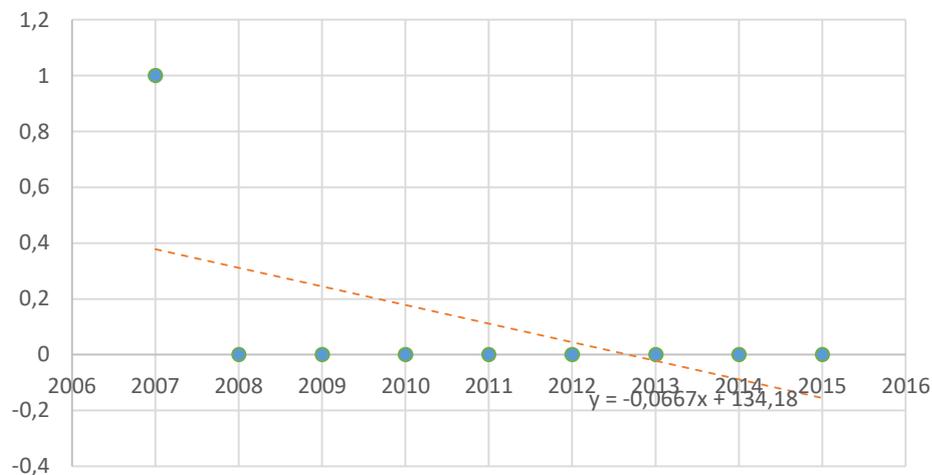


Gráfico A5. 34: Número de referencias científicas que citan *Artemisia vulgaris* por año