

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 FITORREMEDIACIÓN

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

