

## Impactos ambientales de productos de aceite de palma: ¿Qué podemos aprender del Análisis de Ciclo de Vida?\*

Environmental Impacts of Palm Oil Products:  
What Can We Learn from Life Cycle Assessment?

**AUTORES:** Cécile Bessou<sup>1</sup>; Lénaïc Pardon<sup>1</sup>.

**CITACIÓN:** Bessou, C., & Pardon, L. (2016). Impactos ambientales de productos de aceite de palma: ¿Qué podemos aprender del Análisis de Ciclo de Vida? *Palmas* 37(Especial Tomo I), pp. 225-234.

**PALABRAS CLAVE:** productos de aceite de palma, calentamiento global, impacto ambiental, emisión de gases efecto invernadero.

**KEYWORDS:** Oil palm products, global warming, environmental impact, greenhouse gas emissions.

\*Artículo original recibido en inglés y traducido por Sofía Lemaitre Cepeda

<sup>1</sup> CIRAD, UPR Systèmes de pérennes, pôle ELSA.



**CÉCILE BESSOU**

Centro de Cooperación Internacional  
en Investigación Agronómica para el  
Desarrollo - CIRAD  
cecile.bessou@cirad.fr

### Resumen

Cuantificar el impacto ambiental de los sistemas de producción se ha convertido en un hito para las cadenas de productos agrícolas. El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es una metodología estandarizada ISO única para estimar el impacto ambiental de las actividades humanas a lo largo de una cadena productiva. En la última década, el ACV se ha convertido en el estándar mundial para las declaraciones ambientales de producto y el modelo de base detrás de varias calculadoras de gases efecto invernadero (GEI) y certificaciones (por ejemplo, CE, 2009, RSPO PalmGHG).

Varios ACV de productos de aceite de palma han demostrado que la fase agrícola es un contribuyente muy importante a la mayoría de los potenciales impactos medioambientales, como, por ejemplo,

calentamiento global, la eutrofización y la acidificación (Yusoff y Hansen, 2005; Schmidt, 2007; Chuchuoy *et al.*, 2009; Choo *et al.*, 2011). Este gran aporte se debe a una combinación de la entrada de niveles de nitrógeno (N) en el campo y los bajos niveles de entrada en planta extractora, y la refinería. La fase agrícola sigue siendo un colaborador crítico, incluso cuando el límite del sistema se extiende a la producción de biocombustibles con base en palma (Pleanjai *et al.*, 2009; Achten *et al.*, 2010; Papong *et al.*, 2010; Arvidsson *et al.*, 2011). Enfocándose en el impacto sobre el calentamiento global, los principales contribuyentes son las emisiones relacionadas con N-GEI en las plantaciones y las emisiones de metano provenientes de los efluentes de la planta extractora de aceite de palma (POME). El impacto de la plantación es abrumador cuando los bosques o las áreas pantanosas se convierten en plantaciones de palma (Wicke *et al.*, 2008; Reijnders y Huijbregts, 2008; Schmidt, 2010). Mientras tanto, el impacto de (POME) puede reducirse drásticamente si el biogás es capturado con recuperación de electricidad.

Mientras los N-insumos son críticos, la mayoría de modelos ACV aún dependen de factores de emisión global (IPCC, 2006). Un mejor modelamiento del equilibrio N incluyendo una mejor contabilidad de procesos del suelo, permite un diagnóstico más preciso de los impactos ambientales y control de los mecanismos en la gestión de la plantación.

## Abstract

Quantifying the environmental impact of production systems has become a milestone for agricultural commodity chains. Life Cycle Assessment (LCA) is a unique ISO standardized methodology for estimating the environmental impact of human activities along a commodity chain. In the last decade, LCA has become the worldwide standard for environmental product declarations and the base line model behind various GHG calculators and certifications (e.g. EC, 2009; RSPO PalmGHG).

Various LCA on palm oil products have shown that the agricultural stage is a major contributor to most of the potential environmental impacts, including global warming, eutrophication and acidification (Yusoff and Hansen, 2005; Schmidt, 2007; Chuchuoy *et al.*, 2009; Choo *et al.*, 2011). This large contribution is due to combined important nitrogen (N) input levels in the field and low input levels at the mill and refinery stages. The agricultural stage remains a critical contributor even when the system boundary is extended to palm-based biofuel production (Pleanjai *et al.*, 2009; Achten *et al.*, 2010; Papong *et al.*, 2010; Arvidsson *et al.*, 2011). Focusing on global warming impact, main contributors are N-related GHG emissions in the plantation and methane emissions from palm oil mill effluent (POME) treatment. The impact from the plantation becomes overwhelming when forests or peatland areas are converted to palm plantations (Wicke *et al.*, 2008; Reijnders and Huijbregts, 2008; Schmidt, 2010). Meanwhile, impact from POME can be drastically reduced if the biogas is captured with electricity recovery.

While N-inputs are critical, LCA models still mostly rely on global emission factors (IPCC, 2006). A better modelling of the N balance including a better accounting for soil processes would allow for a more accurate diagnosis of environmental impacts and control levels in plantation management.

## Introducción

La cuantificación del impacto de nuestros sistemas de producción en el medio ambiente se ha convertido en un hito para las cadenas de productos básicos agrícolas. Teniendo en cuenta los diversos riesgos de contaminación (los plaguicidas, los GEI, la eutrofización...), así como las oportunidades de mitigación para reducir el calentamiento global, por ejemplo, es crucial tener un entendimiento, unas herramientas y modelos adaptados que permitan identificar mejores prácticas para reducir los impactos ambientales de la agricultura.

Hoy día existe una única metodología estandarizada (ISO 14040, series 2000-2006), reconocida internacionalmente, para estimar el impacto ambiental de las actividades humanas a lo largo de una cadena de productos básicos: el Análisis de Ciclo de Vida (ACV). En la última década, el ACV se ha convertido en la norma mundial para informar sobre las declaraciones ambientales de productos (ISO 14025 Declaraciones Ambientales Tipo III) y en el modelo base detrás de diversas calculadoras y esquemas de certificación de los GEI (por ejemplo, IPCC, 2006, Directiva Europea sobre Energías Renovables, 2009).

El ACV se basa en dos principios fundamentales. Primero, los impactos ambientales se cuantifican a lo largo de la cadena de productos básicos o “ciclo de vida”, desde la extracción de las materias primas (“cuna”) hasta el final de la vida del producto o servicio (“tumba”). Luego, se cuantifican los impactos con respecto a una unidad funcional, ya sea una cantidad de producto (un kilo, un carro, etc.) o un uso o servicio (horas uso, km, etc.) Desde una perspectiva global, todo el ciclo de vida de un producto se debe tener en cuenta para que las mejoras ambientales locales en una fase de producción o en un lugar no sean simplemente el resultado de trasladar el problema a otra fase o lugar (Jolliet *et al.*, 2010). Asimismo, la comparación basada en una unidad funcional común provista es de suma importancia para evitar trasladar el problema de una cadena a otra compensatoria. Por últi-

mo, el ACV evalúa el desempeño ambiental a través de múltiples impactos, tales como el cambio climático, la acidificación, la destrucción de la capa de ozono, etc. *A priori*, este enfoque multicriterio no hace hincapié en alguno de los impactos pero señala los mayores impactos y sus orígenes en ciertas fases de la producción. Las compensaciones y arbitrajes necesarios pueden, por tanto, documentarse.

En este artículo, primero presentamos brevemente el principio de modelización del ACV, revisamos los resultados de ACV publicados y las evaluaciones de GEI de productos de aceite de palma, y analizamos la información proporcionada sobre los impactos ambientales del aceite de palma y las incertidumbres restantes.

### Fundamentos del Análisis de Ciclo de Vida

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) emplea una metodología de cuatro etapas: 1) la definición de los objetivos del estudio y los límites del sistema estudiado desde el inicio hasta el final de la cadena; 2) el inventario de todos los flujos de recursos utilizados y las sustancias liberadas dentro del sistema; 3) la caracterización o modelización de los impactos con base en el inventario; 4) la interpretación de los resultados (ISO 14040, series 2000-2006). La definición de los objetivos del estudio (paso 1) implica la definición de la unidad funcional (UF) y el alcance de los procesos del sistema por evaluar (por ejemplo, el ACV de UF = 1 tonelada de racimos de fruta fresca –RFF– incluye todos los procesos, desde la extracción de la materia prima hasta la cosecha de RFF en el límite del bloque de pal-

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es una metodología estandarizada ISO única para estimar el impacto ambiental de las actividades humanas a lo largo de una cadena productiva.

mas, en proporciones relativas para producir una tonelada de RFF). Luego se hace inventario de los flujos (recursos utilizados y sustancias emitidas) (paso 2) según las especificidades técnicas del sistema en estudio. Por último, se calculan los impactos ambientales potenciales (paso 3) con base en un modelo lineal que da cuenta de la dosis, el destino y la exposición de todas las emisiones o recursos utilizados que pueden contribuir a diversos impactos ambientales a lo largo de la cadena de productos básicos (Ecuación 1). Este modelo lineal es la simplificación de los mecanismos de impactos ambientales reales que no tienen en cuenta la sensibilidad media local o los efectos umbral. Los impactos del ACV son, por tanto, efectos potenciales y no reales. La interpretación de los resultados (paso 4) se realiza a la luz de las incertidumbres relacionadas con todos los pasos anteriores. El ACV permite identificar los puntos críticos de los impactos ambientales, las contribuciones del proceso a los impactos y las compensaciones potenciales entre las categorías de impacto o las fases del proceso.

(Ecuación 1)

$$I_p = \sum_i^n m_i \cdot CF_{i,p}$$

Donde:

$I_p$  es el indicador para el impacto potencial  $P$

$m_i$  es la masa de la sustancia  $i$  que contribuye al impacto potencial  $P$

$CF_{i,p}$  es el factor de caracterización para la contribución de la sustancia  $i$  al impacto potencial  $P$

Por ejemplo, el impacto del cambio climático se calcula teniendo en cuenta un inventario de todas las emisiones de GEI por unidad de producto. Luego, las emisiones se agrupan en un único indicador de impacto mediante el modelo lineal de IPCC, que caracteriza lo que sucede a los GEI en la atmósfera y sus contribuciones relativas al efecto invernadero mundial. Los factores de caracterización, en el caso del cambio climático, se expresan en CO<sub>2</sub> equivalente (CO<sub>2</sub>e) basado en la masa.

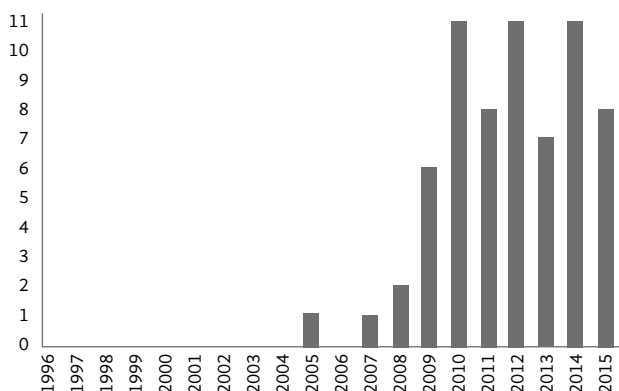
A pesar de los pasos metodológicos intuitivos y las directrices bien documentadas, la implementación del ACV plantea algunos problemas debido a la escasez de información o de conocimientos científicos, lo que da lugar a una serie de incertidumbres, sobre todo cuando se hace el inventario de las emisiones en campo y se caracterizan los impactos finales. Existen varios métodos de caracterización que ofrecen perfiles ambientales diferentes, es decir, un conjunto de indicadores de impactos potenciales. En la siguiente sección examinamos los resultados del ACV de aceite de palma a partir de la literatura, sin investigar más sobre las discrepancias de fondo con relación a la implementación paso a paso del ACV.

¿Cuáles son los impactos ambientales de los productos de aceite de palma según los Análisis de Ciclo de Vida publicados?

Varios ACV completos o parciales de productos de aceite de palma se han publicado en la última década (Figura 1). Cerca de tres cuartas partes de estas

**Figura 1.** Artículos publicados en cada año e informe de citas de Web of Science (September 2015) con el tema (TOPIC) de búsqueda: (LCA+palm oil) ACV+aceite de palma.

Resultados encontrados:	67
Suma de las veces citadas:	787
Suma de las veces citadas sin autocitas:	682
Artículos citados:	571
Artículos citados sin autocitas:	532
Promedio de citas por artículo:	11,75
índice H:	18



publicaciones son ACV parciales de la bioenergía a partir de aceite de palma, que fueron motivadas especialmente por el debate sobre las posibles ventajas netas de los biocombustibles en comparación con sus equivalentes fósiles, y la posterior publicación de la Directiva Europea sobre Energías Renovables (2009/28/EC), que estableció los criterios de sostenibilidad, incluidas las reducciones mínimas de GEI en comparación con los combustibles fósiles (35 % actualmente, 50 % de 2017 en adelante). En consecuencia, la mayoría de los ACV basados en aceite de palma publicados se centran en los GEI (o impacto del cambio climático) y el balance energético (o agotamiento de los recursos fósiles) (Manik y Halog, 2013, Bessou *et al.*, 2013). Un reducido número de los ACV publicados efectivamente repasan el panel disponible de impactos ambientales que proporciona la metodología del ACV. A continuación, primero analizamos la información ambiental sobre el biocombustible de palma y luego nos centramos en los ACV de aceite de palma.

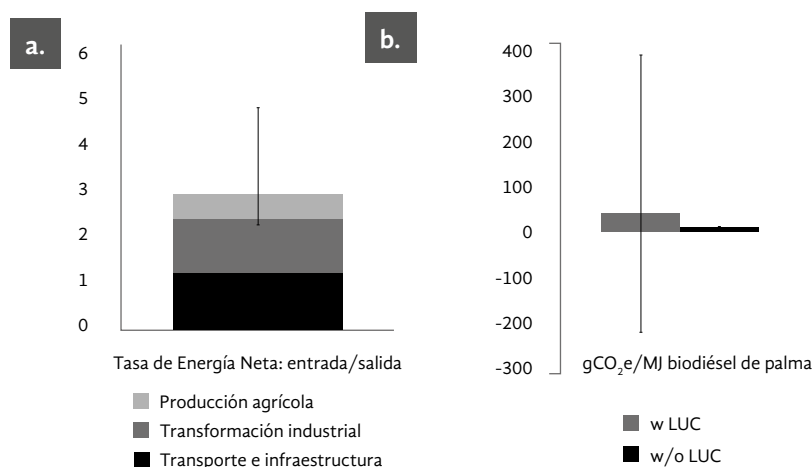
## Impacto ambiental del biodiésel de palma

La mayoría de los ACV de bioenergía de aceite de palma se realizaron en Malasia y Tailandia. Los pocos restantes cubren principalmente Indonesia (publicaciones más recientes), Brasil, Colombia y Camerún. La gran mayoría de estos estudios evaluó el límite del sistema de la cuna a la tumba (del pozo a la rueda) del éster metílico de aceite de palma (PME, por sus siglas en inglés); es decir, incluidos todos los procesos

desde la producción de las entradas (por ejemplo, la fabricación de fertilizantes) hasta el tanque del vehículo suponiendo combustión completa o incluida la eficiencia del motor para calcular los indicadores de energía final y de GEI.

Normalmente se utilizan dos indicadores principales de energía: la Tasa de Energía Neta (NER = salida/entrada) y el Balance o Ganancia de Energía Neta (salida-entrada). Aunque el indicador más común del ACV para el uso energético generalmente se expresa en equivalentes del total de recursos fósiles utilizados, estos indicadores dan una aproximación del impacto ambiental en términos de agotamiento de los recursos fósiles. Los indicadores de energía pueden incluir, o no, coproductos, dependiendo de los coeficientes de asignación o si se aplicó la expansión del sistema. Los resultados varían mucho entre los estudios (valor medio de la NER alrededor de 2,9) especialmente en lo que respecta a la productividad, el manejo de los coproductos, la inclusión, o no, de bienes de capital (infraestructura) y las discrepancias en términos de los escenarios de transporte (Figura 2a).

A pesar de algunas diferencias, todos los estudios destacan la gran importancia de la producción agrícola de materias primas de aceite de palma y de la transesterificación en cuanto a costos de energía. La producción de fertilizantes y metanol es el principal contribuyente a las fases agrícola e industrial, respectivamente. Si el metanol fuera remplazado por el bioetanol, la NER se podría mejorar en 50 % (Papong *et al.*, 2010).



**Figura 2.** Comparación de los resultados del ACV del biodiésel de palma (PME) con base en información recolectada en Manik y Halog, 2013; a) tasa de energía neta media y valores mínimos y máximos, b) balance medio de GEI por MJ de biodiésel de palma (PME) y valores mínimos y máximos con y sin tener en cuenta el cambio de uso del suelo (LUC, por sus siglas en inglés).

Los balances de GEI también varían considerablemente entre los estudios. El principal factor que influye es la contabilización, o no, del LUC. Además, en los estudios que incluyen el LUC, no todos utilizan la misma metodología para calcular el impacto de los GEI, lo que dificulta la comparación. Las principales variaciones de los parámetros de cálculo son las reservas de carbono contabilizadas (consideradas compartimentos de biomasa y cantidad de carbono liberado/almacenado) y el plazo de amortización (Wicke *et al.*, 2008; Hansen *et al.*, 2014). Algunos estudios que no incluyen las emisiones de GEI relacionadas con el LUC directamente en el balance, dan información sobre la deuda de carbono o tiempo de recuperación<sup>1</sup> junto con otros resultados. Esta deuda de carbono varía entre 8 y 169 años para el biodiésel de palma con valores medios y medianos de 54 y 43 años, respectivamente (Fargione *et al.*, 2008; Wicke *et al.*, 2008; Pleanjai *et al.*, 2009; Achten *et al.*, 2010; de Souza *et al.*, 2010; Harsono *et al.*, 2012). El tipo de uso previo del suelo determina el balance final de GEI. Las reducciones netas de GEI parecen posibles cuando se siembran palmas en tierras degradadas o de pastoreo. Sin embargo, el cultivo en turberas y la deforestación son prohibitivos en términos del balance de GEI (en el rango superior de los valores mín-máx). El balance medio de GEI, que explica los diversos escenarios de LUC, alcanza 40 g CO<sub>2e</sub>/MJ (9 g CO<sub>2e</sub>/MJ sin LUC), pero se multiplica por diez cuando los bosques de turberas son convertidos en plantaciones de palma.

En comparación con los combustibles fósiles, el biodiésel de palma es desventajoso en términos de GEI si se talan los bosques tropicales y de turberas y la plantación de palma dura menos de un siglo (Reinhardt *et al.*, 2007). De lo contrario, se puede lograr una reducción de GEI entre 55 y 89 % en comparación con el diésel de origen fósil (Wicke *et al.*, 2008; Pleanjai *et al.*, 2009; Thamsiriroj y Murphy, 2009; Achten *et al.*, 2010). Además del LUC, las principales fuentes de GEI son los fertilizantes (70-90 % en emisiones en campo, 10-30 % emisiones en el lu-

gar de fabricación), las emisiones de metano de los tratamientos de efluentes de las plantas extractoras (POME) cuando este no es capturado, y el proceso de transesterificación (metanol y electricidad) (Pleanjai *et al.*, 2009; Thamsiriroj y Murphy, 2009; Achten *et al.*, 2010; Choo *et al.*, 2011).

Por lo menos tres estudios siguen investigando los impactos ambientales del biodiésel de palma (Puah *et al.*, 2010; Achten *et al.*, 2010; Arvidsson *et al.*, 2011). Al mismo tiempo, destacan la importante contribución de la fase agrícola a otras categorías de impacto, por ejemplo, potencial de acidificación y de eutrofización, carcinógenos y respiratorios inorgánicos. Los fertilizantes contribuyen en gran medida a los impactos potenciales de eutrofización y acidificación. El uso de biodiésel en motores también se suma a estos impactos (Arvidsson *et al.*, 2011), y especialmente contribuye a la categoría de respiratorios inorgánicos (Puah *et al.*, 2010).

## Impactos ambientales del aceite de palma

Los estudios de ACV de frutos y aceite de palma son menos numerosos que los del biodiésel de palma, pero cubren globalmente más categorías de impacto y proporcionan más detalles sobre la fase agrícola (Yusoff y Hansen, 2005; Reijnders y Huijbregts, 2008; Zulkifli *et al.*, 2009; Schmidt, 2010; Vijaya *et al.*, 2010; Stichnothe y Schuchardt, 2011). Algunos estudios también se centran en la evaluación de los GEI (Chuchuooy *et al.*, 2009; Choo *et al.*, 2011; Kaewmai *et al.*, 2012; Bessou *et al.*, 2014). Como era de esperar, los principales contribuyentes al balance de GEI del aceite de palma crudo son los mismos que para el biodiésel de palma, la transesterificación aparte, y el LUC y la oxidación de turberas como elementos impulsores críticos y potencialmente abrumadores (Schmidt, 2007; Reijnders y Huijbregts, 2008; Zulkifli *et al.*, 2009), seguido de las emisiones de metano del tratamiento de los POME y de las emisiones relacionadas con los fertilizantes, especialmente las emisiones en campo de NO<sub>2</sub> (Schmidt, 2007; Chase y Henson, 2010; Choo *et al.*, 2011; Bessou *et al.*, 2014).

No obstante, el impacto de los POME puede reducirse significativamente si se hace la captura del biogás en la planta extractora (Chavalparit *et al.*, 2006; Choo

1 Años necesarios para recuperar la pérdida de carbono debido al LUC con base en la reducción anual de GEI permitida por el biocombustible al desplazar el combustible fósil (Fargione *et al.*, 2008; Gibbs *et al.*, 2008).

*et al.*, 2011; Harsono *et al.*, 2014; Bessou *et al.*, 2014) o, en menor medida, si los POME crudos o parcialmente tratados se inyectan en el proceso de compostaje (Singh *et al.*, 2010; Stichnothe y Schuchardt, 2010). En una aplicación piloto de GEI de palma (Calculadora de GEI de RSPO, Chase *et al.*, 2012) en plantas extractoras en el Sudeste Asiático y en América Latina, el balance promedio de GEI fue 1,67 t CO<sub>2e</sub>/t CPO (Aceite de Palma Crudo, por sus siglas en inglés) oscilando entre -0,02 y +8,32 t CO<sub>2e</sub>/t CPO (Bessou *et al.*, 2014). En las plantas extractoras sin abastecimiento de turberas, la deforestación, las emisiones de metano de los POME y las emisiones de metano relacionadas con fertilizantes, representaron 41-80, 15-35 y 3-19 % del total de emisiones de GEI, respectivamente.

El impacto del uso de combustibles fósiles no fue significativo (0-5 y 0-2 % de las emisiones totales a nivel de campo y planta extractora, respectivamente). Este bajo impacto se debió a un bajo nivel de mecanización en las plantaciones y al reciclaje de numerosos residuos que aportan calor y electricidad para el funcionamiento de la planta extractora (con potencial de producción de electricidad excedentaria). La mayor parte del uso de combustibles en campo se dedica al transporte de RFF. Por consiguiente, el impacto del uso de combustibles puede variar mucho, de acuerdo con la logística de recolección de los RFF. Los balances de GEI publicados (o indicador de impacto del cambio climático) oscilan entre -0,55 y 24 t CO<sub>2e</sub>/t CPO con valores medianos de alrededor de 1-2 t CO<sub>2e</sub>/t CPO cuando el LUC se refiere a usos mixtos previos del suelo y menos de 10 % de turberas, y no se realiza la captura del metano (Reijnders y Huijbregts, 2008; Schmidt, 2010; Choo *et al.*, 2011; Bessou *et al.*, 2012).

Con respecto a las otras categorías de impacto, la fase agrícola sigue siendo el principal contribuyente a la mayoría de estos, con excepción del impacto de toxicidad en humanos o respiratorios inorgánicos, a los que contribuyen principalmente las emisiones de las calderas (Stichnothe y Schuchardt, 2011; Bessou *et al.*, 2012). Las emisiones de las plantas extractoras también pueden contribuir a la eutrofización,

que es impulsada por las emisiones de compuestos de nitrógeno (N) y fósforo (P). Los principales factores de eutrofización en la fase agrícola son la lixiviación de nitratos y la escorrentía de fósforo y nitratos. Otras emisiones de compuestos de N también contribuyen a las categorías de impacto de acidificación y formación de ozono fotoquímico. Aunque el aceite de palma se comporta peor que otros cultivos oleaginosos en el impacto del cambio climático, debido especialmente al LUC, se comporta mejor que el aceite de colza en cuanto a los impactos de eutrofización, acidificación, agotamiento de la capa de ozono y formación de ozono fotoquímico (Schmidt, 2010).

A pesar de los pasos metodológicos intuitivos y las directrices bien documentadas, la implementación del Análisis de Ciclo de Vida plantea algunos problemas debido a la escasez de información o de conocimientos científicos.

### ¿Qué nos falta por aprender?

Existen 13-18 indicadores de categorías de impacto en los métodos estándar del ACV que se utilizan actualmente (RECIPE, 2008, ILCD, 2011). Quedan muchos indicadores de impacto del ACV por explorar más ampliamente en los sistemas de producción de aceite de palma, como, por ejemplo, los impactos de los plaguicidas, como el Paraquat o el glifosato en la ecotoxicidad terrestre o de agua dulce, o el impacto de los sistemas de riego en el agotamiento del agua. Dada la alta contribución de los fertilizantes al impacto ambiental de la fase agrícola, también habría que investigar más a fondo los impactos de eutrofización y acidificación relacionados con las entradas de nitrógeno (N) y fosfato.

Independientemente de los límites del sistema, los estudios de la fase agrícola, y en particular, las entradas de fertilizantes, desempeñan un papel clave en la determinación del perfil ambiental final. Por tanto,

es de suma importancia ajustar las entradas de fertilizantes para fomentar la productividad y al tiempo limitar los daños al medio ambiente. Para ello, existe una necesidad crítica de modelos adaptados (modelos mecanicistas u operativos) que permitan hacer una estimación más precisa de las emisiones en campo relacionadas con los fertilizantes. De hecho, la gran mayoría de los ACV utilizan factores de emisión de IPCC (2006) para estimar la lixiviación de nitratos y la escorrentía, así como las emisiones de óxidos nitrosos o de amoníaco. Estos factores de emisión están mal calibrados para las regiones tropicales (Bouwman *et al.*, 2002<sup>a</sup>; Bouwman *et al.*, 2002<sup>b</sup>; Stehfest y Bouwman, 2006) y no toman en cuenta las especificidades de los ciclos de los cultivos perennes, como las plantaciones de palma.

En una revisión reciente hicimos énfasis en el hecho de que la estructura y la evolución a largo plazo de las plantaciones de palma de aceite inducen patrones espaciotemporales específicos en los flujos de N, que están mal cuantificados y necesitan mayor investigación. Esta revisión también destacó que las pérdidas de N por lixiviación y volatilización pueden ser importantes y todas las pérdidas de N gaseoso siguen siendo muy inciertas (Pardon *et al.*, 2016).

Se necesitan más medidas de campo para establecer factores de emisión más relevantes. También se esperan nuevos conocimientos y el desarrollo de modelos que tengan en cuenta de manera adecuada el papel amplio de los fertilizantes orgánicos en la calidad del suelo y las emisiones potenciales en campo. Existen proyectos de investigación en curso que

arrojarán luces sobre los procesos involucrados con el fin de reducir la incertidumbre en los resultados de los ACV. Los trabajos de desarrollo en otros enfoques, como los indicadores agroecológicos, pueden ser complementarios ya que permitirán una mejor contabilidad de las condiciones y prácticas locales para desarrollar los inventarios del ACV.

Existen otros retos relacionados con la modelización de impactos en el ACV. Las investigaciones en curso sobre la caracterización de impactos del ACV también incluyen el desarrollo de la caracterización de nuevos impactos, como la categoría de impacto del uso del suelo (Milà i Canals *et al.*, 2007; Koellner *et al.*, 2012) que ha sido actualizada en la nueva versión de Ecoinvent (v.3), el impacto de la biodiversidad ligado al uso del suelo incluida la diversidad del suelo, etc. Por último, los límites del modelo lineal se pueden superar mediante el desarrollo de factores de caracterización regionales que pueden utilizarse para adaptar el modelo lineal a la sensibilidad del entorno local. Estos factores son especialmente críticos en el caso de los impactos localizados que son más sensibles a los cambios en el entorno inmediato, como la eutrofización, o los recursos distribuidos de manera desigual a escala mundial, como el agua en las zonas áridas. Tales factores regionales aún no se han desarrollado mucho en las regiones en donde las plantaciones de palma están establecidas y en el contexto del LUC que puede afectar especialmente la sensibilidad media durante la fase de transición.

---

## Referencias bibliográficas

- Achten, WMJ, Vandenbempt, P., Almeida, J., *et al.* (2010). Life Cycle Assessment of a Palm Oil System with Simultaneous Production of Biodiesel and Cooking Oil in Cameroon. *Environ Sci Technol*, 44:4809-4815.
- Arvidsson, R., Persson, S., Fröling, M., Svanström, M. (2011). Life cycle assessment of hydrotreated vegetable oil from rape, oil palm and Jatropha. *J Clean Prod* 19:129-137.
- Bessou, C., Basset-Mens, C., Tran, T., Benoist, A. (2013). LCA applied to perennial cropping systems: a review focused on the farm stage. *Int J Life Cycle Assess* 18:340-361.



- Bessou, C., Chase, LDC, Henson, IE, *et al.* (2014). Pilot application of PalmGHG, the Roundtable on Sustainable Palm Oil greenhouse gas calculator for oil palm products. *J Clean Prod* 73:136-145.
- Bessou, C., Vélú, A., Caliman, J.P. (2012). LCA of Palm Oil in Sumatra, Comparison of Cropping Systems. In: International Conference on Oil Palm and Environment (ICOPE, 2012), Bali, Indonésie, 22-24 février 2012.
- Bouwman, AF, Boumans, LJM, Batjes, NH (2002a). Emissions of N<sub>2</sub>O and NO from fertilized fields: Summary of available measurement data. *Glob Biogeochem Cycles*, 16:1058.
- Bouwman, AF, Boumans, LJM, Batjes, NH (2002b). Modeling global annual N<sub>2</sub>O and NO emissions from fertilized fields. *Glob Biogeochem Cycles*, 16:11.
- Chase, LDC, Henson, IE (2010). A detailed greenhouse gas budget for palm oil production. *Int J Agric Sustain*, 8:199-214.
- Chase, LDC, Henson, IE, Abdul-Manan, A F N, Agus, F., Bessou, C., Mila i Canals, L., Sharma, M. (2012). The PalmGHG Calculator: The RSPO greenhouse gas calculator for oil palm products, Beta version. RSPO, Kuala Lumpur.
- Chavalparit, O., Rulkens, WH, Mol, APJ, Khaodhair, S. (2006). Options For Environmental Sustainability Of The Crude Palm Oil Industry In Thailand Through Enhancement Of Industrial Ecosystems. *Environ Dev Sustain*, 8:271-287.
- Choo, YM, Muhamad, H., Hashim, Z., *et al.* (2011). Determination of GHG contributions by subsystems in the oil palm supply chain using the LCA approach. *Int J Life Cycle Assess*, 16:669-681.
- Chuchuoy, K., Paengjuntuek, W., Usubharatana, P., Phungrassami, H. (2009). Preliminary Study of Thailand Carbon Reduction Label: A Case Study of Crude Palm Oil Production. *Eur J Sci Res*, 34:252-259.
- De Souza, SP, Pacca, S., de Ávila, MT, Borges, JLB (2010). Greenhouse gas emissions and energy balance of palm oil biofuel. *Renew Energy*, 35:2552-2561.
- European Commission (2009). Directive 2009/28/EC of the European parliament and of the council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources. *Official Journal of the European Union*, June 5th.
- Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., *et al.* (2008). Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt. *Science*, 319:1235-1238.
- Gibbs, HK, Johnston, M., Foley, JA, *et al.* (2008). Carbon payback times for crop-based biofuel expansion in the tropics: the effects of changing yield and technology. *Environ Res Lett*, 3:034001.
- Hansen, SB, Olsen, SI, Ujang, Z. (2014). Carbon balance impacts of land use changes related to the life cycle of Malaysian palm oil-derived biodiesel. *Int J Life Cycle Assess*, 19:558-566.
- Harsono, SS, Grundmann, P., Soebronto, S. (2014). Anaerobic treatment of palm oil mill effluents: potential contribution to net energy yield and reduction of greenhouse gas emissions from biodiesel production. *J Clean Prod*, 64:619-627.
- Harsono, SS, Prochnow, A., Grundmann, P., *et al.* (2012). Energy balances and greenhouse gas emissions of palm oil biodiesel in Indonesia. *GCB Bioenergy*, 4:213-228.
- IPCC (2006). Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Vol. 4. *Agriculture, Forestry and Other Land Use*. WMO/UNEP. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>.
- Kaewmai, R., H-Kittikun, A., Musikavong, C. (2012). Greenhouse gas emissions of palm oil mills in Thailand. *Int J Greenh Gas Control*, 11:141-151.
- Koellner, T., Baan, L., Beck, T., *et al.* (2012). Principles for life cycle inventories of land use on a global scale. *Int J Life Cycle Assess*.
- Manik, Y., Halog, A. (2013). A meta-analytic review of life cycle assessment and flow analyses studies of palm oil biodiesel. *Integr Environ Assess Manag*, 9:134-141.

- Milà i Canals, L., Romanyà, J., Cowell, SJ (2007). Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of "fertile land" in Life Cycle Assessment (LCA). *J Clean Prod*, 15:1426-1440.
- Papong, S., Chom-In, T., Noksa-nga, S., Malakul, P. (2010). Life cycle energy efficiency and potentials of biodiesel production from palm oil in Thailand. *Energy Policy*, 38:226-233.
- Pardon, L., C. Bessou, P.N. Nelson, B. Dubos, J. Ollivier, R. Marichal, J.-P. Caliman, and B. Gabrielle. 2016. *Key unknowns in nitrogen budget for oil palm plantations*. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 36(1): 1–21.
- Pleanjai, S., Gheewala, SH, Garivait, S. (2009). Greenhouse gas emissions from the production and use of palm methyl ester in Thailand. *Int J Glob Warm*, 1:418-431.
- Puah, CW, Choo, YM, Ma, AN (2010). Life cycle assessment for the production and use of palm biodiesel (part 5). *Journal of Oil Palm Research*, 22.
- Reijnders, L., Huijbregts, MAJ (2008). Palm oil and the emission of carbon-based greenhouse gases. *J Clean Prod*, 16:477-482.
- Reinhardt, et al. (2007). *Conclusive evaluation of studies assessing the environmental impact of the use of palm oil as a bioenergy carrier*. IFEU, Germany.
- Schmidt, JH (2007). Life assessment of rapeseed oil and palm oil. Ph. D. thesis, Part 3: Life cycle inventory of rapeseed oil. Aalborg University.
- Schmidt, JH (2010). Comparative life cycle assessment of rapeseed oil and palm oil. *Int J Life Cycle Assess*, 15:183-197.
- Singh, R., Ibrahim, M., Esa, N., Iliyana, M. (2010). Composting of waste from palm oil mill: a sustainable waste management practice. *Rev Environ Sci Biotechnol*.
- Stehfest, E., Bouwman, L. (2006). N<sub>2</sub>O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutr Cycl Agroecosystems*, 74:207-228.
- Stichnothe, H., Schuchardt, F. (2011). Life cycle assessment of two palm oil production systems. *Biomass Bioenergy*, 35:3976-3984.
- Stichnothe, H., Schuchardt, F. (2010). Comparison of different treatment options for palm oil production waste on a life cycle basis. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15, 907e915.
- Thamsiroj, T., Murphy, JD (2009). Is it better to import palm oil from Thailand to produce biodiesel in Ireland than to produce biodiesel from indigenous Irish rape seed? *Appl Energy*, 86:595-604.
- Vijaya, S., Choo, YM, Halimah, M., Zulkifli, H., Yew, AT, Puah, CW (2010). Life cycle assessment of the production of crude palm oil (part 3). *Journal of Oil Palm research*, Vol. 22, 895-903.
- Wicke, B., Dornburg, V., Junginger, M., Faaij, A. (2008) Different palm oil production systems for energy purposes and their greenhouse gas implications. *Biomass Bioenergy*, 32:1322-1337.
- Yusoff, S., Hansen, S. (2005). Feasibility Study of Performing a Life Cycle Assessment on Crude Palm Oil Production in Malaysia. *Int J Life Cycle Assess*, 12:50-58.
- Zulkifli, H., Halimah, M., Mohd Basri, W., Choo, YM (2009). Life cycle assessment for FFB production. In: *PIPOC 2009 Palm oil - Balancing Ecologies with Economics*. Kuala Lumpur, Convention Center.