

IMPACTO DE LA TRANSFORMACIÓN POTENCIAL DEL USO DEL SUELO EN EL ACV: APLICACIÓN A LOS ARROZALES DEL LEVANTE ESPAÑOL

Daniel Garraín

Carlos Muñoz

Vicente Franco

Enrique Moliner

Rosario Vidal

Universitat Jaume I – Dpto. Ingeniería Mecánica y Construcción – Grupo de Ingeniería del Diseño, Castellón (España)

Abstract

The term 'impact of land use' has been used in the field of Life Cycle Assessment (LCA) to denote environmental impacts relating to the occupation and physical transformation of land areas.

This paper presents a detailed methodology for assessing the impact of any potential change in land use on key natural resources (fertile soil -or life support functions-, biodiversity and landscape quality). By means of Multicriteria Decision Analysis (Analytical Hierarchic Process, AHP), these three variables are integrated in a single synthetic impact index.

This method has been applied in the hypothetical transforming rice field soil in Eastern Spain if the rice husks, a byproduct of this crop, are valued or not as a reinforcement raw material to develop new composites. Finally, the best options, both qualitatively and quantitatively, for potential transformation in terms of feasibility and impact caused are highlighted.

Keywords: *LCA; land use; land transformation; rice field; AHP*

Resumen

El término 'impacto del uso del suelo' ha sido utilizado en el campo del Análisis de Ciclo de Vida (ACV) para denotar impactos medioambientales referidos a la ocupación y transformación física de áreas de terreno.

En este estudio se presenta con detalle una metodología para la evaluación del impacto de cualquier transformación potencial en el uso del suelo sobre los principales recursos naturales (fertilidad del terreno, biodiversidad y paisaje) integrados en un único índice ponderado, con la ayuda de técnicas de evaluación multicriterio, como el proceso analítico jerárquico (AHP).

Este método ha sido aplicado en el caso hipotético de transformación de suelo destinado a arrozal en la zona del levante español, en el caso que la cascarilla, un subproducto de este cultivo, se valore o no como materia prima de refuerzo para la elaboración de nuevos materiales composites. A partir de los resultados obtenidos, tanto de forma cualitativa como

cuantitativa, se presentan las mejores opciones de transformación potencial en ambos casos en cuanto a viabilidad e impacto causado.

Palabras clave: ACV; uso de suelo; transformación de territorio; arrozal; AHP

1. Introducción

El uso del suelo es la principal causa directa de muchos de los impactos de los sistemas de producción. Existe un amplio consenso en que se trata de la principal causa de degradación de la diversidad biológica, además de que la inadecuada gestión del mismo es un factor principal para la reducción de la capacidad de producción biológica del terreno (Milà i Canals, 2007a). La descripción de la transformación del uso del suelo y la evaluación de su impacto potencial es un objetivo que comparten muchos trabajos de investigación (Kammerbauer et al., 1999; Irwin et al., 2001; Roberts et al., 2003; Wilson et al., 2003; Honnay et al., 2003; Zhao et al., 2004; Pan et al., 2004; Fédoroff et al., 2005), en los cuales se evalúan diversos elementos del medio, y cómo éstos se ven influidos por los usos del suelo. A través de la revisión bibliográfica se pone de manifiesto que los usos del suelo están supeditados a numerosos factores, de diversa índole, y pueden traer consigo serios impactos sobre el medio ambiente y la sociedad.

El término uso del suelo tradicionalmente se utiliza para denotar una clasificación de las actividades humanas que ocupan superficie de suelo. En el campo del Análisis del Ciclo de Vida (ACV), este término, o bien, el impacto del uso del suelo han sido utilizados para denotar impactos medioambientales referidos a ocupación y transformación física de áreas de terreno (Lindeijer, 2000a). Varios autores han revisado los diferentes indicadores para el cálculo del impacto del uso del suelo y su consideración con el ACV. Sin embargo, no existe hasta la fecha un consenso en cuanto a la forma en que los impactos causados por el uso del suelo pueden ser incorporados en el ACV (Lindeijer, 2000a; Cowell & Lindeijer, 2000; van der Voet, 2001; Milà i Canals, 2003; Antón et al., 2007; Guinée et al., 2006). La regla general que han seguido para diferenciar los impactos principales que causa el uso del suelo ha sido considerar la biodiversidad y la fertilidad del terreno como los aspectos más fuertemente perjudicados.

No obstante, los últimos estudios y discusiones realizados por expertos como Milà i Canals et al. (2007b) recomiendan como principales daños producidos por el uso del suelo que deberían considerarse en cualquier método de evaluación de impacto los producidos sobre el medio ambiente natural y sobre los recursos naturales; más concretamente, los producidos sobre la biodiversidad, el potencial de producción biótica (incluyendo la fertilidad del suelo y el valor de uso de la biodiversidad) y la calidad ecológica del terreno (incluyendo las funciones de soporte vital del terreno distintas de la producción biótica o de biomasa del mismo, ya sea como elemento del ciclo del agua, carbono y nutrientes, como filtro de contaminantes químicos o como hábitat de flora y fauna). Además, consideran muy importante la diferenciación biogeográfica a la hora de realizar un análisis de impacto ya que un mismo tipo de intervención puede tener diferentes consecuencias dependiendo de la calidad y las características inherentes del suelo afectado. La tabla 1 muestra el resumen de las metodologías desarrolladas para evaluar el impacto del uso del suelo en el ACV.

Para obtener un índice global o genérico del impacto causado por la transformación de un determinado tipo de suelo hay que determinar cuáles son los principales impactos. De los estudios realizados por expertos se obtiene que los principales impactos debieran ser los realizados sobre la biodiversidad y sobre las funciones de soporte vital, como se ha citado anteriormente. No obstante, debido a la importancia en la calidad de un determinado paisaje y su influencia en el ser humano, el impacto visual o paisajístico también se puede considerar que es un impacto causado por el uso del suelo.

Tabla 1. Metodologías para evaluar el cambio de uso del suelo en el marco del ACV

Clasificación	Autores	Característica principal
Basadas en el impacto sobre la biodiversidad	Müller-Wenk (1998)	Medida de plantas vasculares
	Lindeijer et al. (1998, 2002), Lindeijer (2000b)	Medida de plantas vasculares
	Weidema & Lindeijer (2001)	Medida de plantas vasculares, con características específicas de ecosistemas
	Köllner (2000, 2001, 2007, 2008)	Medida de plantas vasculares
	Goedkoop & Spriensma (2001)	Método de Köllner (2000) en soporte informático (Ecoindicador-99)
	Schenk (2001)	Listado de indicadores
	Vögtlander et al. (2004)	Medida de plantas vasculares y rareza de los ecosistemas
	Michelsen (2008)	Weidema & Lindeijer (2001) en ecosistemas
Basadas en el impacto sobre la fertilidad o funciones de soporte de vida	Baitz et al. (1999)	Listado de indicadores
	Lindeijer (2000b)	Medida de la Producción Primaria Neta
	Weidema & Lindeijer (2001)	Mejora de Lindeijer (2000b)
	Milà i Canals (2003), Milà i Canals et al. (2007c)	Medida de la materia orgánica del suelo
	Cowell & Clift (2000)	Medida de la materia orgánica del suelo
Basadas en otros impactos	Brentrup et al. (2002)	Basado en la hemerobia
	Kyläkorpi et al. (2005)	Medida de áreas ocupadas por biotopos
	Heuvelmans et al. (2005)	Balances hídricos
	Wagendorp et al. (2006)	Capacidad de los ecosistemas para disipar la exergía
	Muys & García Quijano (2002)	Listado de indicadores
	Mattsson et al. (2000)	Listado de indicadores
	Kloverpris et al. (2008)	Inventario de consumo de cosechas

2. Metodología

En la tesis doctoral de Garraín (2009a), se ha desarrollado una metodología para la evaluación de cualquier transformación potencial en el uso del suelo mediante la combinación de los métodos existentes con técnicas de decisión multicriterio en el marco de la metodología del ACV, la cual se ha aplicado en este trabajo. Entre los impactos derivados de la transformación potencial del uso del suelo ha considerado, por su carácter localizado y

por su relevancia, aquellos relacionados con la fertilidad del suelo, la biodiversidad y la calidad del paisaje. Se ha demostrado que estos factores son adecuados para evaluar los cambios en el uso de suelo desde el punto de vista ambiental (Garraín, 2009b).

Por regla general, las metodologías que incluyen el impacto del uso del suelo sobre la biodiversidad miden el número de especies de plantas vasculares, las cuales son representativas de la diversidad de especies en general. Los trabajos de Barthlott et al. (1996, 1999) han mostrado una fuerte correlación entre el número de especies de plantas vasculares y la abundancia de otras especies de animales y plantas. La razón principal de elegir la diversidad de plantas vasculares como el indicador para la biodiversidad radica en que se trata del único indicador para el que se poseen datos científicos globales disponibles a diferentes escalas (Lindeijer, 2000b).

En cuanto a fertilidad del suelo, la disponibilidad de recursos bióticos está relacionada, aunque de manera general, con su potencial de productividad. Se entiende por ésta la producción de biomasa que ocurre mediante la fotosíntesis, por medio de la cual las plantas verdes convierten energía solar, dióxido de carbono y agua en glucosa y tejido vegetal. Si a esta energía se le resta la consumida en la respiración se obtiene la Producción Primaria Neta (NPP) (Antón, 2004). Los valores de NPP pueden ser considerados como la expresión del valor natural y dinámico de un área determinada y, además, son los escogidos como medida de la contribución al sostén de vida (cantidad de carbón por área y tiempo).

El desarrollo y aplicación de diferentes métodos de valoración del paisaje en diferentes territorios ha provocado que existan mapas de valoración del mismo en numerosas regiones y países. Para el caso de España se han realizado estudios a nivel regional, sin embargo, el paisaje ha sido descrito de forma cualitativa y no cuantitativa. Otero et al. (2007a, 2007b) han realizado un mapa de calidad del paisaje a nivel nacional, analizando y extrayendo los principales rasgos que configuran cada paisaje, basados en características más bien de tipo físico como relieve, altitud, posición o influencia, rasgos morfológicos, usos y núcleos de población. Finalmente los valores cualitativos los han determinado de forma escalar con valores entre 1 y 10.

Así, la tarea principal del método consiste en la medida de las variables utilizadas en la evaluación de los tres impactos seleccionados. A partir de los datos de la medida de las plantas vasculares y la riqueza del suelo se aplicarán los métodos más referenciados sobre la medida del impacto sobre la biodiversidad (Köllner 2000; Goedkoop & Spriensma, 2001; Vogtländer et al., 2004; Weidema & Lindeijer, 2001) y sobre las funciones de soporte vital o fertilidad (Weidema & Lindeijer, 2001; Lindeijer, 2000b) para la obtención de los indicadores de impacto.

Una vez obtenidos estos indicadores, y para expresar los resultados del impacto total con un valor único, se deben definir previamente las unidades de cada indicador de impacto. Para la comparación del impacto entre diferentes actividades, las unidades de cada uno se definirán en la escala de 0 a 10 de la manera siguiente:

- Impactos sobre la biodiversidad: Se asigna el valor de 10 para el terreno con mayor número de plantas vasculares. El valor que se asigna para el resto de tipos de terrenos será el que porcentualmente le corresponda con respecto al mayor valor anteriormente definido. Dado el carácter porcentual en que se van a mostrar los resultados, el hecho de tomar los valores de una metodología u otra no variarán los resultados de forma considerable. Por tanto, en el caso de estudio, se tomarán los valores de Köllner (2000), método en el cuál se han basado la mayoría del resto de metodologías aplicadas.
- Impacto sobre las funciones de soporte vital: Se asigna el valor de 10 para el terreno con mayor índice de fertilidad. El valor que se asigna para el resto de tipos de terrenos será el que porcentualmente le corresponda con respecto al mayor valor anteriormente

definido. De la misma forma que para considerar los valores del impacto sobre la biodiversidad, se supone que el hecho de tomar los valores de una metodología hace que no varíen los resultados de forma considerable, dado el carácter porcentual. Para el caso del impacto sobre la fertilidad se tomarán los valores de Weidema & Lindeijer (2001), motivado además por la claridad y la distribución de los datos.

- Impacto paisajístico: Existen varios métodos para valorar de una forma el impacto visual o paisajístico, los cuales casi en su totalidad están realizados a partir de valoraciones subjetivas. Para el caso de estudio, se considerará el mapa de España realizado por Otero et al. (2007a, 2007b), escalado de 1 a 10 según la calidad paisajística.

Para relativizar y ponderar estos impactos seleccionados, se va a considerar la utilización del método multicriterio del Proceso Analítico Jerárquico (AHP) desarrollado por Saaty (1980, 1997, 2000). El AHP es una herramienta metodológica que se suele aplicar en numerosas ocasiones para incorporar las preferencias de actores involucrados en un conflicto y/o proceso participativo de toma de decisión.

En este caso, la utilización del AHP es restringida ya que, a diferencia de un modelo clásico, no se consideran alternativas finales, ya que lo que se pretende calcular es el grado de importancia de cada impacto referido al uso de suelo. En este ejercicio de valoración se pretende estimar la percepción social de expertos, en término de preferencias, relativa a los tres criterios anteriormente citados: impacto del uso de suelo sobre la biodiversidad, la fertilidad y el paisaje. Para establecer una valoración lógica, el grupo de expertos seleccionado debe poseer un grado elevado de conocimiento y experiencia en la materia. Para este estudio se tomarán los valores obtenidos en la tesis de Garraín (2009a), escalados cuya suma es la unidad, los cuales determinaron un valor de 0,649 para la biodiversidad, 0,244 para la fertilidad y 0,107 para el paisaje.

Finalmente, al aplicar los pesos calculados de la aplicación del método AHP sobre los valores obtenidos para cada impacto, se obtiene el índice general de impacto con escala ponderada de 0 a 10.

3. Resultados y discusión

Este método ha sido aplicado en el caso hipotético de transformación de suelo destinado a arrozal en la zona del levante español, en el caso que la cascarilla, un subproducto de este cultivo, se valore o no como materia prima de refuerzo para la elaboración de nuevos materiales composites. En el estudio de Vidal et al. (2009) se presenta el ACV de un material composite realizado a partir de plástico reciclado, usando como refuerzo cascarilla de arroz y algodón reciclado. En el caso del desarrollo de estos composites se podrían considerar los impactos producidos tanto por los cultivos de arroz como por los de algodón. Para este ejemplo de aplicación, solamente se considera el impacto de los cultivos de arroz. Los cultivos de algodón no se consideran debido a que el algodón que se utiliza en el conformado del composite en estudio proviene del reciclado de textiles y no de un cultivo específico para su manufacturación.

En España, la cascarilla de arroz se considera como un desecho de producción, el cual se retira normalmente del proceso de producción sin darle ningún uso como materia prima. Para considerar el impacto del cambio de un determinado uso de suelo por un arrozal hay que considerar las condiciones especiales que posee este tipo de cultivo, ya que se trata de un cultivo tropical y subtropical, aunque la mayor producción a nivel mundial se concentra en los climas húmedos tropicales, pero también se puede cultivar en las regiones húmedas de zonas con climas templados. El arroz puede cultivarse desde el nivel del mar hasta los 2.500 metros de altitud. La textura de los suelos donde se cultiva suele ser fina y media, propia del proceso de sedimentación en las amplias llanuras inundadas y deltas de los ríos (Franquet &

Borrás, 2004). Para calcular el impacto del uso del suelo del composite de PP y cascarilla de arroz, en primer lugar se debe realizar una estimación del área de suelo requerida para la obtención de la cantidad necesaria del producto. Los rendimientos de producción de arroz a nivel mundial suelen variar de 3 a 7 toneladas por hectárea (Franquet & Borrás, 2004), llegando España a niveles toneladas por hectárea (Franquet & Borrás, 2004), llegando España a niveles medios alrededor de 6 t/ha. Por tanto, éste será el valor estimado para el cálculo del impacto.

Considerando el porcentaje de cascarilla que posee el composite (45%) y el valor de asignación de impacto del arroz frente a la cascarilla (649,2%) (Vidal et al., 2009), se calcula que para cada kilogramo de composite es necesaria un área de cultivo de $4,87E-04$ hectáreas de arrozal. Este valor corresponde al impacto ocupacional o superficial del suelo.

Debido al caso especial del cultivo del arroz, ya que éste sólo puede cultivarse en zonas especiales, se pueden considerar situaciones futuras a la hora de analizar el impacto potencial del uso del suelo de este cultivo en el caso de que la cascarilla se valorice o no. La figura 1 muestra los posibles estados en el caso de aplicación en la zona de la Albufera de Valencia, ya que las especiales condiciones de inundabilidad que rodean el entorno y su escasa profundidad, lo convierten en idóneo para el cultivo de arrozales.

Figura 1: Posibles escenarios futuros de un cultivo de arrozal en la zona de la Albufera de Valencia en el caso de valorización o no del subproducto cascarilla



A continuación se presenta un análisis cualitativo de las posibles situaciones futuras. En el caso de que la cascarilla se valorice y se considere un producto rentable, la situación más probable es que la superficie de arrozal se mantenga constante ya que al convertir o desecar más zona de albufera, además de su complicación, puede acarrear discusiones y debates a nivel político sobre temas medioambientales, lo que conlleva a una situación poco probable. Si no existiera valorización, puede ocurrir que la superficie de arrozal se mantenga constante, pero esta situación es muy poco probable, ya que no podría competir con otros mercados (como los asiáticos), lo que llevaría a que el arrozal no fuera rentable. En este último caso podrían ocurrir tres situaciones diferentes:

- Que se convirtiera en una zona erial o sin cultivar. Esta situación es probable.

- Que se reconvirtiera a zona de albufera. Esta situación es muy poco probable, ya que conllevaría un esfuerzo económico elevado y, consecuentemente, se contemplarían situaciones enfrentadas referidas a políticas medioambientales.
- Que se convirtiera en zona industrial o urbanizable. Esta situación es bastante probable, lo que conllevaría a la especulación con el terreno considerado.

De este análisis cualitativo, se consideran como situaciones más probables que el arrozal se quede como está (en el caso de que la cascarilla se valorice), con lo que no existe impacto de transformación del suelo, o que se convierta en zona urbanizable (en el caso que no se valorice).

A continuación se procede al cálculo del impacto del uso del suelo en el segundo caso, es decir, el supuesto cambio de uso de suelo de cultivo de arrozal en zona industrial o urbanizable, considerando una zona industrial carente de vegetación (por tanto, el número de especies vasculares se considera nulo) y con la fertilidad de 100 g/m², según los valores de Weidema & Lindeijer (2001). El impacto sobre la biodiversidad y sobre las funciones de soporte de vida de una hectárea de terreno se refleja en las siguientes tablas por tipo de metodología.

Tabla 2. Impacto del uso del suelo sobre la biodiversidad de un kg de composite

Método	Indicador (unidades)	Valor
Köllner (2000)	Daño potencial de transformación (m ² ·año)	3.333
Goedkoop & Spriensma (2001)	Calidad del ecosistema convertido (m ² ·año)	10.000
Vögtlander et al. (2004)	Riqueza de especies (m ² eq)	66,67
Weidema & Lindeijer (2001)	Impacto de ocupación (persona equivalente)	24

Tabla 3. Impacto del uso del suelo sobre la fertilidad de un kg de composite

Método	Indicador (unidades)	Valor
Weidema & Lindeijer (2001)	Impacto de ocupación (persona eq.)	23
Lindeijer (2000b)	Cambios en el ecosistema (kg de C/año)	3.250

Se observa de los resultados de la aplicación de cada indicador que en el conjunto de los casos existe un impacto que afecta negativamente la transformación del terreno, tanto sobre la biodiversidad como sobre la fertilidad.

Para considerar un efecto global, se incluye también el efecto sobre el paisaje, tomando un valor de 4,50 según el estudio de Otero et al. (2007), el cual se corresponde con la zona del levante valenciano, considerando para ello un cambio hipotético de una superficie de arrozal por una zona industrial o urbanizable.

Al aplicar los pesos calculados de la aplicación del método AHP sobre estos valores obtenidos para cada impacto, se obtiene el índice general de impacto con escala ponderada de 0 a 10 (ver tabla 4). A la vista de estos resultados, y como cabía esperar, el resultado muestra un impacto negativo en todos los aspectos considerados y en el general. La aportación del método es que dicho impacto se puede cuantificar y presentarlo como un único valor, el cual podría servir como referencia a la hora de realizar comparaciones entre la adopción de transformar el arrozal en otro tipo de suelo diferente.

Tabla 4. Valores ponderados de los indicadores de impacto del uso del suelo y valor total de la transformación de terreno de zona de arrozal a zona industrial a en el levante español

Impacto sobre	Metodología	Peso AHP	Valor ponderado
Biodiversidad	Köllner (2000)	0,649	-0,37
Fertilidad	Lindeijer (2000b)	0,244	-2,75
Paisaje	Otero et al. (2007b)	0,107	-4,50
TOTAL			-1,39

4. Conclusiones

La categoría de impacto de uso del suelo puede llegar a ser crucial desde el punto de vista medioambiental por las consecuencias que se pueden provocar sobre la calidad del mismo a largo plazo. La disparidad en los resultados obtenidos en estudios previos (Garraín et al., 2007, 2009c) ha puesto de manifiesto la necesidad de convergencia en la elaboración de metodologías que evalúen de forma efectiva el impacto del uso del suelo, como la presentada. Esta falta de afinidad ha estado motivada principalmente por la falta de un consenso claro acerca de la preferencia entre los diferentes métodos e indicadores.

Los resultados que se obtienen de la aplicación del método AHP muestran una aproximación del impacto real dado que los valores tomados para el cálculo de los valores ponderados son muy generales. No obstante, el método presentado es válido para realizar comparaciones entre la adopción de transformar un tipo de suelo en otro diferente o entre la posibilidad de ubicar un cierto tipo de terreno u otro en un lugar determinado. Ha permitido desarrollar un indicador que evalúa el impacto general de una transformación específica de terreno, perfectamente adaptable a los estudios de ACV. El mismo se puede denominar 'Impacto del uso del suelo de la transformación', cuya medida es porcentual adimensional y válida para comparaciones entre diversas propuestas. Hasta el momento, los indicadores que la mayoría de organizaciones e instituciones han desarrollado en esta categoría se correspondían la mayoría con la cuantificación de áreas de afectación. No obstante, un aspecto a tener en cuenta es la dependencia del lugar donde el cambio de uso del suelo tiene lugar. Por ello, los valores tanto del número de plantas vasculares como de productividad que deben considerarse tendrían que ser los propios de la zona donde se lleve a cabo el estudio.

5. Futuros trabajos y recomendaciones

Los futuros trabajos en cuanto al uso de suelo en el ACV deberían dirigirse hacia tres aspectos:

- Aplicación de la metodología de evaluación del impacto a todos los usos del suelo a lo largo del ciclo de vida, no sólo en la fase de cultivo. Este desarrollo se considera un reto importante, ya que el conseguir indicadores aplicables a lo largo del ciclo de vida es un gran valor añadido para los ACV, para así poder detectar los 'puntos calientes' desde esta perspectiva global.
- Consideración del impacto paisajístico como categoría de impacto ambiental ya que existe un intenso debate científico al respecto. Las variables a escoger para considerar este impacto deberían de ser las que se derivan desde el punto de vista del ecosistema en general. De este modo se mejorarían las medidas del impacto sobre la biodiversidad, que habitualmente se basan en la medida de la riqueza de especies. En la actualidad se están elaborando proyectos relacionados con este cometido, como el encuadrado en las

Iniciativas del Ciclo de Vida que desarrollan las Naciones Unidas y la SETAC (*UNEP/SETAC Life Cycle Initiative*), en el que se pretende obtener factores de caracterización para los impactos sobre la biodiversidad y las funciones del ecosistema.

- Regionalización del impacto como respuesta a los posibles problemas que pueden aparecer a la hora de la aplicación del método. Con la consideración de impacto paisajístico desde el punto de vista de rasgos físicos se realiza una aportación considerable a la hora de cuantificar el impacto en cuanto a la situación geográfica. No obstante, los valores aplicables en los otros impactos considerados deberían permitir algún tipo de adaptación a la región de estudio.

Con la extensión del ACV a nuevas zonas geográficas y nuevas categorías de impacto, la regionalización de los impactos está cobrando mayor actualidad científica. La regionalización se ha demostrado especialmente necesaria para diferenciar los factores de caracterización en esta categoría y en otras (toxicidad, acidificación o eutrofización). El carácter regional de las categorías de impacto podría reducir la incertidumbre y mejorar la interpretación de los resultados, pero al mismo tiempo supondría un incremento de la dificultad de los estudios de ACV. Al tiempo, ésta podría derivar hacia la utilización de otras técnicas de gestión y evaluación territorial como los sistemas de información geográfica (SIG). Para demostrar la actualidad del problema de la regionalización de los impactos, sirva de ejemplo la reciente creación de un grupo de trabajo en el seno de la SETAC dedicado a este tema, o la inclusión como objeto de discusión específico de este problema en el congreso que la citada organización celebró en 2009 en Gotemburgo (Suecia).

6. Referencias

- Antón, A. (2004). *Utilización del análisis del ciclo de vida en la evaluación del impacto ambiental del cultivo bajo invernadero mediterráneo*. Tesis doctoral, Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona, España.
- Antón, A., Castells, F., Montero, J.I. (2007). Land use indicators in life cycle assessment. Case study: The environmental impact of Mediterranean greenhouses. *Journal of Cleaner Production*, 15, pp. 432-438.
- Baitz, M., Freissig, J., Schöch, C. (1998). *Method to integrate Land Use in Life Cycle Assessment*. Institut für Kunststoffprüfung (IKP), University of Stuttgart, Alemania.
- Barthlott W., Lauer W., Placke A. (1996). Global distribution of species diversity in vascular plants: towards a world map of phytodiversity. *Erdkunde* 50, Vol.4, pp. 317-327. [<http://www.botanik.uni-bonn.de/phytodiv.htm>].
- Barthlott W., Biedinger N., Brau G., Feig F., Kier G., Mutke J. (1999). Terminological and methodological aspects of the mapping and analysis of global biodiversity. *Acta Botanica Fennica*, 162 (1999), pp. 103-110.
- Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., Kulhmann, H. (2002). Life cycle impact assessment of land use based on the hemeroby concept. *International Journal of Life Cycle Assessment* 7 (6) 339-348.
- Cowell, S.J., Clift, R. (2000). A methodology for assessing soil quantity and quality in life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 8, 321-331.
- Cowell, S.J., Lindeijer, E. (2000). *Impacts on ecosystem due to land use: biodiversity, life support and soil quality in LCA*. in: Agricultural data for Life Cycle Assessments, B.P. Weidema & M.J.G. Meeusen (eds.), Agricultural Economics Research Institute (LEI), The Hague, Holanda.

- Fédoroff, E., Ponge, J.F., Dubsc, F., Fernández-Glez., F. y Lavelle, P. (2005). Small-scale response of plant species to land-use intensification. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 105 (1-2), pp. 283-290.
- Franquet, J.M., Borràs, C. (2004). *Variedades y mejora del arroz (Oryza sativa, L.)*. Col·lecció Tècnica, Universitat Internacional de Catalunya, EUCET, Tortosa, España.
- Garraín, D., Vidal, R., Franco, V. (2007). Uso de suelo y biomateriales. *Actas del XI Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos*, Lugo, España.
- Garraín, D. (2009a). *Desarrollo y aplicación de las categorías de impacto ambiental de ruido y de uso de suelo en la metodología de análisis de ciclo de vida*. Tesis doctoral, Universitat Jaume I, Castellón.
- Garraín, D., Cebrián-Tarrasón, D., Vidal, R. (2009b). Justificación taxonómica del factor paisaje en el uso del suelo. *Actas del XIII Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos, 8-10 Jul 2009*, Badajoz, España.
- Garraín, D., Vidal, R., Franco, V., Muñoz, C. (2009c). Land use: a neglected environmental impact category in Eco-design. *15th LCA Case Studies Symposium -LCA for decision support in business and government for Sustainable Consumption and Production-*, París, Francia.
- Goedkoop, M., Spriensma, R. (2001). The Eco-indicator 99. *A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment*. Methodology report, Third Edition, PRé Consultants, Amersfoot, Holanda.
- Guinée, J., van Oers, L., de Koning, A., Tamis, W. (2006). *Life cycle approaches for conservation agriculture*. CML report 171, Dpt. of Industrial Ecology & Dpt. of Environmental Biology, Universiteit Leiden, Holanda.
- Heuvelmans, G., Muys, B., Feyen, J. (2005). Extending the life cycle methodology to cover impacts of land use system on the water balance. *International Journal of Life Cycle Assessment* 10 (2): 113-119.
- Honnay, O., Piessensa, K., van Landuyt, W., Hermy, M., Gulinck, H. (2003). Satellite based land use and landscape complexity indices as predictors for regional plant species diversity. *Landscape and Urban Planning*, 63 (4), pp. 241-250.
- Irwin, E.G. y Geochegan, J. (2001). Theory, data, methods: developing spatially explicit economic models of land use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 85 (1-3), pp. 7-24.
- Kammerbauer, J., Arodn, C. (1999). Land use dynamics and landscape change pattern in a typical watershed in the hillside region of central Honduras. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 75 (1-2), pp. 93-100.
- Kloverpris, J., Wenzel, H., Nielsen, P.H. (2008). Life cycle inventory modeling of land use induced by crop consumption. Part 1: Conceptual analysis and methodological proposal. *International Journal of Life Cycle Assessment* 13 (1) pp. 13-21.
- Köllner, T. (2000). Species-pool effect potentials (SPEP) as a yardstick to evaluate land-use impacts on biodiversity. *Journal of Cleaner Production*, 8, pp.293-311.
- Köllner, T. (2001). *Land use in product life cycles and its consequences for ecosystem quality*. Dissertation PhD 2519, Universität St. Gallen, Suiza.
- Köllner, T., Scholz, R.W. (2007). Assessment of land use impacts on the natural environment. Part 1: An analytical Framework for pure land occupation and land use change. *International Journal of Life Cycle Assessment* 12 (1) pp. 16-23.

- Köllner, T., Scholz, R.W. (2008). Assessment of land use impacts on the natural environment. Part 2: Generic characterization factors for local species diversity in central Europe. *International Journal of Life Cycle Assessment* 13 (1) pp. 32-48.
- Kyläkorpi, L., Rydgren, B., Ellegard, A., Millander, S., Grusell, E. (2005). *The Biotope Method 2005, a method to assess the impact of land use on biodiversity*. Report of Vattenfall, Estocolmo, Suecia.
- Lindeijer E., van Kampen M., Fraanje P.J., van Gooben H.F., Nabuurs G.J., Schouwenberg E.P.A.G., Prins A.H., Dankers N., Leopold M.F. (1998). *Biodiversity and land use indicators for land use impacts in LCA*. Ministerie V&W. Publicatiereeks Grondstoffen 1998/07, rapport n. W-DWW-98-059, Holanda.
- Lindeijer E. (2000a). Review of land use impact methodologies. *Journal of Cleaner Production* 8, pp. 273-281.
- Lindeijer E. (2000b). Biodiversity and life support impacts of land use in LCA. *Journal of Cleaner Production* 8, pp. 313-319.
- Mattsson, B., Cedeberg, C., Blix, L. (2000). Agricultural land use in life cycle assessment (LCA): case studies of three vegetable oil crops. *Journal of Cleaner Production* 8, pp. 283-292.
- Michelsen, O. (2008). Assessment of land use impact on biodiversity. Proposal of a new methodology exemplified with forestry operations in Norway. *International Journal of Life Cycle Assessment* 13 (1) pp. 22-31.
- Milà i Canals L. (2003). *Contributions to LCA methodology for agricultural systems. Site-dependency and soil degradation impact assessment*. PhD dissertation, Universitat Autònoma de Barcelona, España.
- Milà i Canals, L. (2007a). Land use in LCA: a new subject area and call for papers. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 12 (1) p. 1.
- Milà i Canals, L., Bauer, C., Depestele, J., Dubreuil, A., Knuchel, R.F., Gaillard, G., Michelsen, O., Müller-Wenk, R., Rydgren, B. (2007b). Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment* 12 (1) pp. 5-15.
- Milà i Canals, L. Romanyà, J., Cowell, S.J. (2007c). Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of 'fertile land' in Life Cycle Assessment (LCA). *Journal of Cleaner Production* 15, pp. 1426-1440.
- Müller-Wenk, R. (1998). *Land use - The main threat to species. How to include Land use in LCA*. IWÖ-Diskussionbeitrag n. 64, IWÖ, Universität St. Gallen, Suiza.
- Muys, B., García Quijano, J. (2002). *A new method for Land Use Impact Assessment in LCA based on the ecosystem exergy concept*. Internal report, Laboratory for Forest, Nature and Landscape Research, KULeuven, Holanda.
- Otero, I., Casermeiro, M. A., Esparcia, P. (2007a). Landscape evaluation: comparison of evaluation methods in a region of Spain. *Journal of Environmental Management*, 2007, vol. 85, n.1, pp. 204-214.
- Otero, I., Mancebo, S., Ortega, E., Casermeiro, M. Á. (2007b). Mapping landscape quality in Spain. *M+A Revista Electrónica de Medioambiente*, 4, pp. 18-34.
- Pan, W.K.Y., Walsh, S.J., Bilsborrow, R.E., Frizzelle, B.G., Erlien, C.M. y Baquero, F. (2004). Farm-level models of spatial patterns of land use and land cover dynamics in the Ecuadorian Amazon. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 101 (2-3), pp. 117-134.

- Roberts, D.A., Keller, M. y Soares, J.V. (2003). Studies of land-cover, land-use, and biophysical properties of vegetation in the Large Scale Biosphere Atmosphere experiment in Amazonia. *Remote Sensing of Environment*, 87 (4), pp. 377-388.
- Saaty, T. (1980). *The Analytic Hierarchy Process*. Ed. Macgraw-Hill, NY, Estados Unidos.
- Saaty, T. (1997). *Toma de decisiones para líderes*. RWS Publications, Pittsburgh, Estados Unidos.
- Saaty, T. (2000). *Fundamentals of decision making and priority theory with the analytical hierarchy process*. RWS Publications, Pittsburgh, Estados Unidos.
- Schenk, R.C. (2001). Land use and biodiversity indicators for life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 6 (2) 114-117.
- USDA (1996). *Indicators for Soil Quality Evaluation*. Soil Quality Information Sheet, National Soil Survey Center, United States Department of Agriculture – Natural Resources Conservation Service, Estados Unidos.
- van der Voet, E. (2001). *Land use in LCA*. CML-SSP Working Paper, Centre of Environmental Science, Leiden University, Holanda.
- Vidal, R., Martínez, P., Garraín, D. (2009). Life cycle assessment of composites made of recycled thermoplastics combined with rice husks and cotton linters. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 14 (1), pp. 73-82.
- Vogtländer, J.G., Lindeijer, E., Witte, J.P.M., Hendriks, C. (2004). Characterizing the change of land-use based on flora: application for EIA and LCA. *Journal of Cleaner Production*, 12, pp.47-57.
- Wagendorp, T., Gulinck, H., Coppin, P., Muys, B. (2006). Land use impact evaluation in life cycle assessment based on ecosystem thermodynamics. *Energy*, 31, pp. 112-125.
- Weidema, B., Lindeijer, E. (2001). *Physical impacts of land use in product life cycle assessment*. Final report of the EURENVIRON-LCAGAPS sub-project on land use. Department of Manufacturing Engineering and Management, Technical University of Denmark, Dinamarca.
- Wilson, W.L., Abernethy, V.J., Murphy, K.J., Adam, A., McCracken, D. I., Downie, I.S., Foster, G.N., Furness, R.W., Waterhouse, A. y Ribera, I. (2003). Prediction of plant diversity response to land-use change on Scottish agricultural land. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 94 (3), pp. 249-263.
- Zhao, B., Kreuter, U., Li, B., Ma, Z., Chen, J. y Nakagoshi, N. (2004). An ecosystem service value assessment of land-use change on Chongming Island, China. *Land Use Policy*, 21 (2), pp. 139-148.

Correspondencia (Para más información contacte con):

Daniel Garraín Cordero
Universitat Jaume I
Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción – Grupo de Ingeniería del Diseño (GID)
Av. Sos Baynat, s/n – E12071 Castellón (España)
Tel: +34 964729252
Fax: +34 964728106
E-mail: garrain@uji.es ; daniel.garrain@ciemat.es
URL: <http://www.gid.uji.es>