

## **Análisis del Ciclo de Vida de un Film de Proteína de Soja**

**Sara Cabezudo<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Dpto. de Organización de Empresas. Escuela Universitaria Politécnica. Universidad del País Vasco, UPV/EHU  
Plaza de Europa 1. 20018 Donostia-San Sebastian. sara.cabezudo @ehu.es

### **Resumen**

*La harina obtenida a partir de la soja y modificada en laboratorio, ha permitido la obtención de un biofilm que podría sustituir en un futuro próximo al film plástico empleado en el sector de la alimentación para empaquetar productos. Dado que uno de los motivos del desarrollo de los materiales biológicos es su comportamiento medioambiental se ha realizado un Análisis de Ciclo de Vida (ACV) para valorar la contaminación generada y compararla con la del poliestireno (ps), film de origen fósil empleado en la actualidad. Los resultados muestran que las ventajas de este nuevo producto son su biodegradabilidad y su menor contribución al cambio climático.*

**Palabras clave:** Bio-plásticos, Análisis del Ciclo de Vida, Proteína de Soja

### **1. Introducción**

Los plásticos convencionales son uno de los materiales más empleados en la actualidad al estar presentes en una gama de productos muy amplia. Tanto las propiedades físico-químicas y mecánicas que ofrecen las miles de variedades de esta materia prima como sus bajos costes de obtención han favorecido su rápida entrada en el mundo industrial. La contrapartida está en la contaminación que generan cuando, al final de su vida útil, deben ser eliminados, sea cual sea el proceso empleado (incineración, vertedero o reciclaje). Este comportamiento del plástico en el campo ecológico ha abierto la puerta al desarrollo de otro tipo de materiales biodegradables obtenidos a partir de la agricultura, y que pueden ser empleados con la misma finalidad. Son los llamados bioplásticos. Entre las posibles materias primas a utilizar está el biopolímero elaborado a partir de la soja, cuyo coste, disponibilidad y biodegradabilidad (Gennadios, A. 2002) lo convierten en un potencial competidor de los plásticos convencionales.

El presente trabajo parte de la obtención en laboratorio de un film elástico elaborado con esta materia prima y que podría ser empleado en el envasado alimenticio (Guerrero, P., Martín, L., Cabezudo, S., & De la Caba, K. 2009). El objetivo es someter este nuevo material a un análisis medioambiental que permita comparar la contaminación que originaría su uso frente a los films que se emplean en la actualidad, obtenidos del petróleo. La utilidad del mismo es obtener datos en paralelo sobre las propiedades mecánicas del nuevo plástico en el laboratorio y su comportamiento medioambiental, para tomar decisiones que mejoren simultáneamente ambos campos.

### **2. Análisis del ciclo de vida**

El análisis del ciclo de vida -ACV- es una herramienta técnica que identifica los aspectos medioambientales de un producto o material y los impactos que el mismo origina sobre el entorno. Para ello cuantifica el empleo de materiales y de energía y lo relaciona con la contaminación generada. La característica principal de este método de análisis es la inclusión en el estudio de todas las fases por las que pasa el producto desde que “nace” (extracción de materias primas) hasta que “muere” (se convierte en residuo).

Se ha escogido como método de estudio dado que cumple los requisitos fijados por la norma internacional ISO 14040 “Análisis del ciclo de vida” y permite comparar los resultados con los de otros materiales. Siguiendo las indicaciones de este Organismo, la técnica ACV debe recopilar a modo de inventario todas las entradas y salidas relevantes al sistema, evaluar los potenciales impactos medioambientales e interpretar los resultados obtenidos. Para ello divide el estudio en los cuatro apartados que se tratan a continuación (ISO 1996).

## **2.1. Objetivo y alcance**

El objetivo del ACV es testar el comportamiento medioambiental de un biofilm elástico elaborado a partir de la proteína de la soja que se encuentra en fase de laboratorio. Para determinar la importancia de su impacto se comparan los resultados obtenidos con la carga medioambiental del film de poliestireno, material empleado en la actualidad. El interés de este análisis es comprobar si su introducción en el mercado como sustituto del poliestireno sería ventajosa para el medioambiente, así como conocer cuáles son las fases o momentos en los que este material contamina en mayor medida para tratar de corregirlos desde esta primera fase experimental.

Para establecer los límites del sistema, es decir, determinar qué variables entran en el análisis y cuáles quedan fuera, se ha tenido en cuenta el objetivo del estudio. Así, el inicio de los flujos de materiales y energía comienza con el cultivo de la soja en Argentina (principal país exportador de esta materia prima a Europa). La primera entrada al sistema es la etapa de cultivo de las semillas, por lo que se incorpora al estudio la energía empleada tanto por la maquinaria agrícola, como en la producción de fertilizantes y pesticidas. Sin embargo no se contempla la contaminación provocada en la etapa de fabricación de esta maquinaria. Esta misma línea de trabajo es la empleada por la mayoría de los autores que analizan el impacto medioambiental de productos agrícolas (Bohlmann, G. 2004).

El estudio calcula la contaminación ocasionada por el transporte de la harina de soja (primera transformación que experimenta el producto) desde Argentina hasta el puerto de Rotterdam, pero, no así el resto de los transportes, dado que se trata de un producto experimental, y por lo tanto no comercializado en la actualidad.

En la última fase del estudio, eliminación de los residuos, se construyen dos escenarios diferentes para el biofilm (incineración y compostaje) y uno para el plástico convencional (incineración).

Dado que en este análisis se comparan dos productos, es necesario fijar la unidad funcional con la cuál se realizan todos los cálculos y que debe coincidir en ambos análisis. En los trabajos anteriores realizados sobre bioplásticos se utilizan 4 unidades funcionales diferentes: hectárea cultivada (Lee R. Lynd & Michael Q. Wang 2003; Veronika Dornburg, Iris Lewandowski, & Martin Patel 2003), kilogramo de materia prima empleada (Miller, S. A., Landis, A. E., Theis, T. L., & Reich, R. A. 2007), servicio que cubre el material obtenido (Bohlmann, G. 2004), ó m<sup>2</sup> de film (Vidal, R., Martinez, P., Mulet, E., Gonzalez, R., Lopez-Mesa, B., Fowler, P. et al. 2007). La elección de la unidad de medida determina en gran medida el tipo de análisis que se realiza posteriormente, y el objetivo que se persigue con el mismo. De esta forma, utilizar como punto de comparación las hectáreas cultivadas, permite introducir en el análisis la productividad de cada tipo de cultivo y tomar decisiones sobre el destino óptimo de las tierras agrícolas. Este tipo de unidad funcional es de gran utilidad cuando se intenta discriminar entre varios cultivos para obtener el mismo producto final como ocurre en el caso de los biocombustibles.

En el segundo bloque de estudios, la unidad es el kilogramo de materia prima empleada, lo que no permite realizar comparaciones entre varias opciones. Se trata en general de ACV que

analizan productos intermedios. El tercer rango de trabajos permite realizar comparaciones entre multitud de materiales que provienen de distintas fuentes así como eliminar las diferencias técnicas entre los productos finales. Por ejemplo, si se quiere comparar un coche eléctrico con uno gasolina, la unidad de análisis más adecuada sería “el transporte de una persona durante un kilómetro a una determinada velocidad”.

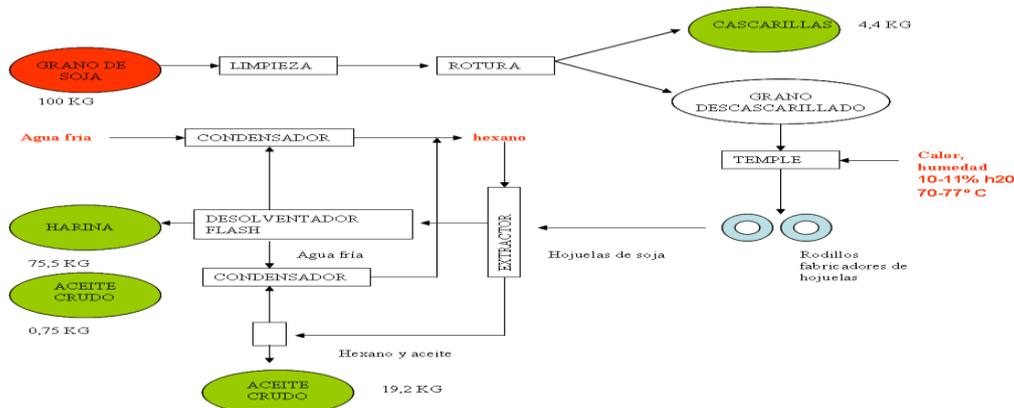
Por último, el empleo del  $m^2$  de film como unidad funcional, implica la posibilidad de comparar dos productos de características técnicas similares sin especificar el empleo final de los mismos. En este trabajo se ha optado por utilizar esta unidad funcional y comparar la carga de contaminación que conlleva  $1 m^2$  de film de proteína de soja frente a  $1 m^2$  de film de poliestireno (PS). La densidad del material con la que se trabaja en el laboratorio es de 100 micras, por lo que  $1 m^2$  de bioplástico pesa 1 gramo, y está compuesto en un 70% de proteína de soja y en un 30% de glicerol. En cuanto al poliestireno, densidad empleada en el estudio está siendo la misma.

## **2.2. Análisis de inventario**

Esta fase del estudio se detiene en los procedimientos de recogida de datos y en los métodos de cálculo utilizados para identificar todos los flujos (M.Rodríguez, E.Díaz, S.Ordoñez, A.Vega, & J.Coca 2005). En este estudio, se ha elaborado por separado cada uno de los ACV (PS y Biofilm) para poder comparar los resultados obtenidos en el último apartado. En cuanto a los datos sobre los materiales, consumo energético y emisiones ocasionadas por el film de poliestireno se han tomado del ecoperfil realizado por la Asociación de Productores de Plásticos de Europa - PlasticsEurope (APME 2009). El mismo utiliza valores promedio obtenidos de 10 plantas europeas situadas en Austria, Bélgica, Países Bajos, Francia, Portugal, Suecia y Reino Unido, dedicadas a la fabricación de varios tipos de plásticos a partir de materiales vírgenes. A este análisis hay que sumarle la contaminación ocasionada en la incineración dado que estos ecoperfiles terminan con la producción del film, sin contemplar ni el transporte al cliente ni la destrucción del residuo al final de su vida útil.

Los datos para la caracterización del biofilm se han desglosado según las tres etapas de transformación que experimenta la materia prima hasta obtener el producto. La fase uno, transformación de la planta de soja en harina y aceite, ha sido la más analizada en trabajos anteriores dado que es común a la obtención del biodiesel (Weiss, M., Patel, M., Heilmeier, H., & Bringezu, S. 2007). Esta fase incorpora el estudio de la contaminación originada en la obtención del cultivo a través de métodos de agricultura intensiva en Argentina, y termina con el análisis del transporte de la harina hasta el puerto de Rotterdam. Los datos se han extraído del trabajo realizado por (Dalgaard, R., Schmidt, J., Halberg, N., Christensen, P., Thrane, M., & Pengue, W. 2008), y contrastado con los resultados de (Landis, A. E., Miller, S. A., & Theis, T. L. 2007). La figura 1 detalla el flow-sheet de este proceso.

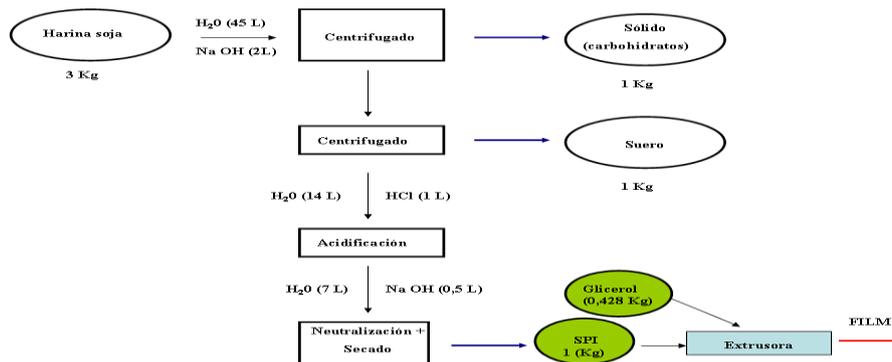
**Figura 1:** Transformación del grano de soja en harina y aceite



En este primer proceso de transformación, a partir del grano de soja se obtienen dos productos, la harina y el aceite, ambos con valor de mercado. El criterio de asignación que se ha empleado para dividir los consumos y la contaminación originada en este proceso ha sido el de masa, imputándose un 80% a la harina y un 20% al aceite. Como se trata en el último apartado del presente trabajo, esta no es la única forma de plantear el análisis, pero sí la aconsejada para productos aún no comercializados (Hospido, A., Davis, J., Berlin, J., & Sonesson, U. 2010)

La segunda etapa comienza con el estudio de la harina de soja y finaliza con el análisis de la obtención del aislado empleado posteriormente en el laboratorio. Los datos sobre el proceso se han extraído de Genta y Alvarez (Genta, M. & Alvarez, N. 2006) y del proveedor de la proteína empleada en el laboratorio. Este aislado de soja se caracteriza por tener un contenido proteínico del 90%.

**Figura 2:** Transformación de la harina de soja en aislado y posteriormente en film



La última fase se refiere al proceso que se desarrolla en laboratorio y permite transformar el aislado en un biofilm, añadiendo glicerol para conseguir los estándares de elasticidad necesarios para el nuevo material. (Guerrero et al 2009). Estos datos se han obtenido de los ensayos realizados.

En cuanto a la carga medioambiental del glicerol, dado que este se obtiene en el proceso de obtención de los biodiésels, se han utilizado los resultados del trabajo realizado por Jungbluth N. (2007) en el que se contempla la obtención de diésel a partir de palma, imputándose el 87,1% de la contaminación a este producto y un 12,9% a la glicerina según un criterio económico. (Figura 2)(Panichelli, L., Dauriat, A., & Gnansounou, E. 2009)

La herramienta empleada para la captura y procesamiento de estos datos ha sido el programa SIMA PRO versión 7.1., que permite determinar el perfil ecológico de cada proceso o producto identificando las fases críticas más contaminantes.

### 2.3. Evaluación del impacto

Los impactos medioambientales del bioplástico de soja se han agrupado en cuatro categorías atendiendo a la contaminación originada: calentamiento global, empleo de recursos, eutrofización y acidificación. Todos los trabajos analizados recogen las dos primeras categorías (Veronika Dornburg et al. 2003) (Stefan Majer, Franziska Mueller-Langer, Vanessa Zeller, & Martin Kaltschmitt 2009), comparando el impacto medioambiental originado por el biodiésel obtenido de la soja frente al del combustible tradicional. Sin embargo, en algunos casos se omiten las repercusiones que tienen los fertilizantes y pesticidas empleados en la agricultura intensiva, al no incluir en los estudios las otras dos categorías. Tal como muestran los trabajos que sí han analizado las cuatro categorías (Landis, A. E. et al. 2007), los nitratos y fosfatos utilizados en la obtención de la soja influyen considerablemente en los resultados obtenidos, equilibrando la balanza entre ambas opciones (la basada en la agricultura y la basada en la energía fósil).

La caracterización, que es el siguiente paso establecido en la norma ISO, tiene como finalidad cuantificar el impacto de cada elemento del inventario en las distintas categorías. El método utilizado es el CML (Anom. 2001), según el cual se manejan los datos intermedios sin normalizar. A continuación se muestran las unidades de referencia que se emplean en cada una de las categorías de impacto y a las que se traducen todos los elementos del inventario. De esta forma, por ejemplo, 1 kilogramo de N<sub>2</sub>O que tiene el mismo efecto sobre el efecto invernadero que 310 kilogramos de CO<sub>2</sub>, equivaldría a 310 unidades equivalentes de CO<sub>2</sub> en la categoría de “Calentamiento Global”.

**Tabla 1:** Unidades de referencia

Categoría de impacto	Variable de referencia
Calentamiento Global	Unidad equivalente de CO <sub>2</sub>
Empleo de recursos	Unidad equivalente de Sb
Eutrofización	Unidad equivalente de PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
Acidificación	Unidad equivalente de SO <sub>2</sub>

### 2.4. Interpretación de los resultados

Los resultados del análisis se presentan sin normalizar, es decir, sin aplicar ningún criterio que transforme la contaminación generada en los cuatro capítulos medioambientales en una sola escala de medida. Esta decisión se fundamenta en la subjetividad que cualquier proceso de esta índole conlleva. Por ello, los datos obtenidos quedan reflejados en las diferentes unidades de referencia y se realiza el análisis de los resultados a partir de estos datos intermedios. La desventaja de detener el estudio en esta fase es que la decisión sobre la idoneidad de cada uno de los materiales recae sobre el analista que los esté estudiando.

En la siguiente tabla se muestran los resultados obtenidos (tabla 2)

**Tabla 2:** Resultados

Categoría de Impacto	Unidad	Biofilm composta.	Biofilm incineración	Ps incineración
----------------------	--------	-------------------	----------------------	-----------------

<b>Calentamiento Global</b>	Kg. de CO <sub>2</sub> eq.	0,00289	0,00508	0,00745
<b>Empleo de recursos</b>	Kg. Sb. Eq	1,5 E-5	1,5 E-5	53 E-5
<b>Eutrofización</b>	Kg. PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> Eq	4,05 E-6	4,05 E-6	1,85 E-6
<b>Acidificación</b>	Kg. SO <sub>2</sub> Eq.	2,52 E-5	2,52 E-5	2,18 E-5

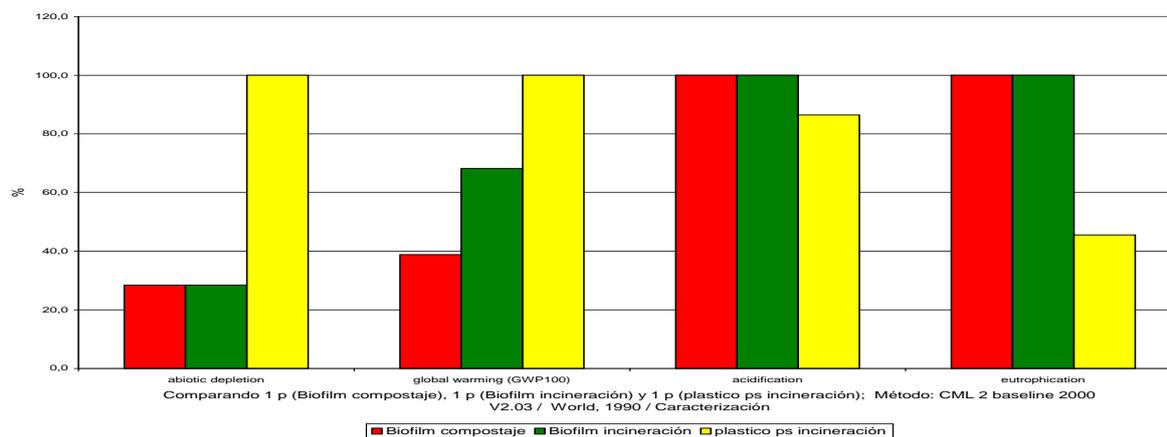
El cambio climático ha sido el apartado más estudiado por la comunidad científica, y por lo tanto, los datos obtenidos sobre emisiones y absorción de CO<sub>2</sub> son los más fiables. En esta categoría la contribución del film convencional duplica a la del bioplástico. La mayor contribución es resultado de la eliminación del material cuando se convierte en residuo- la incineración del plástico representa la mitad de todas las emisiones de CO<sub>2</sub> mientras que el bioplástico no contribuye apenas en esta etapa. Este resultado es de gran relevancia al tratarse de un material empleado en productos de un solo uso.

La contribución al “empleo de recursos” también es más favorable para el bioplástico.

La contribución del plástico ps a la categoría de acidificación es el resultado de gases ácidos como el dióxido de sulfuro y los óxidos nitrosos que se escapan a la atmósfera durante la combustión de los recursos energéticos fósiles. Esta contaminación atmosférica pasa a la tierra y al agua a través de deposiciones ácidas, contaminando los terrenos sobre los que llueve. Por su parte, el bioplástico contribuye a la acidificación con los nitratos que se emplean en la fase agrícola. Si comparamos ambos materiales, se observa que el bioplástico tiene un comportamiento peor con un impacto superior en un 15%.

El peor resultado para el bioplástico se recoge en la categoría de eutrofización, donde se duplican los resultados obtenidos para el caso del plástico fósil, debido a la utilización de fosfatos en los fertilizantes.

En la figura 3 se muestran los resultados en porcentajes para cada uno de los ejes.

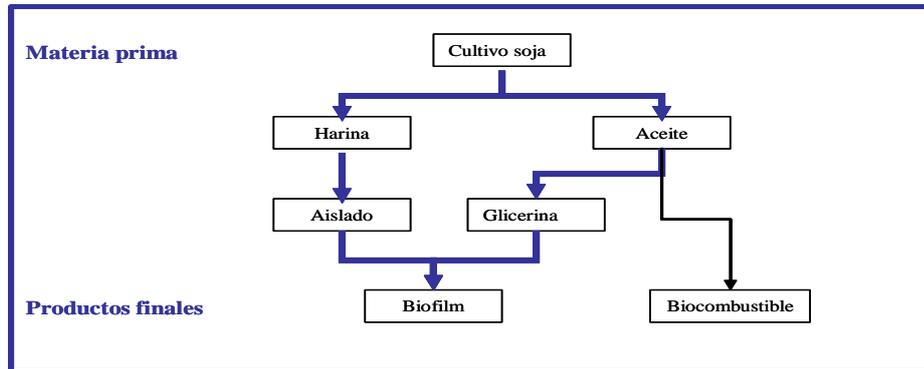


### 3. Conclusiones

La soja es una de las plantas que se están utilizando en la actualidad para obtener biodiesel. En su producción, como co-producto se obtiene una harina, que por su alto contenido protéico se emplea en el sector de la alimentación. Sin embargo, esta misma materia prima puede ser empleada para producir un biofilm como lo muestran los primeros resultados de laboratorio. De esta forma, se puede diversificar el empleo de la totalidad de los subproductos incrementando el atractivo de este cultivo.

La otra materia prima del biofilm es la glicerina que se utiliza como plastificante. Esta se obtiene como subproducto en el proceso de conversión del aceite de soja en biodiesel, por lo que su empleo en este material permite valorizar este subproducto y cerrar en gran medida el círculo de todo el proceso como se aprecia en la figura 4.

**Figura 4:** Ciclo del biofilm



Las futuras líneas de mejora del presente trabajo son de tres tipos.

1. A lo largo de este estudio se ha hecho mención al método empleado para dividir los flujos de materiales y energía entre los subproductos, tanto entre la harina y el aceite en una primera fase (en función de la masa), como entre la glicerina y el biocombustible en una segunda (valor de mercado de los dos sub-productos). Frente a este tipo de factor de ponderación existen multitud de trabajos que abogan por ampliar los límites del sistema de forma que este abarque los cambios que un aumento de la demanda de uno de los productos provoca en otros mercados, incluyendo la contaminación de todos los ciclos relacionados. Este tipo de estudios llamado consecencial (debido a que integra las consecuencias del cambio en el consumo) ha sido estudiado en profundidad en varios trabajos (Bo P.Weidema & Jannick H.Schmidt 2010) (Schmidt, J. & Weidema, B. 2008) (Schmidt, J. 2008) (Schmidt, J. 2010). Así, en el trabajo utilizado para obtener los datos sobre la harina de soja (Dalgaard, R. et al. 2008) el estudio inicial era de estas característica y ha sido modificado antes de incorporar los valores al software. Una posible vía de investigación futura es emplear esta filosofía de ACV para recalcular los valores del plástico biodegradable.

2. Teniendo en cuenta los avances realizados por la industria del plástico en su reciclaje, es necesario completar este análisis con un segundo escenario de eliminación del ps que incorporase esta posibilidad, lo cual podría mejorar los resultados obtenidos por este material.

3. Los films para empaquetado comercializados actualmente son multicapas, lo que permite mejorar las características de los mismos. La siguiente fase de laboratorio será obtener este tipo de material.

### **Agradecimientos**

Los autores agradecen la financiación recibida del Ministerio de Ciencia e Innovación a través del proyecto MAT2009-07735.

### **Referencias**

APME. Association of Plastics Manufacturers Europe. Eco-Profiles of Polimers and Related Intermediates. 2009. Brussels, Belgium. WWW.apme.org.

- Bo P. Weidema & Jannick H. Schmidt 2010. Avoiding Allocation in Life Cycle Assessment Revisited. *Journal of Industrial Ecology*, 14(2): 192-195.
- Bohlmann, G. 2004. Biodegradable packaging life-cycle assessment. *Environmental Progress*, 23(4): 342-346.
- Dalgaard, R., Schmidt, J., Halberg, N., Christensen, P., Thrane, M., & Pengue, W. 2008. LCA of soybean meal. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(3): 240-254.
- Gennadios, A. Protein-Based Films and Coatings. 2002. Florida, US, CRC press.
- Genta, M and Alvarez, N. El Complejo Soja. Revista de Ciencias Exactas 28. 2006.
- Guerrero, P, Martín, L, Cabezudo, S, and De la Caba, K. Effect of Processing Methods on Mechanical Properties of Soya Protein Films. 2nd International Conferenca on Biodegradable Polymers and Sustainable Composites, Alicante, Spain, Extended Abstrats . 2009.
- Hospido, A., Davis, J., Berlin, J., & Sonesson, U. 2010. A review of methodological issues affecting LCA of novel food products. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(1): 44-52.
- ISO. Environmental Management - Life Cycle assessment-. Principles and framework- ISO 14040. 1996. Paris, France, International Standardisation Organization.
- Landis, A. E., Miller, S. A., & Theis, T. L. 2007. Life Cycle of the Corn/Soybean Agroecosystem for Biobased Production. *Environmental Science & Technology*, 41(4): 1457-1464.
- Lee R. Lynd & Michael Q. Wang 2003. A Product-Nonspecific Framework for Evaluating the Potential of Biomass-Based Products to Displace Fossil Fuels. *Journal of Industrial Ecology*, 7(3-4): 17-32.
- M. Rodriguez, E. Diaz, S. Ordoñez, A. Vega, and J. Coca. El análisis del ciclo de vida (I). Ingeniería Química , 145-150. 2005.
- Miller, S. A., Landis, A. E., Theis, T. L., & Reich, R. A. 2007. A Comparative Life Cycle Assessment of Petroleum and Soybean-Based Lubricants. *Environmental Science & Technology*, 41(11): 4143-4149.
- Panichelli, L., Dauriat, A., & Gnansounou, E. 2009. Life cycle assessment of soybean-based biodiesel in Argentina for export. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 14(2): 144-159.
- Schmidt, J. 2008. System delimitation in agricultural consequential LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(4): 350-364.
- Schmidt, J. 2010. Comparative life cycle assessment of rapeseed oil and palm oil. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(2): 183-197.
- Schmidt, J. & Weidema, B. 2008. Shift in the marginal supply of vegetable oil. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(3): 235-239.
- Stefan Majer, Franziska Mueller-Langer, Vanessa Zeller, & Martin Kaltschmitt 2009. Implications of biodiesel production and utilisation on global climate - A literature review. *European Journal of Lipid Science and Technology*, 111(8): 747-762.
- Veronika Dornburg, Iris Lewandowski, & Martin Patel 2003. Comparing the Land Requirements, Energy Savings, and Greenhouse Gas Emissions Reduction of Biobased Polymers and Bioenergy. *Journal of Industrial Ecology*, 7(3-4): 93-116.

Vidal, R., Martinez, P., Mulet, E., Gonzalez, R., Lopez-Mesa, B., Fowler, P., & Fang, J. 2007. Environmental assessment of biodegradable multilayer film derived from carbohydrate polymers. *Journal of Polymers and the Environment*, 15: 159-168.

Weiss, M., Patel, M., Heilmeier, H., & Bringezu, S. 2007. Applying distance-to-target weighing methodology to evaluate the environmental performance of bio-based energy, fuels, and materials. *Resources Conservation and Recycling*, 50(3): 260-281.