

EJE TEMÁTICO 4

TECNOLOGÍAS PARA LA ADAPTACIÓN Y MITIGACIÓN DEL CAMBIO CLIMÁTICO



*

Capítulo 38

Análisis de Ciclo de Vida de la cadena productiva de la soja (*Glycine max*) como cultivo energético³

Roxana Piastrellini¹, Alejandro P. Arena¹ y Bárbara Civit¹.

¹Grupo CLIOPE, Universidad Tecnológica Nacional - Regional Mendoza.

Resumen

En este capítulo se presentan las características generales de la metodología del Análisis de Ciclo de Vida, siguiendo los lineamientos de las Normas ISO 14040 y 14044. Se detallan particularidades que presenta la aplicación de la metodología para el caso de los productos de base agrícola. Se muestra la aplicación al caso de la cadena productiva de la soja (*Glycine max*) como cultivo energético. Se analizan los resultados, con énfasis en impactos relevantes como el calentamiento global, el uso del suelo, y el uso de agua.

Introducción

En los últimos años el uso de biomasa con fines energéticos ha despertado grandes expectativas, por el potencial que poseen para paliar los problemas derivados del uso de los combustibles fósiles, en particular asociados con el cambio climático y su agotamiento. Por este motivo, la energía de origen vegetal está en el centro de la atención de numerosos sectores sociales: investigadores, académicos, políticos, industriales, agricultores y público en general.

Los biocombustibles pueden producirse en principio en cualquier lugar del globo, los costos de la tierra y de mano de obra sumados a condiciones climáticas favorables

³ En este capítulo se considera a la soja como 'Cultivo energético' desde la perspectiva de la producción de biomasa en lugar de los enfoques tradicionales referidos a la producción de alimentos y materias prima para la industria.

han determinado que los países en vías de desarrollo presenten ventajas competitivas para ser grandes productores y exportadores netos de combustibles de biomasa.

Según el informe 'Perspectivas agrícolas 2013-2022' (OCDE/FAO, 2013), se espera que la producción de etanol en los países en desarrollo aumente un 70% en el año 2022 con respecto a los valores actuales, mientras que para el biodiesel se proyectan incrementos en la producción que alcanzan el 40% para el mismo período. En Latinoamérica existen numerosas iniciativas tendientes a desarrollar estos combustibles para abastecer los mercados demandantes. No obstante el gran interés por los biocombustibles sea motivado en parte para resolver cuestiones ambientales, existe una extensa variedad de estudios que cuestionan precisamente sus potenciales beneficios para el medio ambiente. Esto deriva de que la producción de biocombustibles, como la de cualquier otro producto, involucra numerosos procesos y materiales en su cadena de suministro, cada uno de los cuales presenta un impacto ambiental asociado. Al conjunto de operaciones que se llevan a cabo para completar la producción de un bien o servicio, se denomina cadena productiva. En el caso de la soja, la cadena productiva se divide en sector primario (producción del grano de soja), sector industrial (producción de aceites, proteínas y derivados) y sector comercial (comercialización de los productos en el mercado interno y externo) (Giancola y col., 2009). A medida que se avanza de un sector a otro, los productos y subproductos adquieren valor, y así se tiene la cadena de valor de la soja. Por otra parte, cada etapa de esta cadena, recibe diversos insumos que provienen de otros sectores económicos como la energía, por ejemplo, y entregan diversos productos y subproductos.

Un esquema simplificado de la cadena productiva de soja en la Argentina se muestra en la figura 1.

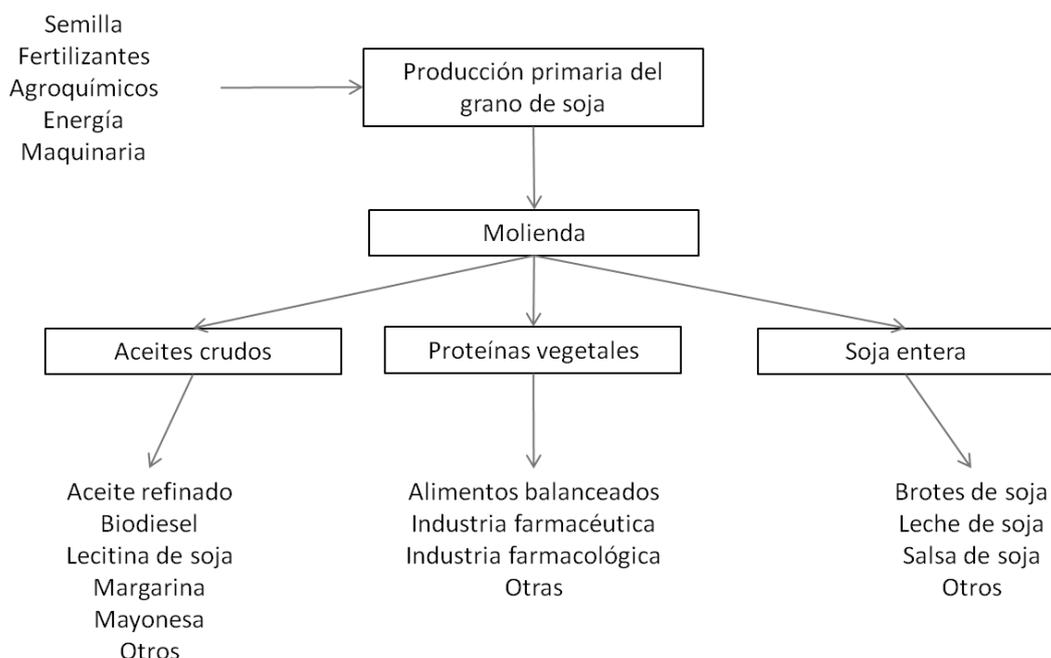


Figura 1. Esquema de producción de la cadena de la soja en la Argentina.

La cadena productiva de biodiesel de soja en la Argentina presenta condiciones comparativas sumamente favorables. Su larga tradición agrícola, el alto grado de tecnificación del polo industrial dedicado al procesamiento de oleaginosas y la infraestructura existente para su comercialización han colocado al país en una posición de relevancia. Es el tercer productor mundial de soja y el principal exportador de aceite y alimentos de ese origen. Así mismo, el país alcanzó el primer lugar en el ranking de exportadores y el tercer lugar en la lista de productores de biodiesel (REN21, 2012). Una descripción sintética de la cadena del biodiesel contiene el cultivo del producto agrícola, la producción del biocombustible, su transporte, almacenamiento, distribución y uso. Cada uno de esos eslabones requiere a su vez distintos insumos, por ejemplo agroquímicos (fertilizantes, pesticidas, otros), semillas, combustibles, maquinarias, tierra arable, energía eléctrica, etc., cuya cuantía dependerá de la eficiencia con la que se los utilice en los distintos procesos productivos involucrados. Por ello, el biocombustible será más o menos impactante para el ambiente en función de factores tan diversos como la eficiencia de producción de la energía eléctrica, de los agroquímicos, la productividad del cultivo y su potencialidad energética, los medios y distancias de transporte, la eficiencia de la planta de producción del biocombustible, la infraestructura de almacenamiento, transporte, distribución, la consideración o no de subproductos, otros.

En este capítulo se analiza el ciclo de vida de la producción del grano de soja empleado como materia prima para la extracción de aceite, el cual es posteriormente utilizado para producir biodiesel. Los resultados se presentan sólo para la etapa agrícola (hasta la cosecha del poroto de soja), por lo que no se consideran los subproductos de la cadena de valor.

El Análisis de Ciclo de Vida

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es una herramienta objetiva y de base científica para la evaluación ambiental de productos y servicios, que contempla todos los efectos ambientales relevantes que el producto ocasiona durante todas las fases de su ciclo de vida: construcción, uso y desmantelamiento final (desde la cuna hasta la tumba). El ACV es el único método que evalúa los impactos ambientales potenciales de un producto o una actividad (un sistema producto) durante todo su ciclo de vida y por eso es un enfoque holístico (ISO 14040, 2006). Estas características determinan que el método sea utilizado para la comparación de productos, definición de políticas, ecoetiquetado, o para el diseño de productos y análisis de sistemas complejos.

La definición que da la norma ISO 14040 (2006) es: *"Recopilación y evaluación de las entradas, las salidas y los impactos ambientales potenciales de un sistema del producto a través de su ciclo de vida"*. La SETAC (Society of Environmental Toxicology And Chemistry) brinda una definición más explicativa: *"El Análisis del Ciclo de Vida es un proceso objetivo para evaluar las cargas ambientales asociadas a un producto, proceso o actividad, identificando y cuantificando tanto el uso de materia y energía como las emisiones al entorno, para determinar el impacto de ese uso de recursos y esas emisiones y para evaluar y llevar a la práctica estrategias de mejora ambiental. El estudio incluye el ciclo completo del producto, proceso o actividad, teniendo en cuenta las etapas de: extracción y procesado de materias primas, producción, transporte y distribución, uso, reutilización y mantenimiento, reciclado y disposición final"*

La norma ISO 14040 (ISO 14040:2006 Environmental management – Life cycle assessment –Principles and framework) describe los principios y marco de trabajo, sin abordar los requisitos. Estos son descritos en la ISO 14044 (ISO 14044:2006 Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines), que además reporta líneas guía para el desarrollo de estos estudios.

Se podría resumir que el objetivo del ACV es proveer información ambiental confiable, brindar un mapa de relaciones causa efecto entre los materiales, los procesos, los productos y el ambiente, y posibilitar la identificación de acciones que mejoren el desempeño ambiental del sistema bajo estudio.

Etapas de un Análisis de Ciclo de Vida

Las fases que constituyen un ACV, están descritas en la norma internacional ISO 14040 y 14044. Hay cuatro etapas fundamentales:

- a. Definición de objetivo y alcance: define la finalidad del estudio, establece cuál es el sistema y sus límites (incluyendo los procedimientos de asignación de cargas, las interacciones del sistema en estudio con otros sistemas), la función o funciones del sistema en estudio; la unidad funcional a la que se referirán los resultados, las limitaciones geográficas, tecnológicas y temporales del estudio, los actores involucrados, la precisión requerida en los cálculos, el formato de reporte, etc.
- b. Inventario del ciclo de vida (ICV): cuantifica todas las entradas y salidas del ciclo de vida del producto. Los grupos de datos principales que deben recolectarse en un inventario son (ISO 14044):
 - entrada de energía, entrada de materia primas, entradas auxiliares, otras entradas físicas;
 - productos, co-productos y residuos;
 - emisiones al aire, agua o suelo;
 - otros aspectos ambientales relevantes
- c. Evaluación de impactos del ciclo de vida (EICV): se realiza a partir de los resultados de las etapas precedentes. Se establecen relaciones causales entre los impactos (emisiones) y los efectos sobre el ambiente, partiendo de una clasificación de los resultados de inventario en distintas categorías de impacto, las que se definen en función de los efectos sobre la salud, sobre el ambiente y de la escala en la que actúan:
 - Global
 - Regional

- Local

d. Interpretación, evalúa el análisis realizado con los objetivos y alcances planteados, a fin de establecer las conclusiones y recomendaciones.

El Análisis de Ciclo de Vida de la cadena productiva de la soja

La evaluación ambiental de la cadena productiva de la soja requiere la consideración de una serie de aspectos particulares, específicamente en la fase de inventarios y de evaluación de impactos, los cuales se detallan en las secciones siguientes.

Inventario de Ciclo de Vida

Los inventarios correspondientes a productos agrícolas presentan en general mayor dispersión que los provenientes de sistemas industriales, porque estos últimos suelen ser más estructurados en cuanto a la cuantificación de insumos, y fundamentalmente no presentan una variabilidad tan grande de la producción en función de condiciones no controladas, como por ejemplo las climáticas. Las precipitaciones por ejemplo modifican la productividad, las condiciones de siembra, la recolección, el transporte, etc.

En estos productos, el suelo y el agua cobran una relevancia que no tienen en los productos industriales pues son los recursos naturales indispensables para el desarrollo de la actividad agrícola y forestal.

La figura 2 esquematiza los procesos involucrados en el sistema agrícola considerado, donde se aprecian con recuadro blanco los procesos aguas arriba de cada uno de los insumos y materias prima (en gris claro) que ingresan al sistema (con fondo gris oscuro).

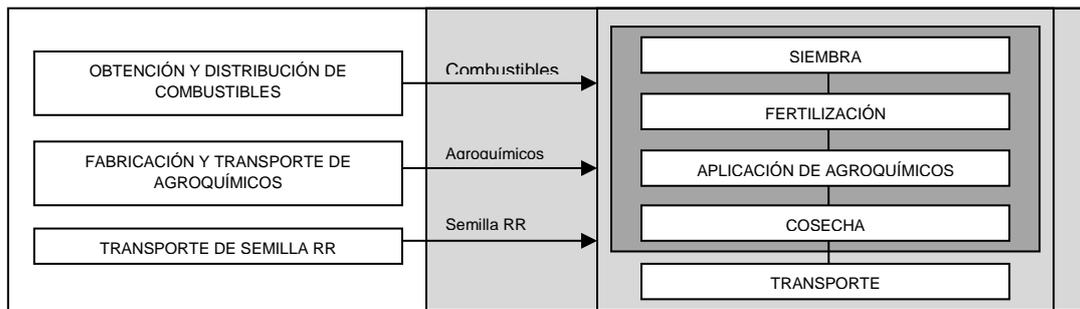


Figura 2. Esquema de producción de la etapa agrícola correspondiente al prototo de soja.

Uso y manejo de suelos agrícolas

El manejo de los suelos agrícolas modifica las existencias de carbono a través de prácticas como la fertilización, la irrigación, la incorporación directa de abonos orgánicos, la remoción de biomasa debido a las cosechas, los incendios, el pastoreo, la elección del cultivo y la intensidad de manejo del cultivo (por ejemplo cultivo continuo vs rotación de cultivo) (IPCC, 2006). Estas modificaciones pueden ocurrir en distinto grado dependiendo de la forma en que las prácticas específicas influyan sobre las entradas (materia orgánica) y salidas (liberación de CO₂) del sistema suelo.

En la Argentina, el cultivo de soja se desarrolla principalmente en la Región Pampeana. Como consecuencia de las condiciones edafoclimáticas y la disponibilidad de recursos hídricos de esta región, se cultiva en mayor medida soja de primera y soja de segunda bajo sistemas de siembra directa (SD) en seco. La SD ha demostrado ser una alternativa viable a las prácticas de manejo convencionales permitiendo obtener una serie de beneficios como incrementos en la retención de agua, disminución del riesgo de erosión y aumentos en las existencias de carbono orgánico del suelo (Alvarez y Steinbach 2009; Fernández y col., 2010). Los sistemas con soja de primera se siembran en octubre-noviembre y su ciclo dura 6 meses, mientras que los sistemas con soja de segunda, denominados de esta forma por el retraso frente a la fecha óptima, se siembran en el mes de diciembre. Los cultivares sembrados en diciembre generalmente son precedidos por otro cultivo (trigo, maíz, cebada, otros.) el cual se cosecha pocos días antes de sembrar la soja. Por otro lado, las prácticas convencionales implican tareas mecanizadas de laboreo del suelo previas a la siembra, provocando que el suelo se invierta en forma total o parcial en sus primeros 15 cm. Este sistema facilita el ingreso de agua, la mineralización de nutrientes y la reducción de plagas en superficie, pero también acelera los procesos de degradación de la materia orgánica y aumenta los riesgos de erosión.

Aproximadamente el 88% de la superficie total cultivada con soja en la Argentina se encuentra bajo SD (AAPRESID, 2012), el 70% de esta superficie corresponde a soja de primera y el 30% restante a soja de segunda. Los valores presentados en la Tabla 1 manifiestan que la adopción de un sistema en siembra directa en la región Pampeana mejora el contenido de carbono orgánico en suelos (SOC) en porcentajes del orden del 10% con respecto a un sistema convencional, a pesar de la importante influencia a largo plazo de los factores pedogenéticos en las variaciones de las existencias de carbono.

Tabla 1. Existencias de carbono orgánico en suelos (SOC) en relación a diferentes prácticas de manejo adoptadas en la región sojera argentina, para un clima templado cálido seco y suelos del orden Molisoles con textura arcillosa y alta actividad.

| Sistema | SOC (ton C/año) |
|-----------------------|-----------------|
| Labranza convencional | 30.40 |
| Labranza reducida | 31.01 |
| Siembra directa | 33.44 |

El cultivo de la soja requiere el uso de fertilizantes, pesticidas e inoculantes, cuya aplicación depende del sistema de siembra y del manejo que se lleve a cabo. En los últimos años se ha manifestado un creciente interés por parte de los productores en implementar diferentes prácticas orientadas a incrementar el rendimiento del cultivo por unidad de superficie, a través de aplicaciones adicionales de fertilizantes que permitan incorporar los nutrientes necesarios para un óptimo desarrollo. En cultivos de soja de la Región Pampeana, los requerimientos de Nitrógeno que se satisfacen por medio del aporte de la fijación simbiótica alcanzan valores que varían entre un 27% y un 71% (Collino *et al*, 2007), siendo uno de los condicionantes principales la disponibilidad hídrica del cultivo. Los fertilizantes nitrogenados constituyen una de las principales fuentes de emisiones de óxido nitroso (N₂O) procedentes de los suelos agrícolas (IPCC, 2007). El N₂O además de ser un gas de efecto invernadero (GEI), reacciona con los radicales de oxígeno de la estratosfera para formar monóxido de nitrógeno, que participa en el agotamiento del ozono estratosférico. Las emisiones directas de N₂O resultantes de la producción de soja superan ampliamente a las emisiones indirectas, independientemente de las prácticas de manejo implementadas, representando al menos el 80% de las emisiones totales de N₂O, mientras que las pérdidas por volatilización representan valores inferiores al 10% del total de

emisiones de N₂O indirectas (Tabla 2). Otra práctica que está tomando relevancia en el cultivo de soja es la incorporación del riego suplementario, que implica incrementos del rendimiento del cultivo de hasta un 30% en condiciones agroclimáticas óptimas (Martelloto y col., 2009). La adopción de ésta práctica permite adelantar la fecha de siembra e implementar un Manejo Integrado de Plagas (MIP) en el cual no se realizan tratamientos preventivos sino que se trabaja en función de los umbrales de plagas y enfermedades.

Tabla 2. Emisiones directas e indirectas de N₂O para un cultivo de soja en la región Pampeana Argentina, expresadas en kgN₂O/kg de soja bajo diferentes prácticas de manejo del suelo.

| Sistema | Emisiones directas de N ₂ O (kg N ₂ O/kg soja) | Emisiones indirectas de N ₂ O (kg N ₂ O/kg soja) | |
|---|--|--|-------------------------|
| | | Volatilización | Lixiviación/escorrentía |
| Siembra directa | 2.69E-04 | 2.71E-06 | 6.06E-05 |
| Labranza convencional | 2.56E-04 | 0.00E+00 | 5.77E-05 |
| Siembra directa con aplicaciones adicionales de S | 2.12E-04 | 0.00E+00 | 4.78E-05 |
| Siembra directa con incrementos en la dosis de P | 2.30E-04 | 0.00E+00 | 5.18E-05 |
| Sistema irrigado | 2.79E-04 | 5.73E-06 | 6.27E-05 |

El cambio de uso de la tierra, tanto para actividades agrícolas, ganaderas, mineras, urbanísticas o industriales, implica impactos ambientales que suelen ser sustanciales sobre la biodiversidad y la productividad del suelo (Milà i Canals y col., 2007). En el campo del ACV, el término “*uso del suelo*” hace referencia a una clasificación de las actividades humanas que ocupan un área de terreno, mientras que el término “*impactos de uso del suelo*” es utilizado para expresar los cambios de origen antrópico que se producen en la calidad de la tierra (Weidema y Lindeijer, 2001), lo que podría modificar la capacidad de los ecosistemas de mantener la biodiversidad y prestar servicios ambientales a la sociedad (Koellner y col., 2012).

Los impactos de uso del suelo se relacionan con dos procesos: ocupación y transformación de la tierra (Weidema y Lindeijer, 2001). El proceso de ocupación

implica impactos sobre la flora, la fauna y el suelo durante el período en que se mantiene una actividad humana, mientras que el proceso de transformación, denominado comúnmente "*Cambio en el Uso del Suelo-CUS*", denota cambios en las propiedades de la tierra desde un estado original a otro estado alterado (Koellner y col., 2013). Los CUS pueden dividirse en cambios directos e indirectos: los cambios directos resultan de la transformación de un tipo de uso del suelo en otro, que puede ocasionar variaciones en las reservas de carbono, pero no implica cambios en otro sistema. Los cambios indirectos del uso de la tierra se producen cuando la transformación del uso del suelo ocasiona modificaciones fuera de los límites del sistema, es decir, en otros tipos de uso de la tierra. El impacto causado por los cambios indirectos del suelo ha generado acaloradas discusiones en los ámbitos científicos y tecnológicos en los últimos años, sin alcanzar un consenso en lo referente a su inclusión en los cálculos de ciclo de vida, entre otros motivos por la dificultad para identificar una relación causa-efecto con un grado de confianza aceptable. Por lo expuesto, los cambios indirectos no se han tenido en cuenta en este trabajo. Por otro lado, es importante destacar que la mayor parte de la producción de soja en Argentina se realiza en áreas que han sido modificadas hace más de 100 años (PNUD, 2009), por lo que un análisis referido a los cambios directos de uso del suelo en este sentido sería irrelevante. Sin embargo, en el presente capítulo se incluye un escenario de posible transformación del suelo en base a datos presentados por Altieri y colaboradores (2006) con el único fin de enfatizar las importantes variaciones que pueden sufrir los resultados en determinadas categorías de impacto al considerar o no los CUS.

Uso del Agua

El agua juega un rol preponderante en la producción porque afecta directamente el rendimiento y la calidad del producto de acuerdo al requerimiento hídrico del cultivo y a la posibilidad de suministro óptimo, exceso o déficit. El agua es entonces vital para la agricultura, y en la escala global, consume el 85% del agua dulce disponible (UNESCO, 2006). El cultivo de soja tiene un requerimiento hídrico de aproximadamente 450 mm anuales en la zona central de la región Pampeana (Civit y col., 2011).

El uso del agua es una categoría de impacto que se ha incluido recientemente en los estudios de Análisis de Ciclo de Vida, y los factores para caracterizar los impactos

sobre la degradación y disponibilidad del recurso se encuentra aún en desarrollo (Pfister y col., 2012; Kounina y col., 2012; Ridoutt y Pfister, 2012; Ridoutt y Pfister, 2010a; Ridoutt y Pfister, 2010b; Bayart y col., 2010; Milà i Canals y col., 2009; Koheler y col., 2008). Por ello, en este capítulo se describe otra metodología para evaluar el uso del agua en la cadena productiva de la soja, que es compatible con el enfoque de ciclo de vida: la huella de agua o hídrica. El concepto de "huella" como una medida cuantitativa de la apropiación de los recursos por parte del hombre en la última década ha cobrado interés entre investigadores y científicos, pero también entre productores, consumidores y tomadores de decisión. Una huella es entonces un indicador de sostenibilidad. Hasta el momento se han definido: la huella ecológica, la huella de carbono y la huella de agua.

El cálculo de la huella de agua permite cuantificar el volumen total de agua extraída, consumida y contaminada que se emplea para producir un bien o un servicio, o que consume un individuo, una comunidad o una fábrica teniendo en cuenta toda el agua utilizada en los procesos involucrados en la cadena de suministro del producto. El Manual para Evaluar la Huella de Agua (Water Footprint Assessment Manual. Setting the Global Standard) de Hoekstra y colaboradores (2011), establece cuatro etapas en el cálculo de la huella hídrica: a) Definición de objetivos y alcance, en la que se definen cuestiones como ¿Cuál es el interés en el estudio? ¿Se considerará huella hídrica directa o indirecta? ¿Cómo se considerará el tiempo un año concreto o la media de unos pocos años, o el análisis de tendencias? ¿Qué proceso se considerará en el estudio? ¿Será un proceso específico o procesos alternativos con el fin de comparar las huellas de cada uno? ¿En qué escala se definirá el estudio? ¿Se considerará un proceso determinado en un lugar específico o el mismo proceso en diferentes sitios? ¿Se evaluará un producto? ¿En qué escala?, entre otras; b) Contabilidad de los volúmenes de agua a lo largo del ciclo de vida del producto, proceso u objeto de estudio (Inventario); c) Análisis de sustentabilidad, en la que se relaciona los valores de huella encontrados con un valor de referencia elegido según la escala y el objetivo del estudio; y por último, d) Recomendaciones, en donde se pueden proponer estrategias de reducción del uso y consumo de agua con el fin de contribuir a la sostenibilidad del sistema considerado.

De acuerdo con lo establecido en el Manual para Evaluar la Huella de Agua (Hoekstra y col., 2011), en el cálculo de la huella hídrica de un producto de base agrícola se contabiliza la fuente de donde se extrae el agua suministrada que se incorpora al proceso de producción y/o al producto mismo. Así, se define la WF green o huella

verde, que es el agua relacionada con las precipitaciones que se mantienen como humedad en el suelo, la huella azul, que es el agua superficial o subterránea que se evapora o incorpora al producto, y finalmente la huella gris que cuantifica el volumen de agua que se necesita para asimilar la carga de contaminantes aportada como consecuencia del uso de agroquímicos. La huella de agua de un determinado producto será diferente según el sitio y al momento en que se realice el estudio porque es un indicador espacio-tiempo dependiente. Por ello, es un indicador de uso del agua local. El valor de la huella de agua total depende de la producción o rendimiento del cultivo expresado en t/ha.

Flujos de materiales y energía

Los principales insumos asociados al sistema productivo de soja son los fertilizantes, los pesticidas e inoculantes, la semilla, la energía y el combustible necesarios para la fabricación y el transporte de materiales, el combustible utilizado en las labores agrícolas, y la energía y el agua necesarias para las tareas de irrigación, en el caso de un sistema bajo riego. Los fertilizantes aplicados comúnmente son el Fosfato monoamónico, el Fosfato diamónico y el Superfosfato triple, mientras que los pesticidas más utilizados son el Glifosato, 2,4-D, Cipermetrina, Metsulfurón metil, Lorsban 48-E, entre otros (Donato y col., 2008). Las dosis aplicadas varían en función de la zona en la cual se localice el cultivo y del manejo agrícola que se realice. En cuanto al origen de los insumos, el 50% de los fertilizantes nitrogenados son producidos en la Argentina, mientras que los fertilizantes fosforados se importan en un 80% principalmente de países como Estados Unidos, Rusia, Marruecos, etc. La producción Argentina de pesticidas corresponde al 88%, mientras que los fungicidas e inoculantes provienen fundamentalmente de Bélgica y China (SENASA, 2009). Las semillas se producen en un 95% en Bs As y Santa Fe, y el resto en Suiza. Se utiliza en promedio 70 kg/ha de semillas de soja RR (resistentes al RoundUp).

El combustible utilizado en las labores agrícolas depende del consumo de diesel de la maquinaria empleada y de las tareas realizadas en cada sistema. Las labores que se llevan a cabo pueden resumirse en (Donato y col., 2008; Martelloto y col., 2009): 1 siembra, 1 fertilización, 6 pulverizaciones y 1 cosecha para un sistema en siembra directa; 1 siembra, 4 pulverizaciones, 1 fertilización y 1 cosecha para un sistema en siembra directa con riego suplementario; 2 discos doble, 1 vibrocultivador, 1 siembra, 1 fertilización, 3 pulverizaciones y 1 cosecha para un sistema en labranza

convencional. Los sistemas irrigados utilizan mayormente equipos de pivote central transportable, abastecidos en un 88% de los casos con agua subterránea suministrada por una perforación que posee una electrobomba sumergible, con eficiencias de aplicación de riego del 90% (Martelloto y col., 2009; Martelloto y col., 2005).

Evaluación de Impactos de Ciclo de Vida

Por razones históricas el desarrollo metodológico del análisis del ciclo de vida no se focalizó hasta épocas recientes en el impacto asociado con el uso del suelo y del agua, dos recursos que, como se ha discutido, tienen gran relevancia en los productos de base agrícola. La intensa actividad científica desplegada para resolver este déficit metodológico determina la existencia, en la actualidad, de distintas metodologías de evaluación de estos impactos. En el caso del suelo la mayor preocupación se centra sobre el cambio de uso del suelo causado por la expansión de la frontera agrícola, e incluso el cambio indirecto del uso del suelo, y los efectos que esto tiene sobre la biodiversidad, la disponibilidad y calidad de agua, la modificación del carbono almacenado en suelos, etc. En el caso del agua se evalúa el uso consuntivo y el uso degradativo. El primero de ellos representa, según Pfister y colaboradores (2009), la cantidad de agua que se evapora, se incorpora a los productos y residuos, o se descarga en otras cuencas hidrográficas o en el mar después de su uso; mientras que el uso degradativo describe el cambio en la calidad del agua que ha sido utilizada y que retorna a la cuenca.

Los mayores impactos de los biocombustibles obtenidos a partir de cultivos energéticos están asociados a la etapa agrícola, y son determinantes las diferentes prácticas agrícolas implementadas. Por ejemplo, un sistema de soja de primera tiene mayor incidencia que un sistema de soja de segunda en gran parte de las categorías de impacto (Figura 3) como consecuencia de las diferencias en el manejo de las fertilizaciones. En el sistema bajo estudio, el sistema de soja de segunda analizado no contempla el uso de fertilizantes, de acuerdo con datos promedio correspondientes a Córdoba, Buenos Aires y Santa Fe, suministrados por el INTA (Donato y col., 2008). Además, el aporte de nutrientes realizado al cultivo predecesor queda fuera de los límites del sistema.

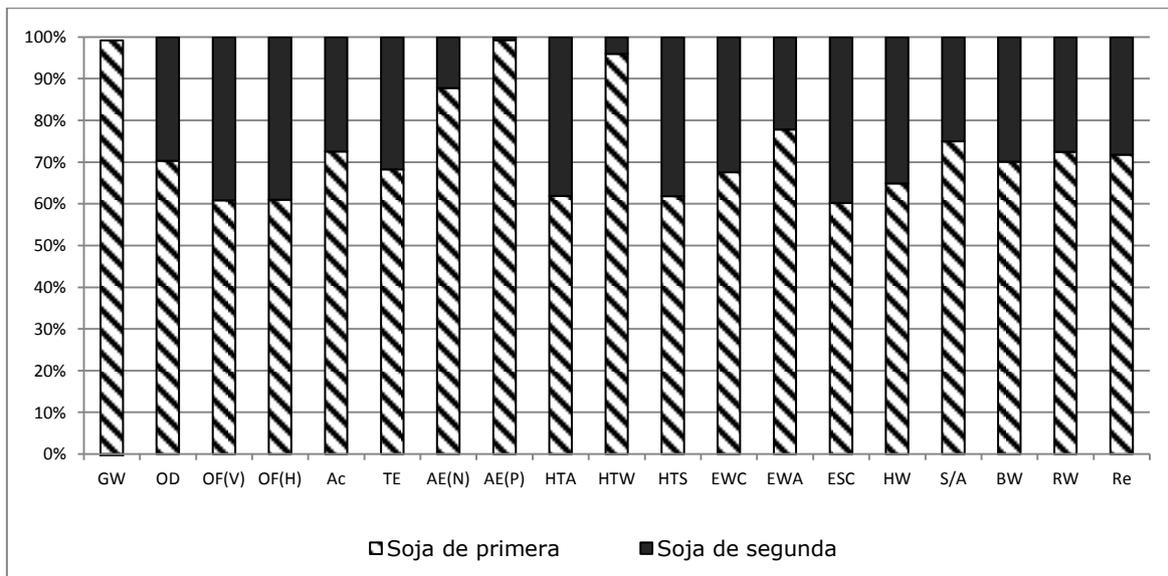


Figura 3. Comparación del perfil ambiental entre un sistema de soja de primera (SP) y un sistema de soja de segunda (SS). Referencias: GW: Global warming , OD: Ozone depletion, OF (V): Ozone formation Vegetation, OF (H): Ozone formation Human, Ac: Acidification, TE: Terrestrial eutrophication, AE (N): Aquatic eutrophication EP N, AE (P): Aquatic eutrophication EP P, HTA: Human toxicity air, HTW: Human toxicity water, HTS: Human toxicity soil, EWC: Ecotoxicity water chronic, EWA: Ecotoxicity water acute, ESC: Ecotoxicity soil chronic, HW: Hazardous waste, S/A: Slags/ashes, BW: Bulk waste ,RW: Radioactive waste, Re: Resources (all).

Por otro lado, los resultados encontrados muestran que la posibilidad de implementar un sistema con riego suplementario, tal como se mencionó en el apartado Inventario de Ciclo de Vida, implica menores impactos que un sistema en secano en categorías como Eutrofización, Acidificación y Toxicidad del suelo, porque este sistema permite modificar las fechas de siembra, incorporar un MIP y por lo tanto hacer un uso reducido de pesticidas. Sin embargo, la adopción de riego suplementario implica un incremento en las emisiones GEI, como resultado del consumo de energía eléctrica requerido para el funcionamiento del sistema de riego, el cual no es compensado por el incremento de productividad relacionado con el mayor volumen de agua disponible para el cultivo.

Las prácticas de labranza cero también modifican los resultados del perfil ambiental. Los resultados obtenidos indican una reducción de emisiones GEI de al menos un 23%, principalmente por un menor consumo de combustible fósil en las labores agrícolas vinculadas a la siembra directa.

Como se mencionó anteriormente, la consideración de los cambios en el uso del suelo es otro aspecto relevante que implica importantes variaciones en diferentes categorías

de impacto, especialmente en el Calentamiento Global. La Figura 4 muestra un claro ejemplo al respecto, donde un escenario que incluye posibles transformaciones en el uso de la tierra genera un impacto asociado al incremento de emisiones de CO₂ a la atmósfera por la pérdida de carbono en los suelos como consecuencia del reemplazo de la vegetación nativa por cultivos. Por el contrario, un sistema que no involucra transformaciones en el uso del suelo, se relaciona con la captura de CO₂ en los suelos cultivados, lo que concluye en una importante reducción de las emisiones GEI. Otras categorías de impacto que se ven igualmente afectadas son la Formación de ozono, la Toxicidad del suelo, la Toxicidad del aire, la Eutrofización y la Acidificación.

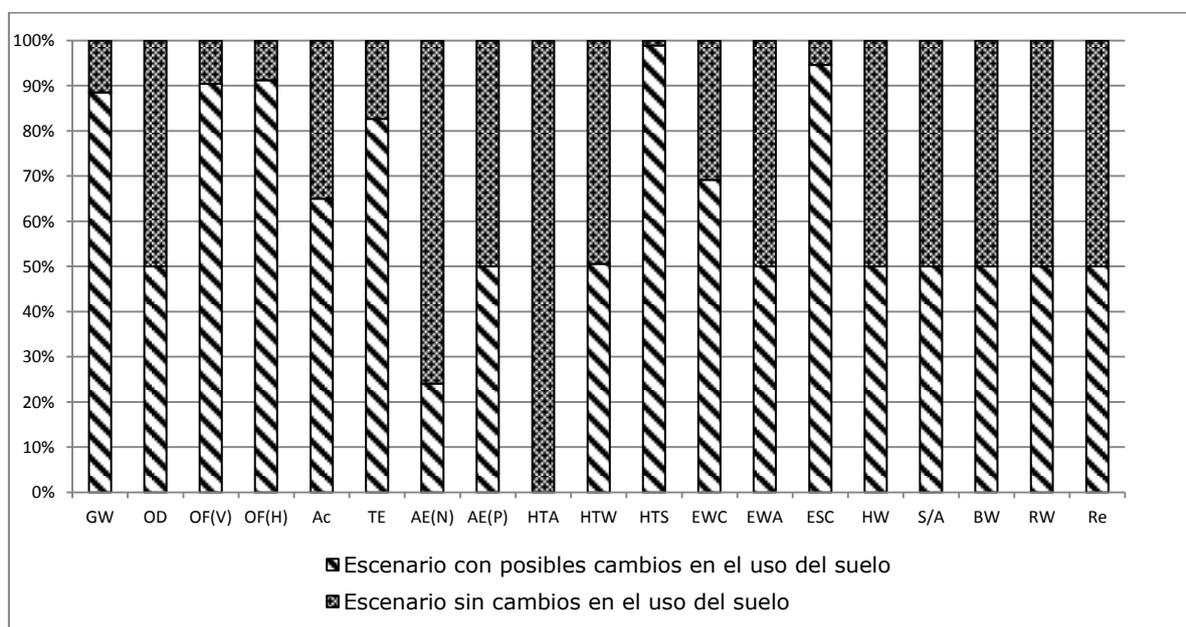


Figura 4: Comparación del perfil ambiental del cultivo de soja para posibles escenarios de cambios en el uso del suelo. Referencias: GW: Global warming , OD: Ozone depletion, OF (V): Ozone formation Vegetation, OF (H): Ozone formation Human, Ac: Acidification, TE: Terrestrial eutrophication, AE (N): Aquatic eutrophication EP N, AE (P): Aquatic eutrophication EP P, HTA: Human toxicity air, HTW: Human toxicity water, HTS: Human toxicity soil, EWC: Ecotoxicity water chronic, EWA: Ecotoxicity water acute, ESC: Ecotoxicity soil chronic, HW: Hazardous waste, S/A: Slags/ashes, BW: Bulk waste ,RW: Radioactive waste, Re: Resources (all).

En cuanto al impacto sobre los recursos hídricos, la producción de soja tiene asociado un uso consuntivo y un uso degradativo del agua. El uso consuntivo está representado por el volumen evaporado y por el volumen de agua incorporado al producto agrícola, y alcanza un valor de 1.486 m³ por tonelada de grano producido en la Región Pampeana, para un año promedio (Tabla 3). El análisis de sostenibilidad deriva en que la huella hídrica de toda la producción de soja destinada a biodiesel en la Argentina

representa aproximadamente el 1% del total de los recursos hídricos renovables del país. Este resultado por sí solo no parece alarmante, sin embargo, equivale aproximadamente a dos veces el volumen de agua que consume la población argentina por año para uso doméstico (4,68 km³/año, según Hoekstra y Chapagain, 2004).

Tabla 3. Huella hídrica verde y azul de la producción de soja en secano en la Argentina. El período húmedo corresponde al año 2002, el período seco al año 2003 y el período promedio al año 2009

| Período | HH verde (m ³ /t) | HH azul (m ³ /t) | HH total (m ³ /t) |
|--------------|---------------------------------|--------------------------------|---------------------------------|
| Húmedo | 1540 | 0 | 1540 |
| Seco | 1224 | 0 | 1224 |
| Año promedio | 1486 | 0 | 1486 |

Por otro lado, el uso degradativo del agua está relacionado con la contaminación resultante del uso de fertilizantes agregados al suelo y agroquímicos para el control de plagas y malezas. Su determinación no es sencilla debido a la insuficiente disponibilidad de los factores de lixiviación de los productos agrícolas, especialmente de los pesticidas, y también a la naturaleza difusa de la contaminación con agroquímicos que dificulta realizar un análisis de sostenibilidad. Es por ello que desde el inicio del concepto de huella hídrica hasta la actualidad se ha debatido la metodología más adecuada para representar el impacto real causado por el uso de productos químicos.

Conclusiones

La adopción de metodologías de ciclo de vida para la evaluación del perfil ambiental de productos y servicios ayuda a preservar recursos de capital importancia para el país, como lo son su suelo y agua, la calidad de sus ecosistemas, la biodiversidad, sus minerales. Un uso adecuado de este enfoque favorece además la elaboración de estrategias que mejoren los productos elaborados, da soporte en el acceso a otros mercados, y brinda a los organismos oficiales bases racionales para el establecimiento

de políticas de gestión ambiental y de desarrollo sostenible. Para que esto sea posible es imperioso contar con bases de datos nacionales confiables y actualizadas, de todos los sectores económicos, un esfuerzo que es aún una tarea pendiente.

En el caso de la soja, los resultados de inventario y la evaluación de impactos del ciclo de vida ponen de manifiesto la relevancia de incorporar en el análisis las prácticas de manejo del suelo y del cultivo. La consideración de prácticas agrícolas específicas de la región Pampeana posibilita detectar las alternativas de gestión más favorables y reflejar los beneficios ambientales de la soja argentina con respecto a la soja obtenida en otras regiones del mundo. Se destaca, además, que no necesariamente los sistemas que tienden a incrementar la productividad del grano son los menos impactantes desde el punto de vista ambiental.

Bibliografía

- AAPRESID (2012). Evolución de la superficie en Siembra Directa en Argentina. <http://www.aapresid.org.ar/wpcontent/uploads/2013/02/aapresid.evolucionsuperficiesdArgentina.1977a2011.pdf>.
- Altieri, A., Pengue, A. (2006). La soja transgénica en América Latina. Una maquinaria de hambre, deforestación y devastación socio-ecológica. Publicación mensual: Biodiversidad N° 47. Enero 2006. Pág.: 14-19.
- Álvarez, R. and Steinbach, H. (2009). A review of the effects of tillage systems on some soil physical properties, water content, nitrate availability and crop yields in the Argentine Pampas. *Soil & Tillage Research*, 104, 1-15
- Bayart, JB; Cécile Bulle, Louise Deschênes, Manuele Margni, Stephan Pfister, Francois Vince and Annette Koehler (2010) A framework for assessing off-stream freshwater use in LCA. *Int J Life Cycle Assess* , 15:439-453 DOI 10.1007/s11367-010-0172-7.
- Civit, B; Arena, AP; Piastrellini, R; Curadelli, S y Silva Colomer, J. (2011). Comparación entre la huella hídrica de biodiesel obtenido a partir de aceite de colza y aceite de soja. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*. ISSN 0329-5184.
- Collino, D., de Luca, M., Peticari, A., Urquiaga, S., and Racca, R. (2007). Aporte de la FBN a la nutrición de la soja y factores que la limitan en diferentes regiones del país.
- Actas XXIII Reunión Latinoamericana de Rizobiología. Córdoba. Argentina.
- Donato, L, Huerga, I, Hilbert, A (2008). Balance energético de la producción de biodiesel a partir de aceite de soja en la republica argentina. INTA Report, 2008, N° Doc. IIR-BC-INF-08-08.
- Fernández, R., Quiroga, A., Zoratti, C. and Noellemeyer, E. (2010). Carbon contents and respiration rates of aggregate size fractions under no-till and conventional tillage. *Soil & Tillage Research*, 109, 103-109.
- Giancola MI, Salvador ML, Covacevich M y Iturrioz G (2009). Análisis de la cadena de soja en la Argentina. *Estudios Socioeconómicos de los Sistemas Agroalimentarios y Agroindustriales* , N°3, Publicaciones INTA, ISSN 1852-4605.

- Hoekstra AY; Chapagain AK (2004). Water footprints of nations. Volume 2: Appendices. Value of Water Research Report Series No. 16. UNESCO-IHE. Institute for Water Education.
- Hoekstra, A, Chapagain, A, Aldaya, M y Mekonnen, M (2011). The Water Footprint Assessment Manual. Setting the Global Standard. Earthscan, London, Washington, DC.
- IPCC. (2006). Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. y Tanabe K. (eds). Publicado por: IGES, Japón.
- IPCC. (2007). Climate change 2007: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK.
- ISO 14040 (2006). Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework.
- ISO 14044 (2006). Environmental management -- Life cycle assessment -- Requirements and guidelines.
- Koehler, A; E. Aoustin, Jean-Baptiste Bayart, Cécile Bulle, Manuele Margni, Stephan Pfister, Francois Vince With discussion contributions of: A.P. Arena, C. Bauer, M. Berger, L. Deschênes, R. Frischknecht, M. Huijbregts, S. Humbert, R. Juraske, A. de Schryver, R. van Zelm, B. Weidema (2008). A framework for assessing (fresh)water use within LCA: First results from the related project under the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative (Phase 2). LCA VIII conference, Seattle, WA, 02 October 2008.
- Koellner T, de Baan L, Beck T, Brandão M, Civit B, Goedkoop M, Margni M, Milà i Canals L, Müller-Wenk R, Weidema B, Wittstock B. (2012). Principles for life cycle inventories of land use on a global scale. *International Journal of Life Cycle Assessment*, pp. 1-13.
- Koellner T, de Baan L, Beck T, Brandão M, Civit B, Margni M, Milà i Canals L, Saad R, de Souza D & Müller-Wenk R. (2013). UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. *Int J Life Cycle Assess* , 18:1188–1202.
- Kounina A, Margni M, Bayart, J-B, Boulay A-M, Berger M, Bulle C, Frischknecht R, Köhler A, Milà i Canals L, Motoshita M, Núñez M, Peters G, Pfister S, Ridoutt B,

- van Zelm R, Verones F, Humbert S (2012). Review of methods addressing freshwater availability in life cycle inventory and impact assessment *Int J Life Cycle Assess* DOI: 10.1007/s11367-012-0519-3.
- Martelloto, E; Salinas, A; Lovera, E (2009). El riego suplementario en cultivos extensivos. XVII Congreso AAPRESID: "La era del ecoprogreso", 2009, August, 19-21.
- Martelloto, E; Salinas, A; Lovera, E; Salas, P; Álvarez, C; Giubergia, J; Lingua, S (2005). Inventario y caracterización del riego suplementario en la provincia de Córdoba. Riego presurizado Pívor central. INTA, Boletín N°10. 2005, August.
- Milà i Canals, L. Romanyà, J., Cowell, S.J. (2007). 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.
- Milà i Canals L, Chenoweth J, Chapagain A, Orr S, Anton A, Clift R (2009). Assessing freshwater use impacts in LCA: Part I-inventory modelling and characterization factors for the main impact pathways. *Int J LCA* 14:28-42.
- OCDE/FAO. (2013). Perspectivas agrícolas 2013-2022. Texcoco, Estado de México, Universidad Autónoma Chapingo. http://dx.doi.org/10.1787/agr_outlook-2013-es.
- Pfister, S., Koehler, A., Hellweg, S. (2009). Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. *Environ. Sci. Technol.* 43, 4098-4104.
- Pfister S, Vionnet S, Humbert S (2012). Ecoinvent 3: assessing water use in LCA and facilitating water footprinting. *Int J Life Cycle Assess* (in review).
- PNUD. (2009). Caracterización de la Producción Agrícola en Argentina frente al Cambio Climático. Presentado en Plataforma Nacional para Contribuir al Esfuerzo Global de Mitigación y Adaptación al Cambio Climático, 30 de Noviembre y 1 de Diciembre de 2009, Bs As, Argentina. http://www.undp.org.ar/docs/prensa/Agenda_CC.pdf.
- REN21. (2012). Renewables 2012 Global Status Report. <http://ren21.net/Resources/Publications/REN21Publications/Renewables2012GlobalStatusReport.aspx>
- Ridoutt BG, Pfister S (2010a). A revised approach to water footprinting to make transparent the impacts of consumption and production on global freshwater scarcity. *Glob Environ Chang* 20:113-120.

- Ridoutt BG and Pfister S (2010b). Reducing humanity's water footprint. *Environ Sci Technol* 44:6019–6021.
- Ridoutt B and Pfister S (2012). A new water footprint calculation method integrating consumptive and degradative water use into a single stand-alone weighted indicator. *Int J Life Cycle Assess* DOI 10.1007/s11367-012-0458-z.
- SENASA (2009) Importación y exportación de fertilizantes. www.senasa.gov.ar/contenido.php?to=n&in=524.
- UNESCO (2006). Water a shared responsibility. The United Nations World Water Development Report 2. Published in 2006 jointly by the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO) 7, place de Fontenoy, 75007 Paris, France, and Berghahn Books, 150 Broadway, Suite 812, New York, NY 10038, United States of America.
- Weidema, B.P.& Lindeijer, E. (2001). "Physical impacts of land use in product life cycle assessment", [Final report of the EUROENVIRON-LCAGAPS sub-project on land use].